



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار عنابة

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION D'UN DIPLÔME DE DOCTORAT

OPTION : TOXICOLOGIE

Intitulé

**Réponses d'une macrophyte épuratrice des eaux usées :
Typha latifolia soumise à un stress métallique.**

Présentée par : M^{elle} Bensaid Marwa

Membres de jury :

Pr. KHEBBAB Mohammed El Hadi	Président	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. MEKSEM AMARA Leila	Directeur de thèse	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. DJEBAR BERREBAH Houria	Examineur	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. SOUIKI Lynda	Examineur	Université de Guelma 08 mai 1945
Dr. KHALDI Fadila (MCA)	Examineur	Université de M.C. Messaedia Souk-Ahras

Remerciements

Cette thèse est le fruit de quatre années de travail, au cours desquelles de nombreuses personnes m'ont orientée, aidée et conseillée. À mon tour maintenant de leur exprimer toute ma reconnaissance.

*J'aimerais tout d'abord remercier grandement ma directrice de thèse **Madame Meksem Amara Leila**, professeur de l'université Badji Mokhtar Annaba, pour toute son aide. Je suis ravie d'avoir travaillé en sa compagnie. Elle a toujours été là pour me soutenir et me conseiller au cours de l'élaboration de cette recherche. Je la remercie énormément pour m'avoir fait confiance, en me faisant l'honneur de me déléguer plusieurs responsabilités dont j'espère avoir été à la hauteur. J'ai beaucoup appris de ses compétences pédagogiques et scientifiques. J'aimerais également lui dire à quel point j'ai apprécié sa grande disponibilité et les heures qu'elle a consacrées pour diriger ce travail doctoral.*

*Je suis particulièrement reconnaissante à Monsieur **Khebbab Mouhamed El Hadi** professeur de l'université Badji Mokhtar Annaba, pour l'honneur qu'il m'a fait d'avoir accepté la présidence du jury de ma thèse. Qu'il soit assuré de ma respectueuse considération.*

J'exprime tous mes remerciements à l'ensemble des membres de mon jury :

*Madame **Djebar Berrebbah Houria**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba. Madame **Souiki Lynda** Professeur à l'université de Guelma. Madame **Khaldi Fadila**, Maitre de conférences (A) à l'Université Mohammed Cherrif Messaedia Souk Ahras, qui m'ont fait l'honneur de juger et examiner ce travail.*

*Je remercie également Monsieur le Professeur **Djebar Mohamed Réda**, directeur du laboratoire de Toxicologie cellulaire, pour l'accueil bienveillant qu'il a su me réserver au sein de son équipe de recherche,*

*J'aimerais remercier profondément tout le personnel du Centre de Biotechnologie de Bordj Cedria (Tunisie), pour leur accueil très chaleureux, leur aide et leur gentillesse, particulièrement : **Pr Chedly Abdelly, Pr Zorrig Walid, Jihen, Nacira, Dorsaf et Aida**, un grand merci.*

*Je remercie énormément les techniciennes et tout le personnel du département de biologie pour leur disponibilité, leur aide et leur sympathie : **Fareh Wafa, Boukhalfa Sihem, Tahraoui Chahira, Choumaissa, Dalila.***

*Je remercie également mes camarades pour leur soutien et leurs encouragements dans les moments difficiles : **Ferfar Meriem, Youbi Amira, Yaiche Fatma, Meksem Nabila, Cheraitia Souad, Chorfa Hacina***

*Je ne dois pas oublier de remercier le personnel du laboratoire central du complexe sidèrurgique « Sider El-Hadjar » : **Monsieur Zeiare Abdelhak**, Chef de laboratoire des analyses des eaux, **Madame Kaci Lynda**, Ingénieur chimiste, pour l'aide qu'ils m'ont accordée lors du dosage des paramètres physicochimiques des eaux. Je remercie également l'équipe du centre de santé de Annaba pour m'avoir aidé à la réalisation de mes dosages bactériologiques.*

*Je remercie profondément mon beau-frère « **Hichem** » et mon cousin « **Seif** » pour m'avoir aidé dans les compagnes de mes prélèvements.*

*Mes derniers remerciements s'adressent à ma chère famille, **Maman** pour tous les efforts qu'elle a fournis tout au long de mon cursus, mon frère **Adlen**, mes sœurs **Lamia et Mehdia**, je vous remercie. Sans vos encouragements, soutien et amour, je n'aurais jamais pu mener ce travail à terme. Qu'ils trouvent ici le témoignage de toute ma gratitude.*

Merci à tous ceux que je n'ai pas cités nommément et qui ne sont pas moins importants.

Merci ...

Dédicaces

Je dédie ce travail :

*A ma chère mère « Yasmina », sans ton soutien,
ton aide, tes encouragements, je n'aurais pu
mener ce travail à bien.*

A mon cher frère (Adlen)

A mes chères sœurs (Lamia et Mehdi)

A mon fiancé (Mehdi)

A mes beaux-frères (Hichem et Sami)

A ma belle-sœur (Meriem)

*A mes amours Nazim, Hamza, Abd el Mouhcen
,Majda, Lina et Nada.*

A tous les membres de ma famille.

Je vous aime....

A la mémoire de mon cher papa
« Djamel »

*« Tu es parti mais ton étoile brillera toujours dans le ciel
pour éclairer mon chemin... »*

A la mémoire de mon oncle
« Dahmen »

*Je ne cesserai de
vous aimer....*

Résumé

Au cours des dernières années, plusieurs chercheurs, se sont intéressés à étudier une nouvelle technique d'épuration des eaux usées, peu coûteuse par rapport aux stations d'épuration. Cette technique est basée sur l'utilisation des plantes dans la décontamination des eaux polluées, elle est connue sous le nom de «la phytoépuration/ phytoremédiation ». La pollution métallique des eaux est principalement d'origine industrielle. Les métaux lourds ne sont pas biodégradables, leur toxicité est très variable et leur impact sur l'environnement est très différent.

Le but de notre recherche est de mettre en évidence, les différentes réponses observées chez une plante épuratrice des eaux *Typha latifolia*, prélevée à partir de cinq sites (Un site moins pollué considéré comme le témoin, et quatre sites contaminés S1, S2, S3 et S4). Le site S1, est le site le plus pollué, il se situe près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar ».

L'étude menée, vise à évaluer le pouvoir épurateur de *T.latifolia*, en réalisant plusieurs dosages : physicochimiques et bactériologiques suivi par le calcul du taux de poussières métalliques dans des échantillons d'eau, avant et après épuration. Nous avons étudié plusieurs paramètres chez *T.latifolia* tels que : biométriques, physiologiques et biochimiques. Nous avons également étudié certains biomarqueurs enzymatiques et non enzymatiques, durant les deux saisons hiver et printemps. Nous nous sommes intéressés à réaliser des coupes histologiques au niveau des racines et des feuilles de *T.latifolia* cultivé dans les sites S1 et St et pour mieux comprendre le pouvoir accumulateur de *Typha latifolia*, nous avons réalisé un dosage des ETMs (cadmium et plomb) dans les organes végétatifs de *T.latifolia*.

L'ensemble des résultats obtenus, indiquent un bon pouvoir épurateur de *T.latifolia*. Après épuration, nous avons enregistré un abattement pour les MES, la conductivité, la dureté, les paramètres bactériologiques et une diminution du taux des éléments métalliques. Nous avons également mis en évidence des perturbations des réponses biométriques, physiologiques et biochimiques tels que : une stimulation de la croissance chez *T.latifolia* dans les sites pollués, traduite par la présence d'un système racinaire très développé au niveau des sites S1, S2, S3 et S4, la réduction de l'activité chlorophyllienne, une stimulation de la synthèse protéique, ainsi qu'une accumulation des sucres solubles et de la proline dans les sites pollués. Sur le plan enzymatique, nos résultats peuvent confirmer l'implication des enzymes CAT, APX, GPX dans la détoxification. Le dosage des paramètres non enzymatiques, révèle une augmentation de la teneur en MDA et en GSH de *T.latifolia* dans les sites pollués. La pollution est plus importante au printemps, ce qui traduit l'importance des réponses métaboliques durant cette saison. L'étude de l'anatomie des racines et des feuilles de *T.latifolia*, montre l'existence de différentes anomalies, au niveau des échantillons prélevés à partir du site S1 près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar » par rapport à ceux prélevés à partir du site St. Une forte accumulation des éléments métalliques (Cd et Pb) est observée dans les parties de *T.latifolia*, plus particulièrement au niveau des racines.

Mots clés : *T.latifolia*, phytoépuration, poussières métalliques, accumulation, eaux usées

Abstract

In recent years, several researchers were interested in studying a new technique of wastewater treatment inexpensive compared to treatment plants. This technique is based on the use of plants in the decontamination of polluted water, it is known as "phytopurification / phytoremediation". Metallic pollution of water is mainly of industrial origin. Heavy metals are not biodegradable, their toxicity is highly variable and their impact on the environment is very different.

The aim of our research is to highlight, the different responses observed in a water purifying plant *Typha latifolia*, taken from five sites: (A less polluted site consider a control site and four contaminated sites S1, S2, S3 and S4). The site S1, is the most polluted site, it is located near the steel complex "Sider El-Hadjar".

The study aims to evaluate the purifying power of *T.latifolia*, performing several dosages: physicochemical, bacteriological and the calculation of the metal dust content in water samples, before and after purification. We also studied some enzymatic and non-enzymatic biomarkers, during winter and spring. We studied several parameters in *T.latifolia* such as: biometric, physiological and biochemical. We were interested in making histological sections at the roots and leaves of *T.latifolia* grown in sites S1 and St and to better understand the accumulating power of *Typha latifolia*, we performed the ETMs (cadmium and lead) assay in the vegetative organs of *T. latifolia*.

All the results obtained indicate a good purifying power of *T.latifolia*. After purification, we recorded a reduction for SS, conductivity, hardness, bacteriological parameters and a decrease in the level of metallic elements. We have also highlighted disturbances of biometric, physiological and biochemical responses such as: growth stimulation in *T.latifolia* in polluted sites, translated by the presence of a highly developed root system at sites S1, S2, S3 and S4, reduction of chlorophyllous activity, stimulation of synthesis protein and an accumulation of soluble sugars and proline in polluted sites. Enzymatically, our results can confirm the involvement of CAT, APX, GPX enzymes in detoxification. The determination of the non-enzymatic parameters reveals an increase in the MDA and GSH content of *T.latifolia* in the polluted sites. Pollution is greater in the spring, reflecting the importance of metabolic responses during this season. The study of the anatomy of the roots and leaves of *T.latifolia*, shows the existence of different anomalies, at the level of the samples taken from the site S1 near the steel complex "Sider El-Hadjar" compared to those taken from the site St. A strong accumulation of metallic elements (Cd and Pb) is observed in the parts of *T. latifolia*, more particularly in the roots.

Key words: *T.latifolia*, phytopurification, metal dust, accumulation, wastewater

ملخص

اهتم العديد من الباحثين في السنوات الأخيرة بدراسة تقنية جديدة لمعالجة المياه العكرة تكون غير مكلفة مقارنة مع محطات معالجة مياه الصرف الصحي. ويستند هذا الأسلوب على استخدام النباتات في إزالة التلوث من المياه الملوثة، و هو معروف ب: «La phytoépuration/ phytoremédiation» تلوث المياه المعدنية هو أساسا من أصل صناعي. فالمعادن الثقيلة ليست قابلة للتحلل البيولوجي ، فسميتها متغيرة إلى حد كبير وأثرها على البيئة مختلف للغاية.

الغرض من بحثنا هو تسليط الضوء، على الاستجابات المختلفة للنباتة المنقية للمياه *Typha latifolia* المأخوذة من خمسة مواقع (موقع واحد أقل تلوثا Stt يعتبر شاهد، وأربعة مواقع ملوثة S1, S2, S3 et S4). الموقع S1 هو الموقع الأكثر تلوثا، ويقع بالقرب من مجمع الحديد والصلب « Sider El-Hadjar » « سيدر الحجار».

وتهدف الدراسة إلى تقييم قوة تنقية *T.latifolia* من خلال تنفيذ عدة اختبارات: فيزيائية، بكتريولوجية وحساب معدل الغبار المعدني في عينات المياه، قبل وبعد التنقية. درسنا عدة معلمات في *T.latifolia* مثل: البيومترية، الفيزيولوجية والبيوكيميائية. كما قمنا بدراسة بعض المؤشرات الحيوية الأنزيمية وغير الأنزيمية خلال فصلي الشتاء والربيع. كنا مهتمين بتشريح جذور وأوراق *T.latifolia* التي نمت في المواقع S1 و St. و لفهم أفضل لقوة تراكم الغبار المعدني في *Typha latifolia* ، أجرينا فحص ETMs (Cd et Pb) في الأعضاء النباتية ل *T.latifolia*.

النتائج التي تم الحصول عليها تشير إلى قوة تنقية *T.latifolia*. بعد التنقية، سجلنا انخفاض لMES ، الموصلية، الصلابة، المعلمات البكتريولوجية وانخفاض في مستوى العناصر المعدنية. وقد أبرزنا أيضا الاضطرابات في الإجابات البيومترية ، والفيزيولوجية والاستجابات البيوكيميائية مثل: تحفيز النمو في *T.latifolia* في المواقع الملوثة، وترجمها وجود نظام جذري متقدم للغاية في المواقع S1, S2, S3 et S4 , والحد من نشاط الكلوروفيل، وتحفيز تخليق البروتين، وتراكم السكريات القابلة للذوبان والبرولين في المواقع الملوثة. إنزيميا، نتائجا يمكن أن تؤكد مشاركة الانزيمات CAT, APX, GPX في إزالة السموم.

تحديد المعلمات غير الأنزيمية يكشف عن زيادة في محتوى MDA و GSH عند *T.latifolia* المأخوذة من المواقع الملوثة. التلوث أكبر في فصل الربيع، مما يعكس أهمية الاستجابات الأيضية خلال هذا الموسم. دراسة تشريح جذور وأوراق *T.latifolia* تبين وجود اختلافات مختلفة على مستوى العينات المأخوذة من موقع S1 بالقرب من مجمع الحديد والصلب «سيدر الحجار» مقارنة مع تلك المأخوذة من موقع St. تراكم قوي للعناصر المعدنية (Cd et Pb) لوحظ في أجزاء من *T.latifolia*، وخاصة على مستوى الجذور.

الكلمات المفتاحية: *T.latifolia*، التنقية النباتية، غبار المعادن، تراكم، مياه الصرف الصحي

Tables des matières

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

• Introduction.....	01
• Synthèse bibliographique.....	04
1. Les eaux usées.....	04
- Origine des eaux usées.....	04
- Eaux usées domestiques.....	04
- Eaux usées industrielles.....	04
- Eaux pluviales.....	04
2. Méthodes de traitement des eaux usées.....	05
- Traitements primaires.....	05
- Traitements secondaires.....	06
- Traitements tertiaires.....	07
3. La phytoremédiation.....	07
- Avantages et stratégies de la phytoremédiation.....	08
- La phytoextraction.....	08
- La rhizofiltration.....	09
- La phytostabilisation.....	09
- La phytovolatilisation.....	10
4. <i>Typha latifolia</i>	10
- Bio-surveillance du milieu aquatique.....	11
5. Les éléments métalliques.....	12
- La pollution métallique des eaux.....	13
- Toxicité des poussières métalliques.....	14
- Problèmes spécifiques à certains métaux.....	14
• Le plomb (Pb).....	14
• Le cadmium (Cd).....	15

• Le Zinc (Zn).....	15
- Devenir des poussières métalliques chez les plantes.....	15
- Caractéristiques des plantes hyperaccumulatrices.....	16
- Capture, transport et accumulation des ETM chez les plantes.....	16
• Pénétration des ETM dans la plante.....	16
- Absorption foliaire.....	17
- Absorption racinaire.....	17
- Translocation.....	17
- Transfert des ETM à travers les membranes biologiques.....	18
- Mécanismes de complexation et chélation.....	20
- Différents types de ligands.....	21
• Les métallothionéines et molécules apparentées.....	21
• Les phytochélatines et thiols apparentés.....	23
• Les acides aminés.....	24
- Phytotoxicité des poussières métalliques.....	24
- Accumulation des ROS par les métaux lourds.....	24
- Production des ROS.....	25
MATERIEL ET METHODES.....	28
1. Matériel expérimental.....	28
1.1. Description de l'espèce.....	28
1.2. Classification de l'espèce.....	29
2. Présentation des sites de prélèvement.....	30
3. Localisation du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar ».....	31
4. Composition des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe...33	
4.1. Dosage du plomb/zinc/cuivre.....	33
4.2. Dosage du fer.....	34
4.3. Dosage de l'aluminium.....	35
4.4. Dosage du manganèse.....	35
5. Etude de la qualité des eaux usées avant et après épuration.....	36
5.1. Techniques d'échantillonnage.....	36
5.2. Transport et conservation des échantillons.....	37
5.3. Paramètres physico-chimiques.....	37
5.4. Paramètres bactériologiques.....	38

5.5. Dosage des poussières métalliques dans les eaux usées.....	38
6. Paramètres étudiés chez <i>Typha latifolia</i>	39
6.1. Dosage des paramètres biométriques.....	39
- Nombre moyen des racines	39
- Longueur moyenne des racines.....	39
6.2. Dosage des paramètres physiologiques.....	39
- Dosage des chlorophylles (<i>a</i> , <i>b</i> , <i>a+b</i>).....	39
6.3. Dosage des paramètres biochimiques (racines, feuilles).....	40
- Dosage des protéines totales	40
- Dosage des sucres totaux.....	40
- Dosage de la proline.....	41
6.4. Dosage des paramètres enzymatiques (racines, feuilles).....	41
- Préparation de l'extrait enzymatique.....	41
- Quantification des mesures spectrophotométriques.....	42
- Dosage de l'activité ascorbate peroxydase APX	42
- Dosage de l'activité catalase CAT	43
- Dosage de l'activité gaïacol peroxydase GPX	43
6.5. Dosage des paramètres non enzymatiques (racines,feuilles).....	43
- La teneur en glutathion GSH.....	43
- La teneur en malondialdéhyde MDA	44
6.6. Dosage des poussières métalliques dans les parties de <i>Typha latifolia</i>	44
- Facteur de transfert des éléments métalliques	45
- Translocation des éléments des racines vers les parties aériennes.....	46
6.7. Etude histologique (racines, feuilles).....	46
7. Etude statistique.....	47

RESULTATS ET DISCUSSION.....49

1. Composition des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe...49	49
2. Etude de la qualité de l'eau dans les sites de prélèvement (avant et après épuration).....49	49
2.1. Paramètres physicochimiques.....	49
2.2. Paramètres bactériologiques.....	58
2.3. Dosage des éléments métalliques dans les eaux usées.....	62
3. Paramètres étudiés chez <i>Typha latifolia</i>	68
3.1. Paramètres biométriques.....	68

- Nombre moyen des racines (NMR).....	68
- Longueur moyenne des racines (LMR).....	69
3.2. Paramètres physiologiques.....	72
- Dosage des chlorophylles (<i>a, b</i>)	72
- Dosage des chlorophylles (<i>a+b</i>).....	73
3.3. Paramètres biochimiques (racines, feuilles)	76
- Dosage de protéines totales.....	76
- Dosage des sucres totaux	78
- Dosage de la proline.....	79
3.4. Paramètres enzymatiques (racines, feuilles).....	83
- Dosage de l'activité catalase (CAT)	83
- Dosage de l'activité ascorbate peroxydase (APX).....	85
- Dosage de l'activité gaïacol peroxydase (GPX)	86
3.5. Paramètres non enzymatique (racines, feuilles).....	90
- La teneur en glutathion (GSH)	90
- La teneur en malondialdéhyde (MDA).....	92
3.6. Dosage des éléments métalliques dans les parties de <i>Typha latifolia</i>	96
- Le facteur de transfert des éléments métalliques	100
- La translocation des éléments des racines vers les parties aériennes.....	102
3.7. Etude histologique (racines, feuilles)	103
Discussion	110
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	134
Références bibliographiques.....	138
Annexes.....	167

Liste des figures

N°	Titre	Page
1	Les différents types de phytoremédiation.	10
2	Schéma d'une métallothionéine complexant sept atomes de Cadmium.	22
3	La structure d'une phytochélatine.	23
4	<i>Typha latifolia</i>	29
5	Représentation des sites de prélèvement.	30
6	Localisation du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar »	31
7	Localisation des sites de prélèvement et du complexe sidérurgique El Hadjar	32
8	Spectrophotomètre d'absorption atomique (ASX-520 Auto Sampler)	34
9	Présentation des bacs plantés.	37
10	Les étapes du dosage des éléments métalliques chez <i>T.latifolia</i>	45
11	Les variations du Ca²⁺ dans les eaux des cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	50
12	Les variations du Mg²⁺ dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	50
13	Les variations de la dureté de l'eau dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	51
14	Les variations du pH de l'eau dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	52
15	Les variations de la conductivité de l'eau dans les cinq sites de prélèvement avant et après épuration	52
16	Les variations des matières en suspension dans les eaux des cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	53
17	Les variations des nitrates dans les cinq sites de prélèvement avant et après épuration.	54
18	Les variations des nitrites dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	54
19	Le dénombrement des coliformes totaux dans les cinq sites, avant et après épuration.	59
20	Le dénombrement des coliformes fécaux dans les cinq sites, avant et après épuration.	59
21	Le dénombrement des streptocoques fécaux dans les cinq sites, avant et après épuration.	60
22	Le dénombrement des germes totaux dans les cinq sites, avant et après épuration.	61
23	Le dénombrement des staphylocoques aureus dans les cinq sites, avant et après épuration.	61
24	Le dénombrement des clostridium sulfito réducteurs dans les cinq sites, avant et après épuration.	62
25	Les variations de la concentration du fer dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	63

26	Les variations de la concentration du zinc dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	64
27	Les variations de la concentration du chrome dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.	65
28	Les variations de la concentration du cuivre dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration	66
29	Le nombre moyen des racines de <i>T.latifolia</i> dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	69
30	La longueur moyenne des racines de <i>T.latifolia</i> dans les cinq sites, pendant les deux saisons ((m ± SD ; n = 5)	70
31	La teneur en chl <i>a</i> dans les cinq sites pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	72
32	La teneur en chl <i>b</i> dans les cinq sites pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	73
33	La teneur en chl <i>a+b</i> dans les cinq sites pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	74
34	Les teneurs en protéines totales foliaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	77
35	Les teneurs en protéines totales racinaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	77
36	Les teneurs en sucres totaux foliaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	78
37	Les teneurs en sucres totaux racinaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	79
38	Les teneurs en proline foliaire au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	80
39	Les teneurs en proline racinaire au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	80
40	L'activité catalase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	84
41	L'activité catalase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	84
42	L'activité ascorbate peroxydase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	85
43	L'activité ascorbate peroxydase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)	86
44	L'activité gaïacol peroxydase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	87
45	L'activité gaïacol peroxydase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	87
46	La teneur en glutathion foliaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	91
47	La teneur en glutathion racinaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	91
48	La teneur en malondialdéhyde foliaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	93
49	La teneur en malondialdéhyde racinaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)	93

50	La concentration en plomb foliaire dans les cinq sites de prélèvement (m ± SD, n = 3)	97
51	La concentration en plomb racinaire dans les cinq sites de prélèvement (m ± SD, n = 3)	97
52	La concentration en cadmium foliaire dans les cinq sites de prélèvement (m ± SD, n = 3)	98
53	La concentration en cadmium racinaire dans les cinq sites de prélèvement (m ± SD, n = 3)	98
54	Le facteur de transfert du plomb (m ± SD ; n=3)	101
55	Le facteur de transfert du cadmium (m ± SD ; n=3)	101
56	Le facteur de translocation du plomb (m ± SD, n = 3)	102
57	Le facteur de translocation du cadmium (m ± SD, n = 3)	102
58	La coupe histologique transversale de la racine de <i>T.latifolia</i> du site témoin St.	105
59	La comparaison des coupes histologiques transversales de la racine de <i>T.latifolia</i> des sites St et S1.	106
60	La coupe histologique transversale de la feuille de <i>T.latifolia</i> du site St.	108
61	La comparaison des coupes histologiques transversales de la feuille de <i>T.latifolia</i> des sites St et S1.	109

Liste des tableaux.

N°	Titre	page
1	Caractère essentiel et pouvoir toxique des éléments traces vis-à-vis des plantes et des animaux, dans l'environnement terrestre.	13
2	Exemples de transporteurs membranaires d'ETMs identifiés chez les plantes.	19
3	Les méthodes des analyses physicochimiques des eaux usées.	37
4	Les méthodes des analyses bactériologiques des eaux usées.	38
5	Méthodes de dosage des éléments métalliques dans l'eau.	38
6	le pourcentage des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar »	49
7	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres physico chimiques des eaux, entre les cinq sites et entre les deux temps AVE/APE.	56
8	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres physico chimiques des eaux, entre les cinq sites, avant et après épuration.	57
9	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres physico chimiques des eaux, entre les cinq sites, avant et après épuration.	58
10	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, et entre les deux temps AVE/APE.	66
11	Test de TUKEY pour la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, avant et après épuration.	67
12	Test de DUNETT pour la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, avant et après épuration	68
13	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres biométriques de <i>T.latifolia</i> entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps	70
14	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres biométriques de <i>T.latifolia</i> entre les deux saisons et entre les cinq sites.	71
15	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres biométriques de <i>T.latifolia</i> entre les cinq sites pendant les deux saisons	71

16	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres physiologiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps	74
17	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres physiologiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites et les deux saisons	75
18	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres physiologiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites pendant les deux saisons	76
19	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres biochimiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps	81
20	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres biochimiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites et les deux saisons.	82
21	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres biochimiques de <i>T.latifolia</i> , entre les cinq sites pendant les deux saisons.	83
22	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.	88
23	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre les deux saisons et les cinq sites.	89
24	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre le cinq sites pendant les deux saisons.	90
25	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres non enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.	94
26	Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres non enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre les deux saisons et les cinq sites.	95
27	Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres non enzymatiques de <i>T.latifolia</i> entre les cinq sites, pendant les deux saisons.	96
28	Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des concentrations des ETMs entre les cinq sites, et entre les deux organes racines/feuilles de <i>T.latifolia</i> .	99
29	Test de TUKEY pour la comparaison des concentrations des ETMs entre les cinq sites et entre les deux organes racines/feuilles de <i>T.latifolia</i> .	99

30	Test de DUNETT pour la comparaison des concentrations des ETMs entre les cinq sites et les deux organes de <i>T.latifolia</i>.	100
-----------	---	------------

Liste des abréviations.

APX : Ascorbate peroxydase

Asc : Acide ascorbique

BSA : Albumine de Sérum de Bœuf

CAT : Catalase

CE : conductivité électrique

Cd : Cadmium

Co : Cobalt

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

DTNB : 5, 5'- dithiobis-(2-nitrobenzoic acid)

EDTA : Éthylène Diamine Tétra-Acétique

ERO : Espèces Réactives d'Oxygène

ETMs : Eléments traces métalliques

Fe : Fer

GSH : Glutathion

GR : Glutathion Réductase

Grm : germes

H₂O₂ : Peroxyde d'Hydrogène

H₂SO₄ : Acide Sulfurique

Kr₂Cr₂O₇ : Bichromate de potassium

MDA : Malone-Di-Aldéhyde

MDHA : Monodéhydroascorbate

MES : Matières en Suspension

MF : Matière Fraiche

Mn : Manganèse

Mo : Molybdène

MS : Matière Sèche

Mt : Métallothionéines

Na₂SO₄ : sulfate de sodium

Ni : Nickel

pH : potentiel Hydrogène

POX : Peroxydase

ROS : Reactive Oxygen Species

Se : Sélénium

SOD : Super-Oxyde Dismutase

Sn : Etain

St : Site Témoin

S1 : Site 1

S2 : Site 2

S3 : Site 3

S4 : Site 4

TBA : Acide thiobarbiturique

TCA : Acide trichloroacétique

T.latifolia : *Typha latifolia*

UV : Rayonnement ultraviolet

V : Vanadium

Zn : Zinc

Introduction

L'eau est essentielle, omniprésente, étonnante, intimement liée à toute forme de vie et à toute activité humaine. C'est l'élément, autour duquel se maintient la vie. Une expansion industrielle et une croissance alarmante de la pollution des eaux, entraîne des difficultés énormes d'alimentation, ce qui nous oblige à nous inquiéter d'avantage, quant à notre santé et conditions de vie, car leurs répercussions s'avèrent très grave sur notre environnement.

La qualité des eaux, a connu ces dernières années, dans le monde entier, une grande dégradation, en raison des rejets de par les agglomérations, ainsi que celles des usines qui se déversent directement au niveau des cours d'eau. Ce phénomène est surtout observé dans les pays les moins développés, là où le coût du traitement préalable des rejets est rédhibitoire **(Bougherira et Aoun-Sebaiti, 2012)**.

Les eaux usées sont toutes les eaux qui parviennent dans les canalisations des eaux usées dont les propriétés naturelles, sont transformées par les utilisations domestiques, les entreprises industrielles, agricoles et autres **(Bliefert et Perraud, 2001)**.

Selon **Baumont**, les eaux usées sont les eaux rejetées par les collectivités et les industries et qui sont acheminées par les égouts en station d'épuration, afin d'être traitées. Après traitement, on les appelle des eaux usées épurées **(Baumont et al., 2004)**.

L'Algérie a connu ces derniers temps une expansion démographique considérable, menant à l'augmentation de l'utilisation des eaux ainsi que la production des eaux usées.

Les volumes croissants des eaux usées, menacent la qualité de l'environnement et dégradent l'équilibre des milieux naturels, qui reçoivent ces eaux. Plusieurs types de polluants sont transportés par l'eau (hydrocarbures, métaux lourds, matières organiques.....) par conséquent, la consommation de ces eaux contaminées, que ce soit par les animaux, les végétaux ou l'homme peut mettre en jeu, leurs santé (exposition à court terme) et même leurs vie (exposition à long terme).

Annaba, l'une des grandes villes industrielles, de par sa géomorphologie et sa situation propice, est devenue un pôle très important en industries et en agriculture en plus de l'extension en urbanisme. Ce développement a contribué à une pollution permanente et dangereuse des réserves d'eau **(Djorfi et al., 2007)**, où les oueds et les réseaux pluviaux sont devenus des décharges des eaux de rejets non contrôlés.

Face à ces problèmes, il est devenu indispensable de trouver des solutions de traitement des eaux usées, à moindre coût, permettant de limiter les risques associés à la pollution des eaux usées.

Parmi les stratégies innovantes de dépollution, figure la phytoremédiation ou bien la phytoépuration, c'est-à-dire l'utilisation des plantes pour éliminer ou rendre moins toxiques les contaminants environnementaux. Cette technique d'épuration des milieux pollués, est basée sur la capacité de certaines plantes, ayant le pouvoir d'extraire les polluants de leur substrat puis de les accumuler dans leur biomasse.

Le terme "phytoremédiation", vient du grec (phyto) : plante, et le latin "remedium" : équilibre rétablissant, ou remédiation. Elle consiste à atténuer les concentrations de polluants dans les sols, l'eau ou l'air contaminés par des plantes naturelles ou génétiquement modifiées, capables d'accumuler, de dégrader ou d'éliminer les métaux, les pesticides, les solvants, les explosifs, le pétrole brut et ses dérivés...etc (**Flathman et Lanza, 1998 ; Prasad et Freitas 2003**).

Ces dernières années, les mécanismes de sensibilité, de tolérance, d'accumulation et de résistance aux polluants, ont largement suscité l'intérêt des chercheurs, vis-à-vis des plantes supérieures. Il a ainsi été démontré que les végétaux sont capables de croître dans des milieux contaminés, ils peuvent développer plusieurs stratégies pour se protéger de la toxicité chimique engendrée par la présence des contaminants. Plusieurs travaux scientifiques ont étudiés, le rôle de végétaux dans l'épuration des eaux usées (**Klech, 2013 ; Tlidjen, 2014 ; Derraji, 2015**).

Dans la même thématique, nous avons orienté notre travail à étudier le rôle de *Typha latifolia*, dans la dépollution des eaux usées.

Le premier axe de notre travail de recherche est consacré, à analyser la qualité des eaux, en étudiant les paramètres physicochimiques, bactériologiques ainsi que la teneur en éléments métalliques, (Fer, Cuivre, Zinc et Chrome), avant et après passage dans des bacs d'épuration, plantés de *T.latifolia*.

Nous nous sommes intéressés également à étudier la composition des rejets des hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar ».

Le deuxième axe de notre recherche, nous a mené, à démontrer les différentes réponses physiologiques, biométriques, enzymatiques et non enzymatiques de *T.latifolia* face à la pollution du milieu. Nous avons aussi réalisé une étude histologique des parties aériennes et souterraines de *T.latifolia*, afin d'identifier les dégâts engendrés par l'accumulation des poussières métalliques.

Afin de mieux comprendre le pouvoir accumulateur de *T.latifolia* des métaux lourds, nous avons analysé, la concentration des poussières métalliques (cadmium et plomb) dans les parties végétatives de *T.latifolia* (racines et feuilles).

Le dernier axe de cette recherche, représente les différents résultats obtenus, une analyse statistique, et une discussion suivie d'une conclusion et des perspectives.

Pour arriver à démontrer, la capacité de *Typha latifolia* à vivre dans des milieux contaminés, nous nous sommes posés les questions suivantes :

- Vu que *T.latifolia* est très utilisée dans le domaine de la phytoépuration, aura-t-elle un rôle dans la décontamination physico-chimique et bactériologique des eaux usées ?
- Pourrait-elle jouer un rôle dans la diminution de la teneur en ETMs, dans les eaux usées ?
- Y-aurait-il des différences entre la morphologie, la physiologie et la biochimie, des plantes prélevées à partir des cinq sites ?
- Est-ce qu'il existerait un stress oxydatif chez *T.latifolia* prélevée au niveau des sites contaminés (S1, S2, S3 et S4), et plus précisément chez celles prélevées, à partir du site le plus proche du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar » (S1) ?
- Y-aurait-il des différences anatomiques entre les plantes du site le moins pollué (St), et celles du site le plus pollué (S1) ?
- Au niveau de quel organe végétatif, le plant accumulera-t-il plus de poussières métalliques (cadmium et plomb) ?

Synthèse
bibliographique

1. Les eaux usées.

● Origines des eaux usées.

Les eaux usées urbaines, proviennent essentiellement, des activités domestiques et industrielles, ainsi que des pratiques agricoles et des précipitations (les réseaux étant généralement unitaires) (**Belaid, 2010**).

● Eaux usées domestiques.

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en :

- Eaux ménagères, ayant pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques...etc.
- En eaux vanne : il s'agit des rejets des toilettes chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux (**Gomella et Guerree, 1978**)

● Eaux usées industrielles.

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, d'après **Gaujous (1995)**, elles peuvent également contenir :

- Des graisses (industries agroalimentaires)
- Des hydrocarbures (raffineries)
- Des métaux (métallurgie)
- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques diverses, tanneries)
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques)
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

● Eaux pluviales.

Ce sont des eaux de ruissellement, qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées, surtout en début de pluie, par deux mécanismes :

- Le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées. Les déchets solides ou liquides déposés, par temps sec, sur ces surfaces, sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent.
- La remise en suspension des dépôts des collecteurs. Par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs du réseau est lent, ce qui favorise le dépôt des matières décantables.

Lors d'une précipitation, le flux d'eau, le plus important permet la remise en suspension de ces dépôts (**Rodriguez-Gracia, 2004**).

2. Méthodes de traitement des eaux usées.

Le traitement ou l'épuration des eaux usées a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent, afin de rendre au milieu aquatique une eau de qualité, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs (pêche, loisir, alimentation, utilisation agricole ou industrielle, etc.) (**Bouffard, 2000**).

Il existe plusieurs niveaux de traitement des eaux usées : les traitements primaires, secondaires et tertiaires. Plusieurs établissements municipaux de traitement des eaux usées utilisent le niveau primaire et secondaire, et quelques installations utilisent le traitement tertiaire. Le type et l'ordre de traitement, peuvent varier d'une usine de traitement à l'autre. Ces usines, coûtent cependant très cher à construire et à opérer, puisqu'elles nécessitent l'intervention de spécialistes et consomment beaucoup d'énergie. Les petites municipalités, n'ont donc pas les moyens de s'offrir de telles installations pour épurer leurs eaux usées, aussi est-il opportun de se tourner vers des technologies plus abordables mais pouvant offrir un rendement adéquat (**Bouffard, 2000**).

Traitements primaires.

Nous traiterons ici à la fois des prétraitements et des traitements primaires au sens strict. Les prétraitements, sont une phase d'épuration grossière. On élimine tous les éléments solides volumineux et grossiers (sables, corps gras) qui pourraient d'ailleurs endommager les installations par la suite. Notons qu'on retire alors environ 35% des éléments polluants. Tout d'abord, on réalise le dégrillage : on fait passer l'eau à travers des grilles plus ou moins grossières, pour récupérer tous les éléments solides plus gros que les espacements des grilles.

L'eau qui est issue de ce premier traitement, subit ensuite le dessablage et le déshuilage-dégraissage. La vitesse d'écoulement de l'eau est ralentie, des particules de taille alors plus petite vont sédimenter (boues primaires) et les graisses, moins denses vont remonter à la surface.

On va alors retirer les sables par pompage et prélever l'écume. Le traitement primaire au sens strict est un traitement physico-chimique. Il est possible d'ajouter dans l'eau des agents coagulants et flocculants.

On peut alors récupérer, un grand nombre de particules en suspension par décantation ou flottation. (Boues physico-chimiques).

Cette étape permet d'éliminer 90% des particules et objets en suspension. Elle est commune à une très grande majorité des stations d'épuration.

Mais il reste alors dans l'eau, tout ce qui y est dissous : éléments azotés, phosphatés, composés actifs et particules fines (**Remon, 2006**).

Traitements secondaires

Ces traitements sont biologiques et permettent d'éliminer les polluants dissous. Pour cela on utilise des populations de micro-organismes capables de les consommer. Dans les cas étudiés, le principe général est de favoriser la croissance de communautés de bactéries aérobies, c'est-à-dire qui prélève l'O₂ pour leur métabolisme.

On en distingue différents types :

- **Le lagunage naturel.** Les eaux usées sont stockées dans des plans d'eau peu profonds : les lagunes. L'activité microbienne se fait naturellement : échange avec l'atmosphère, photosynthèse... Des aérateurs peuvent être utilisés pour brasser l'air et optimiser l'activité des bactéries. Ces processus induisent la formation de boues de lagunage au fond des bassins qui sont récupérées.
- **Les boues activées.** On force ici le mélange du dioxygène, des eaux usées et des bactéries dans des bassins. Les espèces sont sélectionnées selon ce que l'on souhaite éliminer : carbone, azote, phosphore. Les bactéries et leurs déchets du métabolisme forment, dans un bassin appelé clarificateur, des boues (boues secondaires) qui sont ensuite traitées et utilisées pour la fertilisation des sols par exemple. Une partie de ces boues, retourne dans les bassins, pour éviter une trop grande perte en bactéries.
- **Les biofiltres et filtres bactériens.** On peut également faire percoler l'eau à travers un matériau, où se développent des bactéries. Cela peut être des galets ou des supports (lits bactériens) ou des argiles cuites, des schistes, des sables... (biofiltres). Ces traitements sont utilisés en plus du processus des boues activées, permettant d'éliminer une plus grande diversité de polluants.

En effet, on va alors concentrer les bactéries et ainsi localiser leur action, la rendant plus efficace (**Remon, 2006**).

De nombreuses stations d'épuration cumulent aujourd'hui les traitements primaires et secondaires. Certaines plus rares utilisent des traitements avancés ou tertiaires.

En effet, à la fin des traitements secondaires, il reste encore dans l'eau des éléments dissous que les bactéries n'auront pas absorbés (azote, phosphore) et des éléments qu'elles ne sont pas aptes à traiter (œstrogènes par exemple).

Traitements tertiaires.

Ces traitements sont à la fois physico-chimiques et biologiques. On les réalise après les traitements primaires et secondaires, afin d'éliminer des éléments nutritifs résiduels, des polluants organiques résistants, des métaux, des pigments... Par exemple, on peut utiliser des traitements biologiques avancés, pour éliminer le phosphore par le déplacement nutritif biologique (DNF). On fait passer l'eau par différents réservoirs avec des bactéries et dans des conditions environnementales différentes (différence de concentration en dioxygène par exemple). On récupère ensuite les boues, lors d'un nouveau passage dans un clarificateur.

Un autre type de traitement que l'on pourrait classer comme tertiaire, est le traitement aux UV. On dénature alors des molécules, comme les œstrogènes, sensibles à ces rayons (**Remon, 2006**).

3. La phytoremédiation.

Nos écosystèmes sont exposés à de nombreuses sources de pollution. Les sols et les eaux, près des sites industriels, subissent une accumulation de métaux lourds, de composés organiques, ainsi que parfois de composés radioactifs. Nous n'aborderons pas les conséquences de ces pollutions sur les écosystèmes, mais plutôt comment des milieux peuvent être dépollués.

Cette accumulation peut être importante aux abords des sites industriels et dans ce cas, la seule solution est l'excavation et le retraitement. Lorsque la pollution est plus diffuse, la dépollution reste très coûteuse et souvent peu efficace.

Au 16^{ème} siècle, Andréa Cesalpino, un botaniste de Florence, découvre une plante poussant dans des roches naturellement riches en métaux (nickel notamment). De 1814 à 1948, de nombreuses études sont faites, par des scientifiques, sur cette plante nommée *Alysum bertolonii*, et l'on découvre, qu'elle accumule dans son organisme, une forte teneur en métaux du sol où elle vit, et c'est en 1970 qu'apparaît l'idée d'utiliser des plantes aux propriétés particulières (**Dabouineau et al., 2005**).

La phytoremédiation, est une technique basée sur la décontamination des sols et des eaux pollués par des métaux, des hydrocarbures ou des composés radioactifs, en utilisant des plantes. Son principe est la capacité de certaines espèces végétales, de survivre dans des milieux contaminés, et à extraire, accumuler, stabiliser, volatiliser, transformer ou dégrader un agent polluant donné.

➤ **Avantages et stratégies de la phytoremédiation.**

Cette technologie nouvelle, consiste à utiliser des plantes supérieures, pour stabiliser, extraire ou dégrader des métaux toxiques dans les sols/eaux pollués. Les connaissances sur ce sujet sont encore parcellaires. Actuellement, il n'y a que peu d'expériences *in situ* mises en place de par le monde. Les métaux principalement étudiés sont le Cd, Zn, Pb et le Cu. La technique présente de nombreux avantages :

- Par comparaison avec les traitements physico-chimiques, la phytoremédiation montre un faible coût (se situe en moyenne entre 2 et 100 dollars par m³).
- Ce faible coût permet de traiter de grandes surfaces (elle génère des résidus riches en métaux recyclables et elle est applicable à un grand nombre des métaux toxiques et de radionucléides).
- Elle provoque une perturbation minimale de l'environnement et permet même de réinitier le cycle de dégradation de la matière organique là où la végétation avait disparu. La décontamination par les plantes, présente aussi l'avantage de réduire l'érosion et le lessivage des sites, ce qui maintient le polluant à proximité de la plante (**Berti et al., 1995**).

La phytoremédiation, peut s'appliquer à une large gamme de métaux toxiques. En outre, pour un type de contaminant donné, comme les métaux, la sélectivité du végétal n'est pas stricte. Ainsi, certains *Thlaspi* venant de milieux calaminaires (riche en Zn, Pb, Cd) peuvent accumuler plus de 3% de Zn, 0,8% de Pb et 0,1% de Cd dans la matière sèche (**Baker et Brooks, 1989**). Cette discipline se divise en plusieurs stratégies :

➤ **La phytoextraction.**

C'est une biotechnologie de décontamination des sols et des sédiments basée sur l'accumulation des polluants dans la partie aérienne des plantes. Les étapes majeures de ce processus sont les suivantes :

- Accumulation des polluants par les végétaux (bioaccumulation).
- Fauche et exportation des végétaux (biomasse contaminée).
- La biomasse contaminée est incinérée.

- Les cendres, appelées bio-minerais du fait de leur forte concentration en métaux, peuvent être réintroduites dans le cycle de production métallurgique ou confinées.

Il a été estimé que *Thlaspi caerulescens*, pouvait extraire 34 Kg/ha de Zn, 0,16 Kg/ha de Cd, 0,25 Kg/ha de Ni, 0,22 Kg/ha de Pb, 0,4Kg/ha de Cu et 0,27 Kg/ha de Cr.

Des expériences se sont déroulées sur des sites où la contamination en métaux lourds était due à l'application de boues d'épandage, depuis 20 ans. Les analyses montrent que *Thlaspi caerulescens* a un taux d'extraction, d'environ 150 g/ha et que *Arabidopsis halleri* a un taux d'extraction de 34 g/ha. Ainsi, ces deux espèces semblent capables d'extraire le cadmium accumulé dans les sols agricoles depuis des décennies, suite à l'utilisation d'engrais phosphorés (Mcgrath et Dunham, 1997).

➤ **La rhizofiltration.**

C'est une technique, qui utilise des plantes terrestres, capables de développer leur système racinaire dans des eaux polluées et d'y concentrer de grandes quantités de contaminants, par exemple des métaux lourds, du fait de leur forte biomasse racinaire (Dushenkov et al., 1995).

Les étapes majeures sont :

- L'installation d'espèces capables de développer leurs racines dans les eaux polluées.
- L'accumulation des polluants dans les racines :
 - (A) Les racines sont exportées et stockées ou vendues.
 - (B) Le volume d'eau, est réduit grâce à l'évapotranspiration des plantes.

➤ **La phytostabilisation.**

C'est l'immobilisation in situ, des métaux, grâce à l'utilisation de plantes, avec ou sans amendements fertilisants et/ou stabilisants.

Les principaux objectifs pour une phytostabilisation efficace sont :

- Réduire la fraction métallique du sol, facilement assimilée par les plantes
- Stabiliser la couverture végétale
- Limiter l'accumulation des métaux par les plantes.

➤ **La phytovolatilisation.**

Les métaux sont transférés du sol à la plante où ils sont stockés. En phytovolatilisation, les métaux stockés sont convertis en une forme volatile, moins toxique et libérée dans l'atmosphère. Le sol est donc remédié et le polluant transféré de la lithosphère vers l'atmosphère sans besoin de faucher les plantes, ni de les brûler.

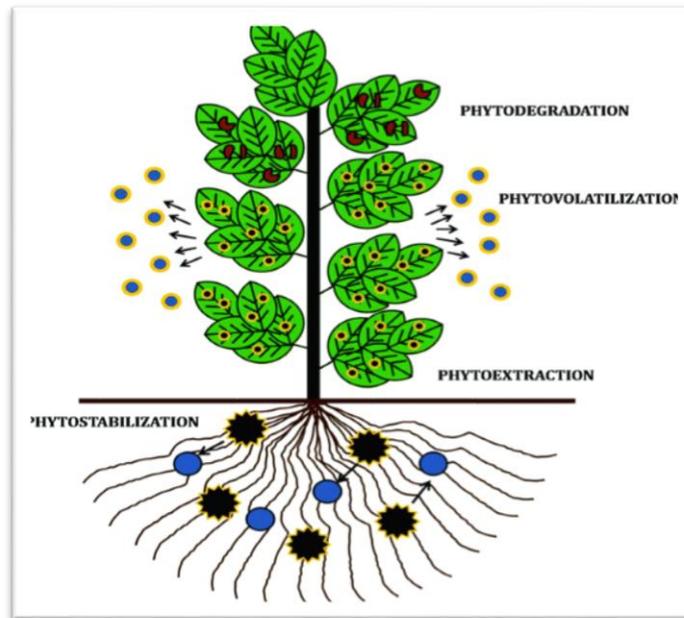


Figure 01. Les différents types de phytoremédiation (Ben sakhria, 2015)

4. *Typha latifolia.*

Le genre *Typha* regroupe des plantes monocotylédones, appartenant à la famille des Typhacées. Ce sont des plantes herbacées, de milieux humides (Na *et al.*, 2010) qui possèdent un rhizome. Elles ont une inflorescence typique, dense et en forme de quenouille, dans laquelle les fleurs femelles et mâles sont séparées (monoécie). Les fleurs mâles étant placées au-dessus des fleurs femelles, au bout d'une tige florifère.

Les feuilles sont plates (ou légèrement triangulaires) et croissent à la base de la plante. Elles forment une gaine qui entoure la tige. Le genre compte environ 30 espèces, les plus répandues étant *T. latifolia* et *T. angustifolia*.

La dynamique de croissance de ces plantes dépend des conditions environnementales, profondeur de l'eau (Grace et Wetzel, 1981, 1982 ; Grace, 1988, 1989), conditions de nutriments (Ulrich et Burton, 1988) et concurrence avec d'autres espèces (Grace et Wetzel, 1981, 1998, Grace, 1987, 1988, 1989 ; Weisner, 1993).

Typha latifolia (nom commun : quenouilles, massette) est une plante présente dans la zone littorale, des lacs et autres eaux, peu profondes dans les climats tempérés (**Grace et Wetzel, 1982 ; Weisner, 1991 ; Bastviken et al., 2009**). Plusieurs études ont montré sa capacité à pousser dans des milieux pollués et à extraire les ETMs du milieu environnant (**Hozhina et al., 2001; Carranza-Álvarez et al., 2008; Sasmaz et al., 2008**) sans perturbations physiologiques graves (**Pip et Stepaniuk, 1992**).

➤ **Bio-surveillance du milieu aquatique.**

L'analyse chimique des compartiments environnementaux tels que les eaux et les sédiments constitue l'approche la plus directe, pour déterminer la présence des ETMs dans l'environnement. Cependant, cette approche ne permet pas de juger de l'impact direct de cette pollution sur les écosystèmes et les organismes vivants. Le bio-monitoring ou bio-surveillance est une technique qui permet la détection de polluants dans l'environnement en se basant sur les effets, produits par ceux-ci, sur les organismes et leurs écosystèmes (**Zhou et al., 2008**). Elle repose sur l'utilisation de bio-indicateurs et/ou biomoniteurs qui fournissent de manière indirecte des informations sur les niveaux de pollution de leur milieu.

Selon **Markert (2007)** un bio-indicateur est un organisme (ou une partie d'un organisme) ou une communauté d'organismes qui contient des informations sur la qualité de l'environnement. Un biomoniteur, quant à lui est un organisme (ou une partie d'un organisme) ou une communauté d'organismes qui contient des informations quantitatives sur la qualité de l'environnement. Les plantes ont de nombreuses propriétés naturelles telles que :

- ✓ L'extraction ou l'accumulation des ETMs des sols / sédiments ou de l'eau pollués par des ETMs (**Ben Salem, 2014**)
- ✓ La stabilisation des ETMs, dont la tolérance pour certaines plantes, réduit leur mobilité, réduisant ainsi les risques de dégradation de l'environnement (**Pilon-Smits, 2005 ; Prasad, 2006**). Ainsi, l'utilisation de plantes aquatiques comme bio-indicateurs, en particulier pour la biosurveillance de la pollution métallique aquatique, est communément étudiée (**Ali et al., 1999 ; Demirezen et Aksoy, 2006 ; Bonanno et Giudice, 2010**).

En effet, les macrophytes aquatiques, présentent une certaine aptitude à accumuler les ETMs au sein de leurs tissus (racines, rhizomes, tiges, feuilles). De nombreuses études rapportent l'utilisation de *P. australis* et *T.latifolia* pour l'élimination des ETMs dans les décharges (**Ellis et al., 1994; Lesage et al., 2007; Grisey et al., 2011**).

Chambers et al., (2008), ont indiqué que les macrophytes aquatiques sont représentés dans sept divisions de plantes: les cyanobactéries, les chlorophytes, les rhodophytes, les xanthophytes, les bryophytes, les ptéridophytes et les spermatophytes. Ces macrophytes aquatiques sont habituellement classés en quatre groupes en fonction de leurs formes de croissance : le groupe 1, comprend des macrophytes émergents, c'est-à-dire des plantes enracinées dans le sol et émergeant à des hauteurs significatives au-dessus de l'eau, par ex. *Phragmites australis*, *Typha latifolia* etc. Le groupe II, comprend des macrophytes à feuilles flottantes, plantes qui se trouvent sur des sédiments submergés à des profondeurs d'eau d'environ 0,5 à 3,0 m et comprennent principalement des angiospermes, par ex. *Potamogeton pectinatus*. Le troisième groupe, comprend des macrophytes submergés ou des plantes poussant complètement sous la surface de l'eau, y compris des mousses, des charophytes, quelques ptéridophytes (*Ceratophyllum demersum*) et de nombreux angiospermes (*Myriophyllum spicatum*, *Vallisneria spirallis* et *Hydrilla sp.*

Le quatrième groupe, comprend des macrophytes flottants, représentant des plantes qui ne sont pas liées au substrat, un groupe hautement diversifié, par ex. *Eichhornia crassipes*, *Salvinia sp*, *Azolla sp*, *Lemna sp* etc.

5. Les éléments métalliques.

Les éléments métalliques, peuvent être séparés, en deux catégories, les éléments traces métalliques (ou ETM) et les éléments majeurs, dont il convient de préciser leur signification.

Par définition, Les **éléments traces** sont les éléments minéraux constituant de la croûte terrestre, dont la concentration, pour chacun d'entre eux, est inférieure à 0,1% » (**Baize, 1997**) tels que le chrome, le nickel, le zinc, le cuivre, le plomb ou le cadmium. A l'inverse, les **éléments** dits **majeurs** interviennent pour 99,4% dans le total des éléments chimiques sur Terre et regroupent, entre autres, le fer et le manganèse.

Après cette première classification, il est nécessaire de distinguer :

Les oligo-éléments ou métaux essentiels, indispensables au fonctionnement des organismes biologiques, tels que le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le zinc et le chrome. Toutefois, présents à des concentrations excessives, ils deviennent toxiques pour les organismes.

Les éléments à caractère non indispensable, toxiques, aussi quand leurs concentrations dépassent certains seuils.

