



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE
LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOHAMED KHEIDER BISKRA
FACULTE DES SCIENCES ET DES SCIENCES DE TECHNOLOGIE
DEPARTEMENT DE CHIMIE INDUSTRIELLE



MEMOIRE

En vue de l'obtention du diplôme de master en génie de procédés
Option : génie de l'environnement

THÈME

**EPURATION DES EAUX INDUSTRIELLES DE TIFIB PAR
FILTRE PLANTÉ DE MACROPHYTE**

Présenté par :

- KHARCHI Abdelali
- SAYAH Mohamed

Membres de jury :

Président : BACHA Malika

Université de Biskra

Examineur : Mme SEGHAIRI Noura

Université de Biskra

Encadreur : Mme MIMECHE Leila

Université de Biskra

Promotion Juin 2013



بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

أُحْمَدُ لِلَّهِ رَبِّ الْعَالَمِينَ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Remerciements

Au terme de cette étude nous remercions avant tout Dieu le Tout Puissant, de nous avoir guider durant les années d'étude et nous avoir permis la réalisation de ce présent travail.

Nous présentons nos grands remerciements à monsieur Djamel DBABECH, et Mme MIMECHE Leila les directeurs de ce travail.

Aussi nous tenons à remercier Mme SEGHAIRI Noura et BACHA Malika pour nous accepter à jury.

Comme Nous tenons à remercier encore une fois les responsables de département de chimie industrielle Djamel BARKAT.

Enfin nous tenons à remercier Hafida au niveau de laboratoire de TIFIB de Biskra.

A ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

CHAPITRE I : LA PHYTOEPURATION

INTRODUCTION :	4
I.1. PRINCIPES DE LA PHYTOEPURATION:	4
I.2. LES DIFFERENTS SCHEMAS DE LA PHYTOEPURATION	4
I.2.1. LES FILTRES PLANTÉS:	5
I.3. LE ROLE DES MACROPHYTES ET DES MICROORGANISMES DANS LA PHYTOEPURATION	6
I.3.1. MAINTIEN DE LA CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE INITIALE :	6
I.3.2. RÉGULATION THERMIQUE:	6
I.3.3. APPORT D'OXYGÈNE :	7
I.3.4. FILTRATION ET RÉTENTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION :	7
I.3.5. SURFACE DE FIXATION POUR LA BIOMASSE BACTÉRIENNE :	7
I.3.6. STIMULATION DE L'ACTIVITÉ MICROBIENNE :	7
I.3.7. ABSORPTION DE SUBSTANCES POLLUANTES :	7
I.4. MECANISMES DE PHYTOEPURATION :	8
I.4.1. PHYTO-EXTRACTION OU PHYTO-ACCUMULATION OU PHYTO-FILTRATION :	8
I.4.2. PHYTO-TRANSFORMATION OU PHYTO-DÉGRADATION :	9
I.4.3. RHIZO-DÉGRADATION, OU PHYTO-STIMULATION :	11
I.4.4. PHYTO-STABILISATION :	12
I.5. FACTEURS AFFECTANT LA PHYTOEPURATION :	14
I.5.1. FACTEURS INFLUENÇANT L'INTERACTION EAU-PLANTE ET LA DISTRIBUTION DANS LA PLANTE :	17
I.5.2. OPTIMISATION DE L'EFFICACITÉ DE LA PHYTOÉPURATION :	20
I.5.3. CRITÈRES DE CHOIX DES PLANTES POUR LA PHYTOÉPURATION :	20
I.6. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DE LA PHYTOEPURATION :	20
CONCLUSION:	22

CHAPITRE II : CARACTERISATION PHYSICO-CHEMIE DES REJETS INDUSTRIELS

II. CARACTERISATION PHYSICO-CHEMIE DES REJETS INDUSTRIELS	25
INTRODUCTION.....	25
II.1. DEFINITION DES EAUX USEES INDUSTRIELLES :	25
II.2. DIFFERENTS TYPES DE REJETS INDUSTRIELS :	25
II.3. MESURE ET CONTROLE DE LA POLLUTION INDUSTRIELLE :.....	26
II.4. PARAMETRES PHYSICO-CHEMIE DES EAUX USEES INDUSTRIELLE	26
II.4.1. Température	26
II.4.2. Le potentiel d'hydrogène	27
II.4.3. Matières décantables :	27
II.4.4. Conductivité :	27
II.4.5. Chlorures :	27
II.4.6. Matières organiques :	27
II.4.7. Matières azotées:	28
II.4.8. Composés phosphorés :	28
II.4.9. La dureté :	28
II.4.10. Sodium et potassium :	29
II.4.11. Les sulfate:	29
II.4.12. L'azote :	30
II.5. LES PARAMETRES INDESIRABLES	30
II.5.1. L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO ₄) :.....	30
II.5.2. La demande chimique en oxygène (DCO) :.....	30
II.5.3. La demande biochimique en oxygène (DBO ₅) :	31
II.5.4. Métaux lourds :	31
II.6. IMPACT DES REJETS INDUSTRIELS SUR 'ENVIRONNEMENT :	32
CONCLUSION :	34

CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES

III. MATERIELS ET METHODES.....	37
III.1. Présentation de l'unité TIFIB-BISKRA :	37
III.2. Caractérisation de l'eau de l'industrie TIFIB :	40
III.3. Préparation du dispositif expérimentale :	40
III.3.1. Matériels utilisés :	41
III.3.1.1 Substrat :	42
III.3.1.2. Choix des macrophytes :	43
III.3.2. Conduite des essais :	45
III.4. Méthodes d'analyse.....	46
III.4.1. Méthode de prélèvement :	46
a. Spectrophotomètre :	46
b. pH-mètre /Thermomètre de laboratoire	47
c. Conductimètre :	47
d. Le Balance utilisé de marque.....	47
e.DBO mètre:.....	47
f. plaque chauffant il y'a deux modèle :.....	48
g. Étuve :.....	48
III.4.3. Le protocole d'analyse utilisé.....	49
a. pH et la Température :	49
b. Turbidité :	49
c. Couleur :.....	49
d. Matières en suspension :	49
e. L'azote ammoniacal (NH_4^+) :.....	50
f. Phosphate PO_4^{2-} :.....	50
g. Matière organique :.....	50
h. Détermination de l'indice permanganate :.....	50
i. Demande biologique en oxygène (DBO_5)	51