Le tableau 1, résume l'appartenance des différents éléments métalliques étudiés aux catégories présentées ci-dessus,

Tableau 1. Caractère essentiel et pouvoir toxique des éléments traces vis-à-vis des plantes et des animaux, dans l'environnement terrestre (Schwartz, 1997)

Elément	Essentiel ou bénéfique		toxique à forte concentration	
	plantes	animaux	plantes	animaux
Cd	non	non	oui	oui
Cr	non	oui	oui	oui
Cu	oui	oui	oui	oui
Mn	oui	oui	oui	(pH<5)
Ni	oui	oui	oui	oui
Pb	non	non	oui	oui
Zn	oui	oui	oui	oui

➤ **La pollution métallique des eaux.**

Elle est principalement d'origine industrielle. Dans un milieu naturel, les éléments métalliques peuvent être classés en deux catégories :

- La première catégorie, rassemble les éléments qui, présents à l'état de traces, sont essentiels à la croissance, au développement, voire à la reproduction des organismes vivants, aussi bien micro que macroscopiques. Les métaux suivants en font partie : Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn. Lorsque la concentration de ces éléments est trop faible, un phénomène de carence est donc observable pour ces organismes. Ainsi, il a été démontré qu'un manque de fer, pouvait être à l'origine d'une diminution du développement phytoplanctonique. Pour autant, une augmentation forte de la concentration en ces éléments métalliques peut aboutir à des phénomènes de toxicité.

- La deuxième catégorie, est quant à elle, constituée des éléments métalliques toxiques, non nécessaires à la croissance des organismes vivants, tels que le cadmium, le plomb, le mercure.

L'ensemble de ces éléments, peut être d'origine naturelle, mais leurs concentrations sont généralement modifiées par les activités anthropiques, générant d'importantes pollutions. La quantification de ces éléments traces est donc une donnée indispensable à l'estimation de leur impact dans un environnement donné (**khadro, 2008**).

➤ **Toxicité des poussières métalliques.**

Les éléments métalliques sont, sous différentes formes, toujours présents au sein de l'environnement. A l'état de traces, ils sont nécessaires, voire indispensables aux êtres vivants. A concentration élevée, en revanche, ils présentent une toxicité plus ou moins forte. La présence de métaux lourds dans l'environnement résulte de causes naturelles et des activités humaines. Elle pose un problème particulier, car les métaux lourds s'accumulent et ils ne sont pas biodégradables dans l'environnement. Ces métaux lourds ne présentent pas tous les mêmes risques en raison de leurs effets sur les organismes, leurs propriétés chimiques, physico-chimiques et biologiques. Leur toxicité est très variable et leur impact sur l'environnement est très différent.

➤ **Problèmes spécifiques à certains métaux toxiques.**

- **Plomb (Pb).**

L'utilisation du Pb, peut conduire à une exposition professionnelle. Certaines activités industrielles, sont très exposées, entre-autres, la métallurgie du Pb, la fabrication d'accumulateurs et de radiateurs, la fabrication de pigments et peinture. Le Pb peut se retrouver dans l'environnement, notamment par des rejets autour des usines de traitement du Pb ou par la pollution automobile, ce qui contamine le sol, la végétation, les animaux et l'homme.

La pénétration du Pb dans l'organisme est le plus souvent pulmonaire en milieu professionnel, mais elle peut aussi être digestive, lors de la consommation de végétaux ou d'animaux contaminés. Dans l'organisme 90% du Pb est stocké dans les os où sa demi-vie est d'environ 70 ans. Le reste est stocké dans les globules rouges, le foie, les reins et le cerveau. Le Pb n'est pas complètement éliminé par l'organisme : c'est un toxique cumulatif (**Ben Ghnaya et al., 2006**).

- **Cadmium (Cd).**

Le Cd est un élément non essentiel à l'organisme. Les sels solubles du Cd sont toxiques, de même que les vapeurs de ce métal. Sous-produit de la métallurgie du Zn, le Cd est utilisé en électricité, en électronique, en galvanoplastie et surtout dans l'industrie des matières plastiques comme stabilisateur.

Toutes ces fabrications, ainsi que le rejet des déchets après usage, sont des sources de pollution de l'air, des sols et des eaux. Les engrais « superphosphatés » s'ils sont peu purifiés, apportent une dose importante de Cd dans les sols.

Le Cd est un puissant agent mutagène. Il se concentre dans le tube digestif, le foie, les reins, le cœur, les poumons, et les os où il entraîne une décalcification. Comme le Pb, le Cd provoque des dysfonctionnements graves du système rénal ainsi que du système nerveux central chez le fœtus et l'enfant (**Ben Ghnaya et al., 2006**)

- **Zinc (Zn).**

Le Zn est un oligo-élément, c'est-à-dire un élément indispensable en faible quantité. Le corps humain contient environ 2,5 kg de Zn, les plus fortes concentrations se retrouvent dans les yeux, les cheveux et les os. Dans le sang, 80% du Zn se retrouve dans les globules rouges. L'absorption du Zn a principalement lieu dans le duodénum.

Le Zn a une importance considérable dans le métabolisme des protéines, des acides nucléiques et de la vitamine A. Des teneurs excessives en Zn peuvent être toxiques. Cette toxicité a été particulièrement étudiée sur la flore et la faune. Le Zn présente, cependant, peu d'effets toxiques sur la santé contrairement au Pb et au Cd (**Ben Ghnaya et al., 2006**).

➤ **Devenir des poussières métalliques chez les plantes.**

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à de faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations, comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique. Le terme «sensibilité » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « résistance » fait référence à la réaction de la plante, qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (**Levitt, 1980**). Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- **la stratégie d'évitement**, par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption.
- **la stratégie de tolérance**, fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

La majorité des éléments métalliques, présents dans le milieu (sol, eau) est facilement absorbée par les plantes et redistribuée dans leurs tissus (Zn, Mn, Cd). A l'opposé, certains éléments peuvent être fortement retenus dans les racines des plantes et n'atteindront donc jamais les parties supérieures (Fe, Pb, Cr³⁺) (**Banuelos et Ajwa, 1999**). Le devenir des EM dans les plantes est fortement lié aux processus régulant le métabolisme minéral et l'homéostasie. En conditions physiologiques normales, les plantes absorbent, solubilisent, transportent et utilisent ou séquestrent un grand nombre d'éléments (**Banuelos et Ajwa, 1999**).

Lorsqu'ils sont présents en excès, les éléments métalliques absorbés par les cellules racinaires sont majoritairement immobilisés et détoxifiés par la formation de complexes avec des composés organiques tels que les acides aminés ou les phytochélatines (**Morel, 1996**).

➤ **Caractéristiques des plantes hyperaccumulatrices.**

Parmi les plantes accumulatrices, certaines sont « hyperaccumulatrices ». Une plante est considérée comme hyperaccumulatrice, quand elle peut stocker 0,1% (m/m) de Ni, de Co, de Cu ou de Pb, 1,0% de Zn et 0,01% de Cd (**Baker et Brooks, 1989; Baker et al., 2000**).

Plus de 400 espèces végétales ont été recensées comme étant hyperaccumulatrices, certaines appartenant aux familles des *Brassicaceae*, comme *Alyssum* spp, *Thlaspi* spp et *Brassica* spp, des *Violaceae*, comme *Viola* spp, des *Fabaceae*, comme *Astragalus* spp. Ces plantes, sont connues pour absorber de fortes concentrations de métaux lourds et de radionucléides (**Reeves et Baker, 2000**).

➤ **Capture, transport et accumulation des ETM chez les plantes.**

- **Pénétration des ETM dans la plante.**

Les plantes sont exposées de deux façons aux ETM, par les parties aériennes (à partir de particules en suspension dans l'air, ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'arrosage) et par les racines.

- **Absorption foliaire.**

La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf lorsque les retombées atmosphériques sont importantes, comme à proximité des industries métallurgiques ou à proximité d'axes routiers (résidus de combustion des carburants) par exemple. Les ETM peuvent alors être prélevés, par le système foliaire et peuvent pénétrer dans la plante à travers les stomates ou la cuticule des feuilles (**Greger, 2004**). Cependant, la majeure partie des cations métalliques prélevés par la plante de cette manière reste stockée dans la cuticule ou dans les parois cellulaires sous forme insoluble et ne migre que très peu dans les autres parties de la plante (**Bargagli, 1998**).

Le passage de cations, serait inversement proportionnelle à la taille du cation hydraté (**Ferrandon et Chamel, 1989**), ainsi le Cd et le Zn pénétreraient plus à l'intérieur des feuilles que le Pb (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**). Cependant, le passage des ETM par la voie foliaire est encore mal connu et son importance reste controversée.

- **Absorption racinaire.**

Les cations métalliques prélevés dans le sol par la plante, sont d'abord véhiculés dans l'apoplasme des cellules racinaires, puis une partie peut être transférée à l'intérieur des cellules (voie symplasmique), une autre peut être transportée plus loin dans l'apoplasme (voie apoplasmique) ou se fixer à certains composants des parois cellulaires (**Barber, 1995**). La voie principale d'absorption des métaux, se fait par simple diffusion au travers de l'apoplasme du cortex racinaire.

Les éléments métalliques, migrent alors plus ou moins passivement (dans le sens des gradients électrochimiques) au travers des parois cellulaires par les pores du multiréseau pariétal constitué classiquement de microfibrilles de cellulose, hémicelluloses, pectines et glycoprotéines associées.

- **Translocation.**

Après leur absorption, le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation », peut nécessiter ou non la prise en charge des éléments par des agents complexants, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides : le fer est pris en charge par le citrate.

Le zinc peut être transporté par un complexe anionique (Alloway, 1995), la majorité du cuivre et une partie du nickel sont chélatées par un acide polyamino-polycarboxylique (Foy et al., 1978). Le cadmium est transporté sous forme libre (Greger, 1999).

Chez certaines espèces, la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une accumulation des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes, sans que l'on sache avec rigueur, si elle est due à un transport plus actif ou une absence d'immobilisation dans les racines (Foy et al., 1978).

Le transport des éléments toxiques par le phloème est moins évident, du fait que les cellules qui le constituent sont vivantes et forment un piège supplémentaire (Greger, 1999). Toutefois, chez certaines plantes, la nicotianamine, dérivée de la méthionine, pourrait être responsable du transport des métaux, Fe, Cu, Zn et Mn, dans la sève du phloème (Briat et Lebrun, 1999).

- **Transfert des ETM à travers les membranes biologiques.**

A cause de leurs charges, les cations métalliques peuvent difficilement passer librement à travers les membranes biologiques et leur transport intracellulaire nécessite des canaux ou transporteurs protéiques membranaires.

Deux types de transport sont représentés (Barber, 1995) :

- Soit une absorption passive, par diffusion à travers des canaux cationiques membranaires suivant le gradient électrochimique des ions. Ce type de transport est cependant rare et ne fonctionne que lorsque les ETM sont très concentrés dans le milieu extracellulaire. Par ailleurs, ces canaux possèdent généralement une faible spécificité et seraient capables de véhiculer des ions indésirables comme le Cd^{2+} compétiteur potentiel de cations essentiels comme le Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} ou Ca^{2+} (Clemens, 2006).

- Soit une absorption active, impliquant par exemple le fonctionnement d'une pompe à protons, avec l'excrétion d'ions H^+ vers l'extérieur de la cellule, lorsque des cations sont absorbés et maintenant ainsi le gradient électrochimique. Il pourrait s'agir d'une absorption active contre le gradient électrochimique, impliquant des transporteurs permettant simultanément la sélection des ions absorbés.

Ces transporteurs, sont de différents types et généralement regroupés par familles, dont la majorité semble ubiquitaire dans le monde vivant. La plupart de ceux identifiés chez les plantes sont exprimés au niveau des membranes plasmiques et/ou au niveau du tonoplaste (membrane vacuolaire) et sont donc impliqués dans la régulation de l'homéostasie des cations métalliques dans le cytoplasme et/ou dans leur séquestration vacuolaire (Muschitz, 2009).

Tableau 02 : Exemples de transporteurs membranaires d'ETM identifiés chez les plantes. (Muschitz, 2009)

Type de Transporteur	Exemples
Antiport cation/H ⁺ ^a	Chez <i>Arabidopsis thaliana</i> , des transporteurs Ca ²⁺ /H ⁺ pourraient également transporter le Cd ²⁺ et le Mn ²⁺ (Fox et Guerinot, 1998 ; Hirschi <i>et al.</i> , 2000)
CPx-ATPases ^b	Capture des ETM (Zn ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺), séquestration vacuolaire (Gravot <i>et al.</i> , 2004 ; Verret <i>et al.</i> , 2004 ; Williams et Mills, 2005) et translocation vers le xylème (Colangelo et Guerinot, 2006)
Nramp ^c	<i>Le Nramp1</i> et <i>Le Nramp3</i> - régulation de l'homéostasie du fer chez la tomate (Williams <i>et al.</i> , 2000 ; Bereczky <i>et al.</i> , 2003 ; Clemens, 2006)
CDF ^d	Transport vacuolaire du zinc et du cadmium (Desbrosses-Fonrouge <i>et al.</i> , 2005 ; Colangelo et Guerinot, 2006)
ZIP ^e	Capture cytoplasmique des ETM (Guerinot, 2000), principalement exprimées dans les cellules racinaires, comme <i>Le IRT1</i> et <i>Le IRT2</i> chez la tomate (Eckhardt <i>et al.</i> , 2001)
ABC ^f	Transport vacuolaire du Cd ²⁺ et Zn ²⁺ (Theodoulou, 2000 ; Moons, 2003)
LCT1 ^g	Capture des ions Ca ²⁺ et Cd ²⁺ chez le blé (Clemens <i>et al.</i> , 1998 ; Antosiewicz et Henning, 2004)

- (a) : Protéines impliquées dans la régulation des concentrations cytosoliques en Ca^{2+} et Na^+ et leur transport dans la vacuole (**Hirschi, 2001 ; Gaxiola et al., 2002**).
- (b) : ATPases possédant un motif intermembranaire Cystéine – Proline – x (x = cystéine, histidine ou sérine)
- (c) : Natural resistance-associated macrophage proteins (famille de protéines impliquées dans le transport des cations divalents découvertes initialement chez les bactéries, les levures et les animaux.
- (d) : Cation Diffusion Facilitator.
- (e) : Zinc-regulated transporter (ZRP), Iron-regulated transporter (IRT)-like Proteins, transporteurs identifiés chez les plantes supérieures (**Guerinot, 2000 ; Pence et al., 2000**).
- (f) : ATP Binding Cassette (famille vaste et diversifiée de protéines membranaires retrouvée chez tous les êtres vivants (**Märtinoia et al., 2002**).
- (g) : Low-affinity Cation Transporter.

En effet, chez certaines espèces la translocation d'éléments traces est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une véritable accumulation des éléments métalliques dans les parties aériennes. Ces plantes sont alors qualifiées d'«accumulatrices» et présentent de grandes quantités d'ETM dans leurs tissus même lorsqu'ils sont faiblement concentrés dans l'environnement extérieur. Parmi ces plantes, certaines le sont pour un élément spécifique et d'autres ont tendance à accumuler plusieurs éléments ; par exemple, *Arabis paniculata* est capable de stocker le Zn, le Cd et le Pb (**Tang et al., 2009**).

- Mécanismes de complexation et chélation.

La plupart des éléments métalliques sont capables de se complexer à diverses molécules et substances organiques présentes dans les vaisseaux ligneux (phloème, xylème) et dans les cellules foliaires et racinaires (**Prasad, 1999**).

Le mécanisme de complexation des ions métalliques se fait selon le mécanisme d'Eigen-Tamm (**Hewkin et Prince, 1970**). Le mécanisme implique un contact entre l'ion métallique et un ligand, chacun étant hydraté. Ensuite, il y aurait formation d'un complexe de sphère externe, au sein duquel l'ion et le ligand seraient séparés par une couche d'eau. Finalement, les couches d'hydratation de l'ion et du ligand pourraient se confondre, tandis que l'ion et le ligand établiraient une liaison de coordination, conduisant à un complexe dit de sphère interne.

Dans le cas d'une chélation, des étapes supplémentaires sont à considérer. Il s'agit en grande partie de formation de liaisons de coordination supplémentaires au sein de la sphère interne (Wilkins, 1991).

- **Différents types de ligands.**

La présence intracellulaire de ligands organiques, qui assurent une complexation de nombreux ions métalliques constitue à l'heure actuelle un aspect fondamental de la résistance aux métaux lourds. Chez les végétaux, quatre groupes principaux de ligands intracellulaires ont été caractérisés :

✚ **Les métallothionéines et molécules apparentées.**

Les métallothionéines (MT), sont des protéines thiolées, largement distribuées parmi les procaryotes et chez la plupart des eucaryotes. Elles ont été classées en trois groupes. Les MT de classe I et II sont caractérisées par leur richesse en cations métalliques et par leur forte proportion de résidus cystéines (environ 30 %). Elles se distinguent aussi par leur faible masse moléculaire (6 à 8 kDa et 60 à 75 acides aminés), par leur thermorésistance et par l'absence de résidus aromatiques. Bien que leurs séquences en acides aminés soient très variables d'un organisme à un autre, il semblerait que la structure tridimensionnelle soit bien conservée. Elles présentent deux domaines globulaires distincts, dépourvus de structure secondaire et reliés entre eux par une courte séquence de transition, chaque domaine étant responsable de la fixation de plusieurs cations métalliques divalents ou monovalents (Robinson *et al.*, 1993).

De nombreuses observations ont montré que les MT pourraient être impliquées dans des mécanismes de tolérance, notamment vis-à-vis du cadmium, du cuivre ou du zinc. Chez *Arabidopsis thaliana* par exemple, la présence de cuivre stimule la biosynthèse de MT et la variation écotypique de la tolérance à ce métal est corrélée au taux de transcription des gènes MT (Murphy et Taiz, 1995).

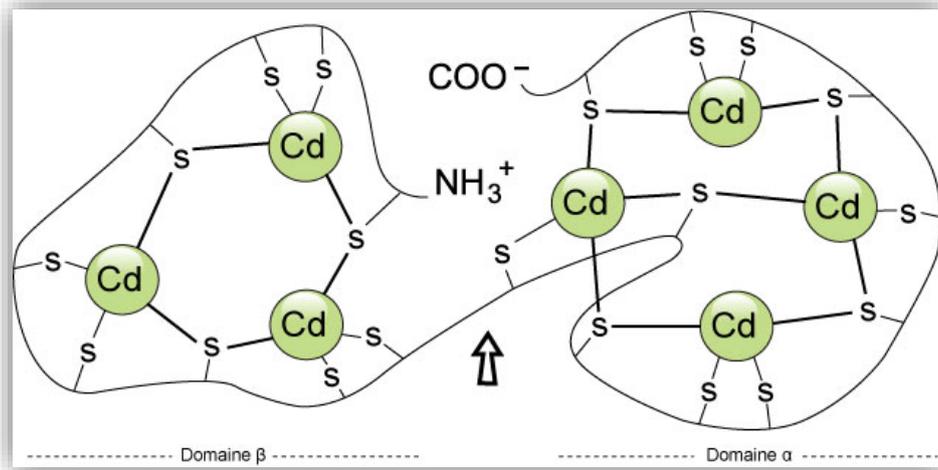


Figure 2. Schéma d'une métallothionéine complexant sept atomes de Cadmium (Ben sakhria, 2015)

La surexpression de gènes MT, dans des organismes aussi variés que des cyanobactéries, des levures, des cellules de mammifères ou des plantes (Misra et Genamu, 1989) peut s'accompagner d'une augmentation de la tolérance à certains métaux lourds (cadmium, cuivre ou zinc). Cependant, il faut souligner que la synthèse de MT ne constitue probablement pas une réponse spécifique à l'exposition métallique. En effet, ces protéines s'accumulent également en réponse à d'autres stress (chocs thermiques par exemple) ou sous l'effet d'hormones.

Ainsi, la présence universelle des MT dans le monde vivant et leur synthèse dans des situations variées, suggèrent que ces protéines seraient plutôt impliquées dans le contrôle général de l'homéostasie cellulaire et non dans les réponses spécifiques aux métaux lourds. Les hyperaccumulateurs ne semblent d'ailleurs pas se distinguer par leur richesse en MT (Robinson *et al.*, 1993 ; Murphy et Taiz, 1995).

Le troisième groupe (MT de classe 3) n'est rencontré que dans le règne végétal et rassemble des molécules appelées phytochélatines (Prasad, 1999).

✚ Les phytochélatines et thiols apparentés.

En se basant sur l'analyse des acides aminés du chou, (Cobbett et Goldsbrough, 2000) fut le premier à mettre en évidence un complexe entre le cadmium et le glutathion. Par ailleurs, des études sur *Schizosaccharomyces pombe* exposée au cadmium ont conduit à la découverte de complexes, renfermant une association cystéine-cadmium, alors nommés cadystine A et B, de composition similaire en acides aminés mais différent par leurs masses moléculaires (Zenk, 1996).

Néanmoins, ce sont les travaux de Grill *et al.*, (1985) menés chez *Rauwolfia serpentina* qui ont permis d'établir la structure de ces molécules, selon un modèle $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$ avec n compris entre 2 et 11, bien que le plus souvent seuls les peptides ayant un n maximum de 5 à 7 soient observés (Cobbett et Goldsbrough, 2002).

Le terme « phytochélatines » fait aujourd'hui l'objet d'un large consensus, bien qu'elles soient toujours placées dans les MT de classe III (Prasad, 1999). Il est vrai qu'en plus des plantes, où leur occurrence a été démontré, pour plus de 200 espèces incluant des divisions taxonomiques variées comme les bryophytes, les phytophytes, les ptéridophytes ou les spermaphytes (Gekeler *et al.*, 1989), les phytochélatines ont également été observées chez des champignons (Grill *et al.*, 1986 ; Kneer *et al.*, 1992) et des séquences homologues ont été découvertes chez le nématode *Caenorhabditis elegans* et chez *Chironomus sp.* (Clemens *et al.*, 2001 ; Cobbett et Goldsbrough, 2002).

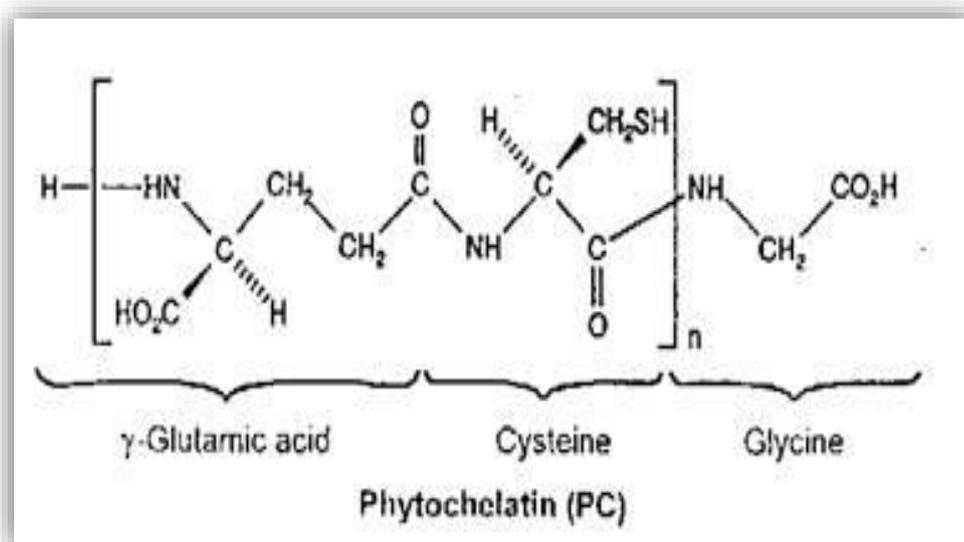


Figure 3. La structure d'une phytochélatine (Prasad, 1999)

Sur le plan terminologique, lorsque la glycine terminale est substituée par de la sérine (**Klapheck et al., 1994**), du glutamate (**Meuwly et al., 1993**), de la glutamine (**Kubota et al., 2000**) on parle d' « iso-phytochélatines ».

Lorsque la glycine est substituée par de la β -alanine, ils sont nommés homo-phytochélatines (**Grill et al., 1986**). Toutes ces molécules sont regroupées sous le nom de thiols apparentés aux PC qui comprennent également le glutathion (γ -Glu-Cys-Gly), capable de chélater les métaux via son groupement –SH (**Gusmao-Lima et al., 2006**).

Les acides aminés.

Les acides aminés libres, comme la proline, l'histidine et la cystéine, s'accumulent lors d'un stress métallique et pourraient être eux aussi impliqués dans la chélation de divers métaux lourds, notamment du zinc et du nickel (**Bert, 2000 ; Sun et al., 2007**). C'est ainsi que l'accumulation et la tolérance au nickel dans le genre *Alyssum* semblent principalement dues à une synthèse accrue d'histidine (**Kramer et al., 1996**).

➤ **Phytotoxicité des poussières métalliques.**

Les principaux symptômes observés chez les plantes suite à une exposition métallique sont une inhibition de la croissance, une chlorose foliaire, des lésions nécrotiques conduisant à un jaunissement progressif puis à un repliement ou un dessèchement du feuillage (**Toppi et Gabbrielli, 1999**).

Les mécanismes moléculaires liés à ces symptômes sont encore mal connus, mais il semble que deux voies puissent être distinguées :

- Une toxicité liée aux ions métalliques capables d'interagir directement avec divers processus physiologiques (e.g biosynthèse des tétrapyrroles).
- Une toxicité liée à la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) pouvant elles-mêmes causer des dommages cellulaires, en particulier au niveau des lipides membranaires via le processus de lipoperoxydation et par altération du matériel génétique (**Toppi et Gabbrielli, 1999**).

➤ **Accumulation des ROS par les métaux lourds.**

Le rôle des métaux lourds dans la formation des ROS est lié à leur capacité à exister sous différents états d'oxydation. En effet, les cations d'éléments comme : Fe, Cu, Cr ou Mn sont capables de céder un ou plusieurs électrons susceptibles de réduire l'oxygène et ses dérivés.

La plus connue de ces réactions est la réaction de Fenton (1) qui se produit en présence de fer ferreux et qui conduit à la réduction du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) en radical hydroxyl (•OH) et en anion hydroxyl (OH⁻) :



Les radicaux libres sont des espèces chimiques qui possèdent un électron célibataire qui, parce qu'il n'est pas apparié à un autre électron de spin opposé, confère à la molécule une très forte réactivité. Le radical hydroxyle •OH, produit au cours de cette réaction, est un puissant agent oxydant.

D'autres réactions de ce type faisant intervenir des métaux réduits ont également été décrites, telle que la réaction d'Haber-Weiss (2) au cours de laquelle le peroxyde d'hydrogène réagit avec un radical superoxyde, comme l'anion superoxyde ⁻O₂, aboutissant, là encore, à la production du radical hydroxyle.



Par ailleurs, même des métaux qui n'existent que sous un seul état d'oxydation, tels que le cadmium et le nickel par exemple, peuvent induire une accumulation de ROS.

Ceci pour trois raisons : une perturbation de certaines voies métaboliques, une inactivation et un « down régulation » des enzymes du système antioxydant ou un épuisement du stock de molécules de faible masse moléculaire, comme l'ascorbate, le glutathion, la vitamine E ou les caroténoïdes, qui présentent des capacités anti-oxydantes (**Sanita di Toppi et Gabbrielli, 1999**).

➤ Production des ROS.

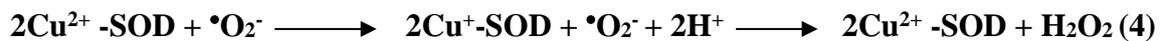
Trois activités enzymatiques clefs, occupent une place centrale dans les mécanismes de détoxification des ROS : il s'agit des superoxyde-dismutases (SOD), des catalases (CAT) et des peroxydases (POX).

Ces enzymes, ont une action complémentaire sur la cascade radicalaire au niveau de l'anion superoxyde ⁻O₂ et du peroxyde d'hydrogène, conduisant finalement à la formation d'eau et d'oxygène moléculaire. Les superoxyde-dismutases, SODs, sont responsables de la dismutation de l'anion superoxyde en peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), selon la réaction (3) :



Ces enzymes existent sous différentes isoformes, dont la structure d'ensemble est très bien conservée au cours de l'évolution : le repliement tridimensionnel forme un puits hydrophobe au centre de la protéine, dans lequel se glisse l'anion superoxyde. Le mécanisme réactionnel est catalysé par un métal divalent situé au cœur de l'enzyme.

Selon la nature de ce métal on distingue les superoxyde-dismutases à manganèse (Mn-SOD) localisées dans les mitochondries, les superoxyde-dismutases à cuivre-zinc (Cu/Zn-SOD), cytosoliques et enfin, les superoxyde-dismutases à fer ferreux (Fe-SOD), localisées dans le chloroplaste. L'équation (4) décrit la chaîne catalytique typique avec le cuivre :



Les catalases, CATs, sont contenues dans les peroxyosomes et dans le cytosol. Elles agissent en synergie avec les SODs puisque leur rôle est de catalyser la réduction du peroxyde d'hydrogène en eau et en oxygène moléculaire selon la réaction suivante :



Les peroxydases, POX, permettent, comme les catalases, la réduction de H₂O₂ en eau et en oxygène moléculaire. Cependant, à la différence des catalases, les POX nécessitent la présence d'un substrat particulier pour réaliser leurs activités.

Deux types principaux de « molécules anti-oxydantes » sont utilisés comme substrat par les peroxydases : l'acide ascorbique (Asc) et le glutathion (GSH).

Ces deux molécules participent au cycle « ascorbate/glutathion » (**Noctor and Foyer, 1998 ; Foyer and Noctor, 2000**), dont la première étape consiste en une réduction du peroxyde d'hydrogène en H₂O, couplée à une oxydation de l'ascorbate en monodéhydroascorbate (MDHA), cette étape est catalysée par l'ascorbate peroxydase (APX), pour permettre la poursuite de cette réaction, l'ascorbate oxydé doit être à nouveau réduit.

Deux voies (directe et indirecte) de régénération de l'ascorbate coexistent : La réduction directe du MDHA par la monodéhydroascorbate réductase (MDHAR) via l'oxydation d'une molécule de NAD(P) H. Cependant, le MDHA est une molécule relativement instable qui a tendance à se dismuter spontanément en déhydroascorbate (DHA) et ascorbate. La seconde voie de régénération de l'ascorbate consiste donc en une réduction du DHA par la déhydroascorbate réductase (DHAR), couplée à une oxydation du GSH.

Enfin, le glutathion oxydé, produit au cours de cette dernière réaction, est régénéré en GSH grâce la glutathion réductase (GR).

Certaines hypothèses ont été formulées afin d'attribuer le phénomène d'hyper accumulation à un avantage sélectif pour les plantes (**Boyd, 2004**) :

- La colonisation de sites à profil géochimique particulier : calaminaires, serpentiniques, (**Lambinon et Auquier, 1964 ; Simon, 1978 ; Read et al., 2006**).
- Une possible résistance à la sécheresse (cette hypothèse n'a cependant pas été confirmée par les travaux de **Whiting et al. (2003)** sur les hyperaccumulatrices de zinc, *Alyssum murale* et *Thlaspi caerulescens*).
- La possibilité d'éliminer les ETM, de l'organisme végétal par la chute des feuilles chargées en éléments toxiques (**Boyd et Martens, 1998**).
- L'hypothèse « allélopathique » (élimination par empoisonnement) : chez certaines espèces pérennes, la chute des feuilles chargées en ETM, pourrait leur conférer un avantage particulier dans la compétition interspécifique végétale. Ceci en formant une litière riche en éléments traces et ainsi empêcher le développement d'espèces moins tolérantes aux ETM (**Boyd et Martens, 1998**).
- Enfin, l'hypothèse de défense contre certains herbivores ou pathogènes est encore controversée mais semble être la plus explorée actuellement (**Boyd et al., 2002 ; Huitson et Macnair, 2003 ; Noret et al., 2005**).

Matériel
&
Méthodes

Matériel et méthodes.

Notre travail s'est déroulé au niveau des laboratoires suivants :

- Laboratoire de toxicologie cellulaire, université d'Annaba
- Laboratoire de physiologie végétale, département de biologie, université d'Annaba
- Laboratoire central du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar »
- Laboratoire du centre de santé d'Annaba
- Laboratoire des plantes extrêmophiles, centre de Biotechnologie de Bordj Cedria. Tunis (Tunisie).

1. Matériel expérimental.

Le matériel végétal utilisé dans notre travail, correspond à une plante macrophyte *Typha latifolia* ou bien massette a larges feuilles (Quézel et Santa, 1963), prélevée à partir de cinq sites (St, S1, S2, S3 et S4).

1.1. Description de l'espèce.

Catégorie : Aquatiques et de marais

Terrain : Sol et pH indifférent

Exposition : Soleil, mi-ombre,

Feuillage : Caduc

Taille : 1,50 m

Densité : 2 plant(s) par m²

Floraison : (juin, aout, septembre, octobre).

1.2. Classification de l'espèce.

Règne : Plantae

Sous-règne : Tracheobionta

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Sous-classe : Commelinidae

Ordre : Typhales

Famille : Typhaceae

Genre : *Typha*

Espèce : *latifolia*. (Saint Maxent Th , 2002).



Figure 4. *Typha latifolia*

2. Présentation des sites de prélèvements.

St : le site le moins pollué, El Battah (El- Tarf)

S1 : site situé près du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar » (le site le plus pollué).

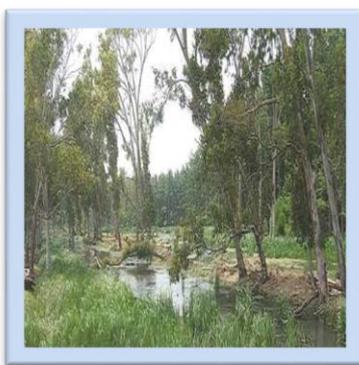
S2 : site situé près de la zone industrielle de Meboudja

S3 : site situé près de la zone industrielle : Pont Bouchet

S4 : site situé près de la zone urbaine : Boukhadra



St



S1



S2



S3



S4

Figure 5. Représentation des sites de prélèvement

3. Localisation du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar ».

Le complexe sidérurgique sidérurgique « Sider- El Hadjar », est situé dans la commune de Sidi-Amar, distant de 3 km de la daïra d'El-Hadjar et de 12 km d'Annaba. Il est limité :

- ⇒ Au Nord par la Cité de Sidi –Amar.
- ⇒ A l'Est par l'agglomération de Bergouga (commune de Sidi Amar).
- ⇒ A Est –sud Est par l'Oud Mebouja et la Daïra d'El-Hadjar.
- ⇒ Au Sud-Ouest à proximité de la localité Derradji Redjem (commune de Sidi-Amar).



**Figure 6. Localisation du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar »
(Google Earth)**



**Figure 7. Localisation des sites de prélèvement et de complexe sidérurgique El Hadjar
(Google Earth)**

4. Composition des principales poussières métalliques rejetées par le complexe.

Ce paramètre est réalisé au niveau du laboratoire central du complexe. Les méthodes suivies pour le dosage des différents éléments métalliques du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar », sont étudiées et diffusées par l'Association Française de Normalisation AFNOR.

Les échantillons sont prélevés à partir des rejets des hauts fourneaux HFX, dont l'activité principale est la production de la fonte liquide.

4.1. Dosage du Plomb/Zinc/Cuivre.

- Pour le cuivre : NF A 20-427 Aout 1985
- Pour le Plomb et le Zinc : NF ISO 8753 Novembre 1987.

- Mode opératoire.

Prise d'essai : 1g de poussières

- Verser 25ml d'acide chlorhydrique (densité 1,19 p.a.)
- Ajouter des gouttes de l'acide nitrique HNO_3 et de l'acide perchlorique HClO_4 pour former la silice
- Evaporation a sec, suivie d'une dilution avec de l'eau distillé et d'une filtration pour éliminer la silice
- Ajuster avec de l'eau distillée, dans une fiole de 500 ml.
- Agitation
- Lecture des absorbances à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à une longueur d'onde d'environ 545nm.
- Comparaison des absorbances obtenues avec celles relatives à des solutions d'étalonnage.
- Préparation de solutions d'étalonnage et du standard de chaque élément.



Figure 8. Spectrophotomètre d'absorption atomique (ASX-520 Auto Sampler)

4.2. Dosage du fer.

- Mode opératoire.

Prise d'essai : 0,5g

- Introduire la prise d'essai dans un erlenmeyer de 300ml.
- Ajouter 1g de carbonate de sodium et 20ml d'acide chlorhydrique, fermer immédiatement la fiole avec un bouchon et porter à ébullition, pendant 10 minutes.
- Refroidir complètement sans déboucher.
- Déboucher la fiole, ajouter 100ml d'eau froide, puis 25ml de diphénylamine et titrer immédiatement avec $K_2Cr_2O_7$ jusqu'au virage violet.

Expression des résultats.

$$\text{FeO}\% = (T1 \times A \times 100) / P$$

- $T1 = T \times 1,2865$ g de FeO/ml (titre de la solution de bichromate de potassium)
- A : volume de bichromate trouvé en ml
- P : prise d'essai

4.3. Dosage d'aluminium.

- Mode opératoire.

Prise d'essai : 0,1g

- Introduire la prise d'essai dans un bécher de 600ml.
- Diluer avec de l'eau distillée à 100ml.
- Ajouter 25ml d'EDTA.
- Faire bouillir pendant deux minutes.
- Ajouter 25mg de xylénol orangé, neutraliser avec l'ammoniaque jusqu'au virage du jaune au violet.
- Revenir au jaune avec de l'acide chlorhydrique dilué ajouté goutte à goutte.
- Ajouter 20ml de tampon (500g d'acétate d'ammonium +20 ml acide acétique, pH 5-6)
- Faire bouillir pendant 4 minutes
- Sans cesser le chauffage ajouter 10ml d'acide tartrique et 5ml de phosphate d'ammonium et poursuivre l'ébullition pendant 3 minutes.
- Diluer jusqu' à 300ml, ajouter 0.4ml pynidyl azo naphtol et titrer avec la solution de sulfate de cuivre 0.01M jusqu'au virage au violet.
- Ajouter 30ml de fluorure de sodium et porter à ébullition pendant 5 minutes.
- Diluer à 500ml, rajouter 0.2ml de pynidyl azo naphtol et titrer avec la solution de cuivre 0,01M jusqu'au virage au violet.

Expression des résultats.

La teneur en alumine dans l'échantillon est donnée par l'équation suivante :

$$\%AL_2O_3 = (0,5098 \times V) / PE$$

V : volume de sulfate de cuivre utilisé pour le dosage en ml

PE : prise d'essai en mg

4.4. Dosage du manganèse.

- Mode opératoire.

Prise d'essai : 0,1g

- Introduire la prise d'essai dans un erlenmeyer de 250ml
- Ajouter 30ml de mélange acide (500ml d'eau + 2,75ml acide nitrique + 125ml acide sulfurique + 100 ml acide phosphorique)

- Chauffer jusqu'à dissolution complète. Ajouter 50ml d'eau chaude.
- Ajouter 20ml de nitrate d'argent
- Chauffer jusqu'à ébullition
- Ajouter 2g de persulfate d'ammonium
- Agiter et faire bouillir une minute
- Refroidir puis titrer la solution bien froide avec la solution titrée d'assénite de sodium jusqu'à disparition de la coloration violette et apparition d'une coloration jaune.

Expression des résultats.

$$\text{MnO (\%)} = (\text{T} \times \text{V} \times 100) / \text{PE}$$

T : titre de la solution d'assénite g de Mn/ml

V : volume en ml utilisé pour le dosage.

PE : prise d'essai

5. Etude de la qualité des eaux usées avant et après épuration.

Nous avons étudié la qualité de l'eau avant et après séjour ($t = 0j$, $t = 10j$), dans des bacs plantés de *Typha latifolia* (deux plants par bac). Les prélèvements d'eau sont effectués durant le premier trimestre de l'année 2016, à partir des cinq sites.

- Les bacs sont remplis par une première couche de gravier grossier, et une deuxième couche de gravier concassé.
- Les bacs plantés sont équipés d'un robinet pour récupérer l'eau épurée après séjour dans les bacs d'épuration.

5.1. Techniques d'échantillonnage.

Les prélèvements des échantillons d'eau sont effectués dans les meilleures conditions de stérilisation, le matériel de prélèvement porte sur des flacons en verre préalablement lavés, puis rincés avec de l'eau distillée pour éliminer toutes traces de détergent. Avant le prélèvement, les flacons sont rincés deux à trois fois avec l'eau à analyser, puis remplis jusqu'au bord. Les flacons doivent être très bien fermés.

5.2. Transport et conservation des échantillons.

Les échantillons d'eaux usées sont recueillis dans des flacons en verre de 500 ml, ils ont été conservés dans une glacière, pour tous les paramètres étudiés, conformément au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons (Rodier, 2009).

- **Présentation du dispositif expérimentale.**



Figure 9. Présentation des bacs plantés.

5.3. Les paramètres physico-chimiques.

Les analyses physico-chimiques d'eau, sont effectuées au niveau du laboratoire central du complexe sidérurgique Sider-El Hadjar. Le tableau 02, illustre les méthodes suivies pour ces dosages (Rodier et al., 2005).

Tableau 03. Les méthodes des analyses physicochimiques des eaux usées

Paramètre	Méthode
La dureté totale	NF T 90-003
La conductivité	NFT 90-031
Titre alcalimétrique TA	NF T90-036
Titre alcalimétrique complet TAC	NF T90-036
Calcium	Colorimétrie
Matières en suspension	Méthode 8006
Nitrite	Méthode 8153
Nitrate	Méthode 8192

5.4. Paramètres bactériologiques.

Les méthodes suivies pour le dosage des paramètres bactériologiques des eaux usées, sont représentées dans le tableau 03 (Rodier *et al.*, 2005).

Tableau 04. Les méthodes des analyses bactériologiques des eaux usées

Germes recherchés	Milieu
Coliformes fécaux	BCPL
Coliformes totaux	Eau peptonée + réactif de Kovacs
Salmonelles	Gélose héктоène
Streptocoques fécaux	Milieu Roth
Sulfito-réducteurs	Viande Foi + additif Sulfite de sodium + Alun de Fer
Germes totaux	BCA

5.5. Dosage des éléments métalliques dans les eaux usées.

Les méthodes utilisées pour le dosage des éléments métalliques dans les eaux usées, sont approuvés par l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) (Rodier *et al.*, 2005).

Tableau 05. Les méthodes de dosage des éléments métalliques

Elément analysé	Méthode d'analyse
Fer total	Méthode 8008
Zinc	Méthode 8009
Cuivre	Méthode 8506- 8026
Chrome	Méthode 8024

6. Paramètres étudiés chez *Typha latifolia*.

Les échantillons de *Typha latifolia*, sont prélevés à partir des cinq sites de prélèvement. Ils sont conservés dans des sachets en plastiques, puis transportés au laboratoire, et rincés avec de l'eau distillée.

6.1. Dosage des paramètres biométriques.

- Nombre moyen des racines : mesuré par le dénombrement du nombre moyen des racines (NMR), après la collecte des échantillons
- Longueur moyenne des racines (LMR) : mesurée à l'aide d'une règle graduée après la collecte des échantillons.

6.2. Dosage des paramètres physiologiques.

• Dosage des chlorophylles.

L'extraction des chlorophylles, est effectué selon la méthode de **Holden (1975)**, qui consiste en une macération du végétal dans de l'acétone. Le traitement des échantillons se fait comme suit :

- on pèse 1g des feuille du végétal coupé en petits morceaux et broyés dans un mortier avec 20ml d'acétone à 80% et environ 100mg de bicarbomate de calcium (CaCO_3). Après le broyage total, la solution est ensuite filtrée et mise dans des boites noires afin d'éviter l'oxydation des chlorophylles par la lumière.
- La lecture se fait aux deux longueurs d'onde 645nm et 663nm, après étalonnage de l'appareil avec la solution témoin d'acétone à 80%.

L'équation qui nous permet de calculer les valeurs des chlorophylles (**Arnon, 1949**) est :

$$\text{Chl.}a = 12,70 \times \text{DO (663)} - 2,69 \times \text{DO (645)}$$

$$\text{Chl.}b = 22,90 \times \text{DO (645)} - 4,60 \times \text{DO (663)}$$

$$\text{Chl. (}a+b\text{)} = 8,02 \times \text{DO (663)} + 20,20 \times \text{DO (645)}$$

6.3. Dosages des paramètres biochimiques.

- **Dosage de protéines totales.**

Les protéines totales des racines et des feuilles de *Typha latifolia* ont été quantifiées selon la méthode de **Bradford (1976)**, en utilisant l'albumine du sérum de bœuf (BSA) comme standard (Merk). La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution mère de BSA (1 mg/ml). Le dosage des protéines est effectué avec une fraction aliquote de 100µl.

- Les densités optiques sont mesurées grâce à un spectrophotomètre (Biochrom libra S6) la mesure est réalisée à une longueur d'onde de 595nm.
- Les protéines totales sont déterminées à partir de la courbe de référence.

$$Y = 0,0224x - 0,0067 \quad R^2 = 0,99$$

- **Dosage des sucres totaux.**

Le dosage des sucres totaux est réalisé selon la méthode de **Schiels et Burnet (1960)** qui utilise l'Anthrone en milieu sulfurique comme réactif (200 mg d'Anthrone, 100 ml d'acide sulfurique) et une solution mère de glucose à 50 µg/ml. Cette méthode comprend l'extraction d'une pesée de 100 mg d'échantillon (MF), on ajoute 3ml d'éthanol à 80 %, on laisse le tout à une température ambiante pendant 48 h, on évapore ensuite l'éthanol, et on rajoute 20 ml d'eau distillé et on prélève 2 ml d'extrait auquel on rajoute 4 ml d'Antrone.

- Les absorbances sont mesurées au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 585 nm.
- Les teneurs en sucres totaux sont déterminées à partir de la courbe de référence

$$Y = 0,0147x - 0,0481 \quad R^2 = 0,99$$

- **Dosage de la proline.**

La technique de dosage de la proline utilisée est celle de **Troll et Lindsley, (1955)**, modifiée par **Dreier et Goring (1974)**. La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution mère de proline (20µg/ml).

Cette méthode est réalisée comme suit : après refroidissement, on prélève 1 ml de la solution, à laquelle on ajoute 1 ml d'acide acétique (CH₃COOH) et 1 ml de mélange contenant 120ml d'eau distillée + 300 ml d'acide acétique + 80ml d'acide ortho phosphorique et 25 mg de ninhydrine.

Les solutions sont portées à ébullition pendant 30 minutes, elles virent au rouge, après refroidissement on ajoute 5ml de toluène, et on procède à une agitation, deux phases se séparent:

- Une phase inférieure sans proline
- Une phase supérieure qui contient la proline, cette phase est ensuite récupérée et déshydratée par l'adjonction de Na₂SO₄.

On procède enfin à la détermination des densités optiques des échantillons à la longueur d'onde 528 nm, après étalonnage de l'appareil par mélange (acide acétique + eau distillée + acide ortho phosphorique + ninhydrine).

- Les valeurs obtenues sont reportées sur la courbe d'étalonnage :

$$Y = 0,1139x - 0,0134 \quad R^2 = 0,99$$

6.4. Dosage des paramètres enzymatiques.

- **Préparation de l'extrait enzymatique.**

La méthode adaptée afin d'obtenir l'extrait enzymatique du végétal est celle de **Loggini et al., (1999)**, 500 mg du végétal (racines et feuilles) est broyé à froid à l'aide d'un mortier dans un tampon phosphate (50ml NaK, pH = 7,2) à raison de 1ml du tampon pour 1 g de MF. L'homogénat est ensuite filtré à l'aide d'une toile adéquate avant de procéder à une centrifugation à froid à 12000 g pendant 20mn. Le surnageant obtenu sera utilisé comme extrait pour la détermination des différents extraits enzymatiques.

- **Quantification des mesures spectrophotométrique.**

La formule suivante, est utilisée dans la quantification des différentes mesures spectrophotométriques suite aux dosages enzymatiques de la GPX, APX et CAT (**Servais, 2004**).

$$\mathbf{Act} = \frac{\mathbf{\Delta A.V}}{\mathbf{\epsilon.\Delta t.L.Ve.p}}$$

Act : Activité enzymatique en nmol/min/mg de Protéines.

ε : Coefficient d'extinction linéique molaire en M.

ΔA : Différence moyenne de l'absorbance.

Vt : Volume total du mélange réactionnel en ml.

Ve: Volume de l'extrait enzymatique en ml.

L: Largeur de la cuve de mesure en cm.

P: Teneur en protéine en mg.

T: temps de lecture en min.

- **Dosage de l'activité Ascorbate-peroxydases (APX).**

L'activité ascorbate-peroxydase est réalisée suivant le protocole adopté par **Nakano et Azada (1987)**. Le volume réactionnel final de 3ml contient : 100μl d'extrait enzymatique, 50μl d'H₂O₂ à 0,3% et 2850μl de tampon phosphate NaK-Ascorbate (50mM NaK, 0,5mM ascorbate, pH = 7,2).

L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La lecture est effectuée à 290nm (Spectrophotomètre PharmaSpec UV-1700 Shimadzu) pendant 1min et ce pour un coefficient d'extinction molaire $\epsilon = 2800M^{-1}.cm^{-1}$, l'activité APX est exprimée en nmol/min/mg de protéines.

- **Dosage de l'activité Catalase (CAT).**

L'activité catalase (CAT) est réalisée suivant la méthode de **Cakmak et Horst, (1991)**. La décroissance de l'absorbance est enregistrée pendant trois minutes pour une longueur d'onde de 240nm et un coefficient d'extinction molaire $\epsilon = 39400 \text{ M}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{L}$.

Pour un volume final de 3ml, le mélange réactionnel contient : 100 μl de l'extrait enzymatique brut, 50 μl de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 à 0,3% et 2850 μl de tampon phosphate (50mM, pH= 7,2). L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La réaction est déclenchée par l'addition d'eau oxygénée. L'activité catalase est exprimée en nmol/min/mg de protéines.

Les résultats sont exprimés en μmoles de H_2O_2 consommées par minute, ce qui correspond à 1 U de catalase et d'ascorbate peroxydase selon la formule suivante :

$$X = \frac{(\Delta \text{DO} \times 10)}{\epsilon \times L \times 0,05 \times \text{mg de protéine}}$$

- **Dosage de l'activité de l'activité gaïacol-peroxydase GPX.**

L'activité GPX est déterminée par spectrophotométrie à 470nm suivant la technique de **Hiner et al., (2002)**, le coefficient d'extinction linéique molaire utilisé est $\epsilon = 2470 \text{ M}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$. Pour un volume final de 3ml, le mélange réactionnel contient : 100 μl d'extrait enzymatique, 50 μl d' H_2O_2 à 0,03% et 2850 μl de tampon phosphate-Gaïacol (50mM NaK, 8mM de gaïacol, pH=7,20). L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique.

La réaction est déclenchée par l'ajout du peroxyde d'hydrogène. L'activité GPX est exprimée en nmol/min/mg de protéines.

6.5. Dosage non enzymatiques.

- **La teneur en glutathion GSH.**

L'extrait enzymatique est homogénéisé dans une solution d'éthylène diamine tétra-acétique (E.D.T.A) à 0,02 M et subissent une déprotéinisation par l'acide sulfo-salicylique 0,25%.

Après centrifugation à 2000 g pendant 10 minutes, le surnageant est utilisé pour le dosage spectrophotométrique avec le réactif DTNB (5,5'-dithiobis-(2-nitrobenzoic acide) à 0,01 M à 412 nm. Les concentrations du GSH sont dosées par la méthode de **Weckbecker et Cory, (1988)** et exprimées en μM / mg de protéines.

- **La teneur en malondialdéhyde MDA.**

Les racines et les feuilles de *Typha latifolia* sont broyées dans un tampon formé de 0.5% d'acide thiobarbiturique (TBA) et 20% d'acide trichloroacétique (TCA) (m/v: 1/10) avec une pincée de sable stérile. Le broyat est chauffé dans un bain marie à 95°C pendant 30 min. Pendant cette incubation, un complexe se forme entre le TBA et les composés aldéhydiques, essentiellement le malondialdéhyde (MDA), TBA-MDA.

La réaction est arrêtée par un refroidissement immédiat dans un bain de glace. Après centrifugation à 10 000g pendant 10 min, le surnageant est récupéré pour un dosage colorimétrique des lipoperoxydes.

Les concentrations en lipoperoxydes sont déterminées par la méthode de **Heath et Packer (1968)**. Les produits de peroxydation lipidique, qui réagissent avec le TBA sont principalement le MDA et les endoperoxydes (**Buege et Aust, 1978**).

Le dosage est effectué par spectrophotométrie. L'absorbance du complexe TBA-MDA est mesuré à 532 nm contre un blanc constitué de tampon d'extraction. La densité optique est corrigée par une lecture à 600 nm. La concentration de MDA est calculée en utilisant son coefficient d'extinction molaire ($\epsilon = 155\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

$$\text{MDA (nmol/g MF)} = \frac{(\text{A}_{532} - \text{A}_{600})}{155 \times \text{MF}} \times 1000$$

6.6. Dosage des éléments métalliques dans les parties de *Typha latifolia*.

Les échantillons de *Typha latifolia* (racines et feuilles), sont extraits puis subissent un nettoyage minutieux à l'eau distillée. Les échantillons ainsi préparés passent alors à l'étuve à 70°C pendant trois jours.

200 mg de la matière sèche (racines et feuilles), sont incubés dans 10ml d'acide sulfurique (H_2SO_4 1N) pendant 1h à 80°C, puis sont laissés pendant une nuit à température ambiante. Ceci permet l'extraction totale des éléments de l'échantillon.

Les cations (Cd^{2+} , et Pb^{2+}) ont été analysés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (Atomic Absorption Spectrometer (Spectr AA 220 Varian, Australia)). Pour chaque élément, une gamme étalon a été effectuée (Zorrig, 2011).

$$\text{Teneur } (\mu\text{g/g MS}) = \frac{\text{Concentration de l'échantillon } (\mu\text{g/l}) \times \text{dilution de l'extrait} \times \text{volume d'extraction (l)}}{\text{Masse de la matière sèche (g)}}$$

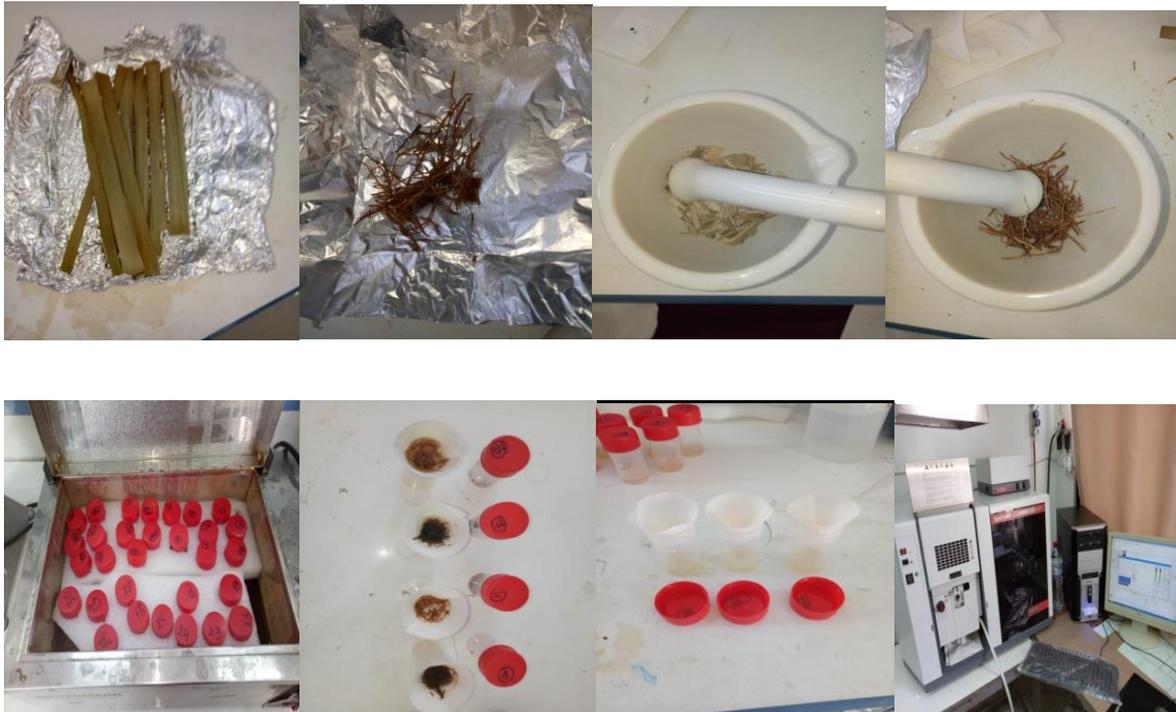


Figure 10. Les étapes du dosage des éléments métalliques chez *T. latifolia*

- **Le facteur de transfert des éléments métalliques.**

Le Facteur de transfert traduit la capacité d'une espèce végétale à transférer un polluant de ses racines vers ses parties aériennes (tige, feuilles, fleurs) (Maiti et Nandhini, 2006).

$$\text{FTF } (\mu\text{g/g}) = \frac{[\text{concentration du métal}]_{\text{feuilles}}}{[\text{concentration du métal}]_{\text{racines}}}$$

- **Translocation des éléments des racines vers les parties aériennes :**

La translocation d'un élément des racines vers les parties aériennes est définie comme la proportion entre la quantité de cet élément présente dans les parties aériennes et la quantité totale de cet élément présente dans la plante (Zorrig, 2011).

$$\text{Translocation (\%)} = \frac{\text{Quantité accumulée dans les feuilles (\mu\text{g})}}{\text{Quantité accumulée dans les racines (\mu\text{g})} + \text{quantité accumulée dans les feuilles (\mu\text{g})}} \times 100$$

6.7. Etude histologique (racines et feuilles).

Nous avons réalisé les coupes, au niveau de la structure primaire, selon la technique manuelle, dite, à main levée. Nous avons ensuite procédé à la coloration des sujets, selon la technique de la double coloration (carmino-vert de Mirande) conformément aux étapes suivantes (Zaffran, 1998) :

- ❖ À l'aide d'une lame de rasoir, nous avons découpé les sections d'organes étudiés, en plusieurs tranches fines, puis, nous avons choisi parmi elles, les plus fines et conformes.
- ❖ Les tranches obtenues sont mises dans un verre de montre, contenant de l'eau de javel (détruire le contenu cellulaire et préserver les parois pecto-cellulosiques).
- ❖ Elles sont transférées par la suite, vers un deuxième verre de montre, contenant de l'eau distillée (élimination de l'eau de javel en excès).
- ❖ Dans cette étape, les tranches sont mises dans un troisième verre de montre contenant de l'acide acétique (1%), pendant 2 minutes, pour éliminer toute trace d'eau de javel et favoriser la coloration (mordant cellulaire).
- ❖ On procède à la coloration des coupes dans un quatrième verre de montre contenant du vert d'iode (colore les tissus lignifiés morts en vert) et du carmin aluné (colore les tissus vivant, et développe la couleur rouge avec la cellulose) en parts égales.

- ❖ Après coloration, les échantillons sont mis dans de l'alcool (70%) (remplacer l'eau contenue dans les cellules et conserver ainsi les coupes obtenues).

7. Etude statistique.

Pour chaque paramètre étudié nous avons réalisés cinq répétitions ($n = 5$), les moyennes sont représentées par la moyenne \pm l'écart type. Les résultats obtenus, ont fait l'objet d'une analyse de la variance **ANOVA**, à deux critères de classification (effet site, effet saison), pour la partie des paramètres étudiés chez *T.latifolia*, (effet organe, effet site), pour la partie du dosage des éléments métalliques chez *T.latifolia* et (effet épuration, effet sites) pour l'étude de la qualité des eaux.

Le test de **TUKEY** : La méthode de Tukey est une méthode qui s'applique en une seule étape, et qui est, de ce fait, d'une utilisation très facile. Elle consiste à comparer toutes les paires de moyennes à une valeur critique qui correspond à la plus petite amplitude de Newman et Kews calculées pour lots (**Dagnelie, 2009**).

Cette méthode a été utilisés pour rechercher les groupes de lots homogènes et ceci pour chacune des caractéristiques mesurées.

Le **Test de DUNETT** : est utilisé lorsqu'on souhaite comparer les moyennes de plusieurs lots à la moyenne d'un lot témoin ou de référence. Ce test est toujours utilisé après avoir rejeté l'hypothèse d'égalité de plusieurs moyennes par l'analyse de la variance pour un facteur fixe. Le principe de ce test consiste à calculer, chaque fois, la plus petite différence significative (P.P.D.S.) entre une moyenne d'un lot quelconque et la moyenne du lot de référence à partir de la relation suivante :

$$d1 - \alpha/2\sqrt{2CM/n}$$

Et de rejeter l'hypothèse d'égalité des deux moyennes chaque fois que la différence en valeur absolue entre les deux moyennes est supérieure ou égale à cette P.P.D.S. (**Dagnelie, 2009**).

Les valeurs de $d_{1-\alpha/2}$ se trouvent dans des tables spéciales proposées par Dunnett. Elles sont exprimées en fonction des moyennes à comparer au témoin et du nombre des degrés de liberté du carré moyen (CM) qui a servi de base de comparaison lors de l'analyse de la variance. Tandis que n représente le nombre de données (ou répétitions) qui ont servi à calculer chacune de ces moyennes (**Dagnelie, 2009**).

Il y a lieu de signaler que tous les calculs sont effectués à l'aide du logiciel MINITAB version 16.0.

Résultats

1. Composition des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar ».

L'analyse de la composition des rejets métalliques des hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar », a mis en évidence des valeurs supérieures aux normes de rejets adoptés par le journal officiel de la république Algérienne 2006.

Tableau 06. Le pourcentage des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider- El Hadjar »

PM	mg/l	Normes selon Jora mg/l
Fe	18,53	3
Al	3,42	3
Mn	1,05	1
Cu	0,03	0,5
Zn	7	3
Pb	0,8	0,5

2. Etude de la qualité de l'eau dans les sites de prélèvement (avant et après épuration)

2.1. Paramètres physico-chimiques.

- Ca²⁺.

Les résultats obtenus, pour les échantillons d'eau des sites pollués S1, S2, S3 et S4 sont respectivement : (419,67 ± 1,25, 381,33 ± 1,25, 342,33 ± 1,70, 336,67 ± 2,05 mg/l), ces valeurs sont supérieures à celles des eaux du site St qui ne dépassent pas : 299 ± 2,16 mg/l, après épuration on enregistre une bonne réduction de la teneur en Ca²⁺ pour les échantillons des eaux des cinq sites de prélèvement.

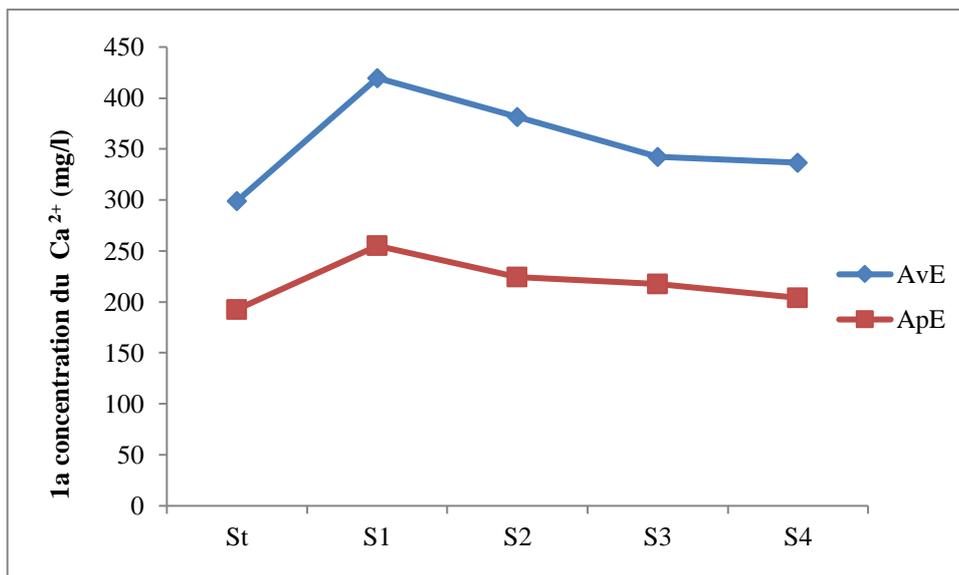


Figure 11. Les variations du Ca²⁺ dans les eaux des cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- Mg²⁺.

Les résultats obtenus, montrent que les valeurs de Mg²⁺ sont plus élevées dans les sites S1, S2, S3 et S4 par rapport au site St. Après épuration la teneur en Mg²⁺ a largement diminuer dans les cinq sites. 251 mg/l à 60,67 mg/l pour le St, 320,33 mg/l à 280 mg/l pour le S1, 320,33 mg/l à 226,33 mg/l pour le S2, 294 mg/l à 165,67 m/l pour le S3 et 278mg/l à 111,67 mg/l pour le S4.

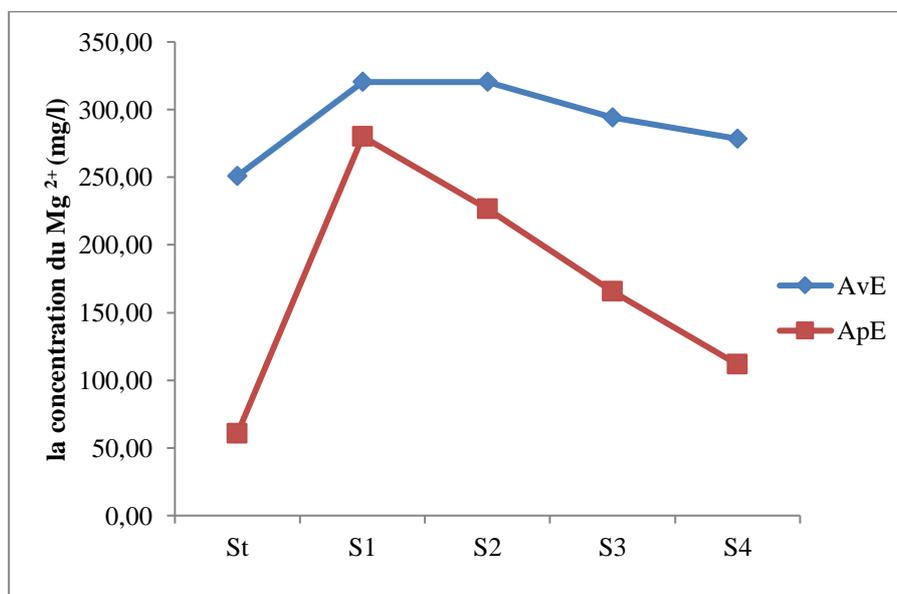


Figure 12. Les variations du Mg²⁺ dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- **La dureté.**

Les valeurs de la dureté suivent les mêmes tendances du Mg^{2+} et du Ca^{2+} , les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau du S1 : $740\text{mg/l} \pm 24$ par rapport à $550\text{mg/l} \pm 8$ pour le St, ces valeurs ont diminué après épuration jusqu'à $535\text{ mg/l} \pm 10,98$ pour le S1 et $253,33\text{mg/l} \pm 4,19$ pour le St.

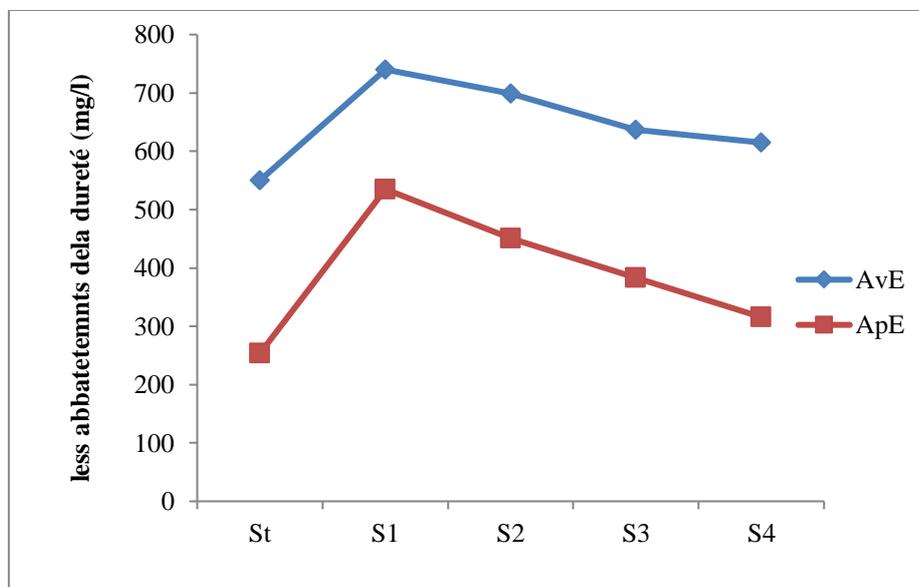


Figure 13. Les variations de la dureté de l'eau dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- **pH.**

Les valeurs du pH, sont illustrées dans la figure 14 et sont de l'ordre de : $7,10 \pm 0,08$, $8,47 \pm 0,41$, $7,77 \pm 0,12$, $7,57 \pm 0,12$ et $7,37 \pm 0,12$, pour les sites St, S1, S2, S3 et S4.

Une légère réduction du pH est observée après passage des eaux dans le système d'épuration.

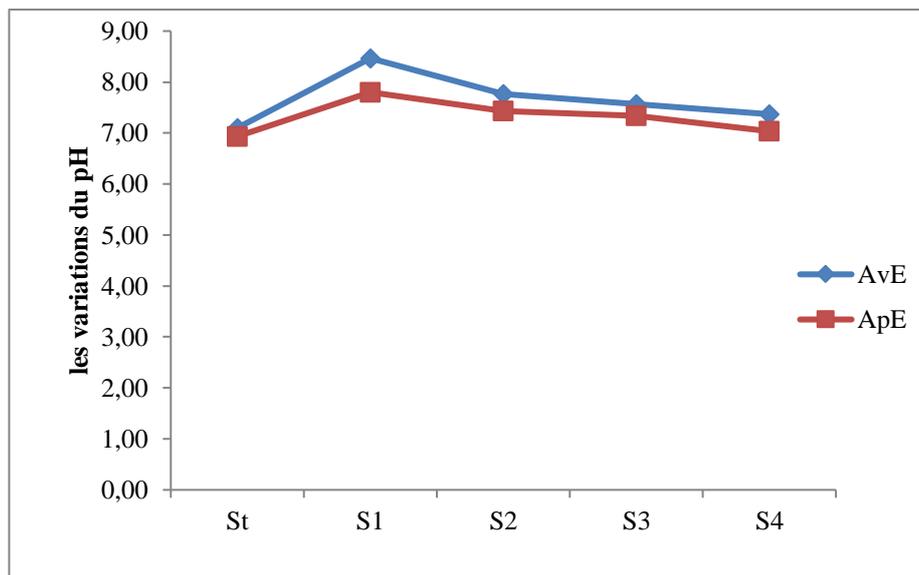


Figure 14. Les variations du pH de l'eau dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- La conductivité.

L'analyse des résultats de la conductivité, montre que les eaux usées analysées dans les cinq sites sont caractérisées par des valeurs qui oscillent entre $1962\mu\text{s}/\text{cm} \pm 22,24$ pour le St, $4753,67\mu\text{s}/\text{cm} \pm 54,7$ pour le S1, $3509,33 \mu\text{s}/\text{cm} \pm 73,94$ pour le S2, $3252\mu\text{s}/\text{cm} \pm 81,58$ pour le S3 et $2873\mu\text{s}/\text{cm} \pm 85,99$ pour le S4. La présence de *T.latifolia* joue un rôle très important dans la réduction de ce paramètre.

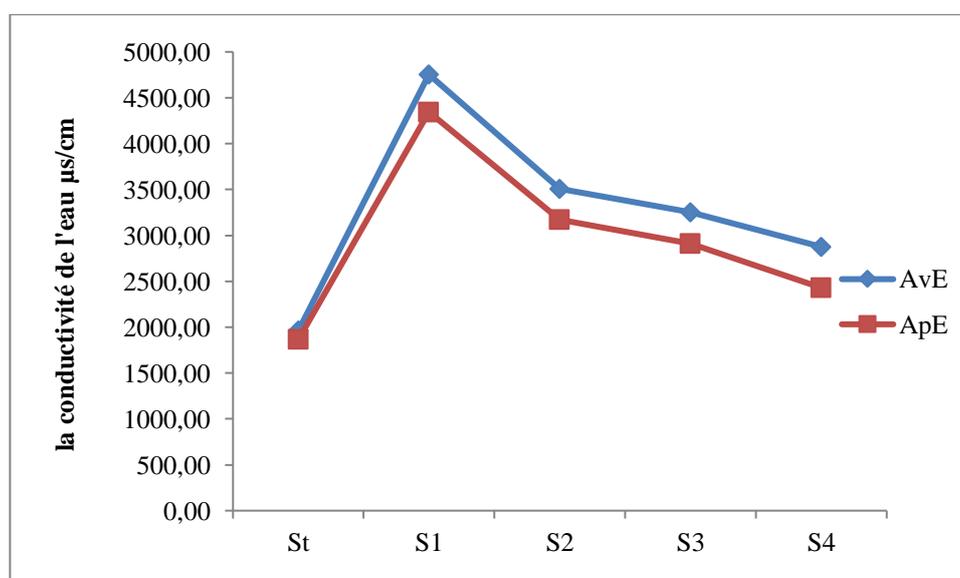


Figure 15. Les variations de la conductivité de l'eau dans les cinq sites de prélèvement avant et après épuration

- **Matières en suspension (MES).**

La figure 16, illustre les variations des MES dans les cinq sites avant et après épuration. Ce paramètre est plus élevé au niveau du site S1 ($186,67\text{mg/l} \pm 2,62$) comparativement aux autres sites St, S2, S3 et S4 : $41,33\text{mg/l} \pm 1,25$, $178,33\text{mg/l} \pm 0,47$, $162,33\text{mg/l} \pm 0,94$ et $142,67\text{mg/l} \pm 2,62$. Après épuration ces résultats ont fortement diminué : $20,67\text{mg/l} \pm 2,27$ (St), $115,67\text{mg/l} \pm 2,68$ (S1), $101,33\text{mg/l} \pm 2,86$ (S2), $98,33\text{mg/l} \pm 3,2$ (S3) et $74,33\text{mg/l} \pm 1,29$ (S4). Ces valeurs dépassent largement les normes algériennes.

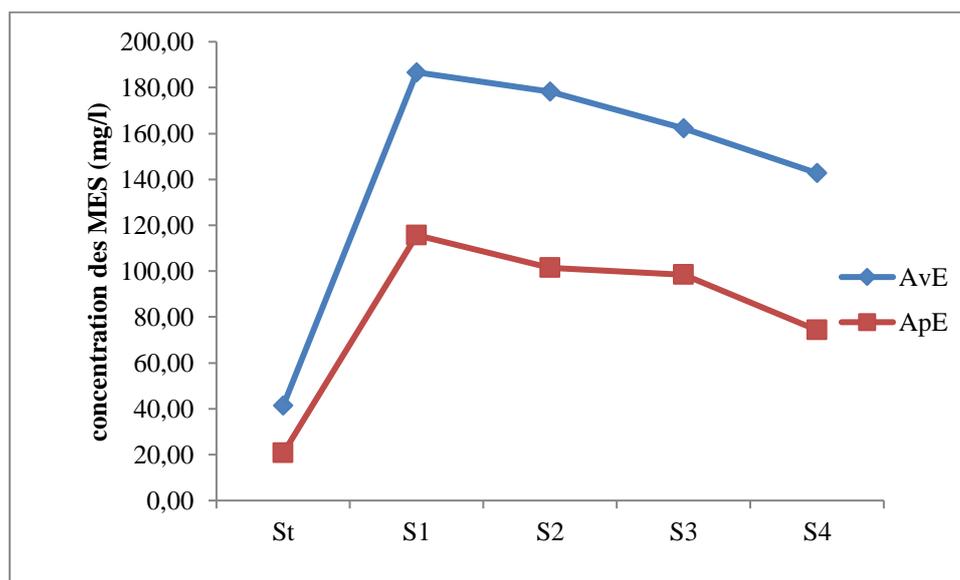


Figure 16. Les variations des matières en suspension dans les eaux des cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- **Nitrates.**

Une importante pollution azotée est enregistrée au niveau des sites S1, S2, S3 et S4 comparativement au site St. Le taux de NO_3^- a largement diminué après passage dans les bacs d'épuration. La filtration est de 28,31% pour le St, 23,26% pour le S1, 36,01% pour le S2, 33,08% pour le S3 et 44,81% pour le S4.

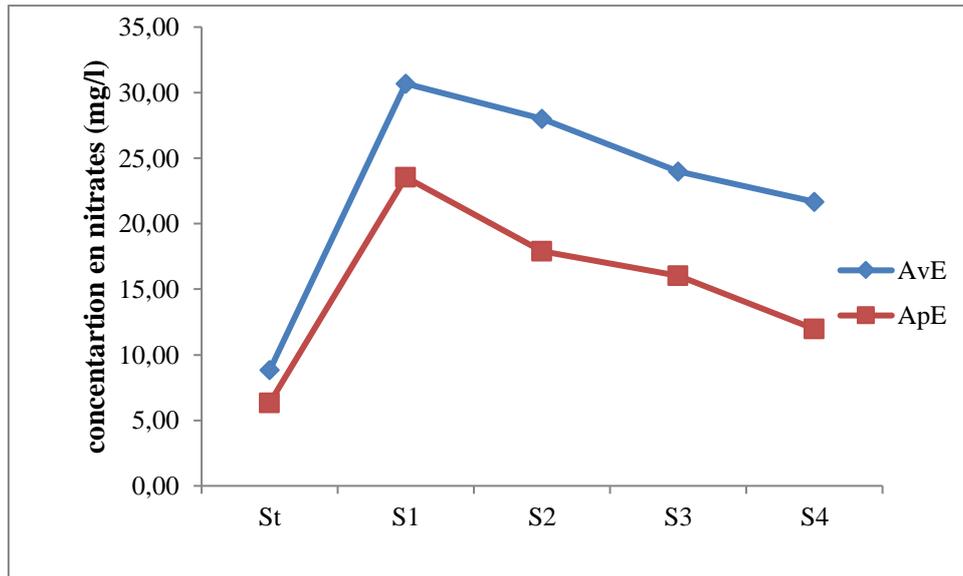


Figure 17. Les variations des nitrates dans les cinq sites de prélèvement avant et après épuration

- Nitrites.

L'étude des valeurs des nitrites obtenus dans les cinq sites avant et après épuration, montre des valeurs plus élevées dans les sites S1, S2, S3 et S4 par rapport au témoin St.

Ces valeurs diminuent après passage dans les bacs plantés de *T.latifolia*. Cette diminution est très hautement significative.

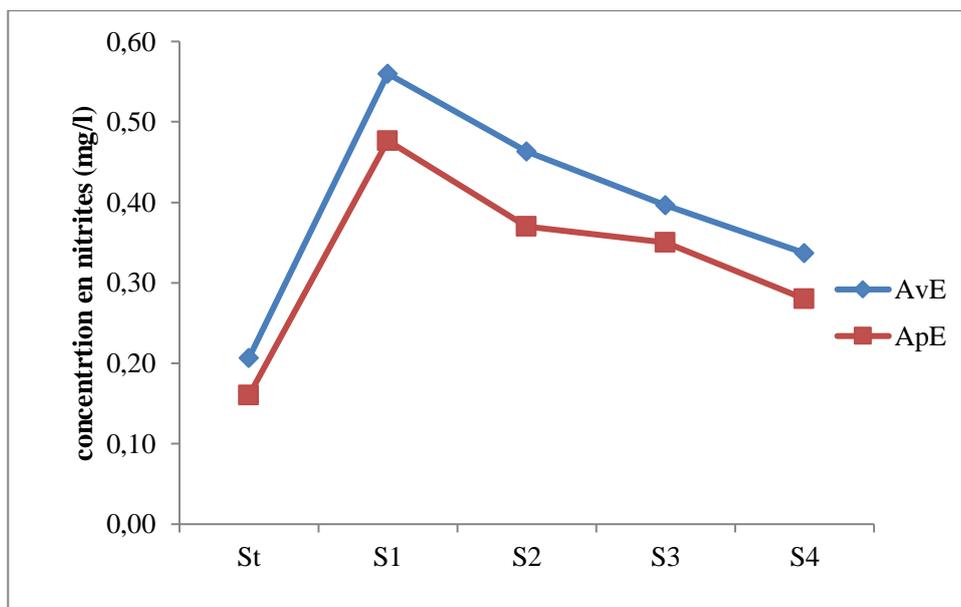


Figure 18. Les variations des nitrites dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison entre les cinq sites, avant et après épuration (tableau 07), révèle l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), pour la comparaison entre les sites et aussi entre les deux temps d'épuration (AVE/APE) et pratiquement pour tous les paramètres physico-chimiques étudiés.

Le tableau 08, représente le test de classement de TUKEY, et le test de DUNETT illustré dans le tableau 09.

Tableau 07 Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres physicochimiques des eaux, entre les cinq sites et entre les deux temps « AVE/APE»

Paramètres Etudiés	Variables	ddl	CM	F_{obs}	P
La dureté	AVE/APE	1	511169	1018,28	0,000 ***
	site	4	51060	101,70	0,000 ***
Ca²⁺	AVE/APE	1	141042	962,32	0,000 ***
	site	4	7212	49,20	0,000 ***
Mg²⁺	AVE/APE	1	115196	115,50	0,000 ***
	site	4	20285	20,34	0,000 ***
pH	AVE/APE	1	0,90	18,23	0,000 ***
	Site	4	1,10	22,22	0,000 ***
MES	AVE/APE	1	27180,3	202,70	0,000 ***
	site	4	13826,9	103,72	0,000 ***
conductivité	AVE/APE	1	798048	94,19	0,000 ***
	site	4	5650402	666,89	0,000 ***
nitrate	AVE/APE	1	408,18	148,89	0,000 ***
	Site	4	326,64	119,15	0,000 ***
nitrite	AVE/APE	1	0,03	77,23	0,000 ***
	Site	4	0,09	228,34	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 08. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres physico chimiques des eaux, entre les cinq sites, avant et après épuration.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes					Nombre de groupes
La dureté	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>387,53</u>	<u>648,6</u>	B	A		
	site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>401,66</u>	<u>465,33</u>	<u>509,66</u>	<u>576,16</u>	<u>637,50</u>	
			E	D	C	B	A	
Ca ²⁺	épuration	15	APE		AVE		2	
			<u>218,66</u>	<u>355,80</u>	B	A		
	site	6	St	S4	S3	S2	S1	4
			<u>245</u>	<u>270,33</u>	<u>279,83</u>	<u>302,83</u>	<u>337,33</u>	
			D	C		B	A	
Mg ²⁺	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>168,86</u>	<u>292,80</u>	B	A		
	site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>155,83</u>	<u>195</u>	<u>229,83</u>	<u>273,33</u>	<u>300,16</u>	
			D	CD	BC	AB	A	
pH	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>7,30</u>	<u>7,65</u>	B	A		
	Site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>7,01</u>	<u>7,20</u>	<u>7,45</u>	<u>7,60</u>	<u>8,13</u>	
			D	CD	BC	B	A	
Nitrites	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>0,32</u>	<u>0,39</u>	B	A		
	Site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>0,18</u>	<u>0,30</u>	<u>0,37</u>	<u>0,41</u>	<u>0,51</u>	
			E	D	C	B	A	
Nitrates	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>15,25</u>	<u>22,63</u>	B	A		
	Site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>7,58</u>	<u>16,96</u>	<u>20</u>	<u>23,05</u>	<u>27,11</u>	
			E	D	C	B	A	
Conductivité	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>2943,87</u>	<u>3270,07</u>	B	A		
	Site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>1913,67</u>	<u>2651</u>	<u>3081,5</u>	<u>3339,33</u>	<u>4549,33</u>	
			E	D	C	B	A	
MES	AVE/APE	15	APE		AVE		2	
			<u>82,06</u>	<u>142,26</u>	B	A		
	Site	6	St	S4	S3	S2	S1	5
			<u>31</u>	<u>108,50</u>	<u>130,33</u>	<u>139,83</u>	<u>151,16</u>	
			D	C	B	AB	A	

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 09. Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres physico chimiques des eaux, entre les cinq sites, avant et après épuration.

Paramètres Etudiés	Groupes					Nombre de groupes
La dureté	S4 465,33	S3 509,66	S2 576,16	S1 637,50	St <u>401,66</u> A	5
Ca ²⁺	S4 270,33	S3 279,83	S2 302,83	S1 337,33	St <u>245,83</u> A	5
Mg ²⁺	S4 <u>195</u> A	S3 229,83	S2 273,33	S1 300,16	St <u>155,83</u> A	4
pH	S4 <u>7,20</u> A	S3 7,45	S2 7,60	S1 8,13	St <u>7,01</u> A	4
Nitrites	S4 0,30	S3 0,37	S2 0,41	S1 0,51	St <u>0,18</u> A	5
Nitrates	S4 16,96	S3 20	S2 23,05	S1 27,11	St <u>7,58</u> A	5
La conductivité	S4 2651	S3 3081,5	S2 3339,33	S1 4549,33	St <u>1913,67</u> A	5
MES	S4 108,50	S3 130,33	S2 139,83	S1 151,16	St <u>31,00</u> A	5

2.2. Paramètres bactériologiques.

- *Coliformes totaux.*

Le dénombrement des *Coliformes fécaux*, avant séjour dans les bacs d'épuration, présente les valeurs moyennes suivantes : 240 grm/100ml pour le St, 2400 grm/100ml pour le S1, 1100 grm/100ml pour les sites S2 et S4 et 460 grm/100ml pour le S3. Après séjour on a enregistré un bon abattement des *Coliformes fécaux* dans les eaux épurées par rapport aux eaux usées brutes. Cet abattement varie entre 50%, 80,83%, 78,18% et 47,82%, respectivement pour les sites St, S1, (S2, S4) et S3.

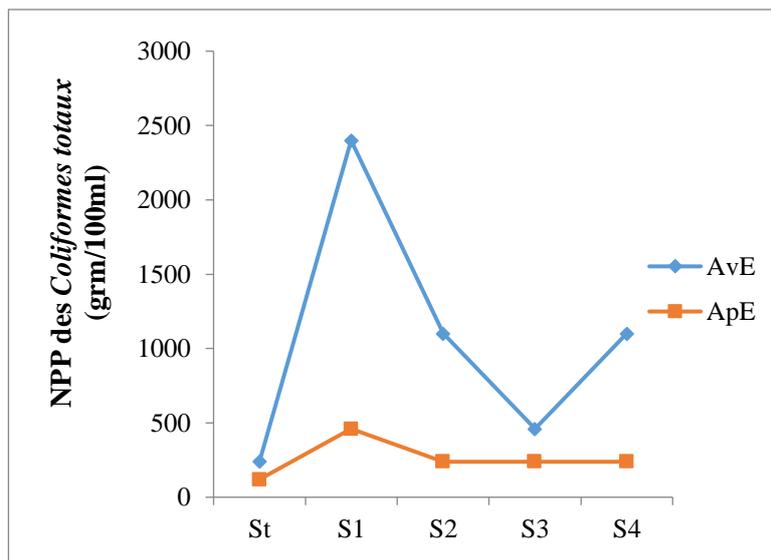


Figure 19. Le dénombrement des *Coliformes totaux* dans les cinq sites, avant et après épuration

- *Coliforme fécaux.*

Les valeurs moyennes du NPP, des *Coliformes fécaux* avant le séjour dans les bacs plantés de *T.latifolia* sont : 240 gm/100ml pour le St, 2400 gm/100ml pour le S1 et 1100gm/100ml pour S2, S3 et S4. Après le passage des eaux dans les bacs plantés, nous constatons une diminution du taux des *Coliformes fécaux* pour les cinq sites, l'abattement observé pour ce paramètre peut varier entre 80% et 78% pour les sites pollués et 37,5% pour le St.

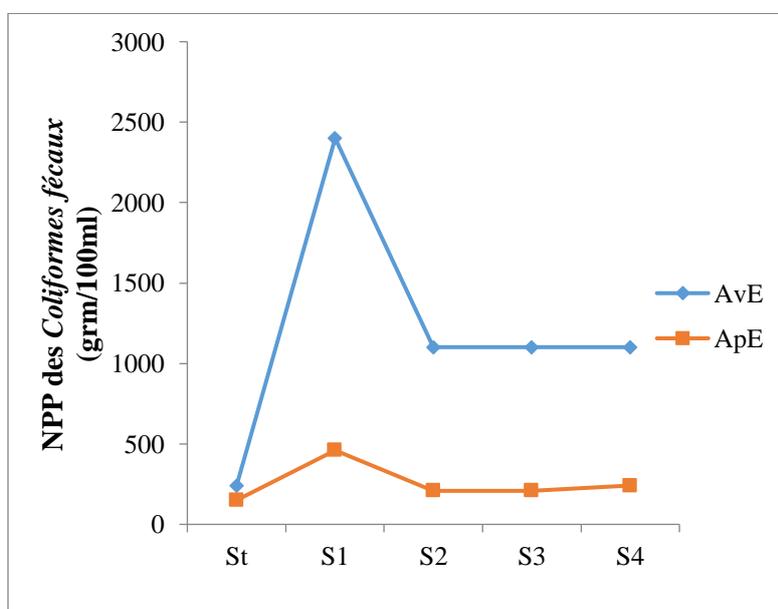


Figure 20. Le dénombrement des *Coliformes fécaux* dans les cinq sites, avant et après épuration

- *Streptocoques fécaux.*

La figure 21, montre les variations du nombre des *Streptocoques fécaux* dans les cinq sites, les valeurs enregistrées dans les échantillons des eaux usées brutes sont supérieures à celles des échantillons des eaux épurées. Pour le S1 nous constatons une valeur moyenne supérieur à 2400gm/100ml avant séjour alors qu'après séjour cette valeur a diminué à 460 gm/100ml. Pour les autres sites nous enregistrons aussi une diminution des *Streptocoques fécaux*, qui peut atteindre 83% (S3 et S4) et 80 % (S2).

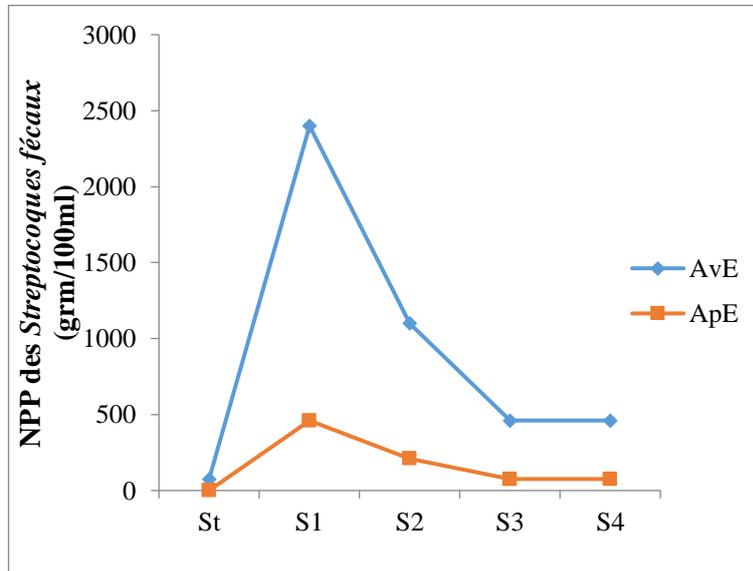


Figure 21. Le dénombrement des *Streptocoques fécaux* dans les cinq sites, avant et après épuration.

- *Germes totaux.*

Le dénombrement des *Germes totaux* illustré dans la figure 22, montre que les résultats fluctuent entre 360 et 1200 gm/100ml avant épuration, et entre 160 et 520 gm/100ml après épuration. Donc la présence de *T.latifolia* a joué un rôle important dans la décontamination des eaux. On a enregistré une absence de *Germes totaux* au niveau du site St.

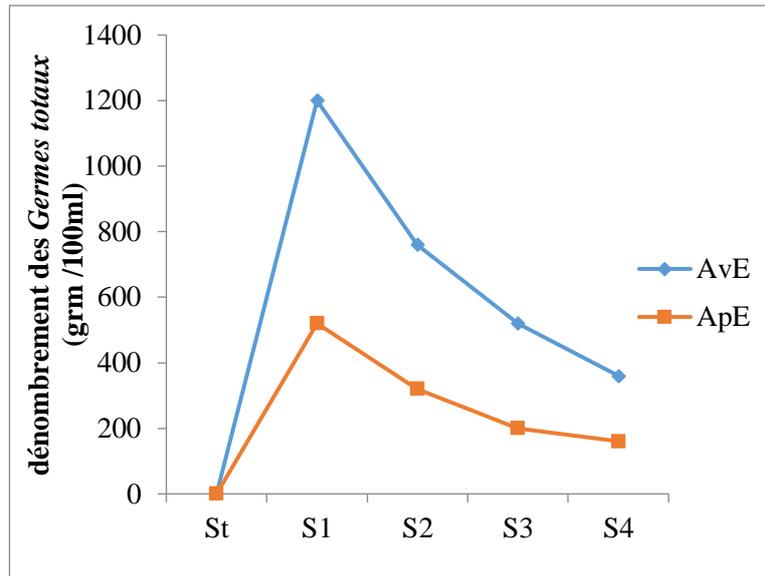


Figure 22. Le dénombrement des *Germes totaux* dans les cinq sites, avant et après épuration.

- *Staphylocoques aureus*.

Le dénombrement des *Staphylocoques aureus* dans les échantillons des eaux usées, a démontré une absence des *Staphylocoques* dans le St, et leur présence dans les autres sites, après passage dans les bacs d'épuration, nous avons noté une diminution des bactéries qui varie entre 75 et 83 %, pour les sites S1, S2, S3 et S4.

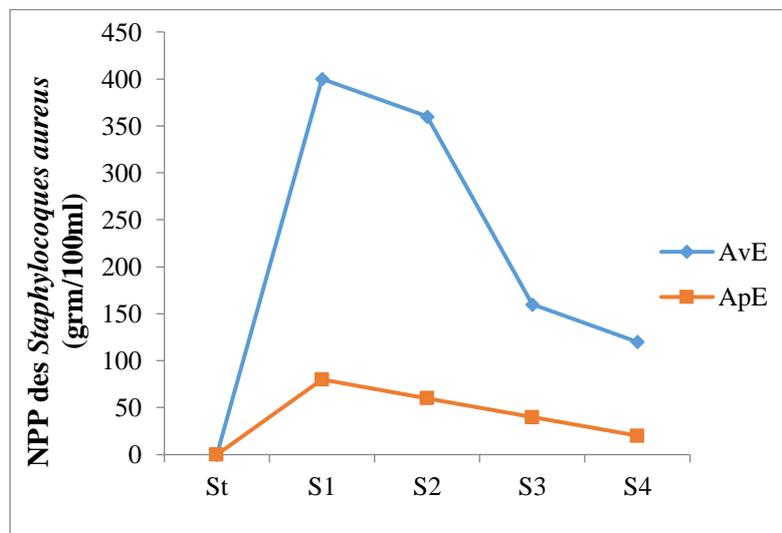


Figure 23. Le dénombrement des *Staphylocoques aureus* dans les cinq sites, avant et après épuration.

- *Clostridium sulfito-réducteurs.*

Les variations des *Clostridium sulfito réducteurs* par la méthode de NPP avant épuration, ont mis en évidence des valeurs qui arrivent jusqu'à 2400 et 1100 grm/100ml respectivement pour les sites S1 et S2, après épuration on note une bonne réduction de ce paramètre qui fluctue entre 80 et 90%.

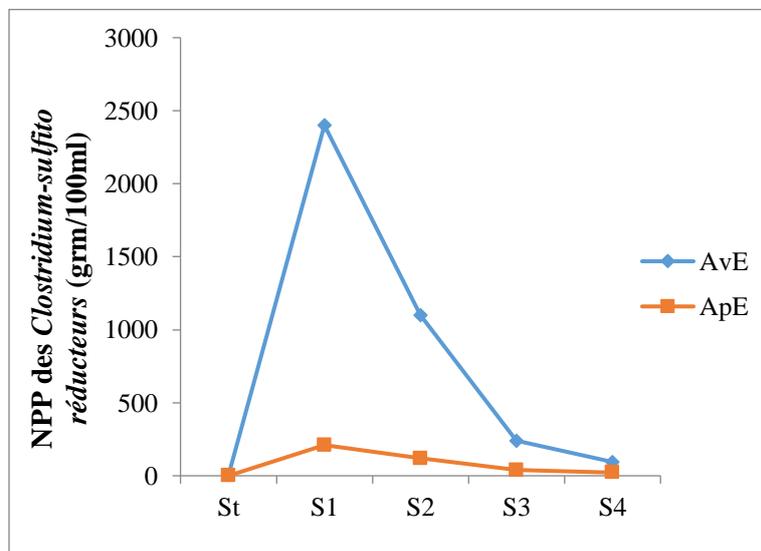


Figure 24. Le dénombrement des *Clostridium sulfite réducteurs* dans les cinq sites, avant et après épuration.

2.3. Dosage des poussières métalliques dans les eaux usées.

- Fer.

Les résultats du fer total, avant épuration sont plus élevés dans le S1 près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar » : $2,24\text{mg/l} \pm 0,01$ alors que dans le site St nous avons enregistré une valeur moyenne de $0,54\text{mg/l} \pm 0,02$. Après épuration nous constatons une diminution de la teneur en fer dans le S1 et même dans les autres sites. Cette diminution est supérieure à 20% pour les cinq bacs d'épuration.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (tableau 10) pour la comparaison entre les sites, et entre deux périodes d'analyse AVE et APE, a permis de mettre en évidence l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$).

Les résultats du test de TUKEY, indiquent la présence de deux groupes différents pour la variable épuration : A(AVE) et B (APE), et quatre groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3, S4) et D (St), donc le S3 et les S4 sont identique entre eux et différents des autres sites.

Le test de DUNETT, représenté dans le tableau 12, indique que le St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S4.

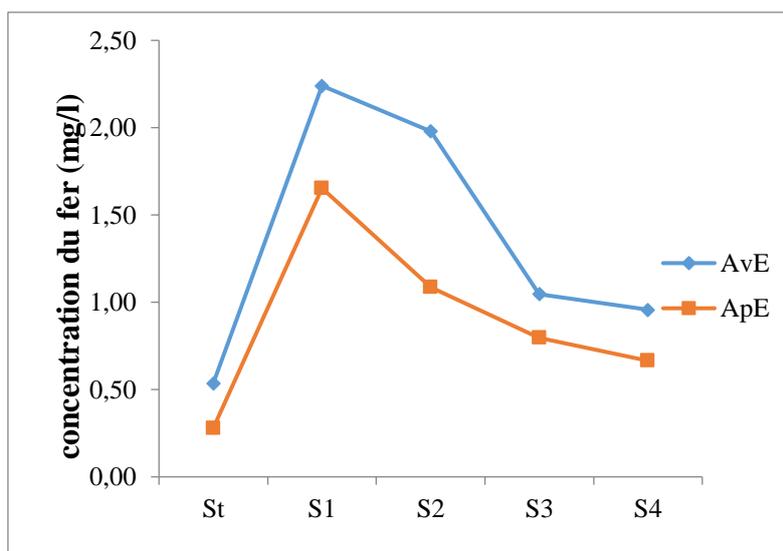


Figure 25. Les variations de la concentration du fer dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.

- Zinc.

L'étude statistique de base des résultats du Zinc dans les sites de prélèvement, avant et après épuration, montre que le taux du zinc dans le St est à l'état de traces $0,007\text{mg/l} \pm 0,005$, après épuration nous constatons une élimination complète du zinc dans le premier bac d'épuration (contenant l'eau du St). Dans les autres sites les valeurs moyennes du zinc dépassent le $0,30\text{mg/l}$, mais ces valeurs diminuent après épuration, cette diminution arrive jusqu'à 25%.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, montre l'existence des différences très hautement significative ($p = 0,000$) entre les cinq sites et entre les deux temps d'épuration AVE/APE.

Les résultats du test de TUKEY illustrés dans le tableau 11, révèlent que pour l'épuration il existe deux groupes A (AVE), B (APE). Alors que pour les sites de prélèvement nous constatons la présence de cinq groupes : A (S1), AB (S2), B (S3), C (S4) et D (St)

Le tableau 12, représente le test de DUNETT qui indique que le St est différent des autres sites

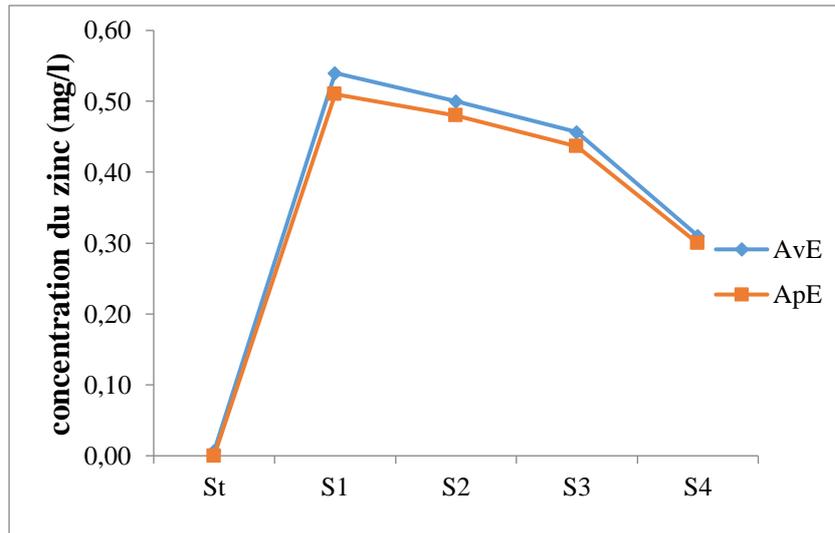


Figure 26. Les variations de la concentration du zinc dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

- Chrome.

Les résultats de la concentration en chrome, dans les sites de prélèvement sont minimales par rapport aux concentrations des autres métaux, 0,05 mg/l dans le site le plus pollué S1. Nous constatons une réduction de ces concentrations après épuration : 0,001mg/l, 0,01mg/l, 0,005mg/l, 0,003mg/l et 0,002mg/l respectivement pour le St, S1, S2, S3 et S4.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les sites et entre les deux temps d'épuration, révèle la présence des différences très hautement significative ($p = 0,000$)

Le classement des groupes par le test de TUKEY montre : pour l'épuration deux groupes : A (AVE), B (APE) et pour les sites deux groupes : A (S1) et B (S2, S3, S4 et St). Les groupes S2, S3, S4 et St sont donc identiques entre eux et différents du site S1.

Le test de DUNETT, indique que le St est identique aux sites S2, S3 et S4, et différent du site S1.

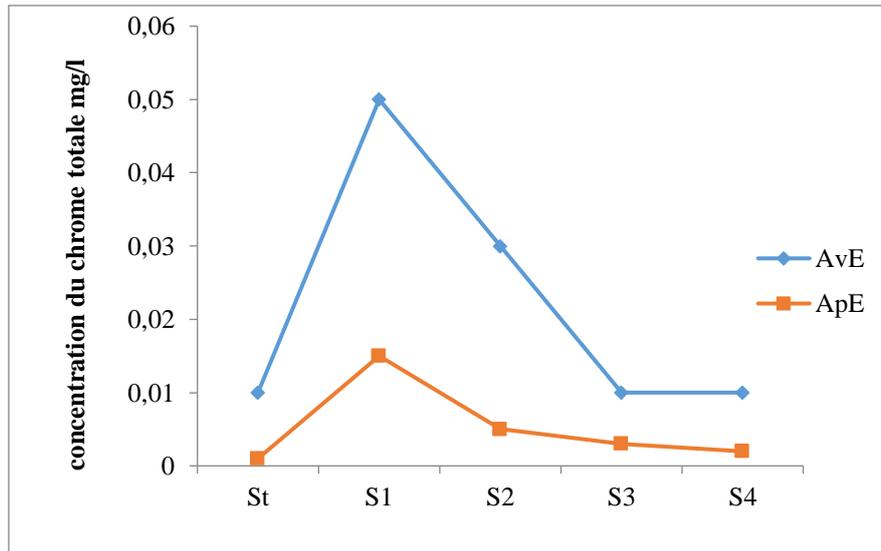


Figure 27. Les variations de la concentration du chrome dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration.

- Cuivre.

Une diminution de la concentration en cuivre a été enregistrée après épuration, la diminution varie entre 20% et 25% pour les cinq bacs d'épuration. (Contenant l'eau des cinq sites)

Des différences très hautement significatives $p = 0,000$ sont enregistrés, entre les cinq sites et entre les deux temps d'épuration lors de l'application de l'analyse de la variance à deux critères de classification.

Le tableau 11, illustre le test de TUKEY, qui nous a permis de mettre en évidence la présence de deux groupes pour l'épuration : A (AVE) et B (APE) et cinq groupes pour les sites : A(S1), B (S2), C (S3), D (S4) et D (St).

Les résultats du test de DUNETT, indiquent que le St est différent des autres quatre sites S1, S2, S3 et S4.

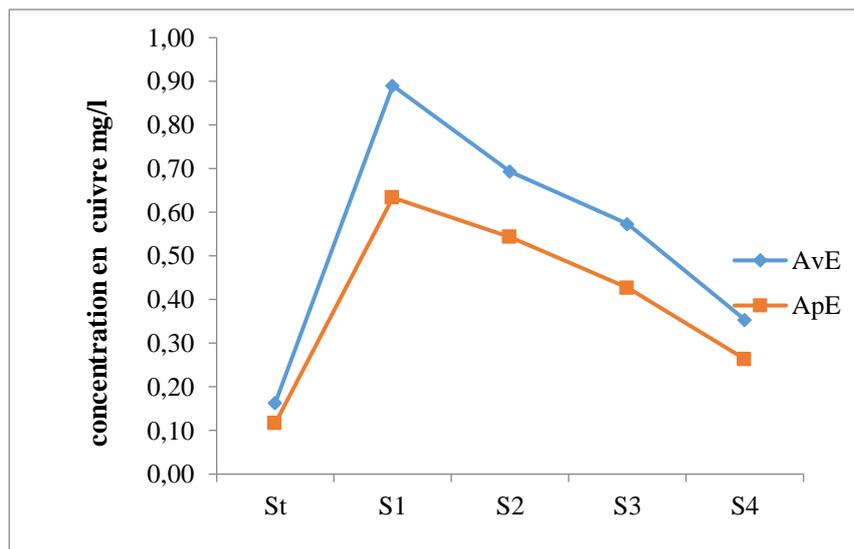


Figure 28. Les variations de la concentration du cuivre dans les cinq sites de prélèvement, avant et après épuration

Tableau 10. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, et entre les deux temps AVE/APE.