j. Nitrate.....	51
k. Fer	51
l. Sulfate	51
III.5. CONCLUSION	51

Chapitre IV RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS	54
INTRODUCTION :	54
IV.1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX USEES.	54
IV.1.1.LA 1^{er} PHASE :	54
IV.1.1.1. Température :.....	55
IV.1.1.2. potentiel d'Hydrogène :.....	55
IV.1.1.3. La conductivité :.....	56
IV.1.1.4. Couleur :.....	56
IV.1.1.5 La turbidité :	57
IV.1.1.6. Les matières en suspension :.....	58
IV.1.1.7. Fer (Fe ²⁺) :.....	58
IV.1.1.8. PO ₄ ²⁻ (ortho phosphate):	59
IV.1.1.9. SO ₄ ²⁻ (sulfate):	59
IV.1.1.10. NO ₃ ²⁻ (Nitrates):	60
IV.1.1.11-N-NH ₄ ⁺ (Azote ammoniacale) :.....	61
IV.1.1.12.DCO :.....	61
IV.1.2. LA 2^{eme} PHASE :	62
IV.1.2.1.T (Température) :	63
IV.1.2.2.PH :.....	63
IV.1.2.3.C.E (conductivité électrique) :	63

IV.1.2.4 Couleur :.....	64
IV.1.2.5. Turbidité :.....	65
IV.1.2.6. MES (matière en suspension) :	65
IV.1.2.7. Fe ²⁺ :	66
IV.1.2.8.PO ₄ ²⁻ (ortho phosphate):	66
IV.1.2.9.SO ₄ ²⁻ (sulfate) :	66
IV.1.2.10.NO ₃ ²⁻ (Nitrate) :.....	67
IV.1.2.11 N-NH ₄ ⁺ (Azote ammoniacale):	67
IV.1.2.12. DCO :.....	68
VI.2 RESULTATS ET DISCUSSIONS :	68
CONCLUSION :.....	70

Liste des figures

Figure I.1 : Schéma du filtre planté de roseaux à flux vertical.

Figure I.2 : Schéma du filtre planté de roseaux à flux horizontal

Figure I.3. Principaux mécanismes de Phytoépuration: phyto-extraction, phyto-dégradation, phyto-stabilisation et rhizo-dégradation.

Figure I.4 : Métabolisme des xénobiotiques chez la plante : concept du "green liver"

Figure I.5 : Dynamique des xénobiotiques dans le système sol-plante, influence des différents facteurs.

Figure I.6. Prédications du devenir des composés organiques en fonction de la loi de Briggs.

Figure I.7. Relation entre l'absorption racinaire après 24 h en solution hydroponique (exprimée par le RCF) et le log K_{ow} de différents composés : O, O-methylcarbamoyloximes et x, phenylurées substituées.

Figure I.8 : Schéma d'une coupe transversale de racine de blé montrant les voies possibles de mouvement des composés solubles.

Figure I.9 : Relation entre le log K_{ow} et la translocation des composés chimiques chez le persil (exprimée par le TSCF) : o, O-methylcarbamoyloximes et x, phénylurées substituées.

Figure. A: La figure suivant clarifier le plan de l'unité TIFIB-BISKRA

Figure.III.1: Pilote expérimental

Figure III.2 : Les bacs utilisés dans les essais

Figure .III.3: Disposition du gravier dans les filtres d'essai

- Répartition des différents types de graviers dans les bacs.

Figure.III.4 : Tamarix

Figure.III.5 : Arundo donax

Figure.III.6 : Papyrus cyperus

Figure IV.1 : Évolution de la température en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.2 : Évolution du ph en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.4 : Évolution de la couleur en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.3 : Évolution de la conductivité en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.7 : Évolution du fer en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.5 : Évolution de la turbidité en fonction du temps durant la période d'essai

Figure IV.8: Évolution de PO_4^{2-} en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.6 : Évolution de la MES en fonction du temps durant la période d'essai

Figure IV.10 : Évolution des nitrates en fonction du temps durant la période d'essai

Figure IV.9: Évolution de la SO_4^{2-} en fonction du temps durant la période d'essai

Figure IV.12 : Évolution de la DCO en fonction du temps durant la période d'essai.

Figure IV.11: Évolution de la N-NH_4^+ en fonction du temps durant la période d'essai.

Liste des tableaux

Tab.III.1. Le tableau suivant contient les résultats des analyses

Tableaux III.2. Présentation des photos (Les appareilles)

Tableau VI.1. Les résultats

INTRODUCTION
GENERALE

Introduction générale

L'eau est la matière première la plus importante sur notre planète, pour les êtres humains, les animaux, les plantes et les micros organismes. Pratiquement tous les phénomènes vitaux de la biosphère sont liés à la disponibilité de l'eau. L'eau n'est donc pas uniquement espace vital, vecteur énergétique ou moyen de transport, mais également un élément essentiel pour tout genre de production.

Au cours de l'histoire, la disponibilité globale d'eau est restée plus ou moins constante, il y a 2000 ans, 200 à 300 millions d'habitants sur terre utilisaient les ressources disponibles. Aujourd'hui, plus de 6,5 milliards d'êtres humains doivent se contenter de la même quantité d'eau. C'est pourquoi la matière première qu'est l'eau, pendant longtemps librement disponible dans de nombreuses parties de la terre, est aujourd'hui sérieusement menacée. De plus, les systèmes naturels de purification de notre planète sont considérablement surchargés.

La nature et les êtres vivants subissent de plus en plus les conséquences de la pollution avec le développement industriel et la croissance démographique. La pollution de l'eau qui affecte les rivières, les mers, les nappes phréatiques et les lacs, est le résultat du rejet des eaux usées sans traitement ou un niveau de traitement insuffisant : Cela provoque une dégradation de l'écosystème. Le problème est encore plus grave dans le cas des effluents industriels qui présentent un caractère toxique. L'effluent désigne les eaux (*généralement altérées de pollution organique, chimique, thermique...*) sortant de chez un usager ou un groupe d'usagers. Généralement, les effluents nécessitent un traitement, plus ou moins léger en fonction du degré d'altération des eaux, avant rejet dans le milieu naturel.

Le traitement des effluents peut prendre différentes formes : processus physiques, thermiques, chimiques ou biologiques, y compris le tri, qui modifient les caractéristiques des déchets de manière à en réduire le volume ou le caractère dangereux, à en faciliter la manipulation ou à en favoriser les valorisations. Le choix d'un procédé pour le traitement des rejets dépend d'un certain nombre de facteurs dont les plus significatifs : La composition de l'effluent, le type de la réutilisation, la qualité des besoins et la dimension de l'installation.