Paramètres Étudiés	Variables	Ddl	CM	F _{obs}	P
Fer	AVE/APE	1	1,55	75,89	0,000 ***
	Site	4	2,24	109,45	0,000 ***
Zinc	AVE/APE	1	0,05	72,04	0,000 ***
	Site	4	0,22	292,00	0,000 ***
Chrome	AVE/APE	1	0,002	42,96	0,000 ***
	Site	4	0,0007	11,99	0,000 ***
Cuivre	AVE/APE	1	0,14	48,13	0,000 ***
	Site	4	0,36	122,79	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 11. Test de TUKEY pour la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, avant et après épuration

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes					Nombre de groupes
Fer	Epuration	15	APE 0,89 B		AVE 1,35 A			2
	Site	6	St 0,40 D	S4 0,81 C	S3 0,92	S2 1,53 B	S1 1,94 A	4
Zinc	Epuration	15	APE 0,27 B		AVE 0,36 A			2
	Site	6	St 0,003 D	S4 0,27 C	S3 0,40 B	S2 0,44 AB	S1 0,47 A	5
Chrome	Epuration	15	APE 0,27 B		AVE 0,36 A			2
	Site	6	St 0,007 B	S4 0,006	S3 0,01	S2 0,01	S1 0,03 A	2
Cuivre	Epuration	15	APE 0,39 B		AVE 0,53 A			2
	Site	6	St 0,14 E	S4 0,30 D	S3 0,50 C	S2 0,01 B	S1 0,76 A	5

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

AVE : avant épuration

APE : après épuration

Tableau 12. Test de DUNETT pour la comparaison des concentrations des ETMs, entre les cinq sites, avant et après épuration

Paramètres Etudiés	Groupes					Nombre de groupes
Fer	S4 0,81	S3 0,92	S2 1,53	S1 1,94	St <u>0,40</u> A	5
Zinc	S4 0,27	S3 0,40	S2 0,44	S1 0,47	St <u>0,003</u> A	5
Chrome	S4 <u>0,006</u>	S3 0,01	S2 0,01	S1 0,03	St <u>0,007</u> A	2
Cuivre	S4 0,30	S3 0,50	S2 0,01	S1 0,76	St <u>0,14</u> A	5

3. Paramètres étudiés chez *Typha latifolia*.

3.1. Paramètres biométriques.

- **Nombre moyen des racines.**

L'étude statistique de base, du nombre moyen des racines dans les cinq sites, montre que le NMR est plus élevé dans les sites pollués S1, S2, S3 et S4, par rapport au site moins pollué St, durant les deux saisons. Les valeurs les plus élevées, sont enregistrées dans le site le plus proche au complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar » S1.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, montre l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les cinq sites et entre les deux saisons.

Le tableau 14, illustre les résultats du test de TUKEY, qui nous a permis de mettre en évidence la classification des groupes homogènes comme suit : deux groupes pour les saisons : A (H), B (P), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St), donc chaque site et chaque saison sont différents l'un de l'autre.

Les résultats du test de DUNETT, indiquent que pour les deux saisons le site St est différent des autres sites.

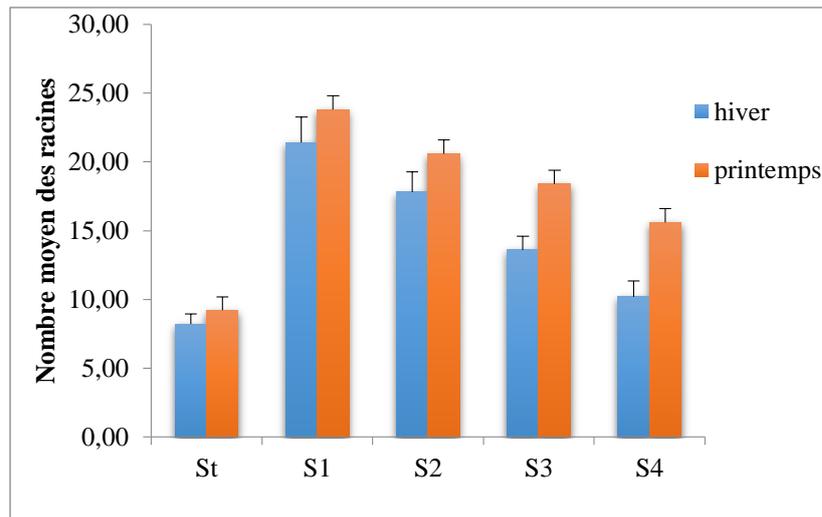


Figure 29. Le nombre moyen des racines de *T.latifolia* dans les cinq sites, pendant les deux saisons ($m \pm SD$; $n = 5$)

- **Longueur moyenne des racines.**

L'étude statistique de la longueur moyenne des racines dans les cinq sites, montre une longueur moyenne de racines plus élevée dans les quatre sites S1, S2, S3 et S4 comparativement au site St.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, montre l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les cinq sites et entre les deux saisons.

Le test de TUKEY, a permis de mettre en évidence, deux groupes pour les saisons : A (H), B (P), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St), donc chaque site est différent l'un de l'autre, et aussi chaque saison est différente l'une de l'autre.

Le test de DUNETT, représenté dans le tableau 15, montre que pour les deux saisons le site St est différent des autres sites.

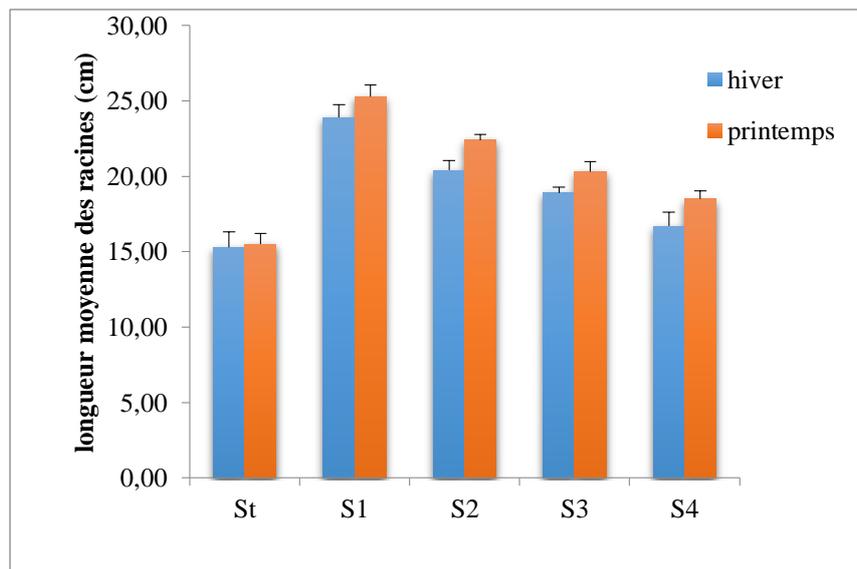


Figure 30. La longueur moyenne des racines de *T.latifolia* dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m \pm SD ; n = 5)

Tableau 13. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres biométriques de *T.latifolia*, entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.

Paramètres Etudiés	variables	Ddl	CM	F _{obs}	P
LMR	saison	1	134,480	65,37	0,000 ***
	Site	4	291,570	141,73	0,000 ***
NMR	saison	1	23,120	32,94	0,000 ***
	Site	4	124,520	177,42	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 14. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres biométriques de *T.latifolia* entre les deux saisons et les cinq.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes	Nombre de groupes														
LMR	saison	25	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>H</td> <td>P</td> </tr> <tr> <td><u>19,04</u></td> <td><u>20,40</u></td> </tr> <tr> <td>B</td> <td>A</td> </tr> </table>	H	P	<u>19,04</u>	<u>20,40</u>	B	A	2								
	H	P																
<u>19,04</u>	<u>20,40</u>																	
B	A																	
Site	10	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>St</td> <td>S4</td> <td>S3</td> <td>S2</td> <td>S1</td> </tr> <tr> <td><u>15,40</u></td> <td><u>17,60</u></td> <td><u>19,60</u></td> <td><u>21,40</u></td> <td><u>24,60</u></td> </tr> <tr> <td>E</td> <td>D</td> <td>C</td> <td>B</td> <td>A</td> </tr> </table>	St	S4	S3	S2	S1	<u>15,40</u>	<u>17,60</u>	<u>19,60</u>	<u>21,40</u>	<u>24,60</u>	E	D	C	B	A	5
St	S4	S3	S2	S1														
<u>15,40</u>	<u>17,60</u>	<u>19,60</u>	<u>21,40</u>	<u>24,60</u>														
E	D	C	B	A														
NMR	saison	25	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>H</td> <td>P</td> </tr> <tr> <td><u>14,24</u></td> <td><u>17,52</u></td> </tr> <tr> <td>B</td> <td>A</td> </tr> </table>	H	P	<u>14,24</u>	<u>17,52</u>	B	A	2								
	H	P																
<u>14,24</u>	<u>17,52</u>																	
B	A																	
site	10	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>St</td> <td>S4</td> <td>S3</td> <td>S2</td> <td>S1</td> </tr> <tr> <td><u>8,70</u></td> <td><u>12,90</u></td> <td><u>16,00</u></td> <td><u>19,20</u></td> <td><u>22,60</u></td> </tr> <tr> <td>E</td> <td>D</td> <td>C</td> <td>B</td> <td>A</td> </tr> </table>	St	S4	S3	S2	S1	<u>8,70</u>	<u>12,90</u>	<u>16,00</u>	<u>19,20</u>	<u>22,60</u>	E	D	C	B	A	5
St	S4	S3	S2	S1														
<u>8,70</u>	<u>12,90</u>	<u>16,00</u>	<u>19,20</u>	<u>22,60</u>														
E	D	C	B	A														

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 15. Test de DUNETT de la comparaison des paramètres biométriques de *T.latifolia* entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Paramètres Etudiés	Groupes	Nombre de groupes															
NMR	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>S4</td> <td>S3</td> <td>S2</td> <td>S1</td> <td>St</td> </tr> <tr> <td>12,90</td> <td>16,00</td> <td>19,20</td> <td>22,60</td> <td><u>8,70</u></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>A</td> </tr> </table>	S4	S3	S2	S1	St	12,90	16,00	19,20	22,60	<u>8,70</u>					A	5
S4	S3	S2	S1	St													
12,90	16,00	19,20	22,60	<u>8,70</u>													
				A													
LMR	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>S4</td> <td>S3</td> <td>S2</td> <td>S1</td> <td>St</td> </tr> <tr> <td>17,60</td> <td>19,60</td> <td>21,40</td> <td>24,60</td> <td><u>15,40</u></td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>A</td> </tr> </table>	S4	S3	S2	S1	St	17,60	19,60	21,40	24,60	<u>15,40</u>					A	5
S4	S3	S2	S1	St													
17,60	19,60	21,40	24,60	<u>15,40</u>													
				A													

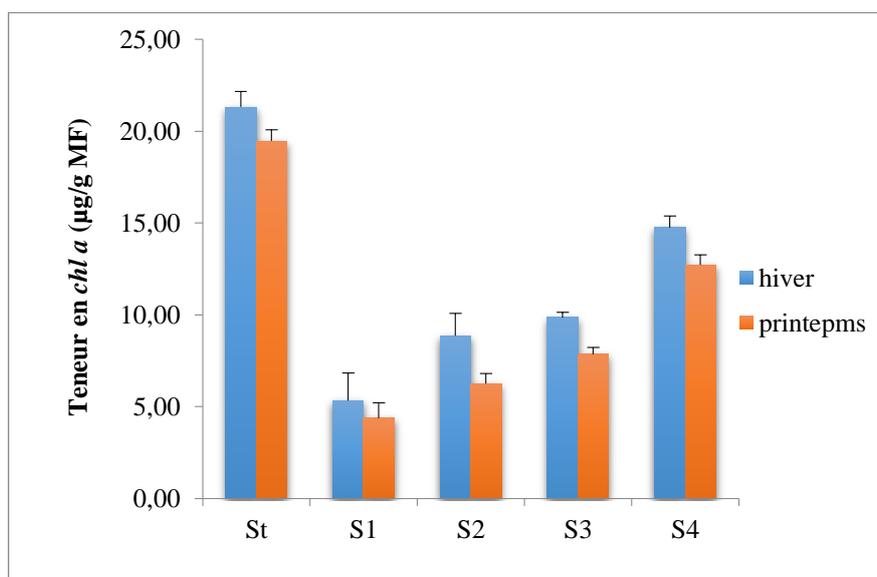
3.2. Paramètres physiologiques.

- **Chl *a*.**

Les résultats obtenus, montrent que la teneur en chl *a* dans le site St, est supérieure aux teneurs enregistrées dans les quatre sites S1, S2, S3 et S4, dans les deux saisons, donc plus le site est pollué plus la teneur en chlorophylle diminue.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, révèle qu'il existe des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), entre les cinq sites et entre les deux saisons.

Le test de TUKEY, a permis de mettre en évidence l'existence de deux groupes pour les saisons : A (H), B (P), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St).



**Figure 31. La teneur en chl *a* dans les cinq sites pendant les deux saisons
($m \pm SD$; $n = 5$)**

- **Chl *b*.**

Les valeurs enregistrées, indiquent que les teneurs en chl *b* dans les sites pollués S1, S2, S3 et S4 sont inférieurs aux celles du site St, dans les deux saisons. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées en hiver.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée, montre l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les cinq sites de prélèvement et entre les deux saisons.

Le test de TUKEY, a permis de classer les groupes homogènes comme suit : deux groupes pour les saisons : A (P), B (H), et quatre groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3) et D (St et S4).

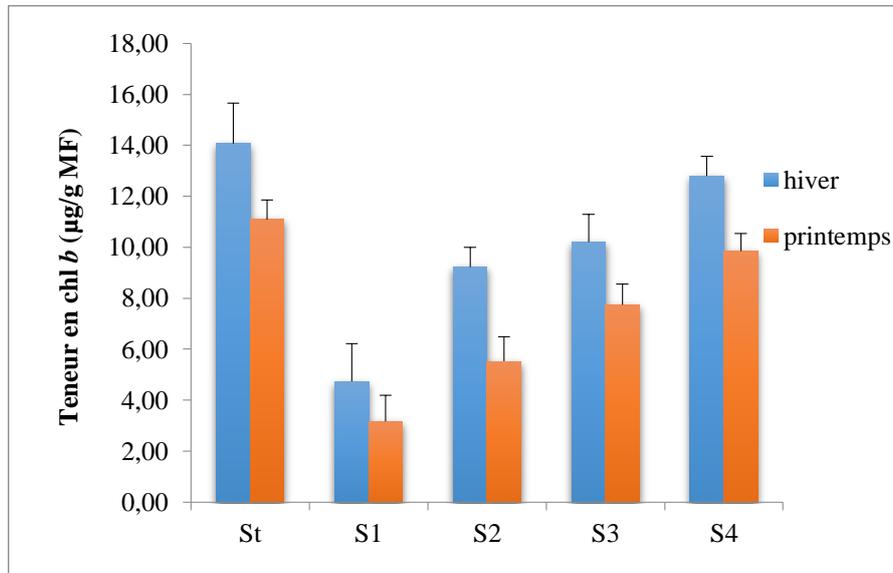


Figure 32. La teneur en chl *b* dans les cinq sites pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)

- **Chl *a+b*.**

Une diminution de la teneur en chl *a+b* est observée, au niveau des sites pollués comparativement au site considéré comme témoin St, la diminution est plus marquée au printemps.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée, nous a permis de mettre en évidence la présence de différences très hautement significatives $p = 0,000$

Les résultats du test de classement de TUKEY, indiquent la présence de deux groupes pour les saisons : A (P) et B (H), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St).

Les résultats du test de DUNETT, représentés dans le tableau 18, indiquent que pour les deux saisons, le site St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S4, et ceci pour le chl *a*, chl *b*, chl *a+b*

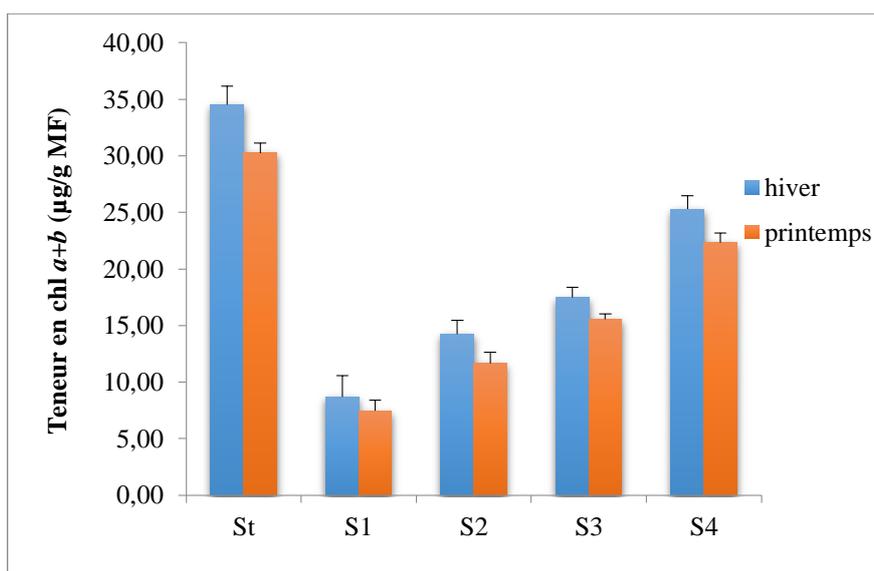


Figure 33. La teneur en Chl *a+b* dans les cinq sites pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)

Tableau 16. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres physiologiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.

Paramètres Etudiés	Variables	ddl	CM	F _{obs}	P
Chl <i>a</i>	saison	1	44,38	52,16	0,000 ***
	Site	4	375,001	440,63	0,000 ***
Chl <i>b</i>	saison	1	93,599	68,80	0,000 ***
	Site	4	115,673	85,03	0,000 ***
Chl <i>a+b</i>	Saison	1	84,682	45,79	0,000 ***
	Site	4	912,322	493,30	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 17. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres physiologiques de *T.latifolia*, entre les deux saisons et les cinq sites.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes	Nombre de groupes
Chl a	saison	25	$\begin{array}{cc} \text{H} & \text{P} \\ \frac{12,02}{\text{B}} & \frac{10,13}{\text{A}} \end{array}$	2
	site	10	$\begin{array}{ccccc} \text{St} & \text{S4} & \text{S3} & \text{S2} & \text{S1} \\ \frac{20,39}{\text{E}} & \frac{13,37}{\text{D}} & \frac{8,85}{\text{C}} & \frac{7,75}{\text{B}} & \frac{4,84}{\text{A}} \end{array}$	5
Chl b	saison	25	$\begin{array}{cc} \text{H} & \text{P} \\ \frac{10,20}{\text{B}} & \frac{7,47}{\text{A}} \end{array}$	2
	site	10	$\begin{array}{ccccc} \text{St} & \text{S4} & \text{S3} & \text{S2} & \text{S1} \\ \frac{12,58}{\text{D}} & \frac{11,32}{\text{D}} & \frac{8,98}{\text{C}} & \frac{7,37}{\text{B}} & \frac{3,94}{\text{A}} \end{array}$	4
Chl a+b	saison	25	$\begin{array}{cc} \text{H} & \text{P} \\ \frac{9,53}{\text{B}} & \frac{3,38}{\text{A}} \end{array}$	2
	site	10	$\begin{array}{ccccc} \text{St} & \text{S4} & \text{S3} & \text{S2} & \text{S1} \\ \frac{32,39}{\text{E}} & \frac{23,82}{\text{D}} & \frac{16,46}{\text{C}} & \frac{12,94}{\text{B}} & \frac{8,06}{\text{A}} \end{array}$	5

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 18. Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres physiologiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Paramètres étudiés	Groupes					Nombre de groupes
Chl a	S4 13,73	S3 8,85	S2 7,55	S1 4,84	St 20,39 A	5
Chl b	S4 11,32	S3 8,98	S2 7,37	S1 3,94	St 12,55 A	5
Chl a+b	S4 23,82	S3 16,46	S2 12,94	S1 8,06	St 32,39 A	5

3.3. Paramètres biochimiques.

- **Dosage des protéines totales.**

Les résultats de cette étude, montrent que les valeurs enregistrées au niveau du site St, sont inférieures aux valeurs enregistrées au niveau des autres sites. Les valeurs les plus élevées sont enregistrés au niveau du site S1.

L'analyse de la variance à deux critères de classification représentée dans le tableau 19, montre la présence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Le test de TUKEY, nous a permis de classer deux groupes pour les saisons : A (P) et B (H), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), BC (S4) et D (St).

Les résultats du test de DUNETT (tableau 21), montrent que pour chaque saison, le St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S 4.

Les valeurs de l'étude statistique, de la teneur des protéines totales racinaires, au niveau du site St sont plus faibles, comparativement aux valeurs enregistrées au niveau des sites S1, S2, S3 et S4. Plus on s'éloigne du site S1 (près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar ») plus la teneur en protéines totales diminue.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, illustrée dans le tableau 19, montre la présence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) pour la comparaison entre les sites, et aussi pour la comparaison entre les saisons.

Le test de TUKEY, a permis de mettre en évidence deux groupes de classification pour les saisons : A (P) et B (H), et quatre groupes pour les sites : A (S1, S2), BC (S3), C (S4) et D (St). Les valeurs du S1 et S2 sont alors identiques entre elles mais différentes des valeurs des autres sites S3, S4 et St.

Le tableau 21, représente le test de DUNETT qui révèle que pour les deux saisons le St est différent des autres sites.

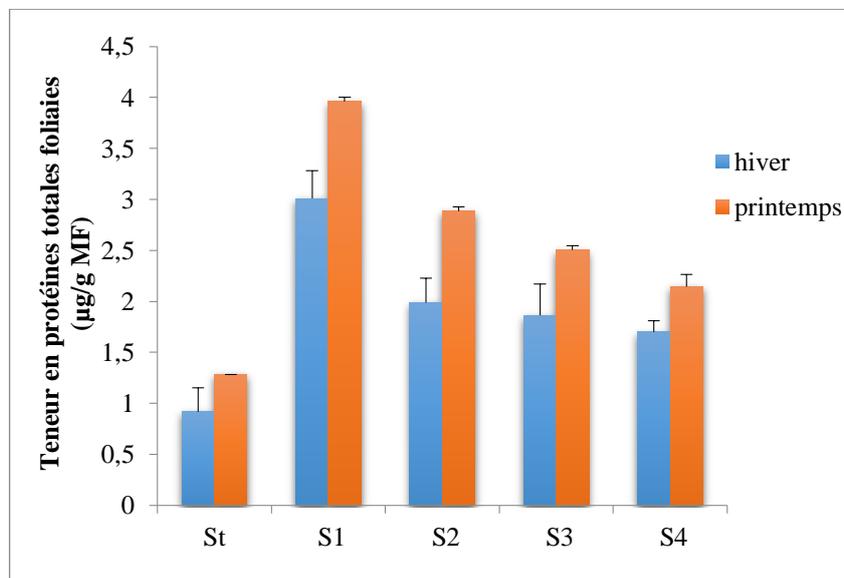


Figure 34. Les teneurs en protéines totales foliaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)

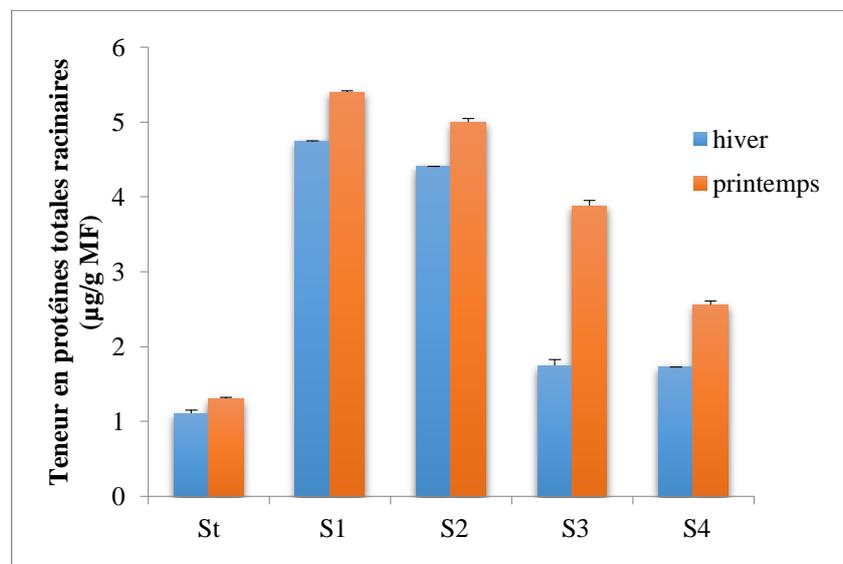


Figure 35. Les teneurs en protéines totales racinaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. (m ± SD ; n =

- **Dosage des sucres totaux.**

Les résultats obtenus, révèlent que la teneur en sucres totaux foliaires dans le site S1, en hiver et au printemps, est largement supérieur comparativement aux teneurs enregistrées au niveau des autres sites.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, pour la comparaison entre les cinq sites et pendant les deux saisons, révèle l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$).

Le test de TUKEY, représenté dans le tableau 20, indique l'existence de deux groupes pour les saisons : A (P), B (H) et quatre groupes pour les sites : A (S1), B (S2), BC (S3) et C (St, S4). Le test de DUNETT, indique que les sites St, S3 et S4 sont identiques entre eux et différents des sites S1 et S2.

Les valeurs statistiques des sucres racinaires les plus élevées sont enregistrées respectivement aux niveaux des sites S1, S2, S3 et S4 par rapport au site St. Le tableau 19, représente les résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification. Cette analyse montre la présence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux saisons.

Le test de TUKEY (tableau 20), nous a permis de classer les saisons en deux groupes comme suit : A (P), B(H), et les sites en quatre groupes : A (S1), AB (S2, S3), B (S4) et C (S4). Donc les sites S2 et S3 sont identiques entre eux est différents des autres sites.

Le test de DUNETT révèle que le St est différent des sites S1, S2, S3 et S4.

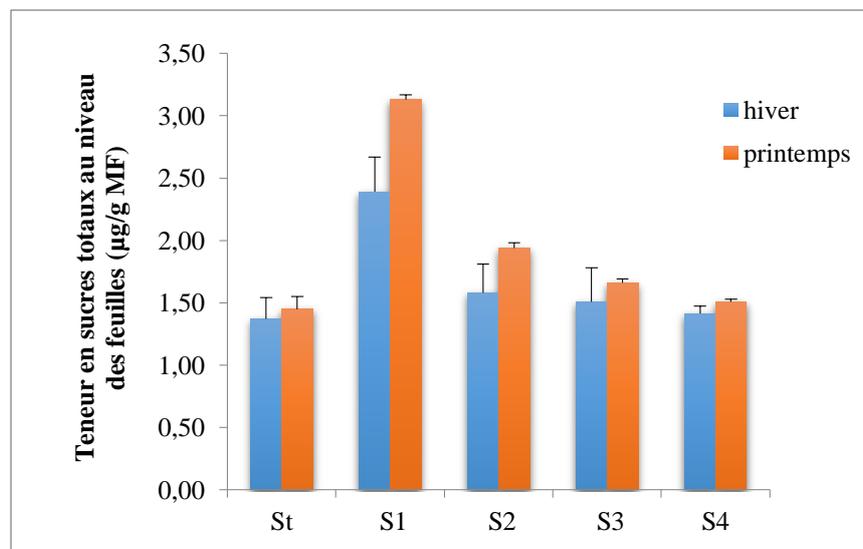


Figure 36. Les teneurs en sucres totaux foliaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

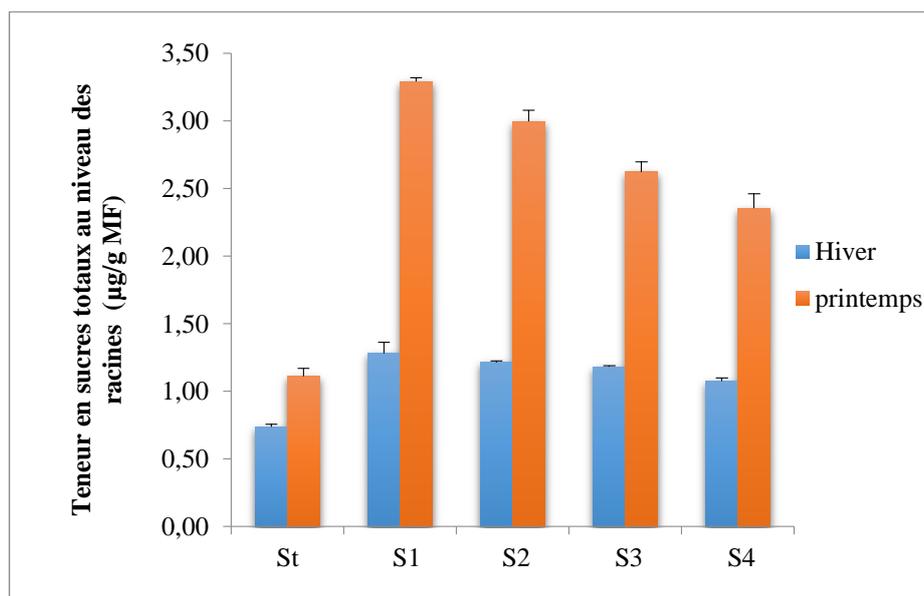


Figure 37. Les teneurs en sucres totaux racinaires au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

- **Dosage de la proline.**

Les valeurs des paramètres statistiques de base étudiés, indiquent une augmentation de la teneur en proline foliaire chez les plantes prélevées à partir des sites S1, S2, S3 et S4, par rapport à celles prélevées à partir du St.

Les résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification, montrent qu'il existe des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les sites et aussi entre les saisons.

Le test de TUKEY, nous a permis de classer les saisons en deux groupes comme suit : A (P) et B (H), et les sites en cinq groupes : A (S1), B (S2), C (S3) et D (S4) et E (St).

Le test de DUNETT, indique que le St est différent des sites S1, S2, S3 et S4 pendant les deux saisons.

Les résultats obtenus montrent une augmentation de la teneur en proline racinaire, dans les sites S1, S2, S3 et S4 comparativement au St. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau du site S1 pour la comparaison entre les sites, et pendant la saison printanière, pour ce qui est de la comparaison entre les saisons.

L'analyse de la variance à deux critères de classification pour la comparaison entre les cinq sites et pendant les deux saisons, révèle l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$).

Le test de TUKEY indique, la présence de deux groupes pour les saisons : A (P), B (H), et quatre groupes pour les sites : A (S1, S2), B (S3), C (S4) et D (St).

Le tableau 21, représente les résultats du test de DUNETT, qui indique que le St est différent des autres sites.

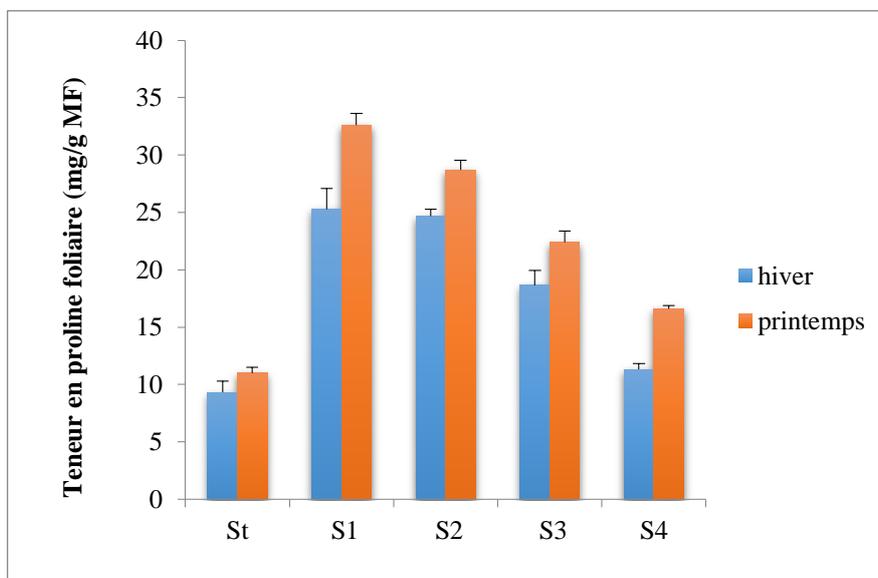


Figure 38. Les teneurs en proline foliaire au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

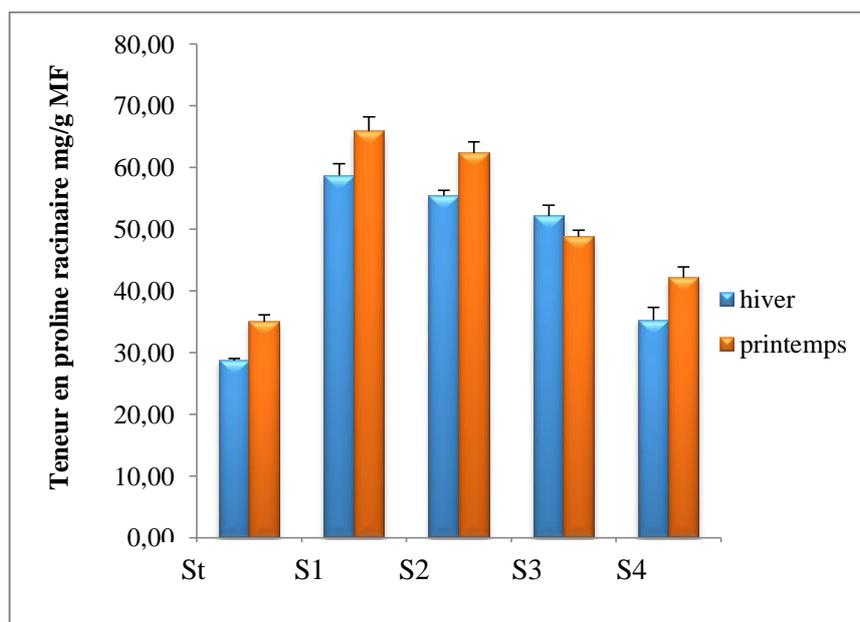


Figure 39. Les teneurs en proline racinaire au niveau des cinq sites pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

Tableau 19. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres biochimiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps

Paramètres Etudiés	Variables	ddl	CM	F_{obs}	P
Protéines totales foliaires	saïson	1	4,73	60,73	0,000 ***
	site	4	6,92	88,91	0,000 ***
Protéines totales racinaires	H/P	1	11,46	87,98	0,000 ***
	site	4	28,48	218,61	0,000 ***
Proline Foliaire	saïson	1	242,881	121,00	0,000 ***
	site	4	646,536	322,11	0,000 ***
Proline Racinaire	saïson	1	285,03	37,38	0,000 ***
	Site	4	1684,51	220,93	0,000 ***
Sucres totaux foliaires	saïson	1	1,00	35,86	0,000 ***
	site	4	3,10	110,37	0,000 ***
Sucres totaux racinaires	saïson	1	23,69	252,34	0,000 ***
	site	4	2,78	29,69	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 20. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres biochimiques de *T.latifolia*, entre les deux saisons et les cinq sites.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes					Nombre de groupes
Protéines totales foliaires	saison	25	H		P			2
			1,93		2,55			
			B		A			
	site	10	St	S4	S3	S2	S1	5
			1,20	1,92	2,18	2,43	3,48	
			D	C	BC	B	A	
Protéines totales racinaires	saison	25	H		P			2
			2,67		3,63			
			B		A			
	site	10	St	S4	S3	S2	S1	4
			1,21	1,96	2,82	4,70	5,07	
			D	C	BC	A		
Proline foliaire	saison	25	H		P			2
			17,84		22,25			
			B		A			
	site	10	St	S4	S3	S2	S1	5
			10,15	13,94	20,51	26,69	28,94	
			E	D	C	B	A	
Proline racinaire	Saison	25	H		P			2
			46,05		50,82			
			B		A			
	Site	10	St	S4	S3	S2	S1	4
			31,87	38,70	50,45	58,88	62,28	
			D	C	B	A		
Sucres totaux foliaires	saison	25	H		P			2
			1,65		1,93			
			B		A			
	site	10	St	S4	S3	S2	S1	4
			1,41	1,46	1,58	1,76	2,76	
			C		BC	B	A	
Sucres totaux racinaires	saison	25	H		P			2
			1,09		2,47			
			B		A			
	Site	10	St	S4	S3	S2	S1	4
			0,92	1,71	1,90	2,10	2,28	
			C	B	AB	A		

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes.

Tableau 21. Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres biochimiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Paramètres étudiés	Groupes					Nombre de groupes
Protéines totales foliaires	S4 1,92	S3 2,18	S2 2,43	S1 3,48	St <u>1,20</u> A	5
Protéines totales racinaires	S4 196	S3 2,82	S2 4,70	S1 5,07	St <u>1,21</u> A	5
Proline foliaire	S4 13,94	S3 20,51	S2 26,69	S1 28,34	St <u>10,15</u> A	5
Proline racinaire	S4 30,70	S3 50,45	S2 58,88	S1 62,28	St <u>31,87</u> A	5
Sucres totaux foliaires	S4 <u>1,46</u>	S3 <u>1,58</u>	S2 1,76	S1 2,76	St <u>1,41</u> A	3
Sucres totaux racinaires	S4 1,71	S3 1,90	S2 2,10	S1 2,28	St <u>0,92</u> A	5

3.4. Paramètres enzymatiques.

- **Dosage de l'activité catalase (CAT).**

La comparaison entre les cinq sites pendant les deux saisons, montre que l'activité catalase (que ce soit racinaire ou foliaire) dans le site S1, est la plus élevée comparativement aux autres sites, alors que celle du St est la plus faible.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux saisons, nous a révélé l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$).

Le test de TUKEY, illustré dans le tableau 23, indique l'existence de deux groupes différents pour les saisons : A (P) et B (H), et cinq groupes pour les sites : A (S1), AB (S2), BC (S3), CD (S4) et D (St).

Le test de DUNETT indique que le St est identique au S4, et différent des autres sites S1, S2 et S3. (Ces résultats sont similaires pour le CAT foliaire et le CAT racinaire).

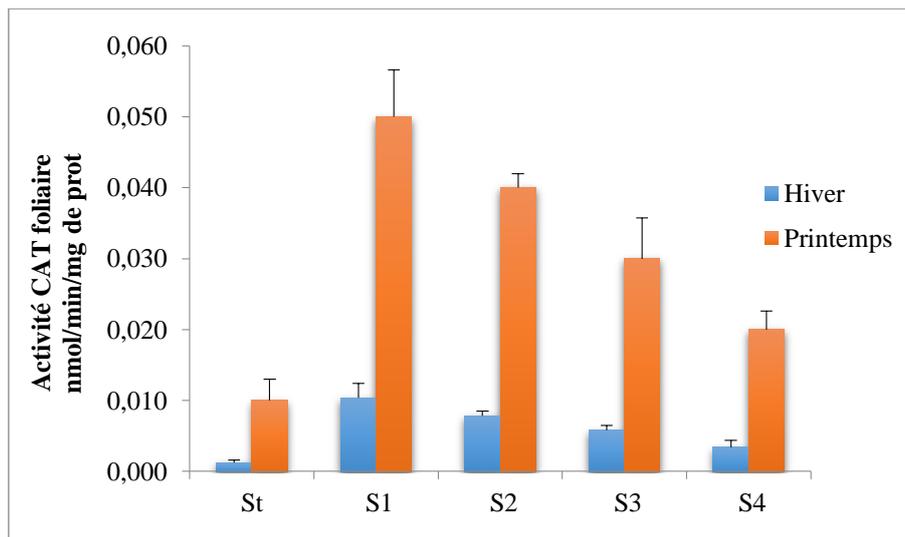


Figure 40. L'activité catalase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)

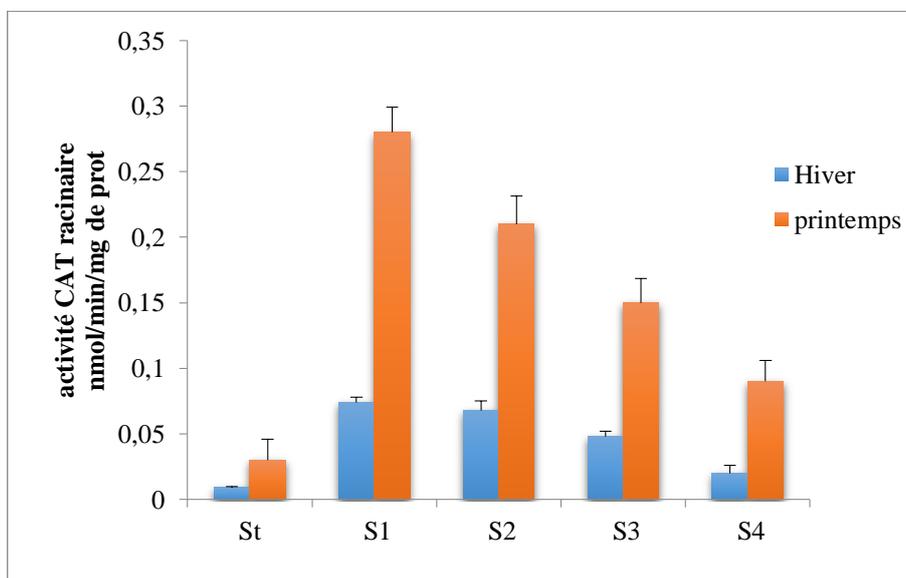


Figure 41. L'activité catalase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. (m ± SD ; n = 5)

- **Dosage de l'activité ascorbate peroxydase (APX).**

Les résultats obtenus, montrent que l'activité Ascorbate peroxydase APX (foliaire et racinaire) est plus élevée dans les sites pollués par rapport au site St loin des sources polluantes. L'activité APX est plus élevée au printemps.

L'analyse de la variance à deux critères de classification, montre la présence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), entre les deux saisons et entre les cinq sites.

Le test de TUKEY, nous a permis de classer les saisons en deux groupes : A (P) et B (H), et les sites en quatre groupes : A (S1), B (S2, S3), C (S4) et D (St). Le S2 et le S3 sont donc identiques entre eux et différents des autres sites, pour l'activité APX foliaire et racinaire.

Le test de DUNETT, indique que pour les deux saisons le St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S4. Ce résultat s'applique pour l'APX foliaire et l'APX racinaire.

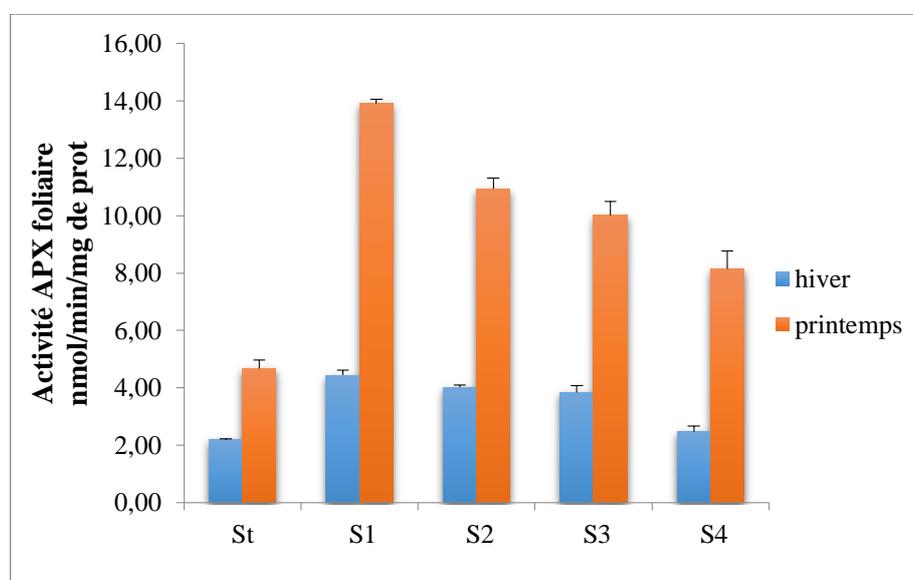


Figure 42. L'activité ascorbate peroxydase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

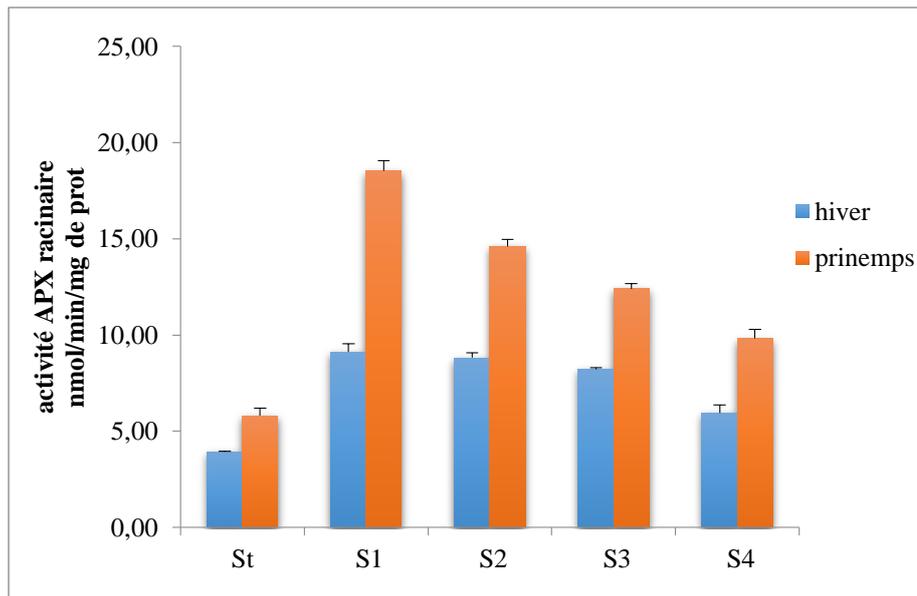


Figure 43. L'activité ascorbate peroxydase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons. ($m \pm SD$; $n = 5$)

- **Dosage de l'activité gâiacol peroxydase (GPX).**

Les résultats obtenus, montrent que l'activité GPX (foliaire et racinaire) est plus élevée dans les sites S1, S2, S3 et S4 comparativement au site St, c'est-à-dire, plus le site est pollué plus l'activité enzymatique augmente.

L'analyse de la variance, à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux saisons, a mis en évidence l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$). (GPX foliaire et GPX racinaire).

Le test de TUKEY appliqué sur le GPX foliaire et racinaire, indique la présence de deux groupes pour les saisons : A (P), B (H).

Pour les cinq sites, le test de TUKEY, a mis en évidence l'existence de quatre groupes pour l'activité GPX foliaire : A (S1), B (S2, S3), C (S4) et D (St) et cinq groupes pour le GPX racinaire : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St).

Le test de DUNETT, indique que les St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S4. (GPX foliaire et racinaire).

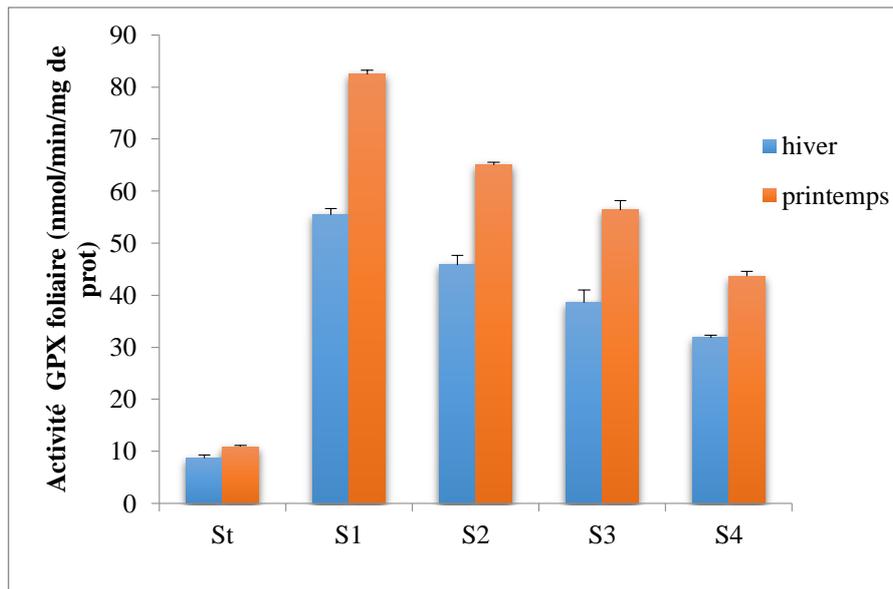


Figure 44. L'activité gaïacol peroxydase foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons ($m \pm SD$; $n = 5$)

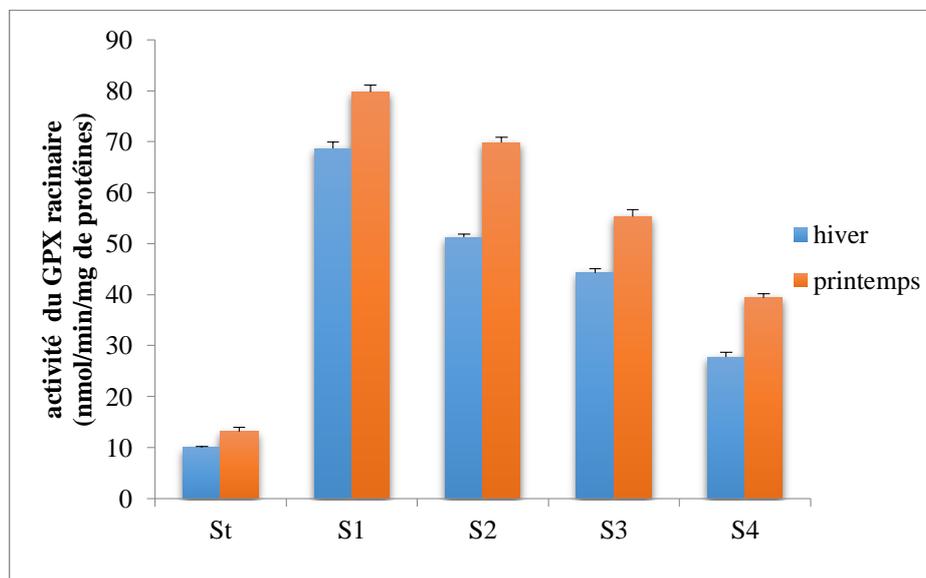


Figure 45. L'activité gaïacol peroxydase racinaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons ($m \pm SD$; $n = 5$)

Tableau 22. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres enzymatiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.

Paramètres Etudiés	Variables	ddl	CM	F_{obs}	P
Activité CAT foliaire	saison	1	0,007	185,83	0,000 ***
	Site	4	0,0008	21,05	0,000 ***
Activité CAT racinaire	saison	1	0,14	107,53	0,000 ***
	Site	4	0,03	29,83	0,000 ***
Activité APX foliaire	saison	1	473,02	304,27	0,000 ***
	Site	4	47,83	30,77	0,000 ***
Activité APX racinaire	saison	1	315,75	161,78	0,000 ***
	Site	4	120,34	61,67	0,000 ***
Activité GPX Foliaire	saison	1	3044,03	150,06	0,000 ***
	Site	4	4936,26	243,34	0,000 ***
Activité GPX Racinaire	saison	1	1542,46	193,77	0,000 ***
	Site	4	5908,45	742,25	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 23. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres enzymatiques de *T.latifolia*, entre les deux saisons et les cinq sites.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes					Nombre de groupes
Activité CAT foliaire	saison	25	H <u>0,005</u> B		P <u>0,03</u> A			2
	site	10	St <u>0,006</u> D	S4 <u>0,01</u> CD	S3 <u>0,01</u> BC	S2 <u>0,02</u> AB	S1 <u>0,03</u> A	5
Activité CAT Racinaire	saison	25	H <u>0,04</u> B		P <u>0,15</u> A			2
	site	10	St <u>0,01</u> D	S4 <u>0,05</u> CD	S3 <u>0,09</u> BC	S2 <u>0,13</u> AB	S1 <u>0,17</u> A	5
Activité APX Foliaire	saison	25	H <u>3,38</u> B		P <u>9,53</u> A			2
	site	10	St <u>3,43</u> D	S4 <u>5,30</u> C	S3 <u>6,91</u> B	S2 <u>7,47</u> B	S1 <u>9,17</u> A	4
Activité APX Racinaire	Saison	25	H <u>7,20</u> B		P <u>12,23</u> A			2
	Site	10	St <u>4,86</u> D	S4 <u>7,88</u> C	S3 <u>10,30</u> B	S2 <u>11,71</u> B	S1 <u>13,82</u> A	4
Activité GPX Foliaire	saison	25	H <u>3,38</u> B		P <u>9,53</u> A			2
	site	10	St <u>3,43</u> D	S4 <u>5,30</u> C	S3 <u>6,91</u> B	S2 <u>7,47</u> B	S1 <u>9,17</u> A	4
Activité GPX Racinaire	Saison	25	H <u>36,07</u> B		P <u>51,67</u> A			2
	Site	10	St <u>9,78</u> E	S4 <u>37,75</u> D	S3 <u>47,45</u> C	S2 <u>55,43</u> B	S1 <u>68,94</u> A	5

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 24. Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres enzymatiques de *T.latifolia*, entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Paramètres étudiés	Groupes					Nombre de groupes
Activité catalase foliaire	S4 0,012 A	S3 0,017	S2 0,023	S1 0,03	St 0,006 A	4
Activité catalase racinaire	S4 0,05 A	S3 0,09	S2 0,13	S1 0,17	St 0,01 A	4
Activité APX foliaire	S4 5,30	S3 6,91	S2 7,47	S1 9,17	St 3,43 A	5
Activité APX racinaire	S4 7,88	S3 10,30	S2 11,71	S1 13,82	St 4,86 A	5
Activité GPX foliaire	S4 37,75	S3 47,45	S2 55,43	S1 68,94	St 9,78 A	5
Activité GPX racinaire	St 33,54	S4 49,78	S3 60,53	S2 74,20	S1 11,54 A	5

3.5. Paramètres non enzymatiques.

- **La teneur en glutathion (GSH).**

L'étude statistique de base des résultats de la teneur en GSH racinaire et foliaire dans les cinq sites et pendant les deux saisons, montrent que cette dernière dans les sites S1, S2, S3 et S4 est largement supérieure à la teneur en GSH dans le site St.

Les valeurs moyennes plus élevées sont enregistrées au niveau du site S1 : GSH foliaire ($35,83 \pm 2,54 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ de prot/ hiver, $41,93 \pm 1,31 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ de prot/ printemps), GSH racinaire ($48,83 \pm 2,54 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ de prot/ hiver, $66,98 \pm 3,95 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ de prot/ printemps)

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux saisons, révèle l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$) pour le GSH foliaire et racinaire.

Le tableau 26, représente le test de TUKEY, qui nous a permis de classer les groupes de GSH racinaire et foliaire comme suit : deux groupes pour les saisons : A (P) et B (H), et cinq groupes pour les sites : A (S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St).

Les résultats du test de DUNETT, montre que pour le GSH racinaire et foliaire, le St est différent des autres sites S1, S2, S3 et S4.

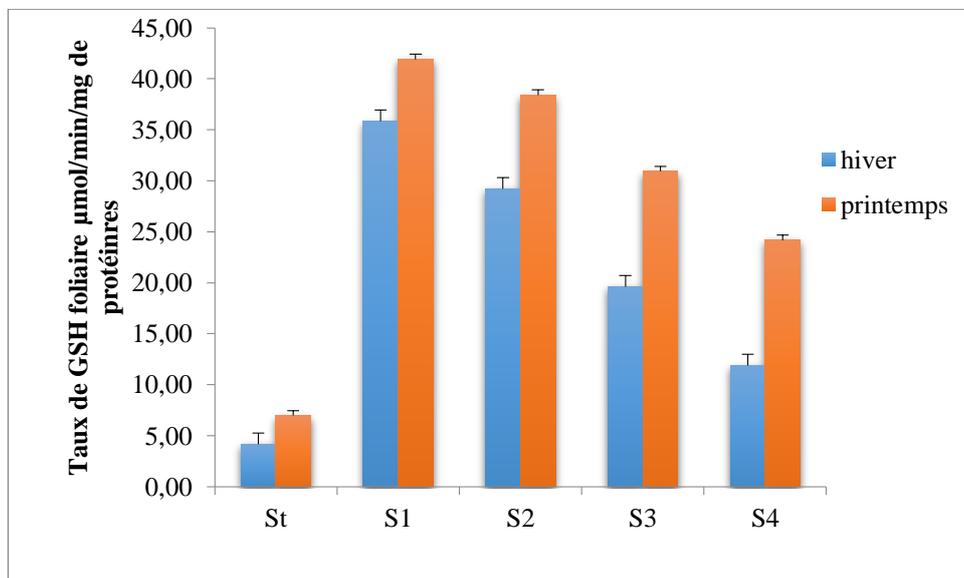


Figure 46. La teneur en glutathion foliaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)

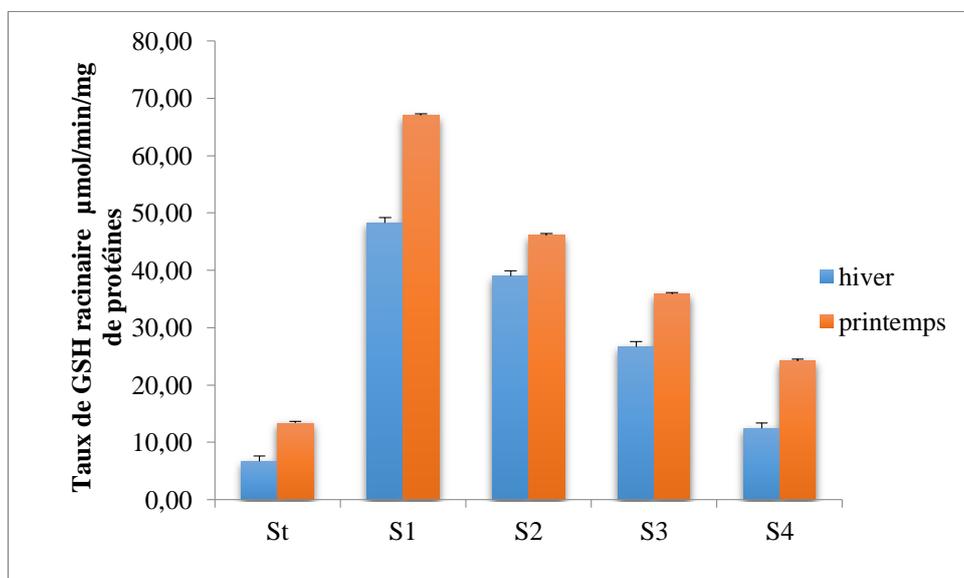


Figure 47. La teneur en glutathion racinaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons (m ± SD ; n = 5)

- **La teneur en malondialdéhyde (MDA).**

La comparaison entre les cinq sites pendant les deux saisons, montre que la teneur en MDA, dans le site S1 est la plus élevée comparativement aux autres sites, alors que celle du St est la plus faible.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux saisons, nous a révélé l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$).

Le test de TUKEY, représenté dans le tableau 26, nous a permis de classer les groupes comme suit : deux groupes pour les saisons : A (P) et B (H) et trois groupes pour les sites : A (S1), B (S2, S3) et D (S4, St). Donc les sites S2 et S3 sont identiques entre eux mais différents des sites S1, S4 et St. Et les sites S4 et St sont identiques entre eux est différents des autres sites. Le site S1 est différent des autres sites.

Le test de DUNETT indique que le St est identique au S4, et différent des autres sites.

Les résultats de cette étude, montrent que les valeurs du MDA racinaire, enregistrées au niveau du site St sont inférieures aux valeurs enregistrées au niveau des autres sites. Les valeurs les plus élevées sont enregistrés au niveau du site S1.

L'analyse de la variance à deux critères de classification représentée dans le tableau 25, montre la présence des différences très hautement significatives ($p = 0,000$), entre les cinq sites pendant les deux saisons.

Le test de TUKEY représenté dans le tableau 26, indique l'existence de deux groupes pour les saisons : A (P) et B (H) et cinq groupes pour les sites : A (S1), AB (S2), BC (S3), C (S4) et D (St).

Les résultats du test de DUNETT, évoque que le St est différent des sites S1, S2, S3 et S4.

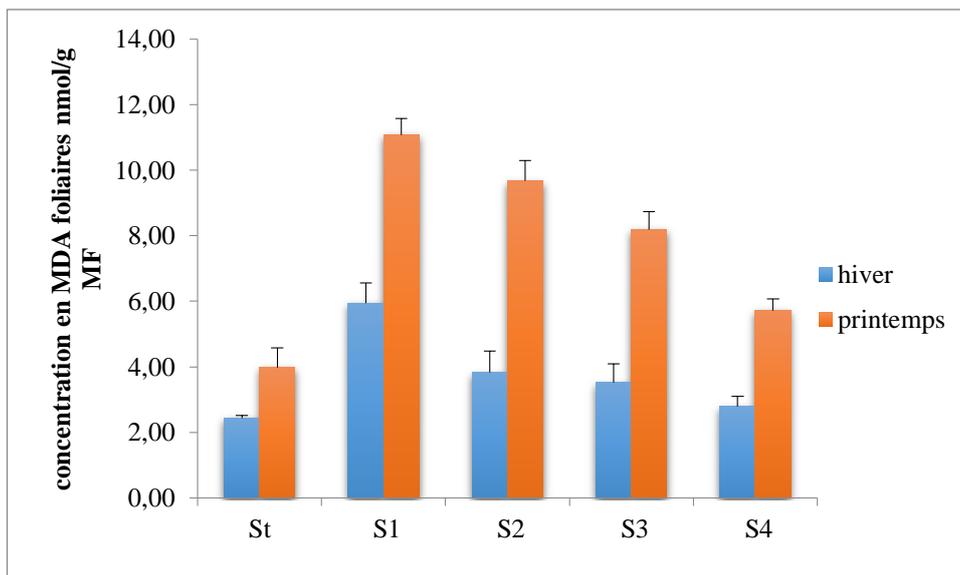


Figure 48. La teneur en malondialdéhyde foliaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons ($m \pm SD$; $n = 5$)

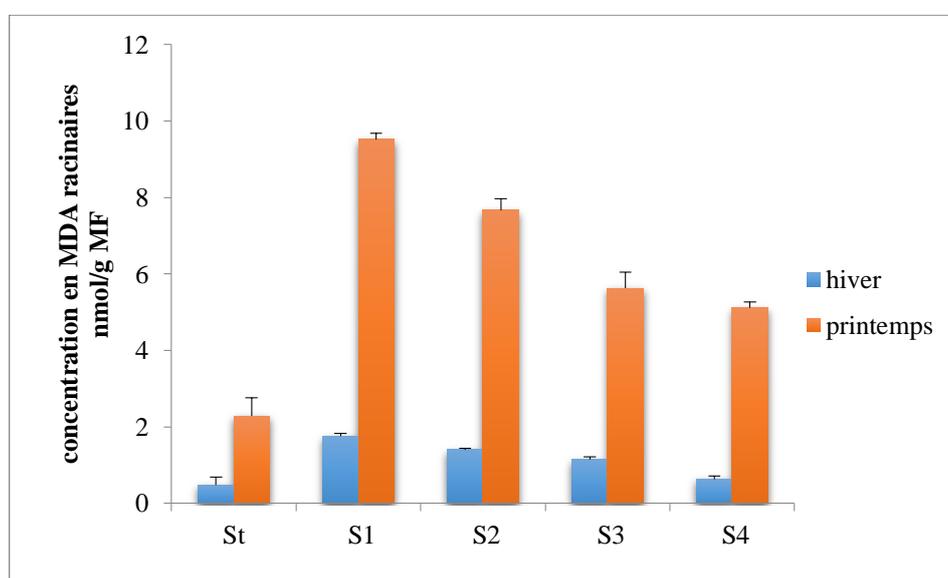


Figure 49. La teneur en malondialdéhyde racinaire dans les cinq sites, pendant les deux saisons ($m \pm SD$; $n = 5$)

Tableau 25. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des paramètres non enzymatiques de *T.latifolia* entre les cinq sites, pendant les deux saisons hiver/printemps.

Paramètres Etudiés	Variables	ddl	CM	F_{obs}	P
La teneur en MDA foliaire	saison	1	202,52	203,79	0,000 ***
	Site	4	43,41	43,68	0,000 ***
La teneur en MDA racinaire	saison	1	307,07	255,29	0,000 ***
	Site	4	26,26	21,84	0,000 ***
La teneur en GSH Foliaire	saison	1	869,70	191,66	0,000 ***
	Site	4	1735,28	382,42	0,000 ***
La teneur en GSH racinaire	saison	1	1425,89	134,66	0,000 ***
	Site	4	3595,10	339,51	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 26. Test de TUKEY pour la comparaison des paramètres non enzymatiques de *T.latifolia* entre les deux saisons et les cinq sites.

Paramètres Étudiés	Variables	N	Groupes					Nombre de groupes
La teneur en MDA foliaire	saison	25	H		P			2
			3,70		7,7			
			B		A			
La teneur en MDA racinaire	site	10	St	S4	S3	S2	S1	3
			3,20	4,25	5,85	6,75	8,51	
			C		B		A	
La teneur en MDA racinaire	saison	25	H		P			2
			1,08		6,04			
			B		A			
La teneur en GSH foliaire	site	10	St	S4	S3	S2	S1	5
			1,38	2,87	3,38	4,53	5,64	
			D	C	BC	AB	A	
La teneur en GSH racinaire	saison	25	H		P			2
			20,14		28,48			
			B		A			
La teneur en GSH racinaire	Site	10	St	S4	S3	S2	S1	5
			5,56	18,03	25,26	33,81	38,87	
			E	D	C	B	A	
La teneur en GSH racinaire	Saison	25	H		P			2
			26,60		37,28			
			B		A			
La teneur en GSH racinaire	Site	10	St	S4	S3	S2	S1	5
			10,02	18,30	31,24	42,52	57,61	
			E	D	C	B	A	

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 27. Test de DUNETT pour la comparaison des paramètres non enzymatiques de *T.latifolia* entre les cinq sites, pendant les deux saisons.

Paramètres Etudiés	Groupes					Nombre de groupes
La teneur en GSH foliaire	S4 18,03	S3 25,26	S2 33,81	S1 38,87	St <u>5,56</u> A	5
La teneur en GSH racinaire	S4 18,30	S3 31,24	S2 42,52	S1 57,61	St <u>10,02</u> A	5
La teneur en MDA foliaire	S4 <u>4,25</u> A	S3 5,85	S2 6,75	S1 8,51	St <u>3,20</u> A	4
La teneur en MDA racinaire	S4 2,87	S3 3,38	S2 4,53	S1 5,64	St <u>1,38</u> A	5

3.6. Dosage des éléments métalliques dans les parties de *Typha latifolia*.

Les résultats obtenus pour ce dosage, montrent que le site S1 est plus riche en poussières métalliques comparativement aux autres sites. Les racines ont accumulé plus de poussières métalliques par rapport aux feuilles : la concentration du plomb dans les racines du S1 est de $8,98 \pm 1,11 \mu\text{g/g MS}$, alors qu'au niveau des feuilles la concentration du plomb elle est de $4,20 \pm 0,47 \mu\text{g/g MS}$. La concentration de cadmium au niveau des racines de *T.latifolia* prélevée à partir du site S1 est de $1,42 \pm 0,30 \mu\text{g/g MS}$ et au niveau des feuilles, elle est de $0,67 \pm 0,13 \mu\text{g/g MS}$.

L'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée pour la comparaison entre les sites et entre les organes, révèle l'existence des différences très hautement significatives ($p = 0,000/p = 0,001$).

Le test de TUKEY, nous a permis de classer les groupes pour le plomb, en deux groupes pour les organes : A(R) et B(F), et quatre groupes pour les sites : A (S1), AB (S2), B (S3) et C (S1 et S4). Pour le cadmium le test de TUKEY, indique la présence de deux groupes pour les organes A(R) et B(F), et cinq groupes pour les sites : A(S1), B (S2), C (S3), D (S4) et E (St)

Les résultats du test de DUNETT, indique que pour le plomb et le cadmium, le St est identique à S4, et différent des sites S1, S2 et S3.

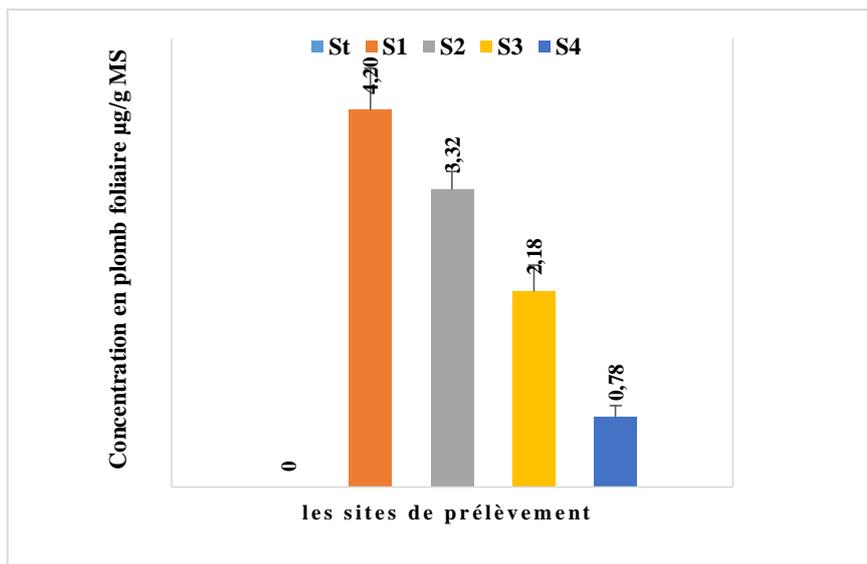


Figure 50. La concentration en plomb foliaire dans les cinq sites de prélèvement ($m \pm SD$, $n = 3$)

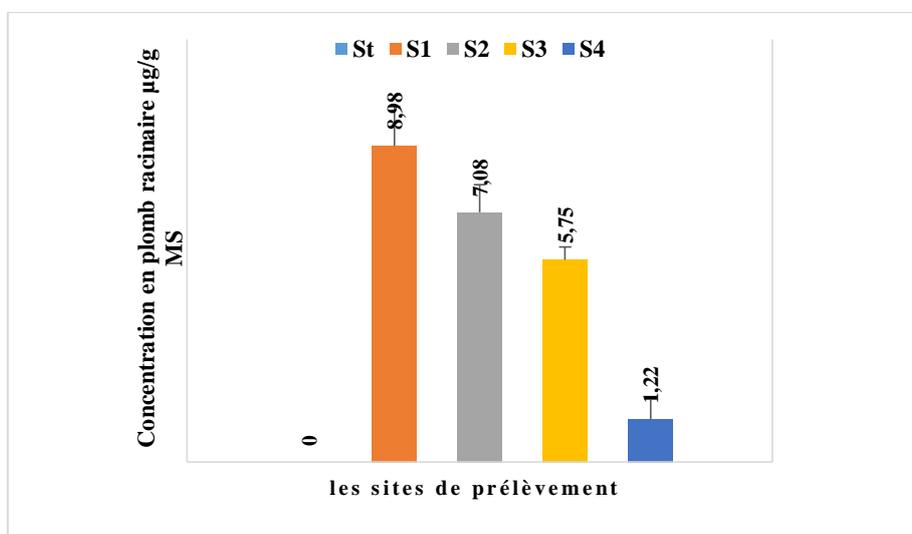


Figure 51. La concentration en plomb racinaire dans les cinq sites de prélèvement ($m \pm SD$; $n = 3$)

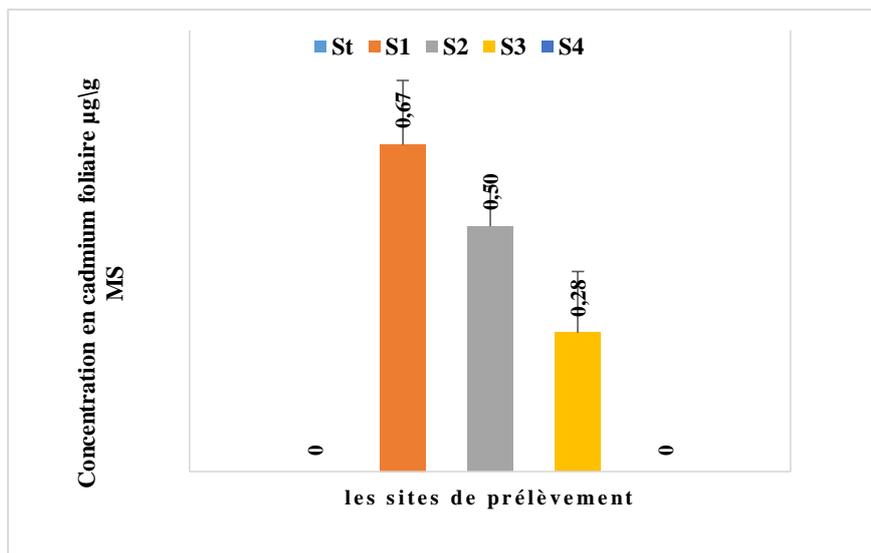


Figure 52. La concentration en cadmium foliaire dans les cinq sites de prélèvement ($m \pm SD$; $n = 3$)

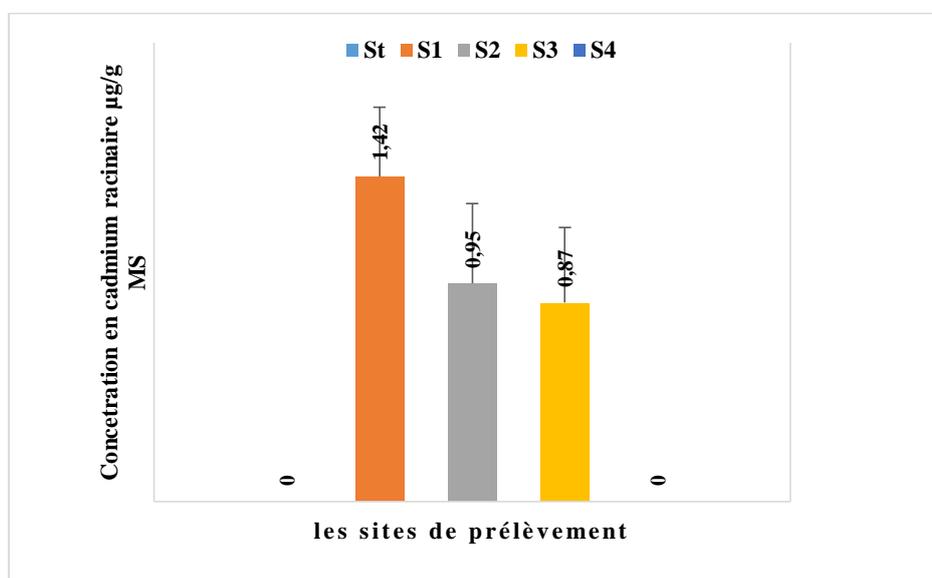


Figure 53. La concentration en cadmium racinaire dans les cinq sites de prélèvement ($m \pm SD$; $n = 3$)

Tableau 28. Résultats de l'analyse de la variance à deux critères de classification appliquée dans la comparaison des concentrations des ETMs entre les cinq sites, et entre les deux organes racines/feuilles de *T.latifolia*.

Paramètres étudiés	variables	Ddl	CM	F _{obs}	P
Plomb	organe	1	47,25	31,73	0,000 ***
	Site	4	46,58	31,28	0,000 ***
Cadmium	organe	1	0,95	12,86	0,001 ***
	Site	4	1,25	17,08	0,000 ***

ddl = degré de liberté CM= carré moyen

P = probabilité F_{obs}= valeur observée de la variable F de FISHER

Tableau 29. Test de TUKEY pour la comparaison entre les cinq sites et entre les deux organes racines et feuilles de *T.latifolia*.

Paramètres Etudiés	Variables	N	Groupes	Nombre de groupes														
Plomb	organe	15	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td style="text-align: center;">F</td> <td style="text-align: center;">R</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;"><u>2,09</u></td> <td style="text-align: center;"><u>4,60</u></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">B</td> <td style="text-align: center;">A</td> </tr> </table>	F	R	<u>2,09</u>	<u>4,60</u>	B	A	2								
	F	R																
<u>2,09</u>	<u>4,60</u>																	
B	A																	
site	6	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td style="text-align: center;">St</td> <td style="text-align: center;">S4</td> <td style="text-align: center;">S3</td> <td style="text-align: center;">S2</td> <td style="text-align: center;">S1</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;"><u>-0,000</u></td> <td style="text-align: center;"><u>0,000</u></td> <td style="text-align: center;"><u>3,96</u></td> <td style="text-align: center;"><u>5,20</u></td> <td style="text-align: center;"><u>6,59</u></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">C</td> <td></td> <td style="text-align: center;">B</td> <td style="text-align: center;">AB</td> <td style="text-align: center;">A</td> </tr> </table>	St	S4	S3	S2	S1	<u>-0,000</u>	<u>0,000</u>	<u>3,96</u>	<u>5,20</u>	<u>6,59</u>	C		B	AB	A	4
St	S4	S3	S2	S1														
<u>-0,000</u>	<u>0,000</u>	<u>3,96</u>	<u>5,20</u>	<u>6,59</u>														
C		B	AB	A														
Cadmium	organe	15	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td style="text-align: center;">F</td> <td style="text-align: center;">R</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;"><u>0,29</u></td> <td style="text-align: center;"><u>0,64</u></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">B</td> <td style="text-align: center;">A</td> </tr> </table>	F	R	<u>0,29</u>	<u>0,64</u>	B	A	2								
	F	R																
<u>0,29</u>	<u>0,64</u>																	
B	A																	
site	6	<table style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td style="text-align: center;">St</td> <td style="text-align: center;">S4</td> <td style="text-align: center;">S3</td> <td style="text-align: center;">S2</td> <td style="text-align: center;">S1</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;"><u>8,70</u></td> <td style="text-align: center;"><u>12,90</u></td> <td style="text-align: center;"><u>16,00</u></td> <td style="text-align: center;"><u>19,20</u></td> <td style="text-align: center;"><u>22,60</u></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">E</td> <td style="text-align: center;">D</td> <td style="text-align: center;">C</td> <td style="text-align: center;">B</td> <td style="text-align: center;">A</td> </tr> </table>	St	S4	S3	S2	S1	<u>8,70</u>	<u>12,90</u>	<u>16,00</u>	<u>19,20</u>	<u>22,60</u>	E	D	C	B	A	5
St	S4	S3	S2	S1														
<u>8,70</u>	<u>12,90</u>	<u>16,00</u>	<u>19,20</u>	<u>22,60</u>														
E	D	C	B	A														

NB : Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes

Tableau 30. Test de DUNETT pour la comparaison des concentrations des ETMs entre les cinq sites et les deux organes de *T.latifolia*.

Paramètres étudiés	Groupes					Nombre de groupes
Plomb	S4	S3	S2	S1	St	4
	<u>1,00</u> A	3,96	5,20	6,59	<u>-0,000</u> A	
Cadmium	S4	S3	S2	S1	St	4
	<u>0,000</u> A	0,57	0,72	1,04	<u>-0,000</u> A	

- **Facteur de transfert des éléments métalliques.**

Les valeurs du facteur de transfert (FT) pour le cadmium et le plomb, sont résumées dans les figures 54, 55, 56 et 57, en moyenne la mobilité des ETMs était plus élevée entre les racines et les feuilles du site S4 avec une valeur de 0,95 µg/g, pour le plomb, les valeurs des autres sites sont : 0,47 µg/g pour le S1 et le S2 et 0,38 pour le S3. Pour le cadmium les valeurs du FT sont : 0,55 µg/g (St) ; 0,48 µg/g (S1) ; 0,61 µg/g (S2) ; 0,45 µg/g (S3) et 0,59 µg/g (S4). Donc les valeurs du FT obtenus pour les deux métaux analysés, indique que la majorité des éléments accumulés par *T.latifolia* ont été conservé par les racines FT < 1.

- Pour les deux éléments analysés la translocation la plus élevée est obtenue pour le plomb 42,83% (S4).

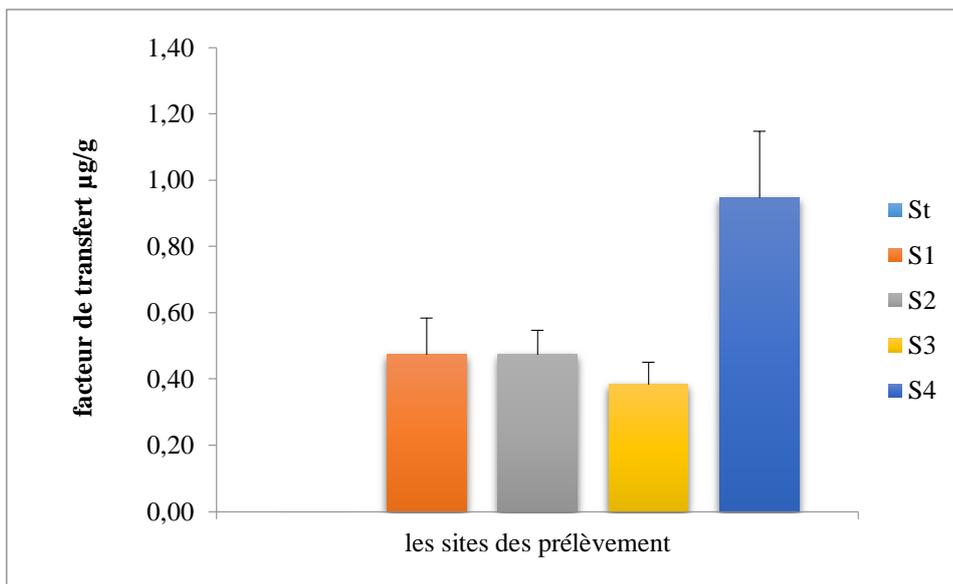


Figure 54 : Le facteur de transfert du plomb ($m \pm SD$; $n = 3$)

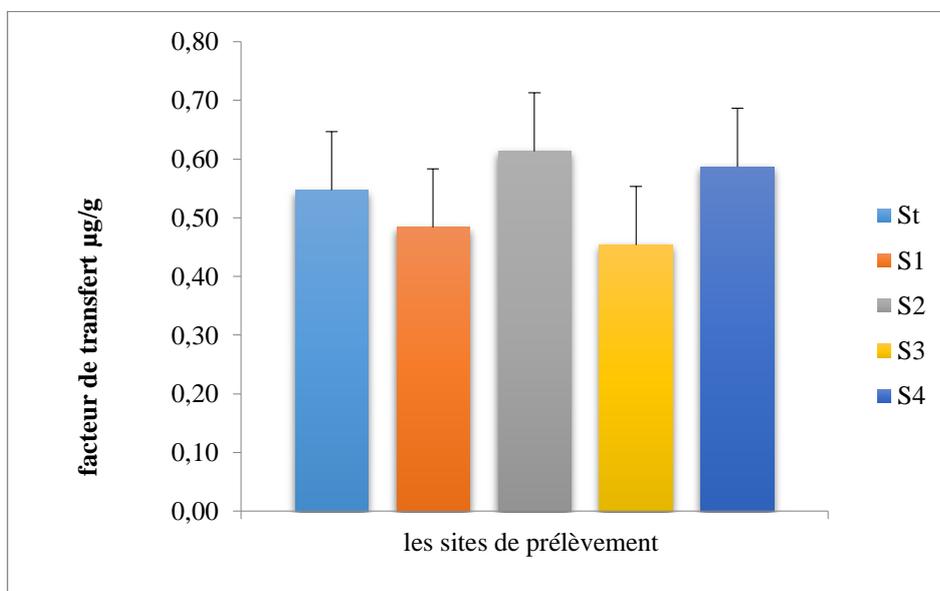


Figure 55. Le facteur de transfert de cadmium. ($m \pm SD$, $n = 3$)

- La translocation des éléments des racines vers les parties aériennes.

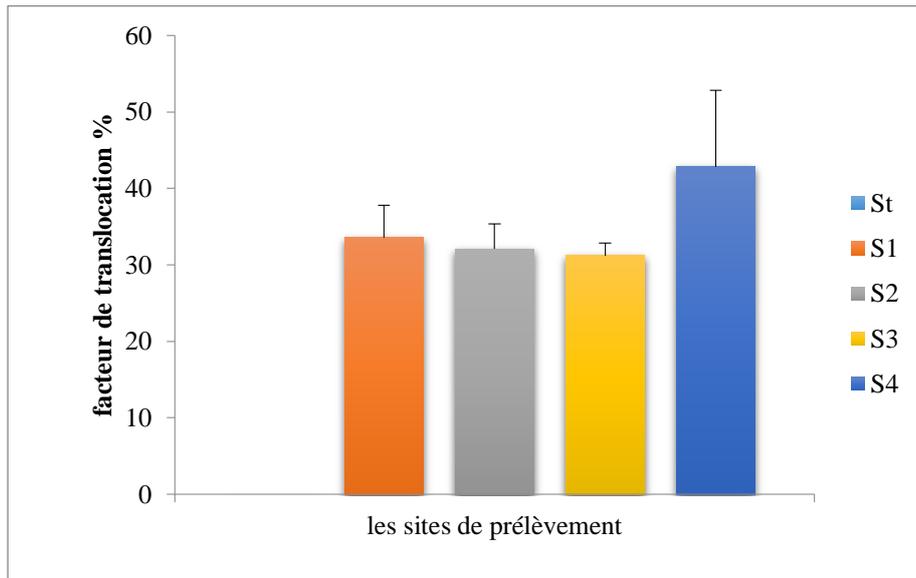


Figure 56. Le facteur de translocation du plomb ($m \pm SD$, $n = 3$)

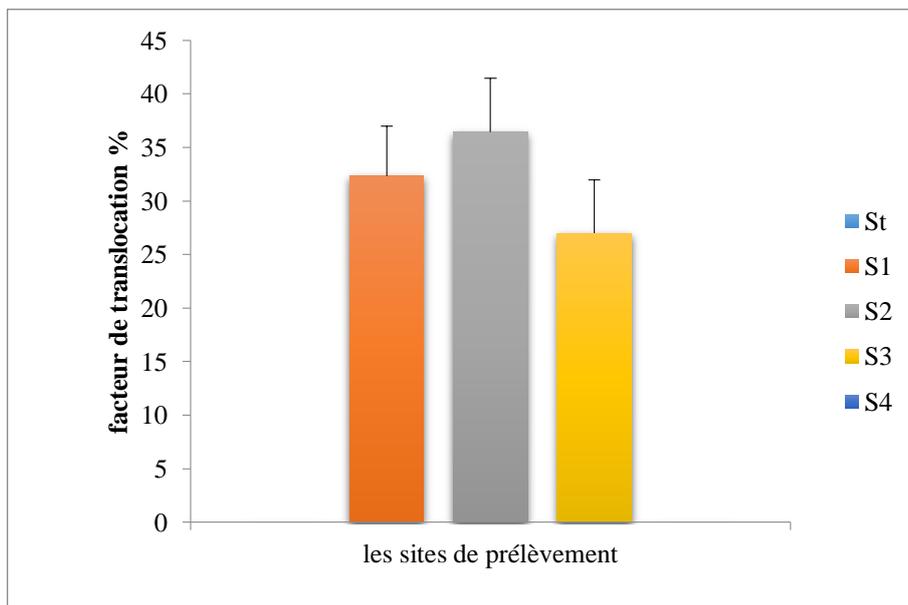


Figure 57. Le facteur de translocation du cadmium ($m \pm SD$, $n = 3$)

3.7. Etude histologique.

- **Racine.**

L'observation microscopique des racines de *T.latifolia*, prélevée à partir des sites St et S1 (figures: 58, 59), montre la structure primaire des racines des monocotylédones. L'étude anatomique est réalisée sur une coupe transversale d'une racine jeune de *T.latifolia*. On distingue une structure à symétrie axiale : présence du cortex et du cylindre central, le cortex est largement supérieur au cylindre central, ce dernier se situe au centre de la coupe .

Les tissus observés de l'extérieur vers l'intérieur de l'écorce sont :

- L'assise pilifère : est le tissu superficiel primaire des racines d'une plante, émet des prolongements, ils s'agit des poils absorbants, ils permettent l'absorption de l'eau et des matières minérales du sol.
- Le parenchyme cortical : il occupe la plus grande partie de la structure primaire des racines, c'est un ensemble de cellules arrondies.
- L'endoderme : composé de cellules disposées de façon compacte (endoderme en U) et forme la limite interne du cylindre central.

Les tissus observés de l'extérieur du cylindre central vers le centre sont :

- Le péricycle, constitue le premier tissu du cylindre central, formé en général, d'une assise de cellules alternes et étroitement appliquées contre celles de l'endoderme.
- Les faisceaux conducteurs : xylème et phloème Le xylème et le phloème sont alternes. Le xylème est à différenciation centripète (protoxylème vers l'intérieur et métaxylème vers l'axe de la racine). Les racines latérales proviennent du péricycle et se frayent un chemin vers l'extérieur à travers le cortex
- Le parenchyme médullaire : présentant souvent des cellules sclérifiées.

On observe aussi la présence des lacunes, d'où la notion de parenchyme aérifère, qui se trouve uniquement chez les plantes aquatiques.

L'observation des coupes histologiques transversales des racines de *Typha.latifolia*, prélevée à partir du site contaminé S1, nous a permis de mettre en évidence la même structure primaire que celle des racines de *T.latifolia* prélevée à partir du site St, avec la présence de quelques modifications et de changements au niveau de la tailles et des différentes parties.

La mesure des différentes parties de la coupe de la racine des deux sites St et S1, à l'aide du logiciel de mesure (Mesurium), révèle une diminution du diamètre de la coupe de *T.latifolia* prélevée à partir du site (S1), par rapport à celui de *T.latifolia* prélevée à partir du site St.

La diminution du diamètre de la coupe est accompagnée par un rétrécissement du parenchyme cortical et un élargissement du cylindre central, nous avons également mis en évidence l'augmentation du nombre des faisceaux conducteurs, xylème et phloème de la racine de *T.latifolia* du site S1 comparativement à la racine du site St.

L'observation microscopique de la racine de *Typha latifolia* du site S1, indique aussi la présence des dépôts de polluants, on suggère que les taches noires présentent, des dépôts de poussières métalliques, vu que le site S1 est chargé en ETMs. On remarque aussi des modifications au niveau du parenchyme cortical de la racine du S1, tel que la présence de cellules de différentes formes par rapport à celles du St.

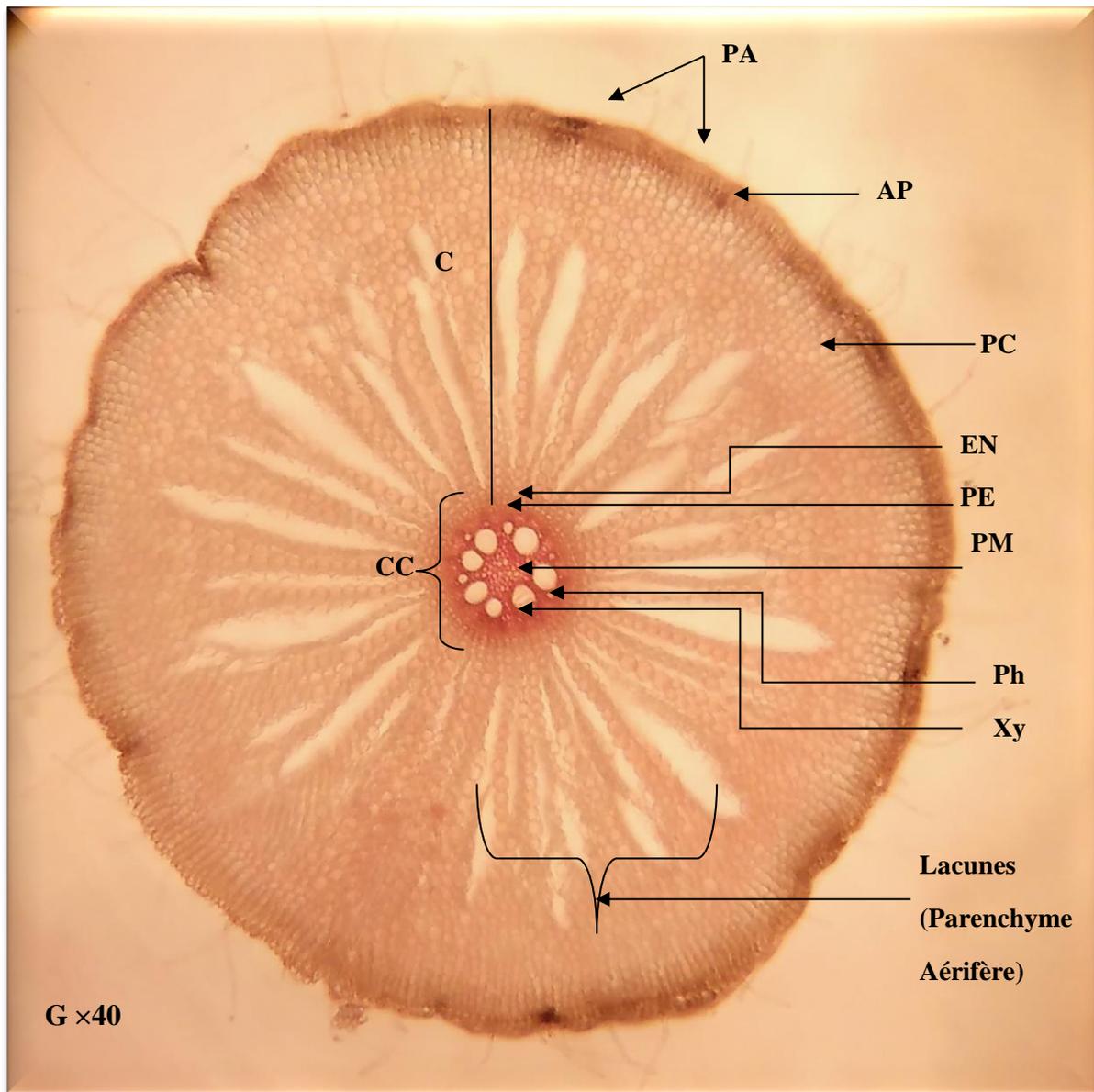


Figure 58 : La coupe histologique transversale de la racine de *Typha latifolia* du site témoin St (PA : Poils absorbants, AP : Assise pilifère, PC : Parenchyme cortical, EN : Endoderme, PE : Péricycle, PM : Parenchyme médulaire, C : Cortex, CC : cylindre central, Xy : Xylème, Ph : Phloème)

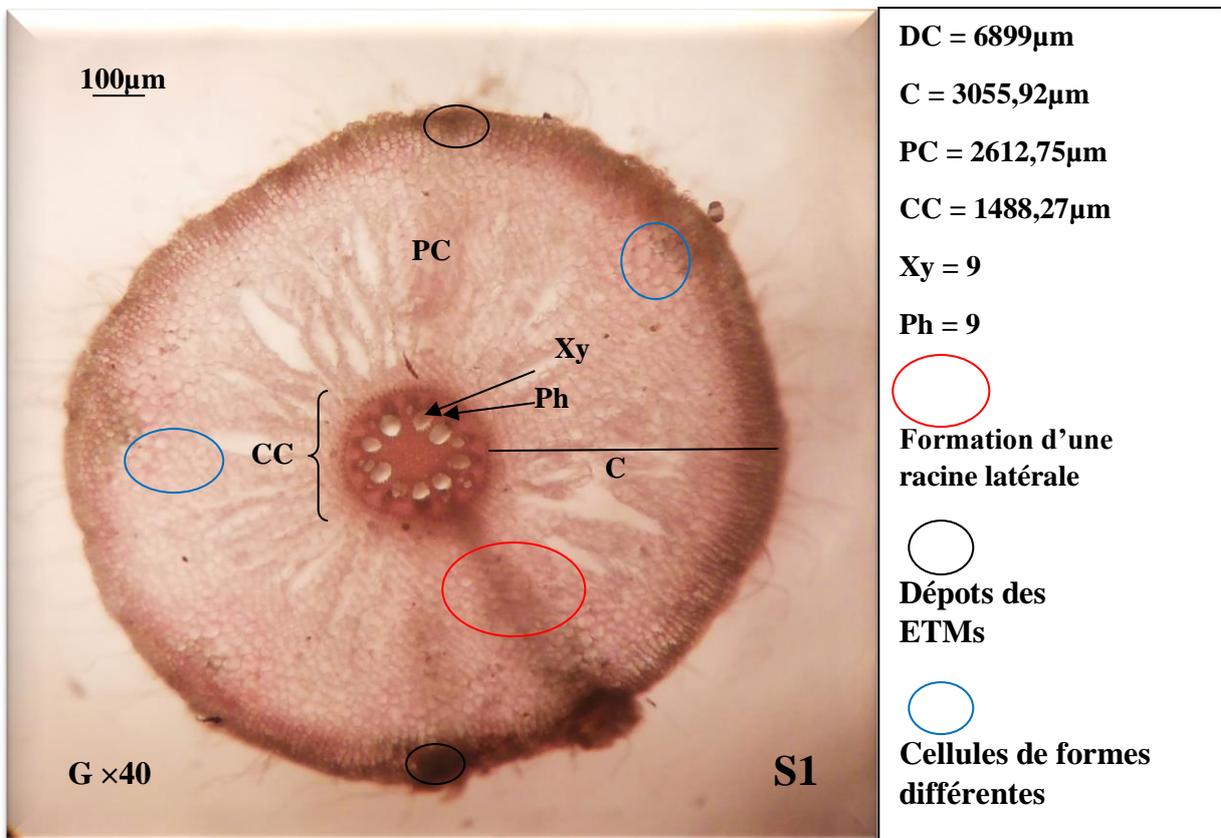
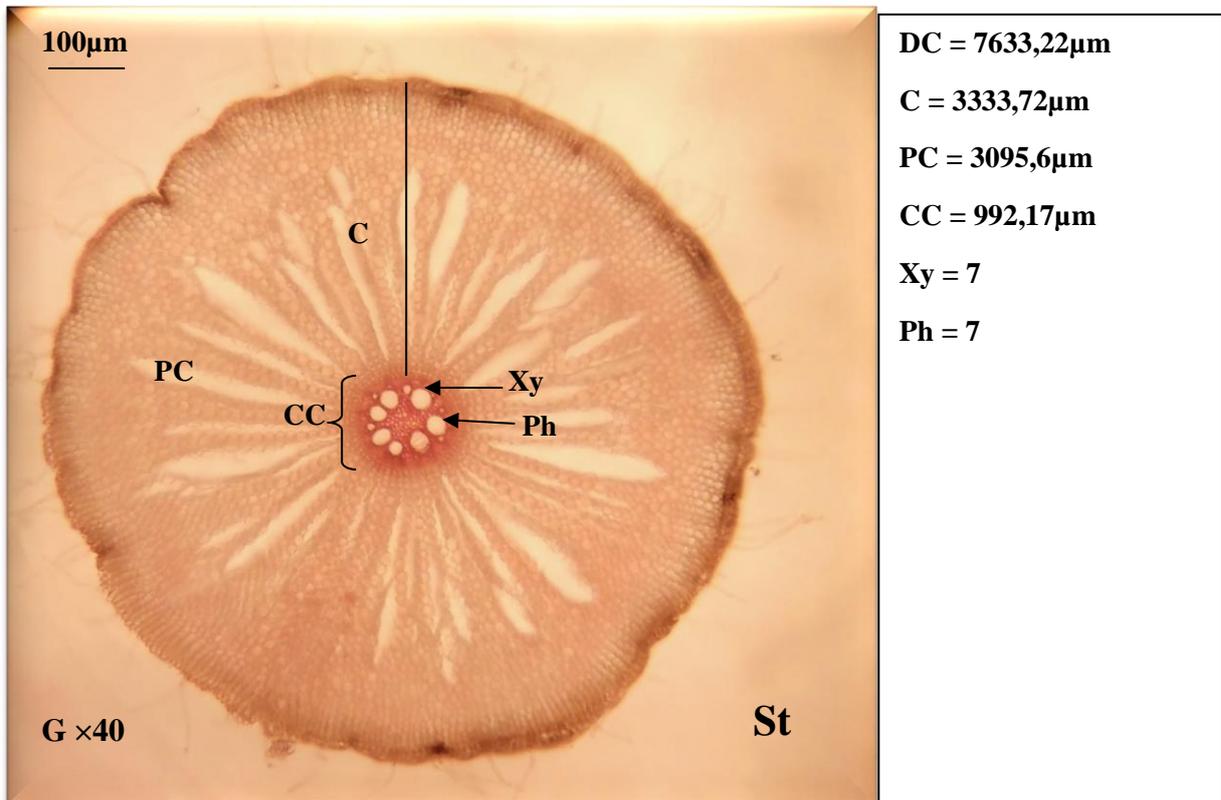


Figure 59. La comparaison des coupes histologiques transversales de la racine de *T.latifolia* des sites St et S1 (DC : diamètre de la coupe)

- **Feuille.**

L'observation microscopique des coupes transversales des feuilles de *T.latifolia*, nous a permis de constater, la présence de deux épidermes qui limitent la coupe, ce sont l'épiderme inférieur « dorsal » et l'épiderme supérieur « ventral ».

Chez les monocotylédones, l'épiderme inférieur est identique à l'épiderme supérieur. Ils sont composés de cellules de revêtement et de cellules stomatiques. L'épiderme possède des petites cellules de gardes à parois épaisses associées à des cellules annexes.

Les feuilles des monocotylédones, sont caractérisées par des nervures parallèles renforcées de faisceaux de fibres faites de cellules de sclérenchyme allongées donnant une grande résistance à la traction. Les nervures sont formées de faisceaux conducteurs : xylème et phloème. Le xylème se trouve le plus souvent du côté supérieur des nervures et le phloème du côté inférieur. Les nervures sont entourées par un ensemble de cellules appelé, la gaine fasciculaire, autour duquel se trouvent les cellules du mésophile.

L'observation microscopique des feuilles de *T.latifolia*, des sites St et S1, indique une structure identique de la coupe des deux feuilles, avec quelques changements au niveau de l'anatomie de la feuille du site S1 comparativement à celle du St, tel que une légère augmentation de l'épaisseur de la feuille, un élargissement de l'épiderme dorsal et l'épiderme ventral, avec une diminution de la taille des nervures.

L'observation microscopique des feuilles de *T.latifolia* des deux sites (St et S1), nous a permis de mettre en évidence un nombre plus important des cellules du mésophile, et un élargissement de l'espace entre les nervures, au niveau de la feuille de *T.latifolia* prélevée à partir du site S1.

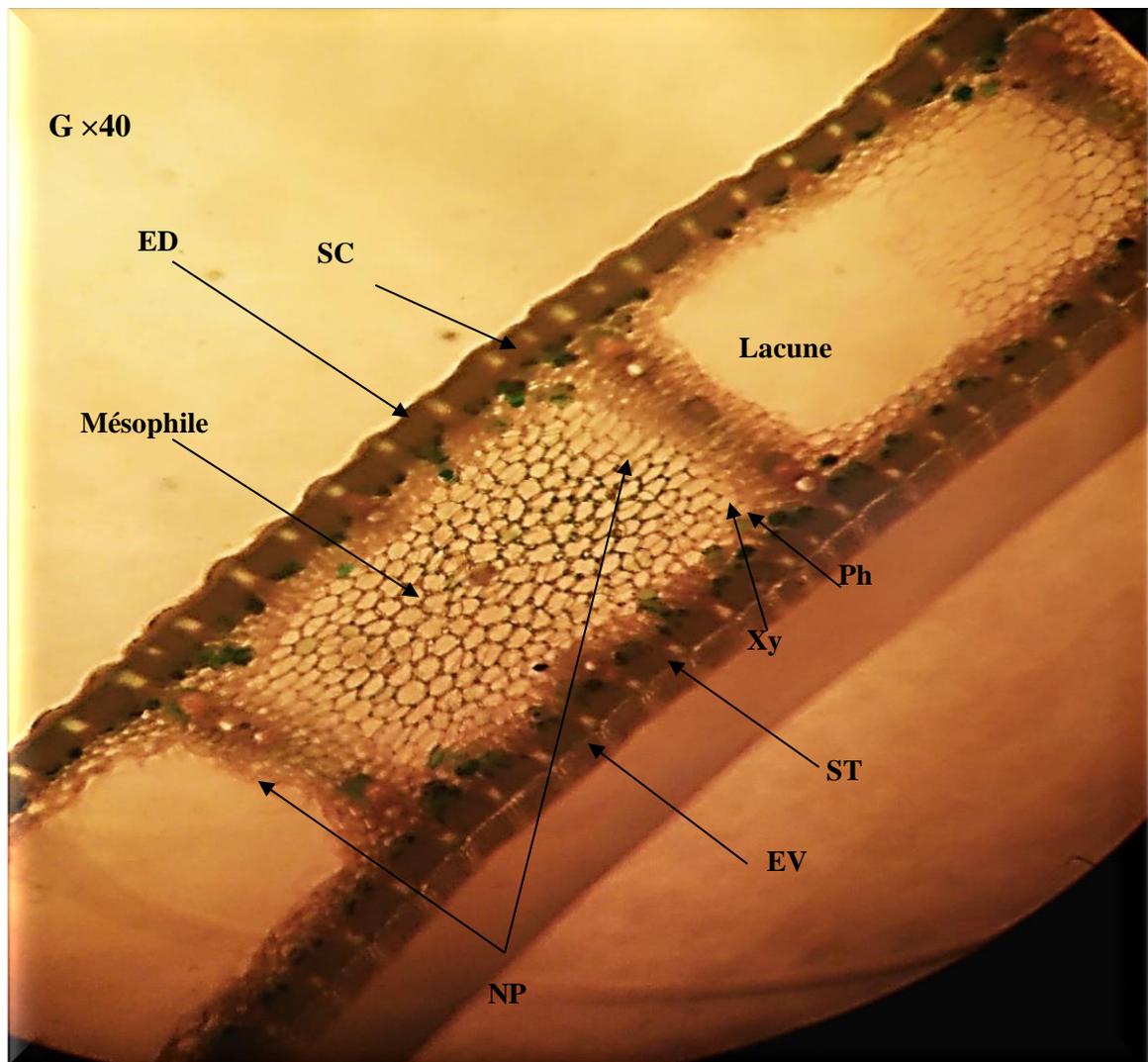
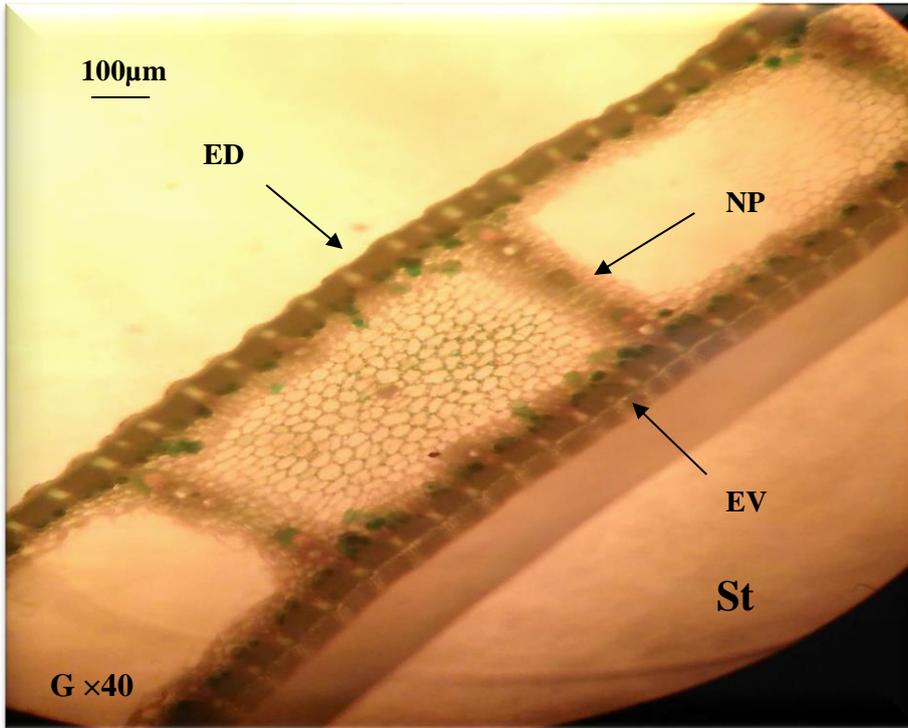
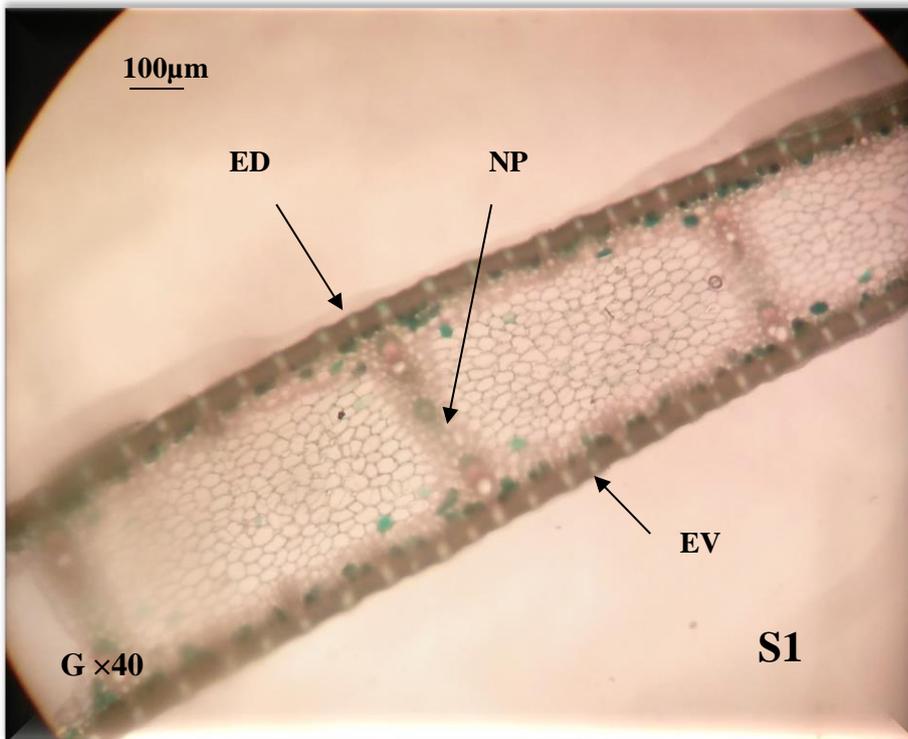


Figure 60. La coupe histologique transversale de la feuille de *T.latifolia* de site St.
(ED : épiderme dorsal, EV : épiderme ventral, ST : stomate, SC : sclérenchyme, NP :
nervures parallèles, Xy : xylème, Ph : phloème)



EV = 248,7µm
ED = 361,15µm
NP = 534,45µm
EF = 3135,3µm



EV = 325,42µm
ED = 437,87µm
NP = 446,47µm
EF = 3247,75µm

Figure 61. La comparaison des coupes histologiques transversales de la feuille de *T.latifolia* des sites St et S1

Discussion

Dans cette partie, nous nous proposons de procéder à une discussion générale des principaux résultats obtenus, dans notre travail de recherche. Cette discussion sera composée des points suivants :

1- Le rôle de *Typha latifolia* dans la décontamination des eaux usées, en étudiant les paramètres bactériologiques, physico-chimiques et la teneur en éléments métalliques, dans les échantillons d'eau avant et après épuration.