Aujourd'hui, plus que jamais, un site industriel ancien ou nouveau doit gérer ses différentes composantes environnementales pour satisfaire à la réglementation existante et doit aussi s'engager dans un cycle d'amélioration continue et de prévention de la pollution et du risque

technologique comme sanitaire qui satisfasse en permanence aux évolutions réglementaires et aux attentes du milieu local.

L'industrie textile consomme de grandes quantités d'eau et produit des rejets liquides ayant une charge élevée en polluants de divers types. Dans ce secteur, l'industrie textile représente 35% de l'ensemble de l'industrie algérienne et les rejets liquides provenant de cette activité industrielle sont estimés à 8,85 millions de m³ par an (Ministère de l'hydraulique). Les rejets des usines de teinture sont classés parmi les sources de pollution les plus dangereuses. Les effluents peuvent présenter des caractéristiques variables en ce qui concerne leurs volumes et leurs concentrations en polluants.

À la lumière des données disponibles, on peut dire que les effluents des usines de textile pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, des effets nocifs sur l'environnement ou sa diversité biologique.

L'augmentation continue en coût des produits chimiques, d'énergie et d'eau fait qu'aujourd'hui la réutilisation des rejets liquides traités se pose avec acuité dans les industries textiles. Or, le traitement de ces rejets se fait habituellement via une filière naturelle. Ce type de traitement ne permet pas d'atteindre le niveau de qualité exigée par les normes de rejets dans les milieux naturels et encore moins lorsqu'il est demandé de recycler une partie des eaux traitées mais contribuer d'une façon naturelle à minimiser la pollution de l'environnement.

Ainsi, l'élimination des pollutions dissoutes et particulaires permet d'obtenir une eau traitée d'excellente qualité pouvant être réutilisée pour un certain nombre d'applications. Les avantages mentionnés des filtres plantés ne doivent donc pas masquer la difficile maîtrise du procédé liée essentiellement à la décroissance plus ou moins réversible de la perméabilité de du milieu.

Donc le mémoire est divisé en quatre chapitres. Le chapitre 1 présente d'abord une introduction générale la caractérisation des eaux usées municipales, incluant une revue de la littérature portant sur le sujet. Le chapitre 2 contient l'essentiel de la recherche au niveau matériel, méthodes. Résultats et conclusions sont présentés et discutés brièvement au chapitre 4 puis une conclusion générale est présentée.

1er CHAPITRE

LA PHYTOÉPURATION

I. LA PHYTOÉPURATION

INTRODUCTION :

La phytoépuration est un terme générique regroupant les différents procédés rustiques d'épuration des eaux usées, impliquant l'utilisation de plantes dans le processus biologique. Le rôle des plantes dans la dépollution est l'absorption des éléments polluants par les plantes qui est favorisé par l'activité bactérienne. Le procédé le plus courant et le plus répandu est le procédé de filtres plantés de macrophytes.

I.1. PRINCIPES DE LA PHYTOEPURATION:

La phytoépuration est une technologie de dépollution qui semble efficace pour un large spectre de polluants organiques et inorganiques. Elle peut être utilisée sur des substrats solides, liquides. Les plantes peuvent être utilisées comme un filtre à air, en intérieur ou en extérieur, elles absorbent des polluants comme le NO_x, le SO₂, le CO₂, l'ozone, les mauvaises odeurs ou encore les hydrocarbures volatils halogénés. Dans le cas des substrats solides ou liquides, la dépollution est envisagée pour des produits organiques (pesticides, produits pharmaceutiques) mais aussi des métaux lourds (plomb, cuivre, zinc...). (Mireille Vila ,2006).

Les végétaux ont un système racinaire très étendu qu'ils utilisent pour extraire l'eau et les minéraux du sol nécessaires à leur croissance. Lors de cette extraction, ils absorbent aussi d'autres composés dissous dans la phase aqueuse. Cette caractéristique est importante dans le processus de Phytoépuration car les végétaux sont capables d'absorber de grandes quantités d'eau qu'ils puisent à des profondeurs de 2 à 5 mètres voire plus pour certaines plantes comme la luzerne. (Mireille Vila ,2006).

Les organismes vivants sont sans cesse soumis à des contraintes environnementales. Dans le cas des végétaux, leur immobilité constitue un facteur important de pression dans leur adaptation au cours de l'évolution. Beaucoup de plantes ont développé des systèmes biochimiques pour l'adaptation aux conditions géochimiques locales mais aussi pour la modification de leur environnement direct. Elles sont capables par exemple de croître sur des sols pollués. (Mireille Vila ,2006). A l'origine, cette toxicité était majoritairement due à des composés phytotoxiques synthétisés par d'autres organismes vivants, des micro-organismes ou des plantes. Les plantes ont donc utilisé leur équipement enzymatique classique pour dégrader ces composés et survivre dans ces milieux. Après absorption d'un polluant, les plantes peuvent soit le séquestrer dans un compartiment cellulaire pour limiter son interaction

avec le fonctionnement cellulaire normal, soit le dégrader pour le détoxiquer (Mireille Vila ,2006).

Les plantes étant des organismes photoautotrophiques, elles utilisent la photosynthèse pour fixer le dioxyde de carbone qui servira ensuite de source d'énergie et de carbone. Ainsi, elles ne dépendent pas de composés organiques pour leur survie. (Mireille Vila ,2006).

I.2. LES DIFFERENTS SCHEMAS DE LA PHYTOEPURATION

I.2.1. Les filtres plantés:

C'est un concept de station de type extensif. Le principe consiste à faire passer les eaux usées à travers un massif granulaire plantés de végétaux (des macrophytes généralement comme Typha,). Les racines des végétaux permettent une bonne circulation des fluides et ils supportent comme le massif granulaire, les microorganismes épurateurs. Des cycles d'alimentations suivis de cycles de repos permettent la minéralisation de la matière organique entrante (René Moletta ,2003). Deux stratégies sont appliquées : les flux verticaux (figure I.1) et les flux horizontaux (figure I.2).