2- L'effet de la pollution du milieu, sur les réponses biométriques, biochimiques, physiologiques, enzymatiques, non enzymatiques et anatomiques, de *Typha latifolia*.

3- la mise en évidence de l'accumulation des éléments métalliques, dans les deux parties de *Typha latifolia*, et la capacité de cette dernière de pouvoir transférer les éléments des racines vers les feuilles.

- **Le rôle de *Typha latifolia* dans la décontamination des eaux usées.**

L'analyse des poussières métalliques, rejetées par les hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar », indique que les valeurs obtenues, dépassent largement les normes adoptées par le journal officiel de la république algérienne (**JORA, 2006**). Les résultats obtenus montrent la prédominance du fer, avec une concentration de 18,53 mg/l.

La première partie, consiste à étudier la qualité physico-chimique et bactériologique, ainsi que le dosage des éléments métalliques, des échantillons d'eau, avant et après passage dans des bacs d'épuration, plantés de *T.latifolia*.

Une eau est dite dure, lorsqu' elle est très chargée en ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . Selon **Rodier et al., (1984)**, La dureté totale de l'eau, est un paramètre rattachée directement à la quantité de calcium et de magnésium dans une eau.

Nous avons enregistré des valeurs très élevées de ces ions et par la suite de la dureté de l'eau au niveau des sites contaminés, et particulièrement dans le site S1. Après l'épuration, les valeurs ont fortement diminué. Le calcium et le magnésium sont des éléments très fréquents. Le calcium est le cinquième élément naturel, le plus abondant, alors que le magnésium se trouve être le huitième élément naturel. Ces deux éléments sont présents dans toutes les eaux naturelles (**Benamar et al., 2011**). En ce qui concerne l'eau souterraine, la source la plus fréquente de calcium et de magnésium est l'érosion des roches. La diminution des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} , après séjour dans les bacs d'épuration peut se traduire par leur absorption par les racines de *T.latifolia*. Les valeurs de la dureté de l'eau sont supérieures à celles de **Reggam et al., (2015)**.

Le pH, sert à quantifier la concentration en ions H^+ de l'eau qui lui confère son caractère acide ou basique. Cette mesure peut apporter des renseignements sur la qualité d'une eau (**Franck, 2002**).

Le potentiel d'Hydrogène, est un indicateur de la pollution, il varie, suite à la nature des effluents basiques ou acide. Les valeurs moyennes du pH des eaux usées des cinq sites St, S1, S2, S3 et S4 sont respectivement : 7,1 ; 8,4 ; 7,7 ; 7,5 et 7,3, elles se trouvent également dans l'intervalle admis [5,5-8,5] considéré, comme valeurs limite des rejets des effluents liquides déversés dans le milieu naturel (**J.O.R.A, 2003**). En dehors de cet intervalle, le pH a des effets néfastes sur la vie aquatique et bloque les processus d'autoépuration (**Sadek et al., 2012**).

Après le passage des eaux usées brutes, dans les bacs d'épuration, les valeurs du pH ont donné une légère réduction entre 0,5 et 1,5 unités, ce résultat est en accord avec les résultats de **Klech (2013)**, cette diminution peut s'expliquer, par l'accumulation des ions H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes, ou à la production d'ions H^+ par la plante (**Bowes et Beer, 1987; Ndzomo et al., 1994**), pour compenser le prélèvement de certains cations. D'après **Franck (2002)**, pour le processus d'épuration aérobie, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice. Ceci est en accord avec nos résultats.

La conductivité électrique (CE), représente la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle est proportionnelle à la minéralisation de l'eau, ainsi, plus l'eau est riche en sels minéraux ionisés, plus la conductivité est élevée (**Derwich et al., 2010**).

Selon **Chafia, (1996)** les eaux des unités industrielles, sont généralement caractérisées par une conductivité électrique (CE) élevée favorisant la corrosion des matériaux, et une modification de leur saveur (teneur en Cl^-). Les valeurs enregistrées, sont supérieures à la norme algérienne qui est égal à 2000 $\mu S/cm$ (**J.O.R.A, 1993**). Ces valeurs sont supérieures à celles déterminés par **Hassoune et al., (2006) ; Mergaoui et al., (2003) et Souiki et al., (2008)**.

Nos résultats révèlent, que la conductivité électrique est élevée dans les sites pollués et même dans le site St. Une très forte réduction de ce paramètre, est enregistrée, après le passage des eaux dans les bacs plantés de *T.latifolia*. Cette diminution peut s'expliquer selon **Coulibaly et al. (2008)** par une rétention de sels dans le massif filtrant. Ces sels peuvent être retenus par diverses réactions physicochimiques et biochimiques (absorption, échanges ioniques, oxydation, neutralisation).

Les matières en suspension, comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. La connaissance de la concentration de ces particules dans les eaux usées est nécessaire dans l'évaluation de l'impact de la pollution sur le milieu aquatique.

Elles agissent d'une façon négative sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau tels que la turbidité et la transparence de la lumière donc de la photosynthèse (**Aassiri, 2001**).

Après épuration, nous avons enregistré un bon abattement des MES qui varie entre 30% et 50%, malgré que le temps de séjour était court (10 jours). La filtration physique joue un rôle important dans la diminution de la concentration des MES. Cette filtration retient les matières grossières en surface. Les matières les plus fines sont retenues, soit par blocage entre les pores, par interception et fixation sur les grains ou par interactions chimiques de type Van Der Waals (**Chachuat, 1998**).

Plusieurs études ont mis en évidence une réduction de la concentration des MES, en utilisant des lits des roseaux (**Urbanc-percic, 1994 ; Molle et al., 2003**).

Wolverton (1987) suggère, que la chute de la teneur des MES, due aux matériaux de remplissage (gravier), et aux racines de macrophytes qui jouent le rôle de barrière physique, freinant le transport des MES.

Les nitrates (NO_3^-), sont des ions minéraux nutritifs, fortement solubles dans l'eau, sont directement assimilables par les plantes, on les retrouve souvent en grande quantité dans les eaux des nappes souterraines (**Bouziani, 2000**).

García et al., (2005) ont démontré, que les macrophytes absorbent principalement de l'azote inorganique sous forme de nitrates (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+). Ces nutriments sont utilisés par la plante pour la croissance de ses tissus, ils peuvent être emmagasinés dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (**Kucuk et al., 2003**), cela explique leur diminution après le séjour des échantillons d'eau dans les bacs d'épuration. Selon **Wood (1990)** les nitrates stables en conditions aérobies, peuvent être assimilés directement par les plantes où ils servent d'accepteurs d'électrons dans le processus de dénitrification.

Les nitrites, peuvent être rencontrés dans les eaux, mais généralement à des doses faibles. Ils proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammonium, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante (**Rodier, 1996**).

Les résultats obtenus ont mis en évidence des valeurs faibles qui ne dépassent pas 0,5mg/l. Ces faibles concentrations sont donc la résultante de la transformation rapide de cet élément instable de par les bactéries du milieu en nitrates (**El Khokh et al., 2011 ; Souiki et al., 2008**).

Pour **Rodier et al., (2005)**, en l'absence de pollution, il n'y pas ou très peu de nitrites dans les eaux. Ce qui explique la diminution des nitrites après le séjour des eaux, dans les bacs d'épuration.

Les résultats des analyses bactériologiques, révèlent la présence des germes indicateurs de contamination fécale ainsi que certains germes pathogènes, pratiquement dans les cinq sites étudiés. La répartition des coliformes totaux dans le site S1, est dix fois plus élevée que celle du site St. Ces résultats sont inférieurs à ceux enregistrés par **Derraji, (2014) et Larif et al., (2013)**.

la contamination bactérienne, pendant la période pluviale, est peut être due aux ruissellements des eaux de pluies, ce qui fait augmenter la concentration bactérienne des eaux souterraines (**Razzolini et al., 2011**).

Selon **Derraji et al., (2014)**, L'évolution saisonnière des coliformes totaux, est marquée par la réduction des valeurs en période hivernale, en raison de la dilution, ceci est en accord avec nos résultats. Les coliformes totaux sont utilisés depuis très longtemps comme indicateurs de la qualité microbienne de l'eau, parce qu'ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale (**Chevalier, 2003**).

Figarella et Leyral (2002), rapportent que la recherche et le dénombrement des coliformes à 37°C, sont intéressants, pour juger de l'efficacité de la désinfection d'une eau. Ils sont d'un intérêt moindre pour détecter une contamination d'origine fécale, du fait que certains de ces coliformes peuvent faire partie de la flore naturelle des eaux et des sols non pollués.

Selon **Figarella et Leyral (2002) ; Rodier et al., (2005)**, la présence de Streptocoques fécaux doit s'accompagner de la présence de coliformes fécaux, pour s'assurer d'une contamination fécale d'une eau . les résultats obtenus sont supérieurs à ceux trouvés par **Khalaf et al., (2009) ; Derraji, (2014)**.

Les résultats obtenus, révèlent l'existence des spores de Clostridium Sulfito réducteurs, dans les cinq sites de prélèvement. **El haissoufi et al., (2011)**, rapportent qu'il faut signaler que les bactéries Anaérobies Sulfito-réductrices sont souvent considérées, comme des témoins de pollution fécale. La présence de clostridium sulfito-réducteur dans les eaux usées, indique une contamination tellurique dans les cinq sites étudiés. (**Rejesk, 2002**).

Une absence des salmonelles, est enregistrée dans tous les échantillons d'eau analysées, ceci est en accord avec les résultats de **Hajjoubi et al., (2017)**.

L'absence de ces germes pathogènes dans l'ensemble des sites analysés, pourrait être dûe au fait que la teneur élevée en coliformes dans les cinq sites, peut exercer un effet compétitif, voire inhibiteur sur la croissance de ce germe. (**Razzolini et al., 2011**).

Après le séjour des eaux usées dans les bacs d'épuration, nous notons une bonne réduction de l'activité bactérienne, ce qui indique l'efficacité de l'épuration, en présence de *T.latifolia*.

L'élimination des bactéries, dans un système extensif de lagunage ou à lit de gravier est réalisée par différents processus : l'inactivation par le rayonnement lumineux, l'exposition aux toxines des plantes, la compétition entre micro-organismes, pour la nourriture, la filtration et la sédimentation (**Thurston et al., 2001**).

Les ETMs, sont en grande partie liés aux MES et leur devenir dépend étroitement, dans un premier temps de la capacité de sédimentation et de filtration de ces particules.

La présence de fer dans l'eau, peut avoir diverses origines : naturelle par le lessivage des terrains argileux, ou industrielle (métallurgiques, sidérurgiques). Dans les eaux bien aérées, les concentrations du fer sont souvent faibles. En revanche dans les eaux peu aérées (nappe captive), on observe de fortes concentrations de fer (**Debieche, 2002**).

Le fer est un élément essentiel pour les plantes, dans les processus de transformation de l'énergie nécessaire à la synthèse. Il est également indispensable dans les processus enzymatiques tels que la biosynthèse de la chlorophylle et des protéines, ainsi que dans la respiration cellulaire (**Kabata-Pendias et Pendias, 1993**). Le chrome est considéré comme un élément toxique pour les plantes (**Shanker et al., 2005; Bonanno et Giudice, 2010**). Selon **Kabata-Pendias (2001)**, la biodisponibilité du chrome pour les plantes est limitée du fait que les tissus souterrains sont incapables de stimuler la réduction de Cr^{3+} en Cr^{2+} , facilement solubles. Par conséquent, la propension de Cr^{3+} de se lier aux parois cellulaires, peut expliquer le fait par lequel *T. latifolia* et les plantes en général, accumulent principalement le Cr au niveau de la partie souterraine (**Zayed et al., 1998**). Les résultats obtenus, révèlent l'existence de faibles concentrations du chrome dans les sites de prélèvement.

Le zinc, joue un rôle métabolique essentiel chez les plantes, étant un composant actif d'un grand nombre d'enzymes (**Kabata-Pendias et Mukherjee 2007**). Le cuivre est un élément essentiel pour la croissance des plantes, localisé dans de nombreuses enzymes des réactions d'oxydoréductions (**Kabata-Pendias et Pendias, 1993**).

Après séjour des échantillons des eaux usées dans les bacs d'épuration, en présence de *T.latifolia*, et les deux couches de gravier, les résultats obtenus, ont mis en évidence un abattement des concentrations des ETMs dans les eaux épurées.

Nos résultats sont en accord avec ceux de **Bordeleau (1998)**, qui stipule que *Phragmites australis* grâce à ses racines, va assimiler les métaux et diminuer ainsi leur concentration dans le milieu.

Alors que **Sevrin et al., (1995)** explique la diminution du taux de fer, par son accumulation dans les microorganismes contenus dans les eaux usées.

Cooper et al., (1998) explique l'abattement des métaux, par le fait que les formes particulaires des métaux sont retenues par filtration et les formes solubles sont éliminées par précipitations sous formes d'oxydes. Ceci grâce à l'action de bactéries métallo oxydantes ou sulfato réductrices, suivant la zone du filtre, ainsi qu'au niveau de l'interface racines/sédiments où les gradients redox sont élevés.

T. latifolia a la capacité de croître dans des conditions, correspondant à celles retrouvées dans les sites de prélèvement. Elle est particulièrement adaptée à des milieux de transition entre le terrestre et l'aquatique. Elle couvre parfois, de vastes marais peu profonds. *T. latifolia* et *P. australis*, sont les principales plantes, utilisées dans les stations d'épuration pour leur rôle de filtre végétal. Leurs capacités épuratoires ont été mises en évidence pour les nitrates et les phosphates (**Ciria et al., 2005**), pour les composés organiques (**Beltman et al., 1990; Wychra et al., 1990; Stojanovic et al., 1998**) ainsi que pour les ETMs (**Grisey et al., 2011**).

- **L'effet de la pollution du milieu sur les réponses biométriques, biochimiques, physiologiques, enzymatiques, non enzymatiques de *Typha latifolia*.**

Les résultats obtenus dans cette partie, sont en accord avec plusieurs études, sur les réponses des macrophytes face à un stress généré par la présence de polluants dans le milieu. (**Souiki, 2008 ; Semadi, 2010 ; Kleche, 2013 et Derradji, 2015**).

Les métaux lourds introduits dans le système aquatique sont connus pour présenter un haut niveau de toxicité pour les organismes aquatiques et les êtres vivants (**Sánchez-Chardi et al., 2009, Siwela et al., 2009**). L'effet de ces métaux toxiques, entraîne des altérations morphologiques, physiologiques, biochimiques et ultra structurales chez les organismes aquatiques, qui peuvent être utilisés comme outils de bio surveillance pour l'évaluation de la pollution des métaux dans les écosystèmes aquatiques (**Zhou et al., 2008**).

T. latifolia possède une capacité à pousser dans des milieux pollués et à extraire les ETMs du milieu environnant sans modifications physiologiques graves.

Les stress environnementaux ou abiotiques, comme la pollution, la sécheresse, la salinité et les basses températures, sont des conditions qui affectent la croissance et le rendement des plantes. Contrairement aux animaux, qui peuvent se déplacer, lorsque les conditions de vie ne leur sont plus favorables, les plantes ont développé des stratégies d'adaptation pour répondre aux changements environnementaux en contrôlant et en ajustant leurs systèmes métaboliques **(Laurent et Ahmed, 1991)**.

Pour confirmer le pouvoir de *T.latifolia* de survivre, face à la pollution du milieu, nous nous sommes intéressées, à étudier les paramètres biométriques de *T.latifolia* dans cinq sites différents. Cette dernière a présenté, un système racinaire très développé dans les sites pollués par rapport au site non pollué. Les résultats sont plus élevés au printemps, ceci peut se traduire par la concentration des polluants dans cette saison, comparativement à la saison d'hiver où le milieu est plus dilué.

Selon **Pilon-Smits (2005)**, Les plantes envisagées pour la dépollution, doivent avoir une croissance rapide, une forte production de biomasse et être compétitives vis-à-vis des plantes endogènes du site, elles doivent aussi être tolérantes à la pollution pour permettre une extraction optimum du polluant.

Sandermann (1994) ajoute, que pour les mécanismes de la phyto-dépollution en général, les plantes ayant un système racinaire large et dense, sont privilégiées car elles ont une plus grande capacité d'absorption et elles explorent une plus vaste zone du sol.

Selon **Reddy et Debusk (1987)** une macrophyte aquatique, employée dans le traitement des eaux usées, doit avoir les caractéristiques suivantes :

- Une croissance rapide.
- Une haute production de biomasse.
- Une capacité à accumuler des concentrations élevées en nutriments et en ETMs au cours d'une exposition longue durée.

Ainsi, le succès de la phytoremédiation, dépend du taux de croissance de la plante et de sa capacité à accumuler des concentrations importantes en ETMs **(Abhilash et al., 2009)**.

Les résultats obtenus ont démontré, que les teneurs en chl *a*, chl *b* et chl *a+b*, sont plus faibles dans les sites pollués comparativement au site non pollué. La concentration des polluants dans le milieu est plus importante en printemps.

Nos résultats, concordent avec ceux de **Tlidjen et al., (2012)**, qui ont observé une diminution du taux de chlorophylle (*a*, *b* et *a+b*) chez *Elodea canadensis* et *Lemna minor*, exposées au Calliofop 36EC. Le traitement de *Leucodon sciuroides* avec des concentrations croissantes du xénobiotique (NPKs) (**Khaldi, 2014**), a provoqué une réduction dose-dépendante de l'activité chlorophyllienne.

Selon **Gupta et Chandra (1996)**, la teneur en chlorophylle est un paramètre qui est sensible à la toxicité des métaux lourds.

Puritch et Barcker (1967) mettent en évidence un effet toxique de l'ammonium sur la synthèse des chlorophylles de même qu'une perturbation de l'aspect morphologique externe et interne des chloroplastes des feuilles de *Lycopersicon esculentum*. Mill. qui apparaissent suite au traitement à l'ammonium.

L'effet du Cd sur les différents pigments photorécepteurs de *Vicia faba* a montré, une réduction de la chlorophylle totale après un traitement de 48 heures. Cette réduction est plus prononcée (environ 27%) à fortes concentrations (100 et 200µM) de Cd. La réduction touche seulement la chlorophylle *b* alors que la chlorophylle *a* et les caroténoïdes n'ont pas présenté une modification de leur teneur par rapport au témoin (**Souguir, 2009**).

La diminution de la chlorophylle totale a été observée aussi chez *Bechmeria nivea*, *Bacopa monnieri* et *Pisum sativum* exposées au Cd (**Sandalio et al., 2001; Mishra et al., 2006; Liu et al., 2007**).

Les résultats de **Alayat, (2015)** soulignent que le cadmium induit un abaissement des concentrations en chlorophylles (*a*, *b* et *a+b*) et en caroténoïdes chez les céréales. Ceci s'accorde avec de nombreux travaux qui rapportent une réduction de la concentration en chlorophylle sous l'effet du cadmium (**Wang et al., 2006 ; Groppa et al., 2007**) et des métaux lourds en général (**Mysliwa-Kurdziel et al., 2002 ; Li et al., 2007**).

Moldes et al., (2008), ont suggéré que la diminution de la teneur en chlorophylle, dans les tissus de soja traités au glyphosate (herbicide) peuvent être causés par la perte de caroténoïdes et / ou par l'inhibition de leur biosynthèse et la photo-destruction, l'herbicide peut inhiber la synthèse de la chlorophylle en réduisant la formation de la daminolevulinic acide (ALA) en tant que précurseur de porphyrine

Nos résultats ne semblent pas concorder avec ceux de **Kleche (2005)**, qui met en évidence une augmentation du taux de chlorophylle chez *Phragmites australis*, après séjour de cette dernière dans les eaux usées.

D'autres travaux montrent, une stimulation de l'activité chlorophyllienne. **Harrieche, (2004)** rapporte un effet stimulateur du cadmium sur la teneur en chlorophylle. Les résultats de **Meksem, (2007)**, indiquent une stimulation de la chlorophylle chez deux variétés de blé suite à leurs traitements par deux fongicides azoles.

Concernant les paramètres biochimiques, nous avons étudié les teneurs en protéines totales au niveau des racines et des feuilles de *T.latifolia*. Les résultats obtenus révèlent une augmentation de la synthèse protéique dans les sites pollués par rapport au St, au printemps, les teneurs en protéines racinaires et foliaires sont plus élevées au niveau du S1, site chargé en éléments métalliques.

L'augmentation de la quantité des protéines, s'explique par le fait que la présence de xénobiotiques à l'intérieur des tissus végétaux, stimule la synthèse protéique de nombreuses enzymes, entre autres celles intervenant dans la détoxification. Ceci est en parfait accord avec les résultats de **Shradha Singh et al., (2004)**, qui montre que l'accumulation des protéines est proportionnelle à celle du métal.

Gardés-albert et al., (2003) expliquent l'augmentation des protéines par le fait que la plante cherche à protéger son intégrité morphophysique, en réponse aux dommages et aux effets défavorables induit par le xénobiotique en élaborant des protéines.

Nos résultats sont similaires aux ceux de **Khaldi (2003)**, qui a constaté une augmentation du taux de protéines totales chez des mousses (*Leucodon sciuroides*) et chez des lichens (*Ramalina farinacea*) traités avec différentes concentrations d'un engrais NH_4NO_3 .

De ce fait, la stimulation du taux des protéines totales enregistrée au niveau de *T.latifolia*, prélevée à partir des sites pollués, traduit l'existence des protéines, synthétisées lors du stress généré par les xénobiotiques et/ou métaux lourds, existant éventuellement dans les milieux hydriques expérimentaux, tel rapporté dans les travaux de **Dixon et al., (2003)**.

Selon **Stalt et al.,(2003)**, l'exposition des plantes à différentes concentrations de polluant (cadmium) a tendance à provoquer une augmentation de la synthèse des protéines particulièrement des phytochélatines dont le rôle est la détoxification. Près de 80% du xénobiotique est détoxifié par ce type de protéines.

Nos résultats concordent aussi avec ceux de **Meksem et al., (2007)** se rapportant à deux variétés de blé dur (GTA dur et Vitron) après traitement au FL SC et Tilt 250 EC (fongicides), ou il a été mis en évidence une augmentation significative de la teneur en protéines totales, comparativement au témoin et ceci avec un effet dose réponse.

Les eaux usées, stimulent la synthèse des protéines totales, notamment au niveau des racines. Ceci pourrait s'expliquer selon **Pfugmacher et al., (1997)**, par le fait que les racines présentent le siège de résistance de la plante aux différents stress, parce qu'elles sont rattachées au sédiment, où elles sont exposées à des concentrations élevées de xénobiotiques.

Selon **Zienk (1996)**, l'augmentation du taux de protéines dans les racines et les feuilles des roseaux placés dans une eau polluée est due au fait qu'au niveau cellulaire des réactions de détoxification ont lieu grâce aux phytochélatines. Ceci induit la formation d'un complexe protéine/ métal.

De nombreuses études, ont montré, que la teneur en protéines chez les macrophytes est diminuée, par l'accumulation de Pb dans des milieux aquatiques (**Gupta et Chandra, 1996; Mohan et Hosetti, 1997**).

Le dosage de la proline, chez les végétaux, représente un moyen efficace, pour détecter un éventuel phénomène de stress. La proline est un acide aminé, connu pour son accumulation dans une grande variété d'organismes, depuis la levure jusqu'aux plantes supérieures, exposés à un stress abiotique (**Pardha Saradhi et al., 1993**), tel que le stress induit par les métaux lourds (**Alia et al., 1991 ; Tripathi et al., 2006**) et par les engrais (**Déruelle, 1983**).

Nos résultats concernant les teneurs en proline, au niveau des deux systèmes, racinaire et foliaire de *T.latifolia*, suivent les mêmes tendances que la pollution du milieu. Plus le milieu est pollué plus la teneur en proline augmente.

Selon **Ferfar (2017)**, Le traitement par les différentes concentrations de Cossack et de Sekator, provoque une forte accumulation de proline chez les deux variétés étudiées de *Triticum durum Desf.*

La proline est considérée comme un bio-indicateur métabolique de stress chez les végétaux. Selon **Monneveux et Nermann, (1989)**, l'accumulation de proline est associée à la résistance de la plante au stress, ce qui pourrait donc être l'un des facteurs qui explique le mieux, la stratégie d'adaptation des plantes. Selon **Zouari et al., (2016)**, La proline joue des rôles multiples, dans les tissus végétaux, exposés au stress abiotique tels que la réserve nutritionnelle pour la croissance, la stabilisation des protéines et des membranes, l'osmo protection et le piégeage des radicaux libres.

L'augmentation de la teneur en proline, serait reliée directement à l'application du stress hydrique (**Cechin et al., 2006**). Plus le niveau de stress appliqué augmente, plus les teneurs en proline deviennent marquées (**Savouré et al., 1995**).

La proline est considérée comme faisant partie d'un syndrome adaptatif général aux conditions environnementales défavorables. Différentes fonctions, sont attribuées à l'accumulation de ce soluté compatible : osmo-régulation, chélation et détoxification des métaux, protection des enzymes, régulation de l'acidité cytosolique, stabilisation de la synthèse protéique et piégeage des espèces réactives de l'oxygène ROS (anion superoxyde et radicaux hydroxyles) (**Biteur, 2012**). Ce composé de faible poids moléculaire, s'accumule à des concentrations élevées en réponse à une variété de stress abiotique, incluant les métaux lourds (**Kishor et Sreenivasulu, 2014**).

Nos résultats, semblent en parfait accord avec ceux de **Kandziora-Ciupa et al., (2017)**, qui indiquent, un effet positivement significatif de Cd et Zn sur l'accumulation de la proline dans les feuilles de *V. myrtillus*, à proximité de la fonderie de zinc.

Plusieurs auteurs tel que **Tahri et al., (1998)** et **Bedouh, (2014)**, affirment que toute augmentation de la teneur en protéines, favorise une accumulation de la proline.

Selon **Surasak et al., (2002)**, la proline agit directement comme un antioxydant pour protéger la cellule, contre les dommages causés par les radicaux libres, et détient le rôle du maintien d'un environnement réducteur qui est favorable à la synthèse de la phytochélatine et la séquestration du cadmium.

L'exposition aux métaux lourds se traduit souvent par une synthèse des métabolites divers qui s'accumulent dans la plante, parmi lesquels figurent les glucides (**Jha et Dubey, 2004**). Cette accumulation de glucides sous l'effet des métaux lourds, résulte une altération des activités enzymatiques notamment l'acide invertase, le saccharose synthase et l'amidon phosphorylase et l'activation de différentes enzymes impliquées dans l'élimination des ERO.

Nos travaux indiquent une accumulation des sucres solubles chez *T.latifolia*, au niveau des racines et des feuilles dans les sites pollués, particulièrement dans le site S1 près du complexe sidérurgique Sider El Hadjar. Ceci s'accorde avec de nombreux travaux qui rapportent une augmentation de la teneur en glucides solubles sous l'effet du plomb chez *Chlorella vulgaris* (**Bajguz, 2011**), et des métaux lourds comme l'aluminium (**Mishra et Dubey, 2008**), l'arsénite (**Jha et Dubey, 2005 ; Choudhury et al., 2010**), et le cadmium dans le riz (**Verma et Dubey, 2001**), cet effet étant fonction de la concentration et de la durée du traitement avec le plomb ou les métaux lourds.

Les résultats de **Ferfar (2017)**, ont mis en évidence une accumulation des sucres solubles, chez les deux variétés de blé Semito et Cirta, après le traitement par le Cossack et le Sekator. **Derradji (2015)**, a constaté une importante augmentation des glucides chez les *Phragmites australis* en réponse au stress induit par les eaux usées. Selon **Djeddi (2007)**, Cette augmentation est peut être expliquée par la dégradation des réserves amylicées suite à leurs conversion rapide en saccharose, fait qui pourrait aussi être attribué à une inhibition de la synthèse de l'amidon.

Le sucre a été connu non seulement, comme un puissant moteur de la croissance des plantes, mais aussi comme une molécule de signalisation efficace (**Rolland et al., 2006**). Une concentration élevée de sucre, a inhibé l'accumulation de la chlorophylle et la transcription des gènes liées à la photosynthèse. (**To et al., 2003**).

Les résultats obtenus montrent une forte accumulation des sucres, au niveau du site S1, le plus contaminé avec les poussières métalliques du complexe sidérurgique Sider El-Hadjar, comparativement aux autres sites. L'accumulation est plus importante au niveau des racines de *T.latifolia*.

Nos résultats semblent concorder avec ceux de **Meksem (2007)**, qui a mis en évidence, une augmentation des sucres totaux, chez deux variétés de blé, lors d'un stress due à deux types de fongicides, ainsi qu'avec ceux de **Kleche (2005)** et ceux de **Bouadila (2009)**, étudiant l'impact de la pollution hydrique sur *Phragmites australis* en purifiant les eaux résiduaires de l'oued Méboudja.

Étant donné que les squelettes carbonés de sucre sont nécessaires pour synthétiser les acides aminés, les plantes élaborent un mécanisme régulateur, afin de coordonner le carbone (C) et l'assimilation de l'azote (N).

Les glucides, source d'énergie indispensable pour les organismes vivants sont utilisés de façon immédiate comme le glucose, ou sous forme de réserves comme l'amidon, ils possèdent aussi un rôle structural (matériau de renfort de la paroi des cellules végétales) comme la cellulose, la chitine ou l'acide hyaluronique. L'enrichissement en sucres solubles, parait protéger les membranes de la dessiccation (**Binet, 1989**). L'augmentation enregistrée aux différentes doses de fongicides, est due probablement à une augmentation de la teneur en sucres et de la turgescence (**Prasad, 1995**).

Les sucres solubles, agissent non seulement en tant que métabolites, mais aussi en tant que signaux capables d'activer des voies de signalisation, aboutissant à des modifications d'expression génétique. Leur implication dans les réponses aux stress oxydatif, a été étudiée chez la plante modèle *Arabidopsis thaliana*, en interaction avec des molécules polluantes, en particulier l'atrazine, herbicide de la famille des triazines, qui a été prise comme polluant modèle générant un fort stress oxydatif (**Ramel, 2009**).

Le dosage des enzymes, intervenants dans la détoxification, à savoir la catalase, l'ascorbate-peroxydase et la gaïacol-peroxydase, montre que la présence de poussières métalliques dans le milieu, a tendance à stimuler ces enzymes. Nos résultats révèlent, une activation de la réponse enzymatique, dans les échantillons prélevés à partir des sites pollués, comparativement aux échantillons du site témoin St, ceci a lieu dans les deux compartiments de *T. latifolia* : racine et feuille. L'activité enzymatique est plus importante au niveau racinaire.

Plusieurs études ont été réalisées pour vérifier l'action de certaines enzymes indicatrices des différents types de stress environnemental. Parmi ces enzymes, on trouve : l'amylase, la catalase, l'ascorbate peroxydase et la glutathion-S-transférase. Selon la littérature, une activité plus élevée de ces enzymes a été détectée dans plusieurs situations de stress afin de protéger les plantes contre les adversités, favorisant ainsi leur survie (**Koster, 1991 ; Hare et Cress, 1997 ; Nepomuceno, 2001 ; Taiz et Ziger, 2002**).

Par définition, la fonction principale des défenses antioxydantes est de limiter l'accumulation des ROS. C'est pourquoi il est souvent considéré que les ROS, ne peuvent agir que dans la signalisation, en s'échappant à ce système d'élimination. Bien qu'il soit facile à comprendre, comment cela peut arriver à la surface des cellules ou dans le cas de l'oxygène singulet, produit dans le centre de réaction de PSII, il est difficile de comprendre, comment l'H₂O₂ généré dans la phase aqueuse de l'intérieur très réduit des cellules, peut fonctionner (**Corpas, 2015 ; Del Río, 2015**).

La sensibilité d'une plante, au stress oxydatif généré par un agent pathogène, est bien déterminée par l'équilibre entre la production de ROS et sa détoxification par les mécanismes de défense antioxydants (**Sharma et al., 2012**). Les antioxydants enzymatiques, comprennent la superoxyde dismutase (SOD), l'ascorbate peroxydase (APX), la catalase (CAT), la glutathion peroxydase (GPX) et la peroxiredoxine (PrxR).

Ces enzymes sont présentes dans pratiquement tous les compartiments subcellulaires. Habituellement, un organite a plus d'une enzyme capable de piéger un seul ROS (Mittler, 2002, Mittler et al., 2004, Scandalios, 2005).

La réponse enzymatique, assure l'élimination des formes toxiques de l'oxygène : l'anion superoxyde par la superoxyde dismutase, le peroxyde d'hydrogène par la catalase, les peroxydases et les enzymes du cycle ascorbate-glutathion (Souguir, 2009).

La catalase est une enzyme catalysant la dismutation du peroxyde d'hydrogène en molécule d'eau et d'oxygène (Arora et al., 2002). La variabilité de la réponse de l'activité de la CAT a été également observée chez plusieurs plantes lors de leur exposition aux métaux.

Par exemples, en présence de l'arsenic (As) (III), la CAT augmente dans les feuilles de *Zea mays* et diminue dans les racines (Duquesnoy et al., 2010), sous différentes concentrations en Pb^{2+} , Cd^{2+} et Hg^2 , l'activité de l'enzyme augmente dans les racines de *B. gymnorrhiza* et dans les racines et les feuilles de *K.candel*, mais elle reste stable dans les feuilles de *B. gymnorrhiza* (Zhang et al., 2007).

Yang et Poovaiah (2002), suggèrent que l'augmentation de l'activité de la catalase, est étroitement liée à l'augmentation de la concentration intracellulaire, du peroxyde d'hydrogène et du Ca^{2+} . En situation de stress, une augmentation de la teneur en calcium entraîne une stimulation de l'activité de cette enzyme, suite à la fixation de l'ion calcique à une protéine cytosolique appelée calmoduline, formant un complexe Ca^{2+} calmoduline. Ce dernier joue le rôle d'une molécule signal, stimulant l'activité de la catalase.

Une étude menée par Maria et al., (2009) sur la tolérance d'*Elodea canadensis* exposée au nickel, montre une augmentation de l'activité CAT.

Certains travaux, ont montré une élévation de l'activité catalytique après des expositions aux différents polluants, comme le cadmium (Souiki, 2008), au NPK (Bouchelaghem, 2012) au mélange chlorure de sodium et silicone (Zhu et al., 2004) et à l'uranium (Vandenhove et al., 2006).

Une forte activité de GPX, pourrait être un signe de stress oxydatif sévère ou un mécanisme de réponse efficace au stress (Zlatev et al., 2006). Les activités peroxydase élevés dans les plantes aquatiques, sont liés à la tolérance aux polluants (Lavid et al., 2001; Roy et al., 1992).

Selon **Gratão et al., (2005)**, la contamination des sols par des métaux lourds est un grave problème environnemental, qui limite la production agricole. L'exposition à des concentrations plus élevées de métaux lourds, peut augmenter la production de ROS et modifier la réponse antioxydante.

L'étude réalisée par **Romero-Puertas et al., (2007)**, révèle que L'exposition des plants de pois (*Pisum sativum L.*) au cadmium, a modifié les défenses antioxydantes enzymatiques et non enzymatiques, cependant l'activité de l'APX n'était pas significativement différente.

Les travaux de **Souahi et al., (2016)**, révèlent que l'activité ascorbate peroxydase, augmente en réponse à l'application des concentrations relatives à la dose homologuée de l'herbicide sulfonylurée le Sekator^{OD}, utilisé chez la variété HD de blé tendre.

Le malondialdéhyde est le produit d'oxydation des membranes lipidiques, s'accumule quand les plantes sont exposées au stress oxydatif. Les concentrations du MDA sont considérées comme un indicateur de peroxydation des lipides après un stress abiotique (**Ding et al., 2004**).

Le malondialdéhyde (MDA), présente une bonne corrélation avec la production de ROS et il est considéré comme un indicateur important de stress oxydatif. De nombreuses études ont indiqué, que le niveau de la peroxydation des lipides est un paramètre important pour évaluer le niveau de stress oxydant dans les Organismes vivants (**Belhaouchet, 2014 ; Zeriri, 2014**). L'augmentation de la teneur moyenne en MDA au niveau des racines et des feuilles, confirme que les ROS produites à proximité des Chaîne de Transport d'Electrons (CTE), ont généré une peroxydation lipidique (**Issaad, 2013**), induisant une diminution accrue de l'efficacité de la CTE et une perte plus importante d'électrons. La résultante est une augmentation de la génération des ROS diminuant d'autant plus l'efficacité de la CTE.

La production de MDA suite à un stress cadimique a été mise en évidence chez de nombreuses espèces tels que *Oryza sativa* (**Shah et al., 2001**), *Brassica napus* (**BenYoussef et al., 2005**), *Bacopa monnieri* (**Mishra et al., 2006; Singh et al., 2006**), *Bechmeria nivea* (**Liu et al., 2007**), *Triticum aestivum* (**Yannarelli et al., 2006; Lin et al., 2007**), *Triticum durum* (**Paradiso et al., 2008**), *Pisum sativum* (**Sandalio et al., 2001; Dixit et al., 2001**), *Phaseolus vulgaris* (**Smeets et al., 2005**), *Hordeum vulgare* (**Hegedüs et al., 2001; Tamás et al., 2008**), *Prunus dulcis* (**Elloumi et al., 2007**), *Lemna polyrrhiza* (**John et al., 2007**), dans des cultures cellulaires de *Coffea arabica* (**Gomes-Junior et al., 2006**) et chez *Vicia faba* (**Ünyayar et al., 2006**).

D'autres métaux sont capables de provoquer une lipoperoxydation membranaire, tels que le cuivre (Ali et al., 2006; Bouazizi et al., 2008), le nickel (Baccouche et al., 1998) et le mercure (Zhou et al., 2007).

Le dosage du MDA, indique que les valeurs très faibles sont enregistrées, dans le site moins pollué (St) par rapport aux autres sites pollués. L'augmentation du taux des MDA chez les plantes peuvent être due à l'augmentation du taux des acides gras polyinsaturés par rapport aux acides gras saturés. Il est bien connu que la peroxydation des acides gras polyinsaturés des phospholipides membranaires entraîne un déficit des fonctions membranaires, à travers notamment d'une diminution de la fluidité et de l'inactivation des récepteurs et des enzymes situés au niveau des membranes (Lagadic et al., 1997). Ceci peut alors participer à une modification de la perméabilité membranaire.

Selon Gill et Tuteja, (2010), les espèces réactives de l'oxygène peuvent réagir avec les lipides, les protéines et les pigments, causant une peroxydation lipidique et des dommages de membranes. Cette forte peroxydation est due à une grande dismutation des O_2^- , une des formes actives de l'oxygène (Sairam, 2001 ; Tlidjen, 2014). L'augmentation de la peroxydation des lipides chez *Phragmites australis* induite par les eaux usées, traduit une induction des effets oxydatifs des formes active d'oxygène (Xue et al., 2001). Notre travail est en parfait accord avec les travaux de Radic et al., (2009) qui ont prouvé une augmentation des taux de MDA chez *Lemna minor*, en présence de l'aluminium.

Le glutathion (GSH), un antioxydant non-enzymatique, est un thiol de faible poids moléculaire impliqué dans un large éventail de processus métaboliques et constitue un important système de défense des plantes contre les stress environnementaux, y compris les métaux lourds (Hossain et al., 2012).

Le glutathion, est un peptide faisant partie d'un système enzymatique complet, comprenant notamment la GST. Il joue un rôle central dans le mécanisme d'élimination du peroxyde d'hydrogène, ainsi que la prise en charge des lipides peroxydés, en plus des phytochélatines qui servent à séquestrer les métaux. Le glutathion réduit (GSH) est utilisé aussi comme donneur d'électrons pour la production de l'enzyme clé du système qui est la glutathion peroxydase (Green et al., 2002).

Les résultats obtenus révèlent l'augmentation du taux de GSH racinaire et foliaire, dans les échantillons exposés à une pollution métallique (prélevés à partir des sites pollués), contrairement aux résultats obtenus par **Jozefczak et al., (2014)**, qui ont mis en évidence, une déplétion immédiate de GSH, dans les racines de *A. thaliana*, après 2 heures d'exposition au Cd. Cette diminution du contenu de GSH est probablement le résultat d'une production accrue de phytochélatines (PCs), qui forment des complexes avec le Cd une fois qu'il est entré dans le cytosol.

Selon **Jozefczak et al., (2015)** et **Parrotta et al., (2015)**, le GSH sert de précurseur pour les phytochélatines (PCs). Ces molécules ont la capacité de chélater le Cd, réduisant ainsi sa toxicité. De nombreux auteurs, ont signalé que l'exposition au Pb, entraîne initialement une grave déplétion du glutathion, chez les espèces étudiés (*Raphanus sativus* **El-Beltagi et Mohamed, 2010** ; *Vicia faba* et *Phaseolus vulgaris*, **Piechalak et al., 2002**).

Les résultats de **Nadgorska-Socha et al., (2012)**, indiquent Une augmentation du taux de GSH dans les feuilles de *V.faba*, cultivées dans un sol contaminé par du Pb et du Zn. Des résultats similaires ont été obtenus par **Wang et al., (2010)**. Une augmentation du glutathion a été observée dans les feuilles de *Philadelphus coronarius* cultivées sur un site pollué (**Kafel et al., 2010**).

Lin et al., (2007) ont proposé, que le GSH joue, un rôle crucial dans la détoxification des ions cadmiques, et qu'il est plus sensible que certaines enzymes antioxydantes, dans la réponse au stress causé par ce métal (Cd).

Cuypers et al., (2010) et **Petrov et al., (2015)**. Suggèrent que lors de l'absorption, le Cd cause des dommages par induction indirecte du stress oxydatif. Selon **Jozefczak et al., (2015)**, le Cd se lie au GSH et épuise ainsi le pool de GSH réduit, grâce à sa grande affinité pour les groupes thiols.

Nos résultats, ne semblent pas concorder avec ceux de **Ducruix et al., (2006)** où le niveau de GSH diminue en réponse au stress induit par les fortes concentrations de cadmium.

L'exposition des plantes aux différents polluants se trouvant dans les eaux usées, peut modifier leur aspect tissulaire. **Piechalak et al., (2002)**, explique que les macrophytes accumulent un taux important de métaux lourds dans leurs parties végétatives.

Les changements structurels, induisant des changements dans les cellules et les tissus, ce qui peut modifier le comportement de la croissance du plant à différents niveaux d'organisation. Ces altérations portent sur les racines, les tiges et les feuilles des plantes stressées comparativement au témoin (**Reinoso et al., 2005**).

Dans le but de mettre en évidence, les différents tissus de *T.latifolia* et de caractériser les modifications engendrés par la présence de *T.latifolia* dans des milieux chargés en poussières métalliques, nous nous sommes intéressés à étudier l'anatomie des coupes histologiques des racines et des feuilles de *T.latifolia* prélevée à partir des sites St et S1.

La structure des feuilles de Typha, a été décrite par **Meyer (1933)** ; **Solereeder et Meyer (1933)** ; **Teale (1949)** ; **Kaul (1974)** ; **Rowlatt et Morshead (1992)** et **McManus et al., (2002)**. La feuille de Typha, est produite par un méristème intercalaire à sa base. Certains tissus internes de cet organe photosynthétique, se décomposent pour former des lacunes. Ces dernières permettent à l'oxygène, de circuler sur toute la longueur de la feuille jusqu'aux parties submergées de la plante et au dioxyde de carbone, de s'écouler des parties submergées vers les parties photosynthétiques (**Constable et al., 1992**; **Constable et Longstreth, 1994**). Le tissu restant comprend le tissu dorsal et ventral épais et les cloisons épaisses qui les séparent (**Witztum et Wayne, 2014**). Ces observations semblent en parfait accord avec notre étude anatomique des feuilles de *T.latifolia*.

Nos observations indiquent un élargissement de l'épiderme dorsal et ventral de la feuille *T.latifolia*, cultivé dans le site pollué S1 comparativement au site St, non pollué. Ces résultats ne concordent pas avec ceux de **El-Afry et al., (2012)**, qui indiquent une diminution en épaisseur (μm) de l'épiderme supérieur, de l'épiderme inférieur, du phloème, du mésophile, du faisceau vasculaire, de la largeur et du diamètre des vaisseaux de xylème, chez les cultivars de blé.

L'accumulation des métaux lourds chez les végétaux, entraîne divers types de dommages au niveau ultra structural (**Sela et al., 1988, 1990, Shi et al., 2003, Gaumat et al., 2008**). Une étude de localisation de métaux lourds par microanalyse aux rayons X chez *A. filiculoides*, a montré que le Cu s'accumulait à une concentration plus élevée dans la racine que dans la partie aérienne, tandis que la teneur en Cd était similaire dans les deux organes (**Sela et al., 1988**). Les ions Cd, sont très mobiles dans l'*Azolla* (**Sela et al., 1988**). De plus, la microanalyse aux rayons X, a révélé que la teneur en Cd augmentait dans l'épiderme interne, le cortex et les parois cellulaires des racines.

L'accumulation de Cd a été caractérisée par l'apparition de petits grains foncés à forte teneur en cadmium, phosphate et calcium, tout au long des cellules épidermiques (**Sela et al., 1990**). Ceci est en accord avec nos observations, où nous avons pu démontrer, la présence de dépôts foncés, au niveau du parenchyme cortical de la racine de *T.latifolia*, prélevée à partir du site S1 chargé en ETMs, comparativement à celle prélevée à partir du site St où la concentration en ETMs est très faible.

Benaroya et al., (2004), ont observé la présence de précipités de Pb dans les vacuoles de cellules mésophiles de *A. Filiculoides*, qui apparaissaient sous forme de dépôts foncés denses au microscope électronique à transmission. Tous les dépôts de plomb observés ont été localisés dans des vacuoles, alors que des dépôts de plomb plus importants ont été trouvés dans les feuilles matures que dans les jeunes feuilles.

Chez *A. pinnata*, les frondes traitées au Pb présentaient des niveaux variés de changements ultra morphologiques tels que la compacité des frondes, les stomates fermés et le dépôt de cires épicuticulaires alors que les frondes traitées au Fe ne montraient pas ces changements. Ils ont également observé que les anomalies ultra-morphologiques induites par le Pb étaient atténuées par la présence de Fe dans le milieu sous traitement mixte (Pb + Fe) (**Gaumat et al., 2008**).

Les différentes caractéristiques des racines permettent aux plantes de répondre, de s'adapter et de prospérer dans des environnements différents. Les racines fournissent des fonctions essentielles, y compris l'absorption d'eau et de nutriments pour la croissance des plantes, elles jouent un rôle en tant qu'organes de stockage, ancrer les plantes dans le sol et elles sont le site d'interactions avec les organismes pathogènes et bénéfiques dans la rhizosphère. Elles ont un rôle dans le système conducteur de la plante puisque les éléments nutritifs vont des racines à la tige puis aux feuilles.

Les monocotylédones possèdent généralement des racines fasciculées, composé de plusieurs racines semblables. Ce système racinaire permet à la plante de disposer d'une grande surface de contact avec l'eau et les minéraux. (**Paez-Garcia et al., 2015**). Les racines de certaines plantes peuvent aussi extraire les métaux lourds ou autres composés toxiques dans le sol et les accumuler et les stocker dans les organes aériens qui peuvent être facilement récoltés et éliminés (**Glick, 2003**).

L'élargissement des cellules corticales est une réponse primaire de la plante pour maintenir un niveau d'hydratation qui permet la viabilité des cellules. En effet, la réduction du nombre des cellules corticales racinaires et l'élargissement des cellules corticales améliorent la tolérance à la sécheresse chez le maïs (**Chimungu et al., 2014a ; 2014b**).

Nos observations indiquent un rétrécissement du parenchyme cortical de la racine de *T.latifolia* du S1 par rapport à celle du site St, avec la présence de cellules de différentes formes et plus grandes.

Les changements anatomiques induits chez les deux variétés de *T.durum*, exposées aux deux produits herbicides le Cossack et le Sekator, montrent un épaississement des feuilles, des variations dans l'épaisseur de l'épiderme ventral, de l'épiderme dorsal, une augmentation du diamètre de la nervure principale (longueur et largeur), une variation dans le diamètre des nervures secondaires, due à l'alternance de grands et de petits faisceaux trouvés sur chaque côté du faisceau principal central. Un élargissement des cellules du mésophile et des cellules de la gaine fasciculaire (Ferfar, 2017).

- **la mise en évidence de l'accumulation des éléments métalliques dans les racines et dans les feuilles de *Typha latifolia*, et le pouvoir de cette dernière à transférer les éléments des racines vers les feuilles.**

Les métaux lourds peuvent persister longtemps dans les tissus végétaux et animaux, même s'ils sont en petites quantités dans l'environnement (Speak et al., 2014). La chimie de l'eau joue un rôle important dans l'absorption des métaux lourds par les organismes dans les milieux aquatiques et elle peut facilement être influencée par les activités urbaines (Juckers et Watmough, 2014).

Plusieurs études, ont montré que *Typha latifolia* possède une capacité élevée d'absorption et d'accumulation des métaux lourds (Ye et al., 1997 ; Leto et al., 2013). Elle peut être utilisée comme un bioindicateur de la pollution métallique et dans les processus de biorestauration des eaux (Klink et al., 2013). Elle a une importante capacité de dégrader rapidement les polluants organiques, ceci est très important dans le traitement de l'eau (Jamshidi et al., 2014)

Les résultats obtenus dans cette partie, montrent que l'accumulation des ETMs varie selon l'organe étudié, les ETMs analysées (Cd et Pb), sont majoritairement accumulés au niveau des racines de *T.latifolia*. Cette dernière accumule de l'ordre de deux fois les ETMs, dans leurs parties souterraines que dans leurs parties aériennes. Ceci peut se traduire par le fait que la racine est l'organe qui est en contact direct avec les polluants. Les échantillons prélevés à partir du site S1 (près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar »), sont plus chargés en éléments métalliques comparativement aux échantillons des autres sites. Ces données peuvent confirmer la capacité de *T.latifolia*, d'accumuler les poussières métalliques, et de s'adapter à la pollution du milieu.

La concentration du Cd dans les échantillons des sites (St, S4) et la concentration du Pb dans les échantillons du site (St), est inférieure à la limite de détection du spectrophotomètre.

Selon **Ernst (2006)**, Les espèces végétales tolérantes aux métaux (métallophytes) conservent de bonnes performances car elles sont capables de faire face à des niveaux de métaux internes plus élevés en raison de changements génétiques adaptatifs.

Selon **Milner et Kochian (2008)**, des plantes hyper-accumulatrices des ETMs sont des plantes capables d'accumuler des concentrations métalliques dans leurs parties aériennes qui sont 100 fois plus élevées que chez les plantes dites non accumulatrices.

La plante aquatique, peut soit flotter à la surface de l'eau ou être submergée dans l'eau. Les plantes aquatiques flottantes, accumulent des contaminants par ses racines (**Zhang et al., 2011**), tandis que les plantes submergées accumulent des métaux par tout leur corps. Les plantes aquatiques, peuvent également servir de pièges pour les particules, en ralentissant le courant d'eau et en favorisant la sédimentation des particules en suspension, influençant ainsi la rétention des métaux dans les plans d'eau (**Kadlec et al., 2000**).

Plusieurs espèces de macrophytes sont identifiées comme des bio-accumulateurs de métaux lourds. Par exemple, *Leersia hexandra* et *Pennisetum purpureum* se sont révélés efficaces pour éliminer le Cr dans l'eau (**Liu et al., 2015**). *Colocasia spp* et *Amaranthus spp* étaient bons pour extraire le Cd du sol, tandis que *Tithonia diversifolia* était efficace pour absorber le Pb (**Adesodun et al., 2010 ; Mazumdar et Das, 2015 ; Zhang et al., 2010a, 2010b**).

Eichhornia crassipes s'est révélé efficace pour éliminer NO_3^- , Fe, Zn, Cu, Cd et Cr, tandis que *Cyperus rotundus* a extrait du Cd et du Cr de l'eau et du sol contaminés respectivement (**Petrucio et Esteves 2000 ; Sood et al., 2012; Swamy, 2014**). *Ricinus communis* a accumulé du Cd, du Pb, du Ni, de l'As et du Cu à partir de sols contaminés (**Bauidh et al., 2015**).

Cyperus articulatus a éliminé le Cd, le Cr, le Cu, le Fe, le Hg, le Mn, le Ni et le Pb de l'eau (**Farrag et Fawzy 2012**) tandis que *Typha domingensis* décontaminait le Hg et le Cr de l'eau (**Gomes et al., 2014; Sultana et al., 2014**).

Duman et al., (2007) ont mis en évidence, une accumulation plus importante en ETMs en automne et en hiver, dans les racines de deux espèces de macrophytes. Ils expliquent ce résultat par le fait que la plante, accumule davantage d'éléments traces métalliques dans les derniers mois de sa vie, jusqu'à sa mort en hiver. En effet, ils ont observé une diminution de l'accumulation des ETMs du printemps à l'été, puis une forte accumulation en automne et en hiver. Ceci est en parfait accord avec nos résultats. (Les prélèvements des échantillons, pour le dosage des ETMs, sont effectués au mois de janvier 2017).

Nos résultats, concordent avec ceux de **Zorrig, (2011) et Klech, (2013)**, qui ont mis en évidence, une capacité accumulatrice des ETMs, beaucoup plus élevée au niveau racinaire, chez les espèces étudiés. Ceci peut expliquer, la diminution de la concentration des ETMs dans les échantillons d'eau, après passage dans les bacs d'épuration.

L'étude réalisée par **Ben salem, (2014)**, indique que les ETMs accumulés par *T.latifolia* (Sn, As, Cr, Cd, Fe, Al, Zn, B, Cu, Ni, Mn et Se) ont été en grande partie conservées, dans les racines. ($FT < 1$), ceci est en parfait accord avec nos résultats.

Mishra et al., (2008), ont démontré que les macrophytes accumulaient davantage d'ETMs au niveau des racines qu'au niveau des tiges et des feuilles. D'après l'étude de **Cardwell et al., (2002)**, ce phénomène s'explique essentiellement par le fait que les sédiments, dans lesquels les macrophytes prennent racines, sont généralement plus concentrés en ETMs que dans l'environnement aquatique au sein duquel ils évoluent.

Plusieurs études ont mentionné, que les concentrations des ETMs dans les parties souterraines sont généralement plus élevées que celles au niveau des organes aériens (**Grisey et al., 2011; Klink et al., 2012**).

Kandziora-Ciupa et al., (2017) ont enregistré des niveaux significativement plus élevés de Cd, Pb et Zn dans tous les organes des espèces étudiées (*Vaccinium myrtillus* L et *Vaccinium vitis-idaea* L), collectées sur un site situé près d'une fonderie de zinc. Ceci est en accord avec nos résultats, où l'on a mis en évidence, des valeurs plus élevées de Cd et Pb, dans les deux compartiments de *T.latifolia*, dans le site S1 près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar », par rapport aux autres sites.

Une étude réalisée par **Zornoza et al., (2002)**, sur *L. albus*, indique que jusqu'à 88% du Cd a été trouvé dans les racines. La quantité de Cd liée aux parois des racines étant 37 fois plus élevée que celle liée aux parois cellulaires des feuilles.

D'après **Bonanno et Guidice, (2010)**, Les macrophytes ayant un système racinaire comme *T. latifolia*, sont beaucoup plus influencés par les ETMs contenus au niveau des sédiments que par ceux contenus dans l'eau, par conséquent la bioaccumulation est importante quand les sédiments sont très contaminés par des ETMs.

Selon **Kabata-Pendias, (2001)**, les mécanismes exacts de l'absorption des métaux lourds, sont encore mal connus, et diffèrent selon l'espèce métallique. Le plomb et le nickel sont absorbés passivement, via certaines protéines de type porine, alors que le zinc et le cuivre sont absorbés activement par une protéine de transport sélective, nécessitant de l'énergie.

Certains travaux, ont démontré que l'accumulation des métaux lourds dans les racines de certaines plantes, correspond en grande partie à une séquestration vacuolaire (**Boussama et al., 1996; Djebali et al., 2002**). Ceci suggère que les mécanismes qui régissent l'homéostasie des métaux lourds se manifestent préférentiellement à l'échelle endocellulaire.

Les résultats de **Tiglyene et al., (2008)**, indiquent une hyper accumulation de Cr (1690mg/kg MS) au niveau des racines de *Phragmites australis*. **Concas et al., (2015)**, ont enregistré des teneurs en Zn et en Pb de 8436 mg/kg et 1587mg/kg respectivement chez *Pistacia lentiscus* poussant à proximité d'un site minier.

La capacité d'absorption des métaux lourds par les plantes peut être exprimée par l'utilisation de coefficients biologiques à savoir, le coefficient d'accumulation biologique (CAB), facteur de concentration biologique (FCB) (**Fellet et al., 2007**). Le Facteur de transfert des éléments des parties souterraines vers les parties aériennes (FT) (**Liu et al., 2014**).

Les résultats obtenus révèlent que le facteur de transfert FT des poussières métalliques des racines vers les parties aériennes est toujours inférieur à 1, ceci indique que le transfert des poussières des racines vers les feuilles est très faible. Ces résultats semblent concorder avec ceux de **Grisey et al., (2011); Klink et al., (2012) ; Ben salem, (2014)**).

Sekabira et al., (2011), ont proposé quatre catégories d'accumulation des éléments métalliques selon le facteur de transfert des éléments du milieu vers les parties de la plante: la valeur $FT < 0,01$ catégorise un végétal comme non-accumulateur, $0,01 < FT < 0,1$ comme un faible accumulateur, $0,1 < FT < 1$ comme accumulateur modéré et $FT > 1$ comme hyper accumulateur.

L'étude réalisée par **Deng et al., (2006)** a également montré, un meilleur transfert des métaux des racines vers les parties aériennes, du dicotylédone "*Oenanthé javanica*". Selon les auteurs, ce phénomène pourrait s'expliquer, par une différence anatomique entre le type dicotylédone et le type monocotylédone. De par leurs larges feuilles les dicotylédones présentent un taux de respiration supérieur à celui des monocotylédones à feuilles étroites exemple de *T.latifolia*, ce qui favoriserait le transfert des polluants métalliques des racines vers les parties aériennes.

Concernant la translocation des ETMs des racines vers les feuilles, nos résultats révèlent que, moins de la moitié des ETMs absorbées par la plante, se trouvent dans les parties aériennes. La translocation du plomb des racines vers les feuilles, ne dépasse pas 45%, alors que la translocation du cadmium ne dépasse pas 37%.

L'allocation du cadmium entre les racines et les parties aériennes est supposée être étroitement dépendante de par plusieurs phénomènes : la séquestration des métaux à l'intérieur des cellules racinaires, le transport symplasmique dans la stèle et la décharge du cadmium dans le xylème (**Clemens et al., 2002**).

Yoon et al., (2006), ont montré des concentrations en métaux dans des plantes natives sur un site contaminé, que dans 95% des cas, les concentrations en plomb dans les racines étaient beaucoup plus élevées que dans les feuilles, soulignant une faible mobilité du plomb des racines vers les parties aériennes et donc une immobilisation dans les racines.

De plus, ils trouvent des facteurs de translocation assez faibles avec une valeur moyenne de 0.58 ; indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes. De même, **Del Rio-Celestino et al., (2006)** ont trouvé des facteurs de translocation compris entre 0 et 0.7 dans des plantes sauvages ayant poussé dans un sol artificiellement contaminé avec 500 mg Pb/kg.

Conclusion
&
Perspectives

La pollution de l'eau est une altération de sa qualité et de sa nature, ce qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe l'écosystème aquatique. La phytoépuration ou bien la phytoremédiation, est une solution écologique qui utilise des plantes pour épurer, filtrer et dépolluer les eaux usées. Certains végétaux sont connus par leur capacité d'absorber et de fixer les polluants et les métaux lourds et de transformer les matières organiques en matières minérales, dont elles se nourrissent.

L'objectif de notre travail est multiple : étudier le pouvoir de *T.latifolia* dans la décontamination des eaux usées, mettre en évidence les différentes réponses de *T.latifolia* dans les conditions défavorables du milieu et sa capacité à accumuler les éléments métalliques dans ces parties végétatives. Au terme de ce travail, nous nous proposons de faire un bilan de différentes expérimentations réalisées, et de répondre aux questions que nous nous sommes posées au début de notre recherche.

L'analyse de la composition des poussières métalliques rejetées par les hauts fourneaux du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar », a mis en évidence des valeurs importantes par rapport aux limites des rejets adoptées par le journal officiel de la république algérienne.

Le suivi des paramètres bactériologiques et physicochimiques des eaux usées dans les cinq sites de prélèvement, nous a permis d'avoir une idée sur l'état et la qualité des eaux dans les sites étudiés. L'ensemble des résultats obtenus révèlent l'existence d'une contamination fécale : présence de coliformes fécaux et totaux, streptocoques fécaux et clostridium sulfite réducteurs. Les analyses physicochimiques des sites d'étude, indiquent la présence d'une importante pollution. Nous avons obtenu des valeurs très importantes de la conductivité électrique, des matières en suspension et des ETMs. Nous avons également remarqué la présence d'une pollution azotée, traduite par des valeurs élevées de nitrates et de nitrites. En effet la majorité des résultats obtenus dépassent les normes algériennes dans les quatre sites pollués (S1, S2, S3 et S4) par rapport au site non pollué St

L'un des objectifs de notre recherche, était de mettre en évidence le rôle de *T.latifolia* dans la décontamination des eaux usées. L'utilisation de *T.latifolia* s'avère très efficace dans la dépollution des eaux. Les résultats obtenus, indiquent un bon abattement des différents paramètres étudiés, après le séjour des eaux dans les bacs d'épuration, plantés de *T.latifolia*. Nous avons remarqué une réduction de l'activité bactérienne.

Les résultats après épuration, révèlent aussi une réduction des valeurs physicochimiques comparativement aux eaux usées brutes. Cette diminution est très hautement significative ($p = 0,000$).

Nous avons également enregistré, un important abaissement de la concentration des ETMs, après le passage des échantillons des eaux usées des cinq sites dans les bacs d'épuration. Les différences sont très hautement significatives ($p = 0,000$) entre les deux périodes d'analyse (AVE et APE).

L'adaptation des végétaux aux conditions défavorables de leur milieu, nécessite des modifications morphologiques et métaboliques. Ces changements doivent aider à la fois à minimiser les effets nocifs des stress et permettre à la plante de survivre. L'adaptation de *T.latifolia* à la pollution marquée dans les sites de prélèvement, est traduite par un ensemble de modifications : physiologiques, biochimiques, enzymatiques...

L'analyse de la biométrie de *T.latifolia*, indique un développement racinaire très important dans les sites pollués. Le système racinaire de *T.latifolia* est plus important dans le site S1 près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar » par rapport aux autres sites. Les valeurs du NMR et LMR les plus faibles sont enregistrés au niveau du site St.

Sur le plan biochimique, les résultats obtenus mettent en évidence une accumulation importante des protéines totales dans les sites pollués. La synthèse protéique augmente lors de la présence d'un stress abiotique, les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau des sites pollués, comparativement au site St où la pollution est beaucoup moins importante. Cette différence est très hautement significative ($p = 0,000$) entre les sites et entre les deux saisons.

La présence de polluants dans le milieu est spécialement des ETMs, a provoqué une accumulation de la proline accompagnée par une accumulation des sucres totaux dans les deux compartiments de *T.latifolia*, au niveau des sites S1, S2, S3 et S4. Plus la pollution métallique est élevée plus l'accumulation de ces osmoprotectants est importante.

Une perturbation de l'activité chlorophyllienne est marquée dans les sites pollués. Les valeurs les plus faibles en chlorophylles *a*, *b* et *a+b*, sont enregistrées au niveau des sites pollués S1, S2, S3 et S4 comparativement aux valeurs enregistrées au niveau du site non pollué St.

Sur le plan enzymatique, Les résultats obtenus semblent converger vers la mise en évidence du caractère toxique oxydatif des polluants présents dans les eaux usées, à travers l'étude du système antioxydant enzymatique : CAT, GPX et APX. Nous avons montré une stimulation de l'activité enzymatique racinaire et foliaire, dans les sites pollués, et principalement dans le site S1 près du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar ».

L'analyse du système antioxydant non enzymatique a mis en évidence une accumulation et une surproduction en MDA et en GSH, aussi bien au niveau racinaire qu'au niveau foliaire, chez *T.latifolia*, dans les sites pollués comparativement au site non pollué St. Plus la pollution est importante plus la synthèse de ces antioxydants non enzymatiques est importante.

Le stress oxydatif généré par la présence des ETMs dans les sites de prélèvement, était plus important au printemps, en raison de la concentration des polluants dans cette saison par rapport à la saison hivernal, et au niveau racinaire par le fait que les racines sont le premier organe qui est en contact directe avec les polluants des eaux usées.

Nous nous sommes également intéressés à étudier les dommages cellulaires engendrés par la présence de polluants dans le milieu de *T.latifolia*. Ceci nous a mené à étudier les coupes histologiques des racines et des feuilles de *T.latifolia*. Les observations montrent l'existence de nombreuses anomalies au niveau des coupes du site S1 par rapport aux coupes du site St. Au niveau foliaire nous avons indiqué, un élargissement de l'épaisseur de la feuille et de l'épiderme (dorsal et ventral). Au niveau racinaire, nous observons la réduction du diamètre de la coupe, l'élargissement du cylindre central, l'augmentation du nombre des faisceaux conducteurs et la présence de cellules de différentes formes. Nous avons également mis en évidence la présence de dépôts des ETMs au niveau du parenchyme cortical des racines du site S1.

L'étude de la bioaccumulation des ETMs (Cd et Pb), dans les organes de *T.latifolia*, a montré, une importante capacité de la macrophyte à extraire et à accumuler les ETMs. Les racines demeurent l'organe le plus susceptible d'accumuler les éléments métalliques étudiés. Le calcul du facteur de transfert (FT) des éléments des racines vers les parties aériennes, donne des valeurs < 1 , pour tous les échantillons de *T.latifolia*. Ceci peut confirmer que les racines jouent un rôle de filtre pour prévenir la migration des éléments, surtout les plus toxiques, vers la partie aérienne.

En perspectives, il serait intéressant de compléter cette étude par les points suivants :

- Suivre la qualité des eaux des sites de prélèvement durant les quatre saisons de l'année.
- Etudier la contamination métallique du sol dans les sites de prélèvement.
- Etudier la bioaccumulation des ETMs dans tous les autres organes de *T.latifolia* : Rhizomes et tiges.
- Utiliser d'autres macrophyte pour comparer le pouvoir épurateur et accumulateur des ETMs.
- Etudier la composition des rejets métalliques de toutes les unités du complexe sidérurgique « Sider El-Hadjar »
- Etudier les gènes impliqués dans la tolérance et l'adaptation des plantes supérieurs aux ETMs.

*Références
bibliographiques*

Références bibliographiques

-A-

- **Aassiri, A. 2001.** Impact des eaux usées déversées par Oued Sebou sur le littoral de l'océan atlantique : Évaluation de la contamination par les métaux toxiques. Mémoire de DESA, INRH/Université Mohammed V, faculté des sciences, Rabat.
- **Abhilash, P.C., Pandey, V.C., Srivastava, P., Rakesh, P.S., Chandran, S., Singh, N. and Thomas, A.P. 2009.** Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. *J. Hazard. Mater.*, 170 791–797.
- **Adesodun, JK., Atayese, MO., Agbaje, TA., Osadiaye, BA., Mafe, OF. and Soretire, AA. 2010.** Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water, Air, and Soil Pollution.* 207(1–4) :195–201.
- **Alayat, A. 2015.** Etude de l'impact toxicologique de certains agents chimiques sur la qualité des céréales: « Cas du blé et de l'orge ». Thèse de doctorat obtenue à l'Université de Badji Mokhtar –Annaba, pp 266.
- **Ali, M.B., Tripathi, R.D., Rai, U.N., Pal, A. and Singh, S.P. 1999.** Physico-chemical characteristics and pollution level of Lake Nainital (U.P. India): Role of macrophytes and phytoplankton in biomonitoring and phytoremediation of toxic metal ions. *Chemosphere*, 39: 2171–2182.
- **Ali, M.B., Hahn, E-J., Paek, K-Y. 2006.** Antioxidative responses of *Echinacea angustifolia* cultured roots to different levels of CO₂ in bioreactor liquid cultures. *Enzyme and Microbial Technology*, 39: 982–990.
- **Antosiewicz, D.M. and Henning J. 2004.** Over expression of LCT1 in tobacco enhances the protective action of calcium against calcium toxicity. *Environ.Pollut*, 129: 237-245.
- **Arnon, D.I. 1949.** Cooper enzymes in isolated chloroplasts polyphenoloxydase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology.* 24: 1-25.
- **Arora, A., Sairam, R. and Srivastava, G. 2002.** Oxidative stress and antioxidative system in plants. *Current Sciences*, 82 (10), 1227-1238.

-B-

- **Baccouche, S., Chaoui, A. and El Ferjani, E. 1998.** Nickel induced oxidative damage and antioxidant responses in *Zea mays* shoots. *Plant Physiology and Biochemistry*, 36; 689-694.

- **Baize, D. 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris, 408p.
- **Bajguz, A. 2011.** Suppression of *Chlorella vulgaris* growth by cadmium, lead, and copper stress and its restoration by endogenous brassinolide. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3) :406-416.
- **Baker, A.J.M. and Brook, R. R. 1989.** Terrestrial Higher Plants which hyperaccumulate metallic Elements-A review of their distribution. *Journal Ecology and Phytochemistry. Biorecovery*, 1: 81-126.
- **Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D. and Smith, J.A.C. 2000.** Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In N Terry, G Banuelos, eds, Phytoremediation of contaminated soil and water. Lewis Publishers CRC, Boca Raton, pp 85-107
- **Banuelos, G.S. and Ajwa, H.A. 1999.** Trace elements in soils and plants: an overview. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 34(4): 951-974.
- **Baudh, K., Singh, K., Singh, B. and Singh, R.P. 2015.** *Ricinus communis*: a robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. *Ecological Engineering*, 84:640–652
- **Barber, S.A. 1995.** Soil nutrient bioavailability, a mechanistic approach (2nd Ed.).Wiley-Interscience, New York, 414 p
- **Bargagli, R. 1998.** Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer Verlag, New York, 324 p.
- **Bastviken, S.K., Weisner, S.E.B., Thiere, G., Svensson, J.M., Ehde, P.M. and Tonderski, K.S. 2009.** Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 35 946–952.
- **Baumont, S., Camard, J.P., Lefranca. and Franconi A. 2004.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS (Observatoire régional de santé d'Ile-de-France), France.
- **Bedouh, Y. 2014.** Evaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « *Allium cepa* ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 128p.

- **Belaid, N. 2010.** Évaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de Doctorat en chimie et microbiologie de l'eau. Université de Sfax. Tunisie. 236p.
- **Belhaouchet, N. 2014.** Evaluation de la toxicité du Spinosad « insecticide nouvellement introduit en Algérie » sur un modèle expérimental bioindicateur de la pollution « *Helix aspersa* ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 80p.
- **Beltman, B., Barrett, P.R.F., Greaves, M.P., Murphy, K.J., Pieterse, A.H., Wade, P.M. and Wallsten, M. 1990.** Aquatic macrophytes: A useful tool against eutrophication. Presented at the Proceedings of the 8th International Symposium on Aquatic Weeds Uppsala Sweden 13-17 August 1990 pp. 35–38.
- **Benaroya, BO., Tzin, V., Tel-Or, E. and Zamski, E. 2004.** Lead accumulation in the aquatic fern *Azolla filiculoides*. *Plant Physiology and Biochemistry*. 42:639–645.
- **Benedetto, M. Di. 1997.** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation (les métaux lourds), p8-p9.
- **Ben-Ghnaya, A., Gilbert, C., Ben Hamida, J. and Branchard, M. 2006.** Phytoremédiation : apport de la sélection in vitro pour l'obtention de Colza (*Brassic napus L.*) tolérant aux métaux toxiques. Phytoremediation: in vitro selection of Rapeseed (*Brassica napus L.*) tolerant of toxic metals. *Geo-Eco-Trop* , 30.2: 69-86
- **Ben-Salem, Z. 2014.** Étude de la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez les macrophytes et les poissons dans la décharge d'Étueffont (Belfort, France) : Intérêts de l'utilisation de l'approche moléculaire pour la détection de génotoxicité. Thèse de doctorat. Université de Sfax. 202p
- **Ben sakhria, A. 2015.** Toxicité des substances chimiques, Analyse Toxicologique. Méthallothionéines.
- **Ben Youssef, N., Nouairi, I., Ben Temime, S., Taamalli, W., Ghorbal, M. H., Zarrouk, M. and Ben Miled Daoud, D. 2005.** Effets du cadmium sur le métabolisme des lipides de plantules de colza (*Brassica napus L.*). *Plant biology and pathology*, 328 (8), 745–757.
- **Benamar, N., Mouadhi, N. et Benamar, A. 2011.** Étude de la biodiversité et de la pollution dans les canaux de l'Ouest algérien : le cas de l'oued Cheliff. Colloque international. Usages écologiques, économiques et sociaux de l'eau agricole en méditerranée : quels enjeux pour quels services ? Université de Provence, Marseille, 20-21 janvier 2011, 6 p.

- **Berezky, Z., Wang, H.Y., Schubert, V., Ganal, M. and Bauer, P. 2003.** Differential regulation of *Nramp* and *irt* metal transporter genes in wild type and iron uptake mutants of tomato. *Journal of Biology and Chemistry*, 278: 24697-24704.
- **Bert, V., Macnair, M.R., De Laguerie, P., Saumitou-Laprade, P., Petit, D. 2000.** Zinc tolerance and accumulation in metallicolous and nonmetallicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). *New Phytologist*. 146, 225-233
- **Binet, P. 1989.** Métabolisme et adaptation des végétaux supérieurs aux contraintes hydriques, thermiques et salines. *Bulltein .Ecology.T*, 20 (1) :41-49
- **Biteur, N. 2012.** Essais d'utilisation du radis (*Raphanus sativus*) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de doctorat, Université d'Oran, 110p.
- **Bliefert, C. and Perraud, R. 2001.** Chimie de l'environnement Air, Eau-Sols, Déchets. Edition De Boeck université Bruxelles. Belgique.
- **Bonanno, G. and Lo Giudice, R. 2010.** Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10 : 639–645.
- **Bouffard, V. 2000.** Milieux humides artificiels pour l'amélioration de l'efficacité de traitement des eaux usées domestiques d'une petite municipalité. Mémoire du grade de maitre ès sciences. Université de Sherbrook. 150p
- **Bougherira, N. and Aoun-Sebaiti, B. 2012.** Impact des rejets urbains et industriels sur l'eau Superficielle et souterraine dans la plaine d'Annaba (Algérie).
- **Bordeleau, J. 1998.** Les marais filtrants en agriculture, séminaire de génie agro-alimentaire. Université Laval.
- **Bouadila, S. 2009.** Epuration des eaux usées par procédé biologique à macrophyte "*Phragmites australis*" cas de oued Méboudja. Mémoire de magister, Université Badji Mokhtar Annaba, 60p.
- **Bouazizi, H., Jouili, H., Geitmann, A. and El Ferjani, E. 2008.** Effect of copper excess on H₂O₂ accumulation and peroxidase activities in bean roots. *Acta Biologica. Hungarica*, 59(2); 233-245.
- **Bouchelaghem, S. 2012.** Contribution à l'étude de l'impact d'un engrais couramment utilisé en Algérie (NPK) sur la croissance, le métabolisme et le développement racinaire d'un modèle végétal : blé dur (*Triticum durum Desf*). Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 157p.

- **Boussama, N., Ouariti, O. and Ghorbel, M.H. 1996.** Accumulation du cadmium et du cuivre et influence sur l'activité nitrate réductase chez le maïs (*Zea mays L.*). *C.R. Soc. Biol*, (France) 190 ; 581-593.
- **Bouziani, M. 2000 :** L'eau (de la pénurie aux maladies). Ed, ibn khaldoun, 247 p.
- **Bowes, G. and Beer, S.1987.** Physiological Plant Processes: Photosynthesis. Aquatic plant for water treatment and resource recovery. Reddy, K. R. and Smith, W. H. *Orlando, Mangnolia Publishing Inc*, 311-335.
- **Boyd, R.S. 2004.** Ecology of metal hyperaccumulation. *New Phytol*, **162**: 563-567.
- **Boyd, R.S. and Martens, S.N. 1998.** The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology*, **9**: 1-7
- **Boyd, R.S., Davis, M.A., Wall, M.A. and Balkwill, K. 2002.** Nickel defends the South Africa Nickel hyperaccumulator *Senecio coronatus* (Asteraceae) against *Helix aspera* (Mollusca: Pulmonidae). *Chemoecology*, 12: 91-97.
- **Bradford, M. 1976.** Arapid and sensitive methods for the qualification of microgram quantities of protien utilizing the principale of protien-dye bindind. And lutical. *Biochemistry.*, 72 : 248-254)
- **Buege, J.A and Aust, S. D. 1978** Microsomal lipid peroxidation. *Method.Enzymol.*52; 302-310.

-C-

- **Cakmak. and Horst, WJ. 1991.** Effect of aluminum on lipid peroxidation, superxide dismutase, catalase and peroxidases activities in root tips of soybean (*Glycine max*), *physiology plant*, 83, 463-468page.
- **Cao, X., Ma, L.Q. and Tu, C. 2004.** Antioxydative reponses to arsenic in the arsenic hyperaccumulator. *Chinese brake fern environ.Pollut*, 128, 317-325.
- **Cardwell, A.J., Hawker, D.W. and Greenway, M. 2002.** Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland,. *Australia. Chemosphere*, 48, pp. 653-663.
- **Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro-De La Torre, M.C. and García-De La Cruz, R.F. 2008.** Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí México. *Water. Air. Soil Pollut.* 188 297–309.
- **Cechin, I., Rossi, S.C., Oliveira, V.C. and Fumis, T.F. 2006.** Photosynthetic responses and proline content of mature and young leaves of sunflower plants under water deficit. *Photosynthetica* .44(1) : 143-146p.

- **Chachuat, B. 1998.** Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier. Rapport de DEA, EN GEES- Cemagref, 118p.
- **Chafia, M. 1996.** Mycromycete des sédiments d'oueds et effluents industriels de l'est Algérien. Thèse de doctorat Université Joseph Fourier, Grenoble I – p 129.
- **Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J. and Thomaz, S.M. 2008.** Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:9–26.
- **Chevalier P., 2003.** Coliformes totaux. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. Groupe scientifique sur l'eau, Institut national de santé publique du Québec, 4 p.
- **Chimungu, J.G., Brown, K.M. and Lynch, J.P. 2014a.** Reduced root cortical cell file number improves drought tolerance in maize. *Plant Physiol.* 166, 1943–1955.
- **Chimungu, J.G., Brown, K.M. and Lynch, J.P. 2014b.** Large root cortical cell size improves drought tolerance in maize. *Plant Physiol.* 166, 2166–2178.
- **Choudhury B, Mitra S, Biswas AK. 2010.** Regulation of sugar metabolism in rice (*Oryza sativa L.*) seedlings under arsenate toxicity and its improvement by phosphate. *Physiology Molecular and Biology Plants*, 16(1) : 59-68
- **Ciria M.P. Solano M.L. Soriano P. 2005.** Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. *Biosystems. Engineering.* 92 535–544.
- **Clemens, S. 2006.** Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, **88**: 1707-1719
- **Clemens, S., Antosiewicz, D.M., Ward, J.M., Schachtman, D.P. and Schroeder, J.I., 1998.** The plant cDNA LCT1 mediates the uptake of calcium and cadmium in yeast. *Proc. Natl. Acad. Sci*, **95**: 12043-12048.
- **Clemens, S., Schroeder, J.I., Dengenkold, T. 2001.** *Caenorhabditis elegans* expresses a functional phytochelatin synthase. *European Journal of Biochemistry*, 268, 3640-3643.
- **Cobbett, C. and Goldsbrough, P. 2000.** Mechanisms of metal resistance: phytochelatin and metallothioneins. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment.* John Wiley & Sons, New-York, pp 247-269.
- **Cobbett, C. and Goldsbrough, P. 2002.** Phytochelatin and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annu. Rev. Plant Biol.* 53, 159-182.
- **Colangelo, E.P. and Guerinot, M.L. 2006.** Put the metal to the petal: metal uptake and transport throughout plants. *Curr. Opin. Plant Biology*, 9: 322-330.

- **Constable, JVH. and Longstreth, DJ.** 1994. Aerenchyma carbon dioxide can be assimilated in *Typha latifolia* L. leaves. *Plant Physiology*, 106:1065–1072.
- **Constable, JVH., Grace JB. and Longstreth, DJ.** 1992. High carbon dioxide concentrations in aerenchyma of *Typha latifolia*. *American Journal of Botany.*, 79:415–418.
- **Copper, P. and Green, B.** 1998. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Ed. Vymazal J., Brix H., Cooper P.F, Green M.B, Haberl R.; Backhuys Publishers, Leiden (Netherlands), pp.315-335
- **Corpas, F.J.** 2015. What is the role of hydrogen peroxide in plant peroxisomes ? *Plant Biology*, (Stuttg) 17(6) :1099–1103.
- **Coulibaly, L., Savane L. and Gourene, G.** 2008. Domestic Wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with *Cyperus papyrus*. *Afr.J.Agricult.Re: sous presse.*
- **Cuypers, A., Plusquin, M., Remans, T., Jozefczak, M., Keunen, E. and Gielen, H., et al.,** 2010. Cadmium stress: an oxidative challenge. *Biometals*, 23 927–940.

-D-

- **Dabouineau, L., Lamy, Y. and Collas, PH.** 2005. Phytoremédiation ou phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. *Le Rôle d'eau*, 124: 8-15
- **Dagnelie, P.** 2009. Statistique théorique et appliquée. 2eme Edition, Volume 2. De Boec et Larcier, 734 p.
- **Dazy, M., Masfaraud, J.F. and Féraud, J.F.** 2009. Induction of oxidative stress biomarkers associated with heavy metal stress in *Fontinalis antipyretica*. *Hedw. Elsevier. Chemosphere* 75: 297–302.
- **Debieche, T.H.** 2002. Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de doctorat de l'université de Franche-Comté.
- **Del Río, L.A.** 2015. ROS and RNS in plant physiology: an overview. *Journal of Experimental Botany*, 66(10), 2827–2837.
- **Del Rio-Celestino, M., Font, R., Moreno-Rojas, R. and De Haro-Bailon, A.** 2006. Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Indus Crops Products*. 24 (3) : 230-237.
- **Demirezen, D. and Aksoy, A.** 2006. Common hydrophytes as bioindicators of iron and manganese pollutions. *Ecological Indicators*, 6 : 388–393.

- **Deng, H., Ye, ZH. and Wong MH. 2006.** Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants. *Environmental Pollution*, 141(1): 69-80.
- **Derraji, M. 2015.** Contribution à l'étude de la tolérance des plantes épuratrices dans l'épuration des eaux usées : stratégie et application. Thèse de doctorat. Université d'Annaba. 140p
- **Derradji, M., Souiki, L., Berrebbah, H. and Djebar, MR. 2014.** Assessment of the bacteriological contamination of the wastewaters in Annaba's main discharges (North-Eastern Algeria). *International journal of biology*, 4(1):112-114.
- **Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O. and Belghity, D. 2010.** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebou en aval de sa confluence avec oued Fes. *Larhyss Journal*, 08:101-112.
- **Desbrosses-Fonrouge, A.G., Voigt, K., Schröder, A., Arrivault, S., Thomine, S. and Krämer, U. 2005.** *Arabidopsis thaliana* MTP1 is a Zn transporter in the vacuolar membrane which mediates Zn detoxification and drives leaf Zn accumulation. *FEBS Lett*, 579: 4165-4174.
- **Ding, HD., Wan, YH., Qi, NM., Zhu, WM., Yang, XF. and Shou, YC, 2004.** Effects of Cd²⁺ and Zn²⁺ stress on oxidant enzyme system of tomato seedlings. *Acta Agronomie Shanghai*, 20: 79-82.
- **Dixit, V., Pandey, V. and Shyam, R. 2001.** Differential oxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. Cv. Azad). *Journal Exp. Bot*, 52: 1101-1109.
- **Dixon, D.P., Mc, Ewen, A.G., Laphorn, A.J. and Edwards R., 2003.** Forced evolution of herbicide detoxifying glutathione transferase. *The journal of biological chemistry*, 278, (26)
- **Djebali, W., Chaibi, W. and Ghorbel, M.H. 2002.** Croissance, activité peroxydasique et modifications ultra-structurales induites par le cadmium dans la racine de tomate. *Canadien Journal of Botany*, 80 : 942-953.
- **Djeddi, H. 2007.** Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaine. Mémoire de magistère, Université Mentouri Constantine, 144p.
- **Djorfi, S., Hani, A., Djabri, L. and Lamouroux, C. 2007.** Influences des rejets industriels sur les eaux superficielles et souterraines de la région d'Annaba (Algérie), Symposium internationale de l'eau, palais des festivals.

- **Durcuix, C., Junot, C., Fiévert, J.B., Villiers, F., Ezan, E. and Bourguignon, J. 2006.** New insights into the regulation of phytochelation biosynthesis in *A.thaliana* cells from metabolite profiling analyses. *Biochimie*, 88: 1733-1742
- **Duman, F., Cicek, M. and Sezen G. 2007.** Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*). *Ecotoxicology*, 16, pp. 457-463.
- **Duquesnoy, I., Champeau, G.M., Evray, G., Ledoigt, G., Piquet-Pissaloux, A., 2010.** Enzymatic adaptations to arsenic-induced oxidative stress in *Zea mays* and genotoxic effect of arsenic in root tips of *Vicia faba* and *Zea mays*. *C. R. Biology*. 333, 814–824.

-E-

- **Eckhardt, U., Margues, A.M. and Buckhout, T.J. 2001.** Two iron-regulated cation transporters from tomato complement metal uptake-deficient yeast mutant. *Plant Molecular Biology*., 45: 437-448
- **Ellis, J., Shutes, R., Revitt, D. and Zhang, T. 1994.** Use of Macrophytes for Pollution Treatment in Urban Wetlands. *Resources, Conservation and Recycling*, 11: 1–12.
- **Eloumi, N., Ben Abdallah, F., Rhouma, A., Ben Rwina, B., Mezghani, I. and Boukhris, M. 2007.** Cadmium-induced growth inhibition and alteration of biochemical parameters in almond seedlings grown in solutin culture. *Acta Physiol. Plant*, 29; 57-62.
- **Ernst, WHO. 2006.** Evolution of metal tolerance in higher plants. *For Snow Landsc Res*, 80:251–274.
- **El-Afry, M.M., El-Nady, M.F., Abdelmonteleb, E.B. and Metwaly, M.M.S., 2012.** Anatomical studies on drought-stressed wheat plants (*Triticum aestivum L.*) treated with some bacterial strains. *Acta Biologica Szegediensis*, 56(2):165-174.
- **El-Beltagi, H. and Mohamed, AA. 2010.** Changes in nonprotein thiols, some antioxidant enzymes activity and ultrastructural alteration in radish plant (*Raphanus sativus L*) grown under lead toxicity. *Not Bot Hort Agrobot Cluj*, 38(3):76–85.
- **El Haissoufi, H., Berrada, S., Merzouki, M., Aabouch, M., Bennani, L., Benlemlih, M., Idir, M., Zanibou, A., Bennis, Y. and El Ouali Lalami, A. 2011.** Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de Fès, Maroc. *Rev. Microbiol. Ind. San et Environn*, 5(1): 37-68.
- **El Khokh, K., Belghyti, D., El Kharrim, K., Kbibch, A., Chentoufi, M. and Belghyti, L.R, 2011.** Physicochemical characterization of urban wastewater of Mechraa Belksiri city (Gharb, Morocco). *Science Lib Editions Mersenne*, 110205 (3).

-F-

- **Farrag, H. F. and Fawzy, M. 2012.** Phytoremediation potentiality of *Cyperus articulatus* L. *Life Science Journal*, 9(4), 4032–4040
- **Ferrandon, M. and Chamel, A. 1989.** Foliar uptake and translocation of iron, zinc and manganese. Influence of chelating agents. *Plant Physiol. Biochem*, 27: 713- 72.
- **Figarella, J. and Leyral, G. 2002.** Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Ed. Scérén CRDP d'Aquitaine, Paris, 360 p.
- **Flathman, PE. and Lanza, GR. 1998.** Phytoremediation: current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination*, 7:415–432.
- **Foy, C.D., Chaney, R.L. and White, M.C. 1978.** The Physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 29: 511-566.
- **Foyer, C.H and Noctor, G. 2000.** Oxygen processing in photosynthesis: regulation and signaling. *New Phytologist*, 146, 359-388.
- **Fox, T.C. and Guerinot, M.L. 1998.** Molecular biology of cation transport in plants. *Annal Rev Plant Physiol. Plant Molecular Biology*, 49: 669-696.
- **Franck, R. 2002 :** Analyse de l'eau (Aspects réglementaires et techniques). Livre, Collection Biologie technique, 360 p.

-G-

- **García, P., Aguirre, J., Barragán, R., Mujeriego, V., Matamoros, JM. And Bayona, 2005.** Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25 : 405–418.
- **Gardés-Albert, M., Bonnefont–Rousselot, D., Abedinzadeh, Z. and Jore, D. 2003.** Espèces réactives de l'oxygène. L'actualité chimique, pp.91-96.
- **Gaujous, D. 1995.** La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Technique et documentation Edition Lavoisier. Paris. France.
- **Gaumat, S., Mishra, K., Rai, UN. and Baipal, U. 2008.** Ultramorphological variation in *Azolla pinnata* R.Br. under single and mixed metal treatment with lead and iron. *Phytomorphology*, 58:111–116.
- **Gekeler, W., Grill, E., Winnacker, E.L. and Zenk, M.H., 1989.** Survey of the plant kingdom for the ability to bind heavy metals through phytochelatins. *Zeit Naturforsch*, 44c, 361-369
- **Glick, B.R. 2003.** Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnol Advances*. 21, 383–393.

- **Gill, S.S. and Tuteja, N. 2010.** Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiology and Biochemistry*, 48: 909-930.
- **Glick, B.R. 2003.** Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnol. Advances*, 21: 383–393.
- **Gomella, C. and Guerree, H. 1978.** Le traitement des eaux publiques, industrielles et privées. Edition Eyrolles .Paris.
- **Gomes, MVT., Souza RR, Teles, VS. and Araújo Mendes, É. 2014.** Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere*, 103:228–233
- **Gomes-Junior, R.A., Moldes, C.A., Delite, F.S., Pompeu, G.B., Gratão, P.L., Mazzafera, P., Lea, P.J. and Azevedo, R.A. 2006.** Antioxidant metabolism of coffee cell suspension cultures in reponse to cadmium. *Chemosphere*, 65: 1330-1337
- **Grace, J. 1987.** The Impact of Preemption on the Zonation of two *Typha* Species along Lakeshores. *Ecological Monograph*, 57: 283–303
- **Grace, J. 1988.** The Effects of Nutrient Additions on Mixtures of *Typha latifolia* L. and *Typha domingensis* Pers along a Water-Depth Gradient. *Aquat. Bot*, 31: 83–92.
- **Grace, J. 1989.** Effects of Water Depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. *American Journal of Botany*, 76 762–768
- **Grace, J. and Wetzel, R. 1981.** Habitat Partitioning and Competitive Displacement in Cattails (*Typha*) - Experimental Field Studies. *Am. Nat*, 118: 463–474.
- **Grace, J. and Wetzel, R. 1982.** Niche Differentiation Between 2 Rhizomatous Plant-Species – *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Canadian Journal of Botany*, 60: 46–57.
- **Grace, J.B. and Wetzel, R.G. 1998.** Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquat. Bot*, 61 137–146.
- **Gratão, PL, Polle, A, Lea, PJ and Azevedo, RA. 2005.** Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Function Plant Biology*, 32:481–494.
- **Gravot, A., Lieutaud, A., Verret, F., Auroy, P., Vavasseur, A. and Richaud, P. 2004.** AtHMA3, a plant P_{1B}-type ATPase, functions as a Cd/Pb transporter in yeast. *FEBS Lett*, 561: 22-28.
- **Green, A.J., Figuerola, J. and Sánchez, M.I. 2002.** Implications of water bird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecol*, 23: 177-189.

- **Greger, M. 1999.** Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-27.
- **Greger, M. 2004.** Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. In: Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems (2nd Ed.), Prasad M.N.V., Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 1-27.
- **Grill, E., Gekeler, W., Winnacker, E.L. and Zenk, M.H. 1986.** Homo-phytochelatins are metal-binding peptides of homo-glutathione containing Fabales. *FEBS Letters*, 205, 47-50.
- **Grisey, E., Laffray, X., Contoz, O., Cavalli, E., Mudry, J. and Aleya L. 2011.** The Bioaccumulation Performance of Reeds and Cattails in a Constructed Treatment Wetland for Removal of Heavy Metals in Landfill Leachate Treatment (Etueffont France). *Water, Air and Soil Pollution*, 223: 1723–1741.
- **Groppa, M.D., Tomaro, M.L. and Benavides, M.P. 2007.** Polyamines and heavy metal stress :the antioxidant behavior of spermine in cadmium- and copper-treated wheat leaves. *BioMetals*, 20: 185-195.
- **Guerinot, M.L. 2000.** The ZIP family of metal transporters. *Biochimica Biophysica Acta*, 1465: 190-198.
- **Gusmao-Lima, A.I., Corticeiro, S.C., Figueira, E.M. 2006.** Glutathione-mediated cadmium sequestration in *Rhizobium leguminosarum* Enz. *Microb. Technol.* 39, 763-769.
- **Gupta, P. and Chandra, P. 1996.** Response of cadmium to *Ceratophyllum demersum* L., a root less submerged plant. *Waste Management*, 16:335– 337.

-H-

- **Haijoubi, E.H., Benyahya, F., Bendahou, A., Essadqui, F.Z., El Behhari, M., El Mamoune, A.F., Ghailani, N.N., Machida, M.B. and Barakat, A. 2017.** Etude de la qualité bactériologique de l'eau utilisée dans l'industrie agroalimentaire dans le Nord du Maroc. *Pan African Medical Journal*, 26 (1).
- **Hare, P.D. and Cress, W.A. 1997.** Metabolic implications of stress-induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regulation*. 21: 72-102.
- **Harrieche, O. 2004.** Impact du cadmium et de l'interaction cadmium-calcium sur la germination et la croissance du blé dur (*Triticum durum* Desf., variété Vitron). Effets sur la respiration des racines. Mémoire de Magistère. Université d'Annaba. 79p.

- **Heath, R. L and Packer, L. 1968 Photoperoxidation** in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Archive Bioophysique*, 125:189-198.
- **Hegedüs, A., Erdei, S. and Horvath, G. 2001.** Comparative studies of H₂O₂ detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under cadmium stress. *Plant Sciences*. 160; 1085- 1093.
- **Hewkin, D.J., Prince, R.H., 1970.** The mechanism of octahedral complex formation by labil metal ions. *Coordination Chemistry Reviews*, 5 : 45-73.
- **Hiner, A.N., Raven, E.L., Thorneley, R.N., Garcia-Canovas, F and Rodriguez- Lopez, J.N. 2002.** Mechanisms of compound I formation in heme peroxidases. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 91(1), 27-34).
- **Hirschi, K.D., Korenkov, V.D., Wilganowski, N.L. and Wagner, G.J. 2000.** Expression of *Arabidopsis CAX2* in tobacco. Altered metal accumulation and increased manganese tolerance. *Plant Physiology*, 124: 125-134.
- **Hossain, MA., Piyatida, P., Teixeira da Silva, JA. and Fujita, M. 2012.** Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*, 1–37
- **Hozhina, E.I., Khramov, A.A., Gerasimov, P.A. and Kumarkov, A.A. 2001.** Uptake of heavy metals arsenic and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. *Journal of Geochemical Exploration*. 74 153–162
- **Huitson, S.B. and Macnair, M.R. 2003.** Does zinc protect the zinc hyperaccumulator *Arabidopsis halleri* from herbivory by snails? *New Phytologist*, 159: 453-460.

-I-

- **Issaad, G. 2013.** Statut nutritionnel et plasticité de réponses aux stress chez un modèle végétal : *Triticum durum Desf.* Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 140p.

-J-

- **Jamshidi, S., Akbarzadeh, A., Woo, KS. and Valipour, A. 2014.** Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with *Phragmites sp.* and *Typha sp.* *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12 : 131.
- **Jha, AB. and Dubey, RS. 2004.** Carbohydrate metabolism in growing rice seedlings under arsenic toxicity. *Plant Physiology*, 123 : 1029-1036.

- **Jha, AB. and Dubey, RS. 2005.** Effect of arsenic on behaviour of enzymes of sugar metabolism in germinating rice seeds. *Acta Physiology Plant*, 27 (3) : 341-347.
- **John, R., Ahmad, P., Gadgil, K. and Sharma, S. 2007.** Antioxidative response of *Lemna polyrrhiza L.* to cadmium stress. *Journal of Environmental Biology*, 28(3); 583-589.
- **Jozefczak, M., Bohler, S., Schat, H., Horemans, N., Guisez, Y. and Remans, T. 2015.** Both the concentration and redox state of glutathione and ascorbate influence the sensitivity of *Arabidopsis* to cadmium. *Ann. Bot.* 116: 601–612.
- **Jozefczak, M., Keunen, E., Schat, H., Blik, M., Hernández, L.E., Carleer, R., et al. 2014.** Differential response of *Arabidopsis* leaves and roots to cadmium: glutathione-related chelating capacity vs antioxidant capacity. *Plant Physiology and Biochemistry*, 83: 1–9.
- **Juckers, M. and Watmough, SA. 2014.** Impacts of simulated drought on pore water chemistry of peatlands. *Environmental Pollution*, 184 : 73-80

-K-

- **Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. 1993.** Biogeochemia pierwiastków śladowych (Biogeochemistry of Trace Elements).
- **Kabata-Pendias, A and Pendias, H. 2001.** Trace element in soil and plants (3rdEd.). Boca Raton, FL. CRC Press, 413 p.
- **Kadlec, RH., Knight, RL., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. and Habert, R. 2000.** Constructed Wetlands For Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. London, UK: International Water Association.
- **Kafel, A., Nadgórska-Socha, A., Gospodarek, J., Babczyńska, A., Skowronek, M., Kandziora, M. and Rozpendek, K. 2010.** The effects of *Aphis fabae* infestation on the antioxidant response and heavy metal content in field grown *Philadelphus coronarius* plants. *Sciences Total Environment*, 408(5):1111–1119.
- **Kandziora-Ciupa, M., Nadgórska-Socha, A., Barczyk, G. and Ciepał, R. 2017.** Bioaccumulation of heavy metals and ecophysiological responses to heavy metal stress in selected populations of *Vaccinium myrtillus L.* and *Vaccinium vitis-idaea L.* *Ecotoxicology*, 26(7): 966–980.
- **Kaul, RB. 1974.** Ontogeny of foliar diaphragms in *Typha latifolia*. *American Journal of Botany*, 61:318–323.
- **khadro, B. 2008.** Conception et réalisation de biocapteurs pour le suivi de polluants dans les eaux naturelles, N° d'ordre 284-2008, p115.

- **Khalaf, G., Slim, K., Abi-Ghanem, C., Nakhlé, K. and Fakhri, M. 2009.** Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du nahr El Bared. *Lebanese Science Journal*, 1: 8-19.
- **Khaldi, F. 2013.** Mécanismes d'action des polluants chimiques industriels (engrais et NOx) sur des bio-indicateurs de pollution (Mousses et Lichens). Thèse de doctorat Université d'ANNABA.
- **Kishor, PBK. and Sreenivasulu, N. 2014.** Is proline accumulation per se correlated with stress tolerance or is proline homeostasis a more critical issue? *Plant Cellular Environmental*, 37:300–311.
- **Klapheck, S., Flieger, W. and Zimmer, I. 1994.** Hydroxymethyl-phytochelatins are metal-induced peptides of the Poaceae. *Plant Physiology*, 104 : 1325-1332.
- **Klech, M. 2013.** Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées cas de la région d'Annaba. Thèse de doctorat. Université d'ANNABA.
- **Klink, A., Maciól, A., Wislocka, M. and Krawczyk, J. 2012.** Metal accumulation and distribution in the organs of *Typha latifolia* L. (cattail) and their potential use in bioindication. *Limnol. - Ecol. Manag. Inland Waters*.
- **Kneer, R., Kutchan, T.M., Hochberger, A., Zenk, M.H. 1992.** *Saccharomyces cerevisiae* and *Neurospora crassa* contain heavy metal sequestering phytochelatins. *Archive Microbiology*, 157, 305-310.
- **Koster, K.L. 1991.** Glass formation and desiccation tolerance in seeds. *Plant Physiology*. 96: 302-304.
- **Krämer, U., Cotter-Howells, J.D., Charnock, J.M., Baker, A.J.M. and Smith, J.A.C. 1996.** Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. *Nature*. 379 : 635-638.
- **Kubota, H., Sato, K., Yamada, T. and Maitani, T., 2000.** Phytochelatins homologs induced in hairy roots of horseradish. *Phytochemistry*, 53, 239-245.
- **Kucuk, OS., Sengul, F. and Kapdan IK. 2003.** Removal of ammonium from tannery effluents in a reed bed constructed wetland. *Water Science Technology*, 48: 179–186.

-L-

- **Lagadic, L., Caquet, T., Amirad, JC. And Ramade, F. 1997.** Mécanismes de formation et effets des espèces réactives de l'oxygène. Biomarqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux. 125-147.

- **Larif, M., Soulaymani, A., Hnach, M. and El Midaoui, A, 2013.** Contamination spatio-temporelle d'origine hydrique de l'oued Boufekrane dans la région de Meknès-Tafilalt (Maroc). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(1), 172-184.
- **Lambinon, J. and Auquier, P. 1964.** La flore et la végétation des terrains calaminaires de la Wallonie septentrionale et de la Rhenanie aixoise. Types chorologiques et groupes écologiques. *Natura Mosana*, 16: 113-130.
- **Laurent, B. and Ahmed, B. 1991.** La germination des semences en conditions sèches. *Sciences et changements planétaires/Sécheresse*, 2(4) :239-249.
- **Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Meers, E., Tack, F.M.G. and De Pauw, N. 2007.** Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders Belgium. *Sciences Total Environment*, 380: 102–115.
- **Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S. and Leone, R. 2013.** Effects of plants species in a horizontal subsurface flow constructed wetland phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius L.* and *Typha latifolia L.* in the west of Sicily (Italy) *Ecological Eng*, 61:282–291.
- **Levitt, J. 1980.** Responses of plants to environmental stresses. Volume II: Water, radiation, salt, and other stresses. Academic Press, New York.
- **Li, S.W., Xue, L.G., Xu, S.J., Feng, H.Y. and An, L.Z. 2007.** Hydrogen peroxide involvement in formation and development of adventitious roots in cucumber. *Plant Growth Regulation*, 52: 173-180.
- **Lin, R., Wang, W., Luo, Y., Du, W.,a, Guo, H. and Yin, D. 2007.** Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (*Triticum aestivum L.*). *Chemosphere*, 69: 89–98.
- **Liu, Y., Wang, X., Zeng, G., Qu, D., Gu, J., Zhou, M. and Chai, L. 2007.** Cadmium-induced oxidative stress and reponse of the ascorbate-glutathion cycle in *Bechmeria nivea(L.)* Gaud. *Chemosphere*, 69: 99-107.
- **Liu, J., Zhang, X., You, S., Wu, Q. and Zhou, K. 2015.** Function of *Leersia hexandra Swarts* in constructed wetland for Cr (VI) decontamination. A comparative study of planted and unplanted mesocosms. *Ecological engeneering*, 81, 70–75.
- **Loggini, F 1999 and Youbi, M. 2005.** Effets de deux fongicides Artea et Punch nouvellement introduits en Algérie sur la physiologie et le métabolisme respiratoire du blé dur (*Triticum durum Desf*).Thèse de Magister de l'Université Badji Mokhtar de Annaba.)

-M-

- **Macnair, M.R. 2003.** The hyper accumulation of metals by plants. *Adv. Bot.Res*, **40**: 63-105.
- **Maiti, S.K and Nandhini, S. 2006.** Bioavailability of Metals in Fly Ash and Their Bioaccumulation in Naturally Occurring Vegetation: A Pilot Scale Study. *Environ. Monitoring Assesment*, 116 : 263–273.
- **Maleva, MG., Nekrasova, GF., Malec, P., Prasad, MN. and Strzalka, K. 2009.** Ecophysiological tolerance of *Elodea canadensis* to nickel exposure. *Chemosphere*, 77 : 392–398
- **Markert, B. 2007.** Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal Trace Element in Medicine and Biology*, 21 : 77–82.
- **Mazumdar, K. and Das, S. 2015.** Phytoremediation of Pb, Zn, Fe, and Mg with 25 wetland plant species from a paper mill contaminated site in north east india. *Environmental Science and Pollution Research*. 22(1) :701–710
- **Mcnaught, SJ., Folsom, T., Lee, T., Park, F., Price, C., Roeder, D., Schmitz, J. and Stockwel, C. 1974.** Heavy-Metal Tolerance in *Typha latifolia* Without Evolution of Tolerant Races. *Ecology* 55 1163–1165.
- **McManus, HA., Seago, JL. and Marsh, LC. 2002.** Epifluorescent and histochemical aspects of shoot anatomy of *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha glauca* Godr. *Annals of Botany*, 90:489–493.
- **Meksem, L. 2007.** Etude des effets de deux fongicides: Le Flamenco SC et le Tilt 250 EC sur la physiologie, la croissance et le métabolisme énergétique des racines isolées de *Triticum durum* desf: variétés GTA dur et Vitron. 162 p. Thèse de doctorat d'état en biologie végétale. Université d'Annaba. 162 p.
- **Meksem, L., Rouabhi, R., Djebbar-Berrebbah, H. and Djebbar, M. R. 2007.** The impact of propiconazole (Tilt 250 EC) on the growth and the breathing of hard wheat isolated roots (*Triticum durum*, GTA and Vitron varieties). *African Journal of Agricultural Research*, 2 (8), pp. 370-373
- **Meuwly, P., Thibault, P. and Rauser, W.E. 1993.** Gamma-glutamyl cystein glutamic acid a new homologue of glutathione in maize seedlings exposed to cadmium. *FEBS Letters*.336, 472-476.
- **Meyer, FJ. 1933.** Beiträge zur vergleichenden anatomie der Typhaceen (Gattung Typha) Beiheft zum botanischen Centralblatt, 51:335–376.