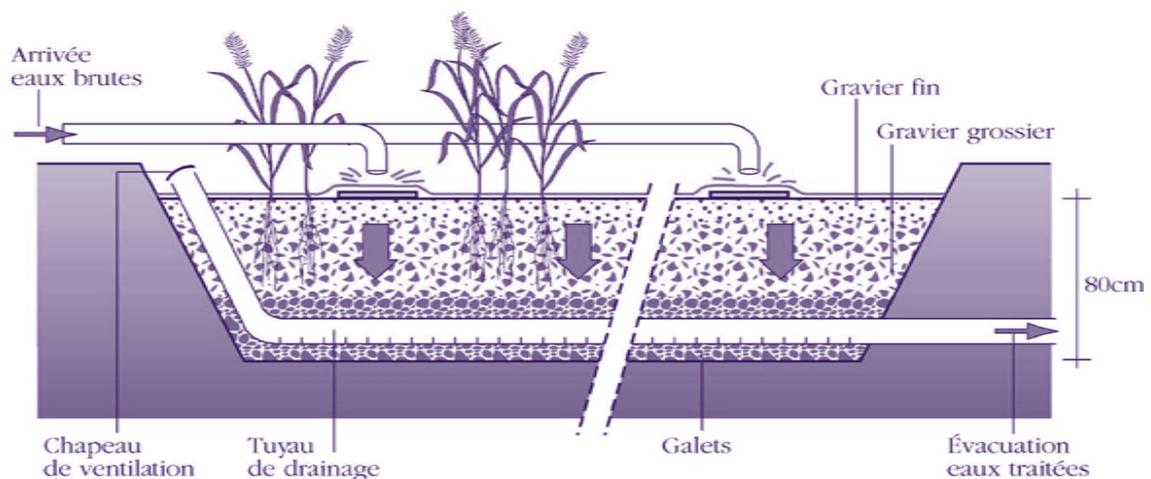


Figure I.1 : Schéma du filtre planté de roseaux à flux vertical. (Mr Fayeaux, 2010).

Dans les flux verticaux, l'effluent est apporté par bâchées qui couvrent toute la surface et descendent dans le massif filtrant. En passant, il entraîne un renouvellement de l'air dans le massif et entraîne donc un apport d'oxygène qui permettra les réactions de nitrifications qui conduiront ensuite à la dénitrification. Les cycles d'alimentation permettent l'élimination de la pollution organique et cycles de repos permettent la minéralisation de la biomasse formée précédemment (René Moletta ,2003).

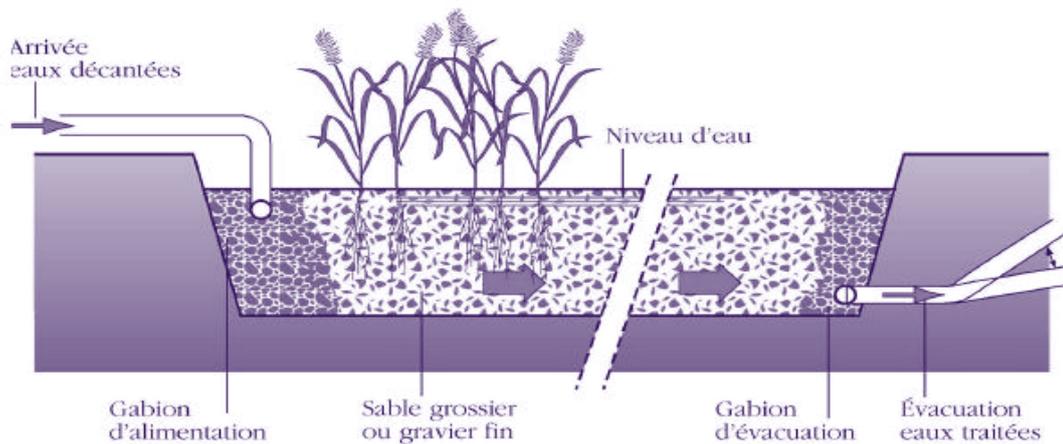


Figure I.2 : Schéma du filtre planté de roseaux à flux horizontal
(<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>)

Dans la stratégie du flux horizontal, on met en œuvre une circulation horizontale de l'effluent prétraité qui reste en dessous du niveau du lit granulaire. Pendant son passage à travers le massif l'eau est traitée. Comme précédemment, les cycles d'alimentation permettent l'élimination de la pollution organique et cycles de repos permettent la minéralisation de la biomasse formée auparavant (René Moletta, 2003).

I.3. LE ROLE DES MACROPHYTES ET DES MICROORGANISMES DANS LA PHYTOEPURATION

I.3.1. Maintient de la conductivité hydraulique initiale :

L'apport de forte concentration en matières en suspension, la granulométrie fine des filtres et l'accumulation des matières organiques en surface des bassins peuvent provoquer le colmatage des filtres. Les tiges, rhizomes et racines des macrophytes permettent la formation de pores tubulaires permettant la régulation de la conductivité hydraulique initiale (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.3.2. Régulation thermique:

La couverture foliaire joue le rôle de régulateur thermique aussi bien en hiver qu'en été. En effet, elle diminue la dessiccation des filtres en période de chaleur permet le maintien des populations microbiennes épuratrices tout en réduisant par évapotranspiration le volume d'eau. En hiver, le maintien des parties aériennes diminue les risques de gel (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.3.3. Apport d'oxygène :

De l'oxygène est rejetés à l'apex des racelles des plantes et favorise la nitrification. De plus, l'enchevêtrement des racines associé au fonctionnement par bâchées, assure l'aération des filtres verticaux et le maintient des conditions aérobies pour le processus de nitrification (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.3.4. Filtration et rétention des matières en suspension :

Le développement racinaire assure la cohésion du sol est le maintient de la répartition granulométrique des bassins au cours du temps. Les racines sont le « ciment » des bassins et jouent un rôle important dans la rétention des matières en suspension dans les bassins à filtration vertical. Il y a ainsi accumulation de boues qui vont ensuite subir une phase de nitrification. Les oscillations des roseaux sous l'effet du vent entraînent un mouvement des tiges et racines dans la masse des boues et au sein du massif. Ainsi, les boues ne risquent pas de colmater les lits filtrants.

(<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>)

I.3.5. Surface de fixation pour la biomasse bactérienne :

Le développement racinaire augmente la surface disponible pour la fixation et le développement des micro-organismes et ainsi la formation de la rhizosphère

(<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.3.6. Stimulation de l'activité microbienne :

Les tissus racinaires et leurs exsudats stimulent l'activité et la diversité des microorganismes (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.3.7. Absorption de substances polluantes :

Par absorption racinaires, les macrophytes contribuent à la dépollution des eaux en phosphore de l'ordre de 10 % pour l'azote (maximum : 20%) et de 5 % pour le phosphore (maximum 10%) (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

Certains macrophytes ont des propriétés intéressantes en termes d'épuration, par exemple l'iris jaune des marais qui émet des toxines par ses racines, réduisant fortement le nombre des coliformes fécaux et éliminant certaines bactéries pathogènes. Ou encore le scirpe qui est capable d'absorber, puis de briser des composés chimiques à longues chaînes carbonées, comme les phénols ou les hydrocarbures, en molécules non nocive. (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>).

I.4. MECANISMES DE PHYTOEPURATION :

Au cours d'un processus de Phytoépuration, l'action des plantes sur le polluant intervient à différents niveaux. Les polluants peuvent être stabilisés ou dégradés dans la rhizosphère, séquestrés ou dégradés ou encore rendus volatiles et éliminés dans l'air environnant. Divers mécanismes sont mis en œuvre en fonction de la nature du polluant et de ses caractéristiques physico-chimiques. Ces mécanismes ont été largement décrits. Les classifications de ces mécanismes varient en fonction des auteurs, c'est pourquoi nous proposons un classement basé uniquement sur le devenir de la pollution. Quatre mécanismes principaux peuvent être retenus : la phyto-extraction, la phyto-transformation, la rhizo-dégradation et la phyto-stabilisation (Figure I.3) (Mireille Vila ,2006). Cette classification permet de limiter la multiplication de terminologies définissant spécifiquement les différents mécanismes de la Phytoépuration que la bioconcentration, la phyto-assimilation, la phyto-oxydation, la phyto-évaporation. . (Mireille Vila ,2006).

I.4.1. Phyto-extraction ou phyto-accumulation ou phyto-filtration :

Ce mécanisme est basé sur la capacité des plantes à extraire et accumuler des polluants présents dans les sols. Il en résulte une absorption et une accumulation des polluants dans les tissus aériens sans impliquer leur dégradation. A la fin de ce processus, il est alors nécessaire de récolter les parties aériennes des plantes. La destruction des polluants peut alors se faire par incinération mais aussi par compostage (Mireille Vila ,2006).

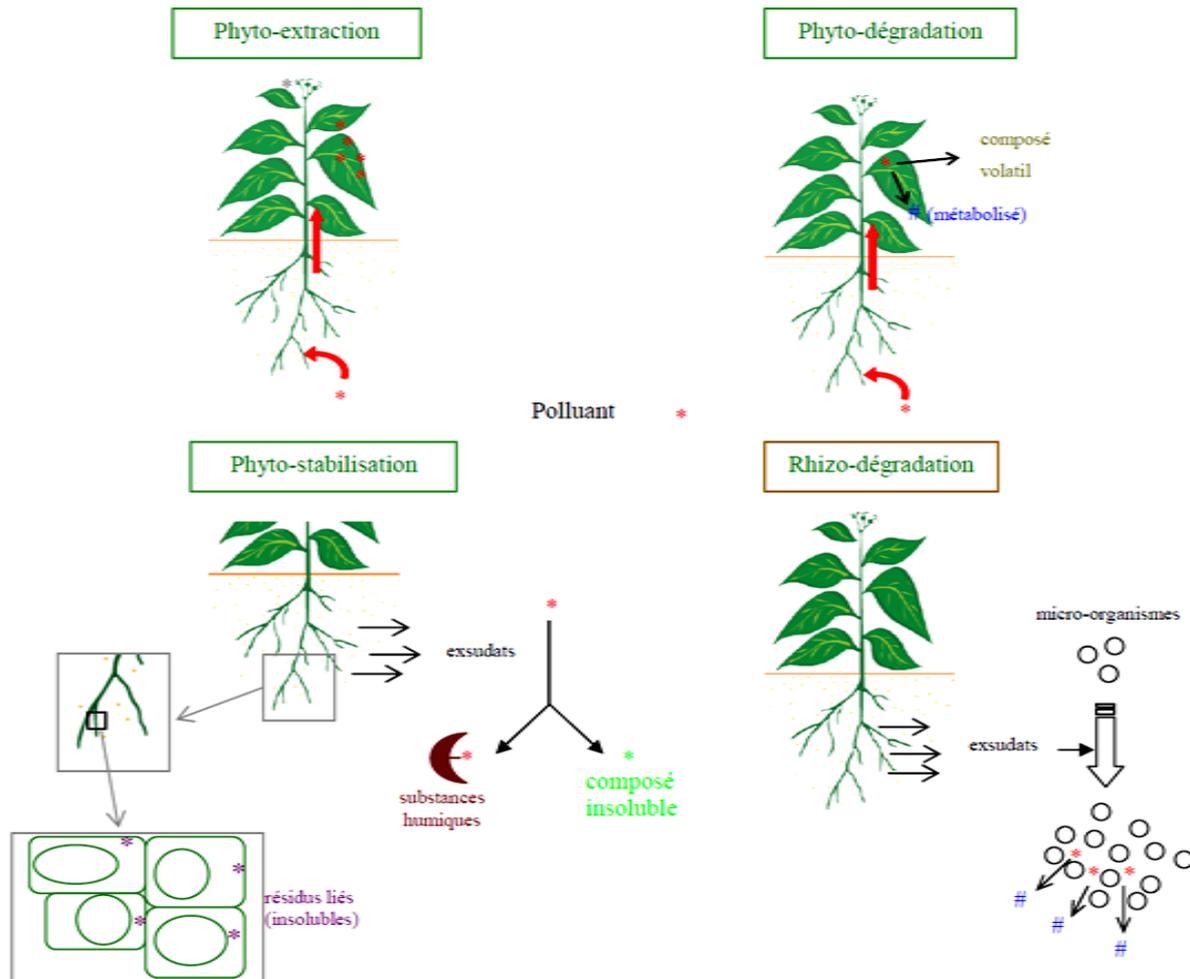


Figure I.3. Principaux mécanismes de Phytoépuration: phyto-extraction, phyto-dégradation, phyto-stabilisation et rhizo-dégradation. (Mireille Vila ,2006)

Ce mécanisme peut aussi entrer en jeu avec des plantes aquatiques ou semi-aquatiques dans des systèmes hydriques tels que des lagunes naturelles, des petits lacs, des sorties de station d'épuration, des bassins de décantation (lagunage). La phyto-filtration est basée sur l'absorption, la concentration et la précipitation du polluant par l'intermédiaire de plantes . La luzerne est ainsi capable d'absorber les nitrates en grande quantité mais il faut que le flux d'eau ne soit pas trop rapide pour optimiser cette absorption (Mireille Vila ,2006).

I.4.2. Phyto-transformation ou phyto-dégradation :

Après avoir absorbé un contaminant, certaines plantes peuvent être capables de le dégrader. Exposés à divers xénobiotiques, végétaux et animaux ont dû développer des systèmes de détoxification mais contrairement aux animaux, les plantes ne disposent pas de système d'excrétion permettant d'éliminer les composés toxiques. Pour les détoxifier, les

végétaux sont donc capables de séquestrer ces composés dans des compartiments cellulaires (Mireille Vila ,2006). Chez les animaux, les xénobiotiques insolubles ou peu solubles sont transformés majoritairement dans le foie en composés solubles par deux phases successives. En fonction du composé, ces premières phases ne sont pas indispensables. Lors de la phase I, la molécule est biotransformée ce qui aboutit à l'apparition de groupements fonctionnels. Cette phase est principalement réalisée par des enzymes à cytochrome P-450 (Mireille Vila ,2006). La phase II aboutit à la conjugaison de molécules endogènes à cette molécule. La molécule est rendue beaucoup plus polaire et inactive, elle sera ensuite excrétée, principalement par les urines ou la bile . Chez les végétaux, le métabolisme des xénobiotiques peut être divisé en trois phases aboutissant à la neutralisation du polluant : la transformation ou phase I, la conjugaison ou phase II et la compartimentation ou phase III. (Figure I.4). Les deux premières phases sont similaires à celles mises en œuvre par les animaux. Les enzymes impliquées dans les deux premières phases ne sont pas spécifiques des xénobiotiques, ce sont des enzymes du métabolisme secondaire de la plante . Les enzymes de phase I transforment le composé par réduction, oxydation ou hydrolyse créant ainsi un ou plusieurs groupements fonctionnels sur la molécule (Mireille Vila ,2006). Les réactions les plus rencontrées sont les oxydations réalisées par des monooxygénases à cytochrome P-450 ou par des peroxydases. D'autres enzymes telles que les carboxylesterases peuvent aussi agir. Les enzymes de phase II catalysent la fixation d'un ou plusieurs substituants endogènes sur des sites actifs existants ou formés au cours de la phase I. Les principales réactions incluent la conjugaison aux glucosides, au glutathion, aux acides aminés ou à l'acide malonique. Les enzymes impliquées sont : les O-glucosyltransférases, les N-glucosyltransférases, les glutathione S-transférases, les O-malonyltransférases ou encore les N-malonyltransférases. Lors de la phase III, les composés solubles sont soit stockés dans la vacuole, soit incorporés dans la lignine ou dans les autres constituants de la paroi cellulaire devenant ainsi non extractibles. De par sa similitude avec les mécanismes hépatiques de détoxification chez les animaux, le terme de "green liver" a été adopté pour le fonctionnement des cellules végétales vis-à-vis des xénobiotiques (Mireille Vila ,2006).

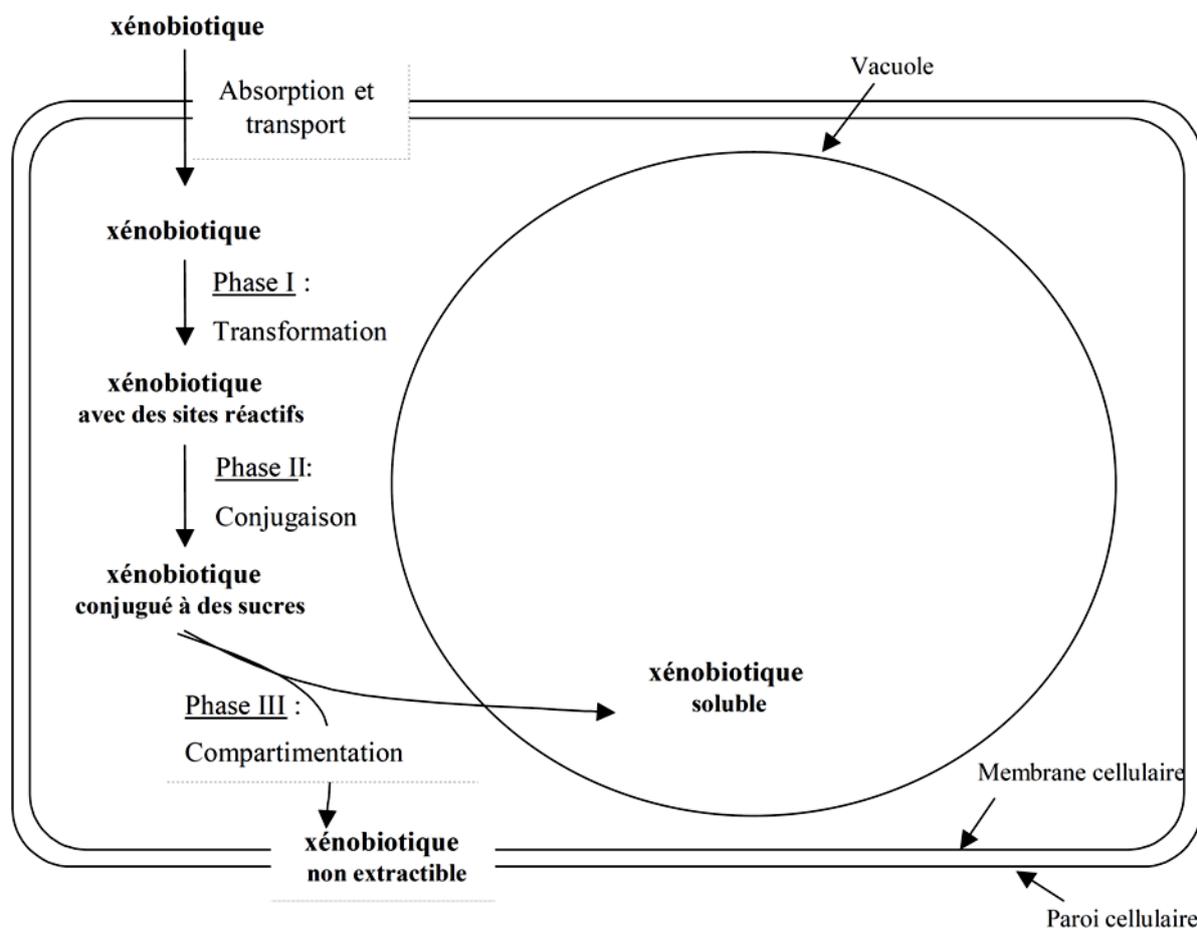


Figure I.4 : Métabolisme des xénobiotiques chez la plante : concept du "green liver" (d'après Sandermann, 1992). (Mireille Vila ,2006)

Ces processus enzymatiques sont mis à profit pour la dépollution. Certaines enzymes végétales sont particulièrement impliquées dans la phyto-dépollution pourtant, leurs substrats naturels dans la plante sont mal connus : les déhalogénases (composés chlorés), les peroxydases (composés phénoliques), les nitroréductases (composés nitroaromatiques), les nitrilases (composés aromatiques cyanilés) et les phosphatases (pesticides organophosphorés).

Certaines plantes peuvent convertir un contaminant en composé volatil qui sera rejeté dans l'atmosphère par les stomates des feuilles. Ce processus est plus particulièrement appelé phyto-volatilisation. Dans ce cas, le composé volatil néoformé peut être toxique mais il sera dilué dans l'air pour diminuer l'exposition et ainsi le risque (Mireille Vila ,2006).

I.4.3. Rhizo-dégradation, ou phyto-stimulation :

Dans ce cas, les plantes ont une action indirecte sur le polluant. Elles agissent en activateur de la dégradation microbienne. La rhizosphère, zone de sol à proximité des racines,

est une zone de haute densité et d'activité microbiennes. Les plantes peuvent moduler l'environnement géochimique de la rhizosphère ce qui fournit des conditions plus adaptées à la croissance des bactéries et des champignons. 10 à 20% des photosynthétats des plantes sont sécrétés par celles-ci sous forme d'exsudats racinaires qui favorisent la croissance et l'activité métabolique des communautés fongiques et bactériennes de la rhizosphère. La composition chimique des exsudats racinaires et les taux d'exsudation varient considérablement selon les espèces. Certains composés organiques des exsudats racinaires (phénols, acides organiques, alcools, protéines) peuvent être utilisés comme sources de carbone et d'azote pour la croissance et la survie des micro-organismes (Mireille Vila ,2006). L'activité des micro-organismes est favorisée par la présence des plantes qui créent un environnement physico-chimique approprié favorisant ainsi la dégradation microbienne des polluants organiques. Par exemple, les taux de biodégradation du phénanthrène sont plus élevés quand il est situé à moins de 3 mm de racines de *loliumperenne* (Mireille Vila ,2006). Cette interaction entre les plantes et les micro-organismes permet de limiter, dans certains cas, l'utilisation de fertilisants au cours de la bio-dépollution grâce aux déchets végétaux et aux exsudats racinaires (Mireille Vila ,2006).

I.4.4. Phyto-stabilisation :

Certains polluants sont récalcitrants aux précédents mécanismes. Dans ce cas, la phyto-stabilisation fournit une alternative au problème de contrôle de la contamination. Elle repose sur l'immobilisation du polluant pour limiter sa dispersion dans l'environnement et sa biodisponibilité. Elle peut consister en une simple revégétalisation du site qui évite l'érosion et la dispersion du contaminant dans l'air et dans l'eau. Les plantes peuvent aussi être utilisées comme des pompes organiques pour absorber de grands volumes d'eau. Bien que le polluant ne pénètre pas dans la plante, il reste alors localisé dans la zone polluée initialement. Cela ne permet pas de diminuer la pollution dans le sol mais cela réduit la migration des contaminants vers les nappes phréatiques (Mireille Vila ,2006). Les racines des plantes ont aussi la capacité de modifier les conditions environnementales comme le pH ou l'humidité du sol. Certains contaminants peuvent être sensibles à ces variations et la présence de plantes peut ainsi permettre une diminution de la biodisponibilité du polluant. Ainsi, une expérience de revégétalisation a été menée avec des plantes mycorhызées sur trois sites contaminés par des métaux ou des polluants organiques et a permis la réimplantation d'une activité biologique(Mireille Vila ,2006).

Enfin, certains composés peuvent être absorbés par la plante mais ne pas être transférés vers les parties aériennes. Ils peuvent donc être incorporés dans les parois racinaires après une métabolisation. Le polluant sera immobilisé dans la paroi par des liaisons covalentes irréversibles. Certains micro-organismes sont capables de dégrader les parois végétales et ils seraient donc capables de dégrader le polluant (Mireille Vila ,2006).

La combinaison de plusieurs mécanismes peut permettre d'optimiser la phyto-dépollution. Dans certains cas, les micro-organismes peuvent, dans un premier temps, dégrader un composé récalcitrant pour permettre dans un deuxième temps l'absorption par la plante du ou des métabolites ainsi produits. L'utilisation de la Phytoépuration peut être limitée par la taille des plantes présentant des potentiels intéressants de dépollution ou une trop faible capacité des plantes à tolérer, détoxiquer et accumuler les contaminants. Le choix des plantes était jusqu'à présent basé sur un processus de tolérance aux polluants et sur leur efficacité en matière de dépollution des sols. Plus récemment, une approche transgénique a été proposée pour optimiser la capacité des plantes qui présentent un intérêt en Phytoépuration (Mireille Vila ,2006). Le premier choix se fait en fonction de la capacité de croissance et de production de biomasse mais aussi de l'adaptation au type du site à dépolluer. Les biotechnologies incluent le transfert de gènes d'intérêt chez les plantes. Le transfert de gènes se fait généralement d'un micro-organisme vers la plante mais il peut aussi se faire à partir d'un animal ou d'une autre plante. Actuellement, ces approches restent limitées au stade expérimental car elles sont difficilement acceptées du grand public à cause de l'image négative des organismes génétiquement modifiés (OGM) (Mireille Vila ,2006).

L'action des plantes se faisant naturellement lors de la Phytoépuration, les sites pollués ayant un couvert végétal naturel ont tendance à être dépollués sans intervention humaine. Cette atténuation naturelle est la forme la plus simple de Phytoépuration car elle ne nécessite pas d'autre intervention qu'un suivi du niveau de pollution au cours des années (Mireille Vila ,2006). Dans le cas des métaux lourds, la Phytoépuration est principalement basée sur une extraction ou sur une inactivation dans le sol pour limiter la dispersion. Ainsi, certaines plantes sont capables d'accumuler jusqu'à 0,1% de leur poids sec en métaux lourds et une extraction ultérieure permet de réutiliser le métal. La phytoépuration peut aussi réduire la biodisponibilité des métaux lourds. Beaucoup d'exsudats racinaires causent la spéciation des métaux (modification du degré d'oxydation des métaux lourds), la précipitation et l'adsorption des métaux ce qui forme des dépôts minéraux stables sur les acides humiques dans le sol. Cela limite leur biodisponibilité dans le sol pour les plantes et les autres organismes. Des amendements d'agents complexants tels que l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA)

peuvent être réalisés pour rendre les métaux plus solubles. Ils permettent alors d'augmenter la biodisponibilité des métaux et donc une phyto-extraction. Cette méthode est très controversée car elle augmente aussi les risques de lessivage et de dispersion des métaux dans l'environnement. Lors de l'utilisation de chélateurs, il est donc essentiel d'effectuer un suivi complet et à long terme (Mireille Vila ,2006).

I.5. FACTEURS AFFECTANT LA PHYTOEPURATION :

Pour pouvoir dépolluer des sols, les plantes et les micro-organismes qui leur sont associés doivent être en contact avec le polluant. Le devenir d'un polluant dans le système sol-plante est donc déterminé par sa biodisponibilité qui dépend d'un ensemble de caractéristiques physico-chimiques de la molécule et d'interactions complexes de celle-ci avec le milieu. Ces caractéristiques et celles du milieu ont un rôle déterminant dans le succès de la dépollution pour un polluant donné. L'efficacité de la Phytoépuration dépend, par conséquent, de multiples critères (Mireille Vila ,2006).

Il existe de nombreuses définitions de la biodisponibilité, certaines sont basées sur le degré d'extractibilité par des méthodes physico-chimiques, sur la biodégradabilité d'un composé dans le sol ou encore sur la biodiversité des micro-organismes. Nous utiliserons une définition prenant en compte les différents types d'organismes cibles, elle a été proposée dans la norme ISO/CD 17402 (2005) : "la biodisponibilité correspond au degré avec lequel un composé chimique présent dans le sol peut être absorbé et métabolisé par l'homme ou un récepteur écologique ou être disponible pour interagir avec des systèmes biologiques". Un récepteur écologique est une personne ou une partie de l'écosystème qui peut être potentiellement exposée. Dans le cas de la Phytoépuration, les plantes sont donc considérées comme des récepteurs écologiques. La biodisponibilité est dépendante de la capacité du sol à fixer le polluant, définissant la fraction disponible dans la partie aqueuse du sol, mais aussi de la capacité de la plante à absorber le polluant. Les caractéristiques environnementales couplées aux propriétés physico-chimiques du polluant et aux caractéristiques du récepteur écologique déterminent la biodisponibilité du polluant dans le sol (Mireille Vila ,2006).

Les facteurs affectant l'adsorption des produits chimiques dans le sol, leur absorption et leur distribution dans la plante sont :

- les propriétés physico-chimiques du composé comme la solubilité, la tension de vapeur, le poids moléculaire et le coefficient de partage octanol eau (K_{ow}), le coefficient de partition avec la matière organique (K_{oc}),

- les caractéristiques environnementales comme la température, le pH, la matière organique et l'humidité du sol,
- les caractéristiques du végétal telles que le type de système racinaire et les enzymes impliquées dans le métabolisme des xénobiotiques.

Tous ces facteurs n'agissent pas au même niveau pour modifier la biodisponibilité. Ils peuvent avoir un rôle dans l'interaction sol-eau et/ou eau-plante (Figure I.5). La distribution dans la plante après absorption du composé est, elle aussi, influencée par certains facteurs précédemment énoncés et joue un rôle important dans le devenir du polluant au cours d'un processus de Phytoépuration (Mireille Vila ,2006).

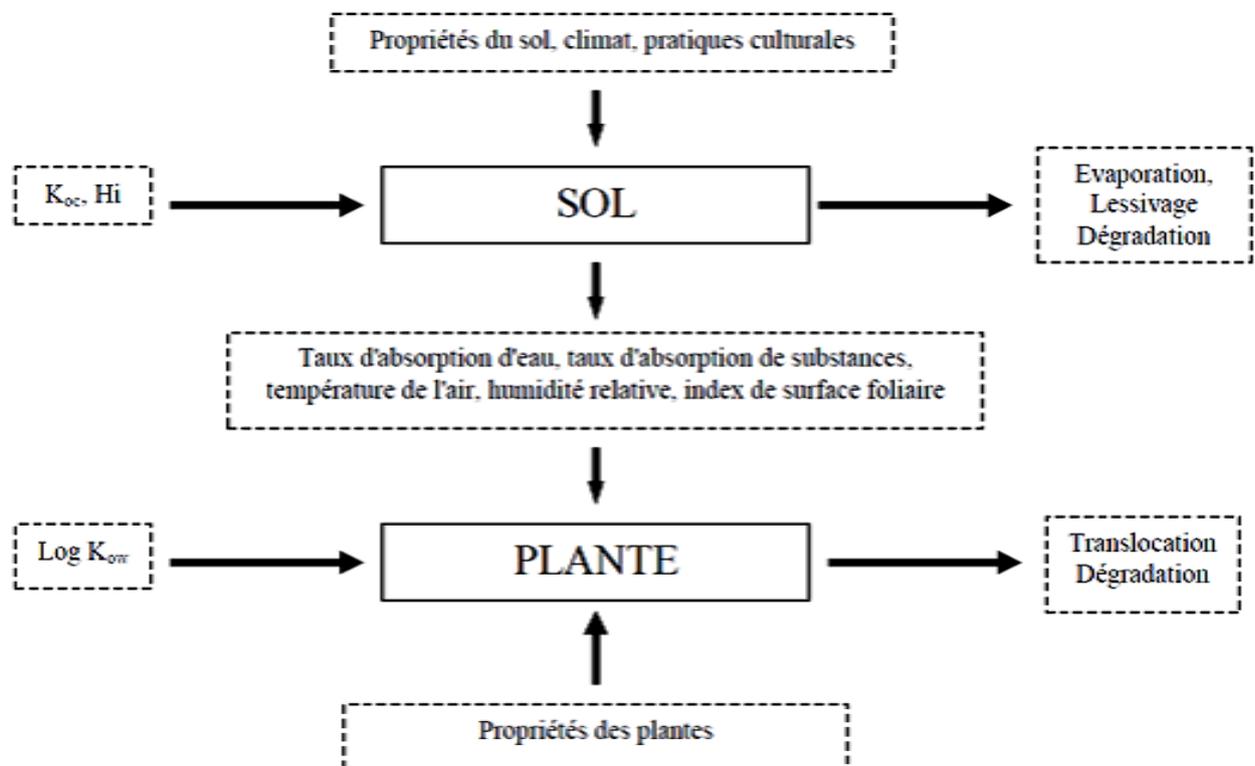


Figure I.5 : Dynamique des xénobiotiques dans le système sol-plante, influence des différents facteurs. (Mireille VILA ,2006)

➤ Facteurs influençant l'interaction sol-eau

La concentration