- **Misra, S. and Gedamu, L., 1989.** Heavy metal tolerant transgenic *Brassica napus* and *Nicotiana tabacum* plants. *Theoretical and Applied Genetics*, 78:161-168.
- **Milner, M.J. and Kochian, L.V. 2008.** Investigating Heavy-metal Hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a Model System. *Ann. Bot*, 102 3–13.
- **Mishra, P. and Dubey, RS. 2008.** Effect of aluminium on metabolism of starch and sugars in growing rice seedlings. *Acta Physiology of Plant*, 30: 265-275.
- **Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R. D., Govindarajan, R., Kuriakose, S. V. and Prasad, M.N.V. 2006.** Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L, *Plant Physiology and Biochemistry*, 44: 25-37.
- **Mittler, R. 2002.** Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends Plant Sciences*, 7:405–410.
- **Mittler, R., Vanderauwera, S., Gollery, M. and Van Breusegem, F. 2004.** Reactive oxygen gene network of plants. *Trends Plant Sciences*, 9:490–498.
- **Mohan, BS. and Hosetti, BB .1997.** Potential phytotoxicity of lead and cadmium to *Lemna minor* grown in sewage stabilization ponds. *Environmental Pollution*, 9:233–238.
- **Moldes, D ., Diaz, M ., Tzanov ,T ., and Vidal , T ., 2008.** Comparative study of the efficiency of synthetic and natural mediators in laccase-assisted bleaching of eucalyptus kraft pulp , *Bioresource Technology*, 99 (17): 7959-7965
- **Molle, P. 2003.** Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 217p.
- **Moons, A. 2003.** *Ospdr9*, which encodes a PDR-type ABC transporter, is induced by heavy metals, hypoxic stress and redox perturbations in rice roots. *FEBS Lett*, 553: 370-376.
- **Morel, J.L. 1996.** Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In *Soil Ecotoxicology*, J. Taradellas, G. Bitton and D. Rossel Eds, Boca Raton, FL, Lewis Publisher.
- **Murphy, A. and Taiz, L. 1995.** Comparison of metallothionein gene expression and nonprotein thiols in ten *Arabidopsis* ecotypes. Correlation with copper tolerance. *Plant Physiology*, 109 : 945-954.
- **Muschitz, A. 2009.** Réponses physiologiques de végétaux supérieurs aux stress métalliques. Caractérisation du rôle des parois cellulaires dans les stratégies défensives des cellules de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) face aux éléments traces métalliques. Thèse de doctorat. Université d'Artois.

- **Mysliwa-Kurdziel, B. and Strzalka, K. 2002.** Influence of metals on biosynthesis of photosynthetic pigments. Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds), Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 201-227.

-N-

- **Na, H.R., Kim, C. and Choin, H.K. 2010.** Genetic relationship and genetic diversity among *Typha* taxa from East Asia based on AFLP markers. *Aquat. Bot.* 92 207–213.
- **Nadgórska-Socha, A., Kafel, A., Kandziora-Ciupa, M., Gospodarek, J. and Zawisza-Raszka, A. 2012.** Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Vicia faba* plants grown on monometallic contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20(2) : 1124–1134.
- **Nakano, Y and Azada, K. 1987.** Purification of Natur forsch, 54c: 730-734)
- **Ndzomo, G.T., Ndoumou, D.O., and Awah, A.T. 1994.** "Effect of Fe²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺, and Pb²⁺ on H⁺/K⁺ fluxes in excised *Pistia stratiotes* roots." *Biologia Plantarum Prague* 36(4): 591-597.
- **Nepomuceno, L.A. 2001.** Tolerância à seca em plantas. *Biotecnologia ciênciae desenvolvimento*. 2: 12-18.
- **Noctor, G. and Foyer, C.H. 1998.** Ascorbate and glutathion: keeping active oxygen under control. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Molecular Biology*, 49, 249-279.
- **Noret, N., Meerts, P., Tolrà, R., Poschenrieder, C., Barceló, J. and Escarre, J. 2005.** Palatability of *Thlaspi caerulescens* for snails: influence of zinc and glucosinates. *New Phytologist*, 165: 763-772.

-P-

- **Paez-Garcia, A., Motes, C., Scheible, W.R., Chen, R., Blancaflor, E. and Monteros, M. 2015.** Root Traits and Phenotyping Strategies for Plant Improvement. *Plants*, 4 :334-355.
- **Paradiso, A., Berardino, R., De Pinto, M.C., Sanita di Toppi, L., Storelli, M.M., Tommasi, F. and De Gara, L. 2008** ncrease en ascorbate-glutathione metabolism as local and precocious systemic reponses induced by cadmium in durum wheat plants. *Plant Cell Physiol*, 49(3); 362-74.
- **Parrotta, L., Guerriero, G., Sergeant, K., Cai, G. and Hausman J.F. 2015.** Target or barrier? The cell wall of early- and later-diverging plants vs cadmium toxicity: differences in the response mechanisms. *Front. Plant Sci.*6:133.

- **Petrov, V., Hille, J., Mueller-Roeber, B. and Gechev, T.S. 2015.** ROS-mediated abiotic stress-induced programmed cell death in plants. *Front. Plant Sci.*6:69.
- **Petrucio, MM. and Esteves, F. 2000.** Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(3) : 373–379.
- **Pflugmacher, S., Geissler, K. and Steinberg, C. 1997.** Activity of phase I and phase II detoxification enzymes in different comus parts of *Phragmites australis*. *Ecotoxicologie and Environnement Safety*, 42, 62-66.
- **Piechalak, A., Tomaszewska, B., Baralkiewicz, D. and Malecka, A. 2002.** Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry*, 60:153–162.
- **Pilon-Smits, E. 2005.** Phytoremediation. *Annual Review Plant Biology*, 56: 15–39.
- **Pip, E. and Stepaniuk, J. 1992.** Cadmium Copper and Lead in Sediments and Aquatic Macrophytes in the Lower Nelson River System Manitoba Canada .1. Interspecific Differences and Macrophyte-Sediment Relations. *Archive Hydrobiology*. 124: 337–355.
- **Prasad, MNV. and Freitas, H. 2003.** Metal hyperaccumulation in plants—Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6:285–321.
- **Prasad, M.N.V. 2006.** Stabilization remediation and integrated management of metal contaminated ecosystems by grasses (Poaceae) Trace elements in the environment: biogeochemistry biotechnology and bioremediation. ed. CRC Press Boca Raton Florida.
- **Prasad, M.N.V. 1995.** Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and experimental botany*, 35 (4): 525-545.
- **Puritch, G.S. and Barker, A.V. 1967.** Structure and function of leaf tomato chloroplasts during ammonium toxicity. *Plant. Physiol* (42) : 1229-1238.

-Q-

- **Quézel, P and Santa, S.1963.** Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionale ,Edition CNRS TOME 2 ,paris .170 p.

-R-

- **Radic, S., Babic, M., Skobic, D., Roje, V. and Pevalek-Kozlina, B. 2009.** Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 10 : 1-4.

- **Ramel, F. 2009.** Implication des sucres solubles dans les réponses aux stress xénobiotique et oxydatif chez *Arabidopsis thaliana*. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes I p 231.
- **Razzolini, M.T.P., Günther, W.M.R., Peternella, F.A.S., Martone-Rocha, S., Bastos, V.K., Thaís, F.S.S. and Cardoso, M.R.A.2011.**Quality of water sources used as drinking water in a brazilian peri-urban area. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42(2):560–566.
- **Reddy, K. R. and Debusk, W. F. 1987.** Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants In Reddy KR and Smith W.H. (Eds.) *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, 337-357.
- **Reggam, A., Bouchelaghem, H. and Houhamdi, M. 2015.** Physico-chemical quality of the waters of the OuedSeybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis). *Journal of Material and Environmental Sciences*, 6 (5) :1417-1425.
- **Reinoso, H., Sasa, L., Reginato, M. and Luna, V. 2005.** Histological alteration induced by sodiumsulfate in the vegetative anatomy of *Prosopis strombulifera* (Lam) Benth Word, *Journal of Agricultural Sciences*, 1(2): 109–119.
- **Remon, E. 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat. Université JEAN MONNET.
- **Reeves, RD. and Baker, AJM. 2000.** Metal-accumulating plants. In RaBD Ensley, ed, *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-Up the Environment*. John Wiley and Sons, New York, pp 193-230
- **Robinson, N.J., Tommey, A.M., Kuske, C. and Jackson, P.J. 1993.** Plant metallothioneins. *Biochemistry Journal*. 295 : 1-10.
- **Rodier, J., Beuffr, H., Bournaud, M., Broutin, J. P., Geoffray, Ch., Kovacsik, G., Laport, J., Pattee, E., Plissier, M., Rodi, L. and Vial, J.1984.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7e édition. Ed. Dunod,
- **Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Chambon, P., Champsaur, H. and Rodi, L. 2005.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, 1384 p.
- **Rodriguez Gracia, A. 2004.** Étude de la congélation comme technique de traitement des eaux: applications spécifiques. Thèse de doctorat. L'institut national des sciences appliquées de Toulouse. Université de Toulouse. France.
- **Rolland, F., Baena-Gonzalez, E. and Sheen, J. 2006.** Sugar sensing and signaling inplants: conserved and novel mechanisms. *Annual Reviw Plant Biology*, 57: 675-709.

- **Romero-Puertas, MC., Corpas, F.J., Rodríguez-Serrano, M., Gómez, M., Río, LA. and Sandaled, LM. 2007.** Differential expression and regulation of antioxidative enzymes by cadmium in pea plants. *Journal of Plant Physiology*, 164:1346–1357.

-S-

- **Saint Maxent, Th. 2002.** Jeu de fiches descriptives des espèces végétales exotiques et indigènes susceptibles de proliférer dans le bassin Artois-Picardie, Agence de l'Eau Artois-Picardie, p 167.
- **Sairam, RK. and Srivastava, GC. 2001.** Water stress of wheat (*Triticum aestivum L.*) : variations in hydrogen peroxide accumulation and antioxidant activity in tolerant and susceptible genotypes. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 186 : 63-70.
- **Sanchez-Chardi, A., Penarroja-Matutano, C., Bottas, M. and Nadal, J. 2009.** Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals Part III : Structural alterations. *Environmental Research*, 109:960–967.
- **Sandalio, L.M., Dalurzo, H.C., Gómez, M., Romero-Puertas, M.C. and Rio, D. 2001.** Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*, 52 (364): 2115-2126.
- **Sander mann, H. 1994.** Higher plant metabolism of xenobiotics; the "green liver" concept. *Pharmacogenetics*, 4: 225-241
- **Sanita, Di., Toppi, L. and Gabbrielli, R. 1999.** Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41: 105-130.
- **Sasmaz, A., Obek, E. and Hasar, H. 2008.** The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia L.* grown in a stream carrying secondary effluent. *Ecol. Eng.* 33 278–284.
- **Savouré, A., Jaoua, S., Hua, X.J., Ardiles, W., Van Montagu, M. and Verbruggen, N. 1995.** Isolation, characterization, and chromosomal location of a gene encoding the DELTA 1-pyrroline-5-carboxylate synthetase in *Arabidopsis thaliana*. *FEBS Letters* .372: 13 -19.
- **Scandalios, JG. 2005.** Oxidative stress: Molecular perception and transduction of signals triggering antioxidant gene defenses. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 38:995–1014
- **Schwartz, C. 1997.** Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens*. Thèse en Sciences Agronomiques, INPL.
- **Sela, M., Tel-Or, E., Eberhardt, F. and Huttermann, 1988.** A. Localization and toxic effects of cadmium, copper, and uranium in *Azolla*. *Plant Physiology*, 88:30–36.

- **Sela, M., Fritz, E., Huttermann, A. and Tel-Or, E. 1990.** Studies on cadmium localization in the water fern Azolla. *Physiologia Plantarum*, 79:547–553.
- **Semadi, F. 2010.** Faisabilité du traitement des eaux d'un oued chargé en éléments traces métalliques (ETM) par filtres plantés de macrophytes (*Phragmites australis*) : cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 174p.
- **Severin-Rayssac, J., De la Noûe, J. and Proulx, D. 1995.** Le recyclage du lisier de Porc par lagunage. Edition Tec et Doc Lavoisier. p18.
- **Shah, K., Kumar, R.G., Verma, S. and Dubey, R.S. 2001.** Effect of cadmium on lipid peroxidation, superoxide anion, generation and activities of antioxidant enzymes in growing rice seedlings. *Plant Science*, 161: 1135-1114.
- **Shanker, A., Cervantes, C., Lozatevera, H. and Avudainayagam, S. 2005.** Chromium toxicity in plants. *Environmental Internationl.* 31 : 739–753.
- **Sharma, P., Jha, AB., Dubey, RS. and Pessarakli, M. 2012.** Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. *Journal of Botany*, 1–26
- **Shi, GX., Xu, QS., Xie, KB., Xu, N., Zhang, XL., Zeng, XM., Zhou, HW. and Zhu, L. 2003.** Physiology and ultrastructure of Azolla imbricata as affected by Hg²⁺ and Cd²⁺ toxicity. *Acta Botanica Sinica*, 45:437–444.
- **Shields, R. and Burnett, W. 1960.** Determination of protein bound carbohydrate in serum by a just modified anthrone method. *Anal. Chem*, 32: 885-886.
- **Shraddha Singh, .S, Rohit Saxena, R. and Sarita Sinha, S. 2004.** Response of antioxidants in sunflower (*Helianthus annuus L.*) grown on different amendments of tannery sludge: its metal accumulation potential. *Chemosphere*, 57(11):1663-73.
- **Simon, E. 1978.** Heavy metals in soils, vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. *New. Phytol*, 81:175-188.
- **Singh, S., Eapen, S. and D'Souza, S. F. 2006.** Cadmium accumulation and its influence on lipid peroxidation and antioxidative system in an aquatic plant, *Bacopa monnieri L.* *Chemosphere*, 62 (2): 233–246.
- **Siwela, AH., Nyathi, CB. and Naik, YS. 2009.** Metal accumulation and antioxidant enzyme activity in *C. gariepinus*, *Catfish*, and *O. mossambicus, tilapia*, collected from lower Mguza and Wright Dams, Zimbabwe. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83:648–651.

- **Smeets, K., Cuypers, A., Lambrechts, A., Semane, B., Hoet, P., Van Laere A. and Vangronsveld, J. 2005.** Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application. *Plant Physiol. Biochem.* 43; 437–444.
- **Solereeder, H. and Meyer, F.J. 1933.** Systematische Anatomie der Monokotyledonen. Heft I. Pandanales Helobiae Triuridales. I. Teil. Typhaceae—Scheuchzeriaceae. Berlin: Gebrüder Borntraeger.
- **Sood, A., Uniyal, .PL, Prasanna, R. and Ahluwalia, AS. 2012.** Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*, 41(2):122–137.
- **Souahi, H., Meksem Amara, L. and Djebbar, M.R. 2016.** Effects of Sulfonylurea Herbicides on Protein Content and Antioxidants Activity in Wheat in Semi-Arid Region. 2, (9).
- **Souguir, D. 2009** Modications metaboliques, moleculaires et genotoxiciteinduites par le cadmium chez *Vicia faba* p65.
- **Souiki, L. 2008.** Caractérisations biochimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Biskra et purification par le procédé biologique Phragmifiltre. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 174p.
- **Souiki, L., Rouabhi, R., Berrebbah, H. and Djebbar, M.R. 2008.** Survey of physico-chemical quality of the wastewaters of Biskra city rejected in chaabat Roba, Messdour and wadi Z'ommor (Algeria). *African J. Environnemental Science and Technologie*, 2 (8): 231-238.
- **Speak, AF., Rothwell, JJ., Lindley, SJ. and Smith, CL. 2014.** Metal and nutrient dynamics on an aged intensive green roof. *Environ Pollut*, 184: 33-43.
- **Stalt, J.P., Sneller, F.E.C., Bryngelson, T., Lundborg, T. and Schat, H. 2003.** Phytochelatin and cadmium accumulation in wheat. *Environnemental and Experimental Botany*, 49:21-28.
- **Stojanovic, S., Nikolic, L. and Lazic, D. 1998.** The function of dominant hydrophytes of the Mostonga [Serbia Yugoslavia] in water quality bioindication. Presented at the the 27th Annual Conference of Yugoslav Water Pollution Control Society Beograd (Yugoslavia) pp. 425–428.
- **Sultana, MY., Akratos, CS., Pavlou, S. and Vayenas, DV. 2014.** Chromium removal in constructed wetlands: a review. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 96:181–190.

- **Sun, R.L., Zhou, Q.X., Sun, F.H. and Jin, C.X., 2007.** Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Environmental and Experimental. Botany*, 60 : 468-476.
- **Surasak, Si., Samuel, T., Desh Pal, S., Verna, R and Sayre, T. 2002.** Molecular Mechanisms of Proline-Mediated Tolerance to Toxic Heavy Metals in Transgenic Microalgae. *Plant Cell*.14, 2837- 2847.
- **Swamy, A.V.V.S. 2014.** Phytoremediation of cadmium and chromium contaminated soils by *Cyperus Rotundus*. L: 97–101.

-T-

- **Tahri, EH., Belabed, A. and Sadki K, 1998.** Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). Bulletin de l'Institut Scientifique 21, 81-87.
- **Taiz, L. and Zeiger, E. 2009.** Fisiologia vegetal. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 819 p.
- **Tamás, L., Dudíková, J., Ďurčková, K., Halušková, L., Hottová, J., Mistík, I. and Ollé, M. 2008.** Alterations of the gene expression, lipid peroxidation, proline and thiol content along the barley root exposed to cadmium. *J. Plant Physiol*, 165; 1193-1203.
- **Tang, Y.T., Qiu, R.L., Zeng, X.W., Ying, R.R., Yu, F.M. and Zhou, X.Y.2009.** Lead, zinc, cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in *Arabis paniculata* Franch. *Environmental and Experimental. Botany*, 66: 126-134.
- **Teale, EW. 1949.** The strength of the cattail. *Natural History*, 58:404–407
- **Theodoulou, F.L. 2000.** Plant ABC transporters. *Biochim. Biophys. Acta*, 1465: 79-103.
- **Thurston, JA., Gerba, CP., Foster, KE. And Karpiscak, MM, 2001.** Fate of indicator microorganisms, Giardia and cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 35, 1547-1551.
- **Tiglyene, S., Jaouad, A. and Mandi, L. 2008.** Mobilité et spéciation du chrome dans un système à *Phragmites australis* de traitement des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau*, 21(1): 1-16.
- **Tlidjen, S. 2014.** Impact de xénobiotiques, sur une végétation aquatique épuratrice des eaux usées : biométrie, aspect biochimique, enzymatique, métabolisme énergétique et cytotoxicité. Thèse de doctorat. Université d'ANNABA.

- **To, J.P.C., Reiter, W.D. and Gibson, S.I. 2003.** Chloroplast biogenesis by Arabidopsis seedlings is impaired in the presence of exogenous glucose. *Physiology Plantarum*, 118: 456-463.
- **Toppi, S.D.L. and Gabbrielli, R. 1999.** Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41: 105-130.

-U-

- **Ulrich, K. and Burton, T. 1988.** An Experimental Comparison of the Dry-Matter and Nutrient Distribution Patterns of *Typha latifolia* L *Typha angustifolia* L *Sparganium eurycarpum* Engelm and *Phragmites australis* (cav) Trin Exsteudel. *Aquat. Bot*, 32 129–139.
- **Ünyayar, S., Çelik, A., Çekiç, Ö.F. and Gözel, A. 2006.** Cadmium-induced genotoxicity, cytotoxicity and lipid peroxidation in *Allium sativum* and *Vicia faba*. *Mutagenesis*, 21(1); 77-81.
- **Urbanc – Percic, O. 1994.** Investigation into the use of constructed reed beds for municipal waste dump leachate treatment. *Water Sciences and Technology*, 29 (4): 289-294.

-V-

- **Vandenhove, H., Cuypers, A., Van Hees, M., Koppen, G. and Wannijn, J. 2006.** Oxidative stress reactions induced in beans (*Phaseolus vulgaris*) following exposure to uranium. *Plant Physiology and Biochemistry*, 44: 11-12.
- **Verret, F., Gravot, A., Auroy, P., Leonhardt, N., David, P., Nussaume, L., Vavasseur, A. and Richaud, P. 2004.** Over expression of *AtHMA4* enhances root-to shoot translocation of zinc, cadmium, and plant metal tolerance. *FEBS Lett*, 576: 306-312.
- **Verna, S. and Dubey, RS. 2001.** Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. *Biology of Plant*, 44 (1):117-123.

-W-

- **Wang, D. and Li, H. 2006.** Effect of earth worms on the phytoremediation of zinc-polluted soil by ryegrass and Indian mustard. *Biol. Fertil. Soils* 43, 120-123.
- **Wang, C., Tian, Y., Wang, X., Geng, J., Jiang, J., Yu, H. and Wang C. 2010.** Lead-contaminated soil induced oxidative stress, defense response and its indicative biomarkers in roots of *Vicia faba* seedlings. *Ecotoxicology*. 19: 1130–1139.

- **Weckbecker, G and Cory, J.G. 1988.** Ribonucleotide reductase activity and growth of glutathione-depleted mouse leukemia L 1210 cells in vitro. *Cancer Lett*, 40: 257-264.
- **Weisner, S. 1991.** Within-Lake Patterns in Depth Penetration of Emergent Vegetation. *Freshw. Biol.* 26 133–142.
- **Weisner, S. 1993.** Long-Term Competitive Displacement of *Typha latifolia* by *Typha angustifolia* in a Eutrophic Lake. *Oecologia*, 94 451–456.
- **Whiting, S.N., Neumann, P.M. and Baker, A.J.M. 2003.** Nickel and zinc hyperaccumulation by *Alyssum murale* and *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae) do not enhance survival and whole-plant growth under drought stress. *Plant Cell Environ*, 2: 351-360.
- **Wilkins, R.G. 1991.** Kinetics and mechanism of reactions of transition metal complexes. VCH (Ed), Weinheim, 465 pp.
- **Williams, L.E and Mills, R.F. 2005.** P_{1B}-ATPases – an ancient family of transition metal pumps with diverse functions in plants. *Trends Plant Sciences*, 10: 491-502.
- **Witztum, A and Wayne, R. 2014.** Fibres cables in the lacunae of *Typha* leaves contribute to a tensegrity structure. *Annals of Botany*. 113 (5): 789-797.
- **Wolverton, B. C. 1987.** Aquatic plants for wastewater treatment: An overview. In: Aquatic plants for water treatment and Resource recovery, Magnolia, pp 3-16.
- **Wychera, U., Dirry, P. and Janauer, G.A. 1990.** Macrophytes of the New Danube (Vienna) - biological and management aspects. in: Barrett P.R.F. Greaves M.P. Murphy K.J. Pieterse A.H. Wade P.M. Wallsten M. (Eds.) Presented at the Proceedings of the 8th international symposium on aquatic weeds Uppsala Sweden 13-17 August 1990. *European Weed Research Society* pp. 249–255

-X-

- **Xue, T., Hartikainen, H. and Piironen, V. 2001.** Antioxidative and growth-promoting effect of selenium on senescing lettuce. *Plant Oil*, 237: 55–61.

-Y-

- **Yang, T., Poovaiah, B.W. 2002.** Hydrogen peroxide homeostasis: Activation of plant catalase by calcium/calmoduline. *PNAS*, 6:4097-4102.

- **Yannarelli, G.G., Fernández-Alvarez, A.J., Santa-Cruz, D.M. and Tomaro, M. L. 2006** Glutathione reductase activity and isoforms in leaves and roots of wheat plants subjected to cadmium stress. *Phytochemistry*. 68(4).505-512.
- **Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H. and Willis, A.J. 1997.** Zinc lead and cadmium tolerance uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 136: 469–480.
- **Yoon J, Cao X, Zhou Q, Ma LQ. 2006.** Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science Total Environment*, 368:456–464.

-Z-

- **Zaffran, J. 1998.** Initiation à la biologie végétale. Ed. Ellipses, Paris. 160p.
- **Zayed, A., Lytle, C.M., Qian, J.-H. and Terry, N. 1998.** Chromium accumulation translocation and chemical speciation in vegetable crops. *Planta*, 206: 293–299.
- **Zenk, M.H. 1996.** Heavy metal detoxification in higher plants: a review. *Gene*, 179 :21-30.
- **Zeriri, I. 2014.** Toxicité potentielle d'un insecticide sur un invertébré de la famille des coelomates. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 55p.
- **Zhang, H., Cui, B., Xiao, R. and Zhao, H. 2010a.** Heavy metals in water, soils and plants in riparian wetlands in the Pearl River Estuary, South China. *Procedia Environmental Sciences*, 2(5): 1344–1354.
- **Zhang, X., Zhang, S., Xu, X., Li, T., Gong, G., Jia, Y. and al., 2010b.** Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in *Amaranthus hybridus L.* *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3): 303–308.
- **Zhang, F.Q., Wang, Y.S., Lou, Z.P. and Dong, J.D., 2007.** Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in leaves and roots of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*). *Chemosphere*, 67: 44–50.
- **Zhang, X., Hu, Y., Liu., Y. and Chen B. 2011.** Arsenic uptake, accumulation and phytofiltration by duckweed (*Spirodela polyrhiza L.*). *Journal of Environmental Sciences*, 23(4):601–606.
- **Zhou, Z.S., Huang, S. Q., Guo, K., Mehta, S. K., Zhang, P.C. and Yang, Z.M. 2007.** Metabolic adaptations to mercury-induced oxidative stress in roots of *Medicago sativa L.J.* *Inorganic Biochemistry*. 101: 1-9.
- **Zhu Z., Wei G., Li J., Qian Q., Yu J, 2004.** Silicon alleviates salt stress and increases antioxidant enzymes activity in leaves of salt-stressed cucumber (*Cucumis sativus L.*). *Plant Science*, 167: 527-533.

- **Zienk, N.H. 1996.** Heavy metal detoxification in higher plant a review-gene. 179: 21-30.
- **Zorrig, W. 2011.** Recherche et caractérisation de déterminants contrôlant l'accumulation de cadmium chez la laitue "*Lactuca sativa*". Thèse de doctorat. Université Tunis El Manar.
- **Zornoza, P., Vázquez, S., Esteban, E., Fernández-Pascual, M. and Carpena R. 2002.** Cadmium-stress in nodulated white lupin: strategies to avoid toxicity.*Plant. Physiology and Biochemistry*, .40:1003–1009.
- **Zouari, M., Ben Ahmed, Ch., Zorrig, W., Elloumi, N., Rabhi, M., Delmail, D., Ben Rouina, B., Labrousse, P. and Ben Abdallah, F.2016.** Exogenous proline mediates alleviation of cadmium stress by promoting photosynthetic activity, water status and antioxidative enzymes activities of young date palm (*Phoenix dactylifera L.*) *Ecotoxicol Environ Saf*, 128:100–108.
- **Zlatev, ZS., Lidon, FC., Ramalho, JC. and Yordanov, IT. 2006.** Comparison of resistance to drought of three bean cultivars. *Biology of Plant*, 50 : 389-394.

Annexes

Annexes :

Courbes de références :

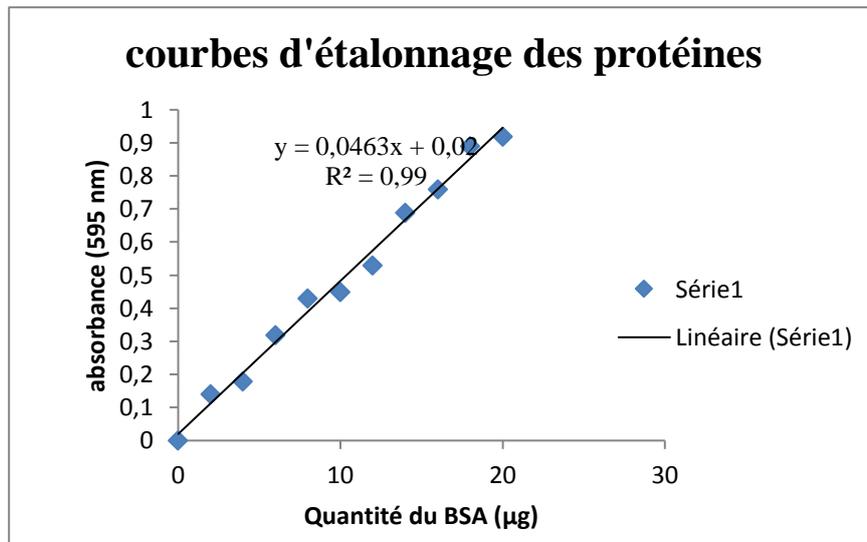


Figure 1. Dosage des échantillons biologiques (protéines foliaires et racinaires) : courbe de référence (droite étalon) exprimant l'absorbance à 595 nm en fonction de la quantité d'Albumine.

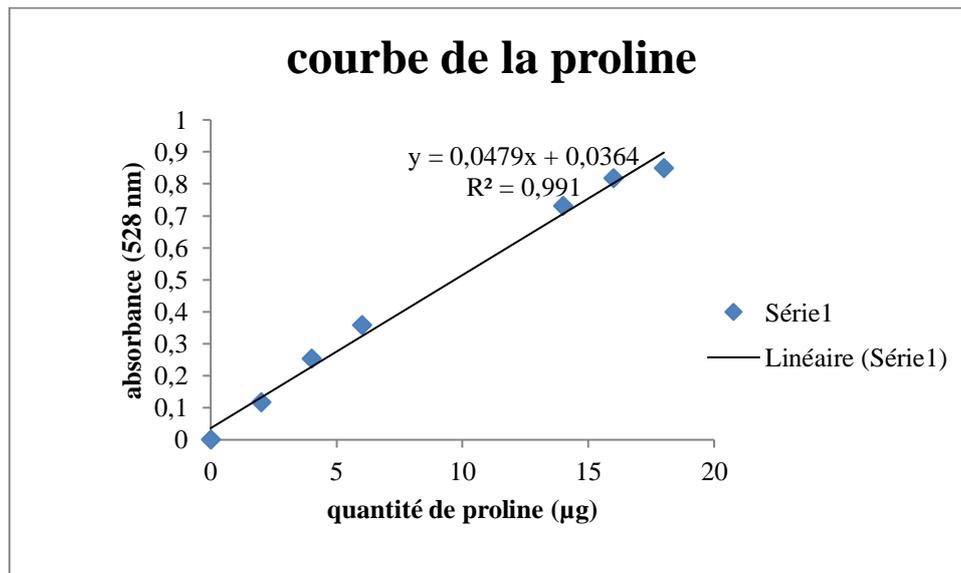


Figure 2. Dosage des échantillons biologiques (Proline foliaire et racinaire): courbe de référence (droite étalon) exprimant l'absorbance à 528 nm en fonction de la quantité de la proline.

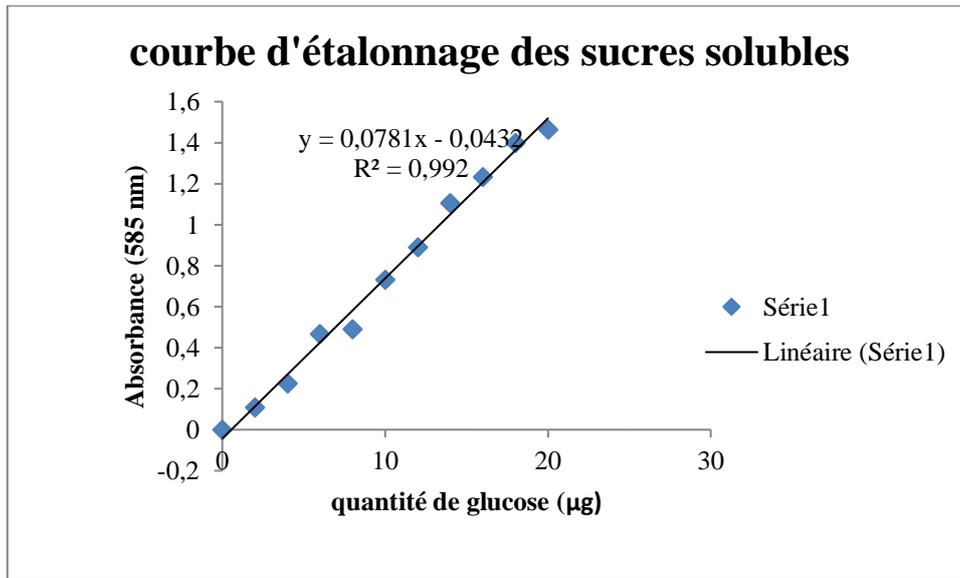


Figure 3. Dosage des échantillons biologiques (sucre foliaire et racinaire): courbe de référence (droite étalon) exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de glucose.

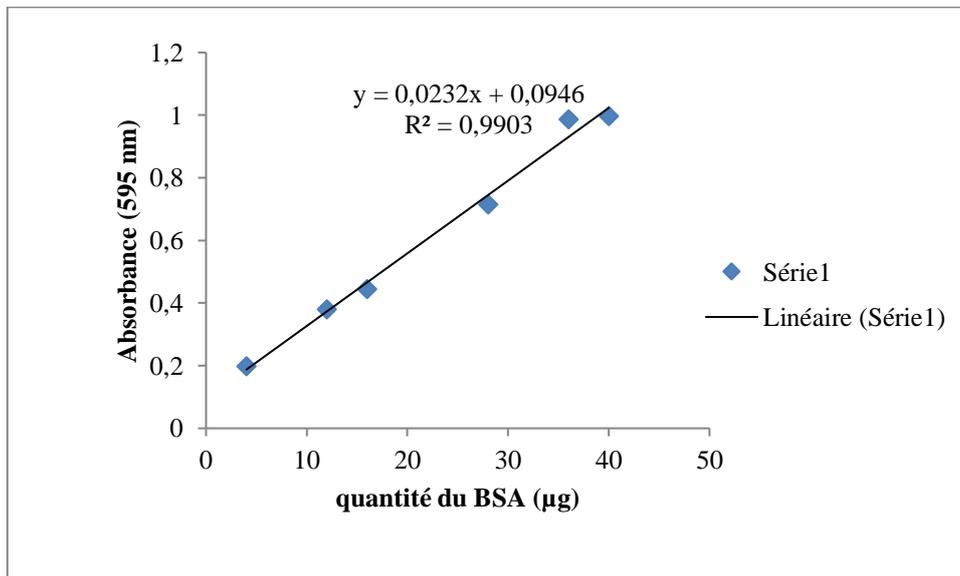


Figure 4. Courbe d'étalonnage de la quantité d'Albumine pour le dosage des protéines enzymatiques.

Table de MAC GRADY (Franck, 2002)

Nombre de tubes positifs			NPP par 100 ml
3 de 10 ml	3 de 1 ml	3 de 0,1 ml	
0	0	1	3
0	1	0	3
1	0	0	4
1	0	1	7
1	1	0	7
1	1	1	11
1	2	0	11
2	0	0	9
2	0	1	14
2	1	0	15
2	1	1	20
2	2	0	21
2	2	1	28
3	0	0	23
3	0	1	39
3	0	2	64
3	1	0	48
3	1	1	75
3	1	2	120
3	2	0	93
3	2	1	150
3	2	2	210
3	3	0	240
3	3	1	460
3	3	2	1100

Production scientifique

- Publication internationale.

Responses of *Typha latifolia* subjected to metal stress', Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)", Auteurs : Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem, N, Ferfar, M, Djebbar, M.R. 11 (1), 9-14 juillet 2017

- Communication par affiche.

Impact de poussières métalliques rejetées par le complexe sidérurgique ANNABA sur certains paramètres d'une macrophyte *Typha latifolia* épuratrice des eaux usées : Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem N, Fefar M et Djebbar MR. 27ème Congrès international de l'Association Tunisienne des Sciences Biologiques (ATSB). Du 28 au 31 mars 2016.

- Communication par affiche.

Modifications biométriques, biochimiques et enzymatiques observées chez une macrophyte *Typha latifolia*: cas de poussières métalliques. Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem N, Fefar M et Djebbar MR 1er Colloque International de Biologie Appliquée " CIBA 2015". Du 29 Novembre au 01 Décembre 2015 à l'université, Mohammed Boudiaf d'Oran, Algérie.

- Communication par affiche.

Rôles de *Typha latifolia* dans l'épuration des eaux usées. Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem N, Fefar M et Djebbar MR. VI congrès international de Biotechnologie et Valorisation des Bio-Ressources. Du 20 au 23 Mars à Tabarka- Tunisie.

- Communication orale.

Etude des activités enzymatiques chez une macrophyte épuratrice des eaux usées *Typha latifolia*. Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem N, Ferfar M et Djebbar MR. Premier Colloque International en Toxicologie et santé, 28-29 novembre 2016. Université 08 Mai 1945 Guelma, Algérie.



Responses of *Typha latifolia* subjected to metal stress

Bensaid Marwa*, Meksem Amara Leila, Meksem Nabila, Ferfar Meriem,
Djebar Mohamed Reda

Department of Biology, Badji Mokhtar-Annaba University, Algeria

Article published on July 21, 2017

Key words: Phyto-purification, Macrophyte, Metallic dusts, *Typha latifolia*, Oxydatif stress

Abstract

In order to preserve the quality of the waste water, we use the macrophyte plants, which go in the direction of the phyto-purification of an aquatic ecosystem. These purifying plants cleanse the water and transform the organic residues into nutritional elements from which they feed. They have a great ability to fix heavy metals. In our job, we orientated our study on the impact of metallic dusts rejected by the steel complex "Arcelor-Mittal" El Hadjar Annaba, on a macrophyte *Typha latifolia*. The sites of samples (S1, S2, S3, and S4) are located in the neighbourhood of the steel complex, and the least polluted site (St) is located far from the sources of pollution. We studied several parameters: of growth (medium number of roots), biochemical (content in protein at root level) and enzymatique (proportion of root catalase activity). We were also studying, the composition of metallic dusts rejected by the high stoves of complex Arcelor Mittal. Acquired results show an increase of parameters studied in the four sites of sample (S1, S2, S3, S4), compared with the site least polluted (St). Increase varies between significant ($p \leq 0.05$), and very highly significant ($p \leq 0.001$). These results explain the capacity of *Typha latifolia* to fit to the oxidative stress generated by metallic dusts, *Typha latifolia* proves to be a very good bioaccumulative of heavy metals; we recorded a stimulation in growth, in content in proline and in activity catalase.

*Corresponding Author: Bensaid Marwa ✉ bensaidmarwa90@yahoo.fr

Introduction

The phyto-purification of water or use of vegetables for the treatment of wastewater and pluvial, is a recent technique which re-hangs the natural techniques of the phyto-purification. Effect cleaning up macrophytes is known in an empirical manner since for a long time however, it is only from 1950s that German researchers begin analysing this phenomenon in a scientific manner. They put in an obvious place that it is not plants themselves that have a cleaning activity, but rather microbes living around their rhizomes (underground stem in the form of roots). (Dabouineau *et al*, 2005).

Heavy metals are pollutants generated in most cases by human activity; they can be at the origin of several types of toxicity on the man, the animal and even vegetables. Their presence in environment and in most cases in water one of reason of the disturbance of the aquatic ecosystems. Certain plant kinds are known to be able to absorb the battery of pollutants and heavy metals, among which they find *Typha latifolia* «Club hammer with broad leaves» very used in the field of the phyto-purification of wastewater.

Pollution attained a threshold alarming level in Annaba, particularly in the neighbouring localities of the steel complex Arcelor-Mittal which is classified as a major pollutant of the region.

The objective of our work is to demonstrate the changes observed at the level of a purifying macrophyte of the waste water, in the event of industrial metals pollution. We aim to assess the impact of metallic dusts rejected by complex Arcelor-Mittal Annaba on *Typha latifolia*, on the one hand we will study several parameters of growth, biochemical and enzymatique. We will take a sample of samples from five sites (a site least polluted and four sites chosen according to the site of the source of pollution Arcelor-Mittal)

Materials and methods

The used plant equipment concerns a macrophyte *Typha latifolia* taken from five sites.

The sites of sample

So: the least polluted site, located at El Battah region of El kala.

S1, S2, S3, S4 are located in the neighborhood of the complex.

Samples were performed during the second quarter of year 2015.

One of analysed metallic dusts took a sample from the rejections of the high stoves of the complex Arcelor-Mittal HFx.

Proportion of metallic dusts rejected by the high stoves of the complex

Methods followed for the proportion of the different metallic elements of the complex, are studied and broadcast by the French Association of Normalization AFNOR. By using a spectrophotomètre of nuclear absorption of type ASX-520 Auto Sampler (AFNOR, 2016).

Parameters studied to *Typha latifolia*

Medium Number of roots: This parameter is measured by the counting among roots of the plant after the collection of samples.

Content in proline at the level of the roots of *T. latifolia*: The technology of proportion of the used proline is that of Troll and Lindsley, (1955). (Meksem, 2016)

Proportion of the activity of catalase at the level of the roots of *T. latifolia*: Proportion spectrophotometrique catalase activity (CAT)is accomplished according to the method of Cakmak and Horst (Boscoloa *et al.*, 2003).

We performed five repetitions for every studied parameter.

Statistical analysis

The statistical analysis of data is performed by the test T of Student which consists in comparing the averages of 2 sites with the aid of the data of two independent samples, it is accomplished with the aid of a software of analysis of data: Minitab (Version 16.0) (Dagnelie, 1999) Khaldi, 2014).

Results and discussion

Effects of metallic dusts on the medium number of the roots of *Typha latifolia*

The fig. 1 shows the variations of the medium number of the roots of *Typha latifolia* in the five sites of sample.

Table 1. The methods used for the proportion of metallic dusts.

Metallic dusts	Methods
Plomb/Zinc	NF ISO 8753
Cuivre	NF A20-427
Silice	Gravimetric dosage
Aluminium/Fer/Manganèse	Volumetric dosage

We determine a very highly significant increase ($p=0.000$) of the medium number of the roots of *T. latifolia*, between the least polluted site St and sites (S1, S2 and S4) with one. We also determine difference significant ($p=0.02$) in S3 compared with the St.

Content in proline at the level of the roots of Typha latifolia

The figure 02: illustrates the variations of content in proline at the level of the roots of *T. latifolia* in the five sites of sample (mg/g MF).

The results obtained, show that the content of proline racinaire, is higher in the four polluted sites, compared to the site less polluted. This difference is very highly significant ($p=0.000$) between St and the sites (S1, S2 and S3), and highly significant ($p=0.003$) between St and S4.

Table 2. Percentage of the rejections of the high stoves of complex Arcellor-Mittal.

Metallic dusts	mg/l	Algerian norms
Fe	18.53	3
Al	3.42	3
Mn	1.05	1
Cu	0.03	0.5
Zn	7	3
Pb	0.8	0.5

Proportion of activity Catalase at the level of the roots of Typha latifolia

The figure 03: shows the variations of catalase activity at the level of the roots of *Typha latifolia* (nmol/min/mg of protein) in the five sites of sample.

We recorded an increase CAT activity of roots, in the four polluted sites (S1, S2, S3 and S4), compared to the site less polluted St. This difference is very highly significant ($p=0.000$) between the sites (S1, S2 et S3) and St And it is significant ($p=0.027$) between S3 and St.

The analysis of the composition of the metal dusts, rejected by the high stoves of the complex Arcellor-Mittal (table 2), has shown an increase in the concentration of elements analyzed by contribution to the Algerian standards of industrial discharges (JORA, 2006).

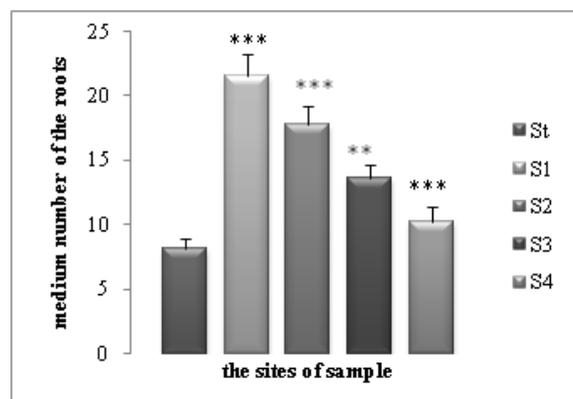


Fig. 1. The medium number of the roots of *Typha latifolia* in the five sites of sample.

The results obtained in our research, show that this pollution, stimulates the average number of roots, the proline content and root the catalase activity of roots of *T. latifolia* in neighboring regions. In our job, we put in evidence a root system more developed to taken *T. latifolia* polluted middle and particularly in S1 near complex Arcellor-Mittal compared with samples taken has leave the site least polluted.

These results are similar to those of (Esser,1999), which translates the increase among the roots of reeds due to the fact that reeds have a very active root system, and are able of resisting to the most dangerous xénobiotiques such as heavy metals, detergents and pesticides.(Moffat *et al.*, 2001) stipulate that plants used for the phytoepuration have a quick growth.

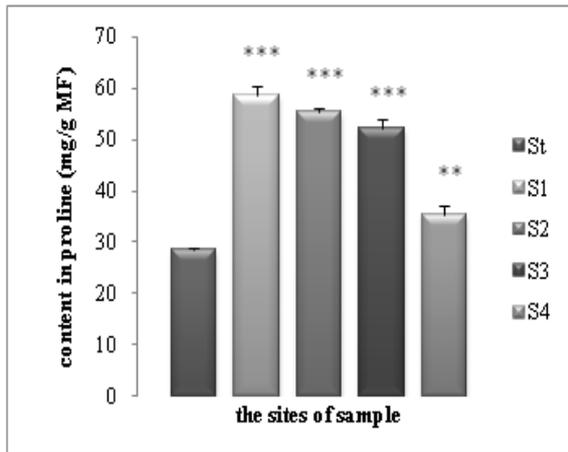


Fig. 2. Content in proline at the level of the roots of *Typha latifolia* in the five sites of sample.

Sandermann (1994) adds that for the mechanisms of phyto-dépollution, in general, plants having a system broad and root dense are favored because they tune bigger absorbency and they explore a vaster zone of soil.

The proline is an amino acid known for its accumulation in a big variety of organisms since baking yeast up to plants the upper, displayed in a stress abiotique (Pardha *et al.*, 1993), such as stress leads by heavy metals (Alia and Pardha, 1991), (Trpathi *et al.*, 2006), by manures (Deruelle, 1983) and by a fungicide (Meksem, 2007).

Concerning the increase of content in proline leaf to *T. latifolia* in the four sites by provision to the witness, our results compound with those of (Bensoltane, 2006) which recorded an increase of the proline during a stress of in NH_4NO_3 to ship's apprentices and lichens.

Several researches mentioned that the increase of content in proline translates the stress of the plant procreated by the accumulation of a pollutant (Deruelle, 1983); (Legadic *et al.*, 1997); Hellmann *et al.*, 2010).

An increase of content in proline to *Lemna minor* and *Elodéa canadensis* in the presence of Calliofop 36 EC (Tlidjen, 2014), (Kleche, 2013) recorded also an increase of content in proline to *Phragmites australis*.

These results can confirm our results as regards adaptation of *T. latifolia* on the conditions of stress. The proline can play an inhibitive role of heavy metals according to (Ferago and Mullen, 1979).

The catalase is one of the antioxidantizing most efficient enzymes according to (Khaldi, 2014). They determined an increase of catalase activity in four sites by provision in the site witness. The most well brought up rate is recorded in S1 near complex Arcellor-Mittal,

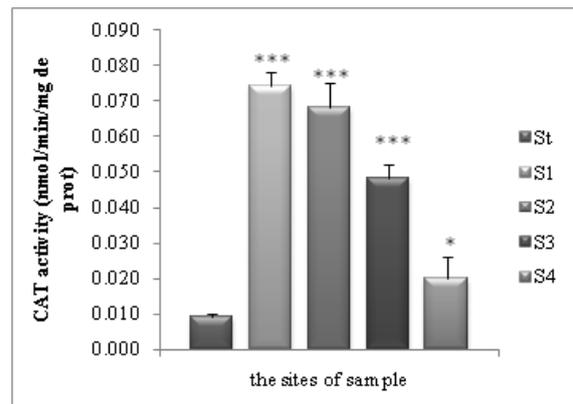


Fig. 3. Variations of catalase activity at the level of the roots of *Typha latifolia* (nmol/min/mg of protein).

These results compound with those of (Meksem, 2007) which worked on a variety of hard wheat *Triticum durum* subjected to two fungicides flamenco SC and Tilt 250 EC, and that put in an obvious place an increase of catalase activity. The entirety of enzymes implicated in the détoxification of ROS, introduces a net increase of activity.

Conclusion

Typha latifolia is a plant present in the littoral zone of lakes and other shallow waters in temperate climates. Our study can demonstrate its ability to grow in polluted environments without severe physiological disturbance.

The results obtained in our study, revealed that the steel complex Arcellor-Mittal exercises a very high pollution of waters, the surrounding regions. *T. latifolia* is very sensitive in the presence of pollutants (the metal dusts) in its environment. *T. latifolia* has proved to be a very good bio-accumulatrice metal dust.

There has been an increase in the average number of roots, in the proline content and root in the catalase activity at the level of the roots, in the four sites polluted by contribution to the site less polluted. The highest figures were recorded at the level of the site S1 near the complex Arcellor-Mittal

References

- Alia P, Pardha S.** 1991. "Proline accumulation under heavy metal stress", *Journal of Plant Physiology* **138**, 554-558.
- Association Française de Normalisation.** NF A20-427 (aout 1985). "Dosage du cuivre ": laboratoire centrale du complexe Arcellor-Mittal. janvier 2016.
- Association Française de Normalisation,** NF ISO 8753. (1987). "Dosage du plomb et du zinc": laboratoire centrale du complexe Arcellor-Mittal. janvier 2016.
- Bensoltane S.** 2006." Evaluation de la toxicité du nitrate d'ammonium (NH₄NO₃) sur différents modèles biologiques: Mammifères, Végétaux, et Protistes ciliés". Thèse de doctorat d'état en Eco toxicologie Animale. Université d'Annaba. 153p.
- Boscoloa PRS, Menossi M, Jorge RA.** 2003. Aluminum-induced oxidative stress in maize, *Journal of Phytochemistry*, **62**, 181-189.
- Dabouineau L, Lamy Y, Collas Ph.** 2005."Phytoremédiation et phytoépuration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées".
- Deruelle S.** 1983."Écologie des lichens du bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique et relation avec les facteurs climatiques". Thèse de doctorat: Université Pierre et Marie Curie, Paris (France).
- Esser D.** 1999. "Les phragmifiltres". Journée d'information technique «les filtres plantés de roseaux ». Metz. 8 avril 1999. Agence de l'eau Rhin-meuse.
- Farago ME, Mullen WA.** 1979. "Plants which accumulate metals". Part IV. A possible copper-proline complexe from the roots of *Armiria maritime*. *Inorganica Chimica Acta*; **32**, 93-94.
- Hellmann H, Funck D, Rentsch D, Frommer WB.** 2006. "Hypersensitivity of an *Arabidopsis* sugar signalingmut toward exogenous proline application". *Journal of Plant Physiology*.**16 (2)**, 149-158.
- Khalidi F.** 2014. "Mécanismes d'action des polluants chimiques industriels (engrais et NO_x) sur des bio-indicateurs de pollution (Mousses et Lichens). Thèse de doctorat d'état.
- Kleche M.** 2013. "Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées cas de la région d'Annaba". Thèse de doctorat d'état. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Journal Officielle de la République Algérienne JORA.** 2006. N°26. Laboratoire centrale du complexe Arcellor- Mittal. "Dosage Gravimétrique de la silice/dosage volumétrique du fer, manganèse et aluminium".2016.
- Lagadic L, Caquet T, Amiard JC, Ramade F.** 1997. "Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux". Paris : Masson.
- Meksem Amara L.** 2007."Etude des effets de deux fongicides: le Flamenco SC et le TILIT250 EC sur la physiologie, la croissance et le métabolismeénergétique des racines de *Triticum durum*DESF: variétés GTA et VITRON". Thèse de Doctorat d'état. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Moffat AJ, Armstrong AT, Ockleston J.** 2001. "The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar". *Journal of Biomass and Bioenergy*. **20**, 161-169.
- Pardha S, Alia P, VaniB.** 1993. "Inhibition of mitochondrial electron transport is the prime cause behind proline accumulation during mineral deficiency in *Oryzasativa*". *Journal of Plant and Soil*: 155/156: 465-468.

Sandermann H. 1994."Higher plant metabolism of xenobiotics; the green liver. Concept Pharmacogenetics **4(5)**, 225-41.

Tlidjen S. 2014. "Impact de xénobiotiques, sur une végétation aquatique, épuratrice des eaux usées: biométrie, aspect biochimique, enzymatique, métabolisme énergétique et cytotoxicité".Thèse de doctorat d'état, université Badji Mokhtar Annaba p 70.

Tripathi BN, Mehta SK, Anshu A, Gaur JP. 2006."Oxidative stress in *Scenedesmus* sp. During short and long-term exposure to Cu²⁺ and Zn²⁺", journal of Chemosphere **62(4)**, 538-44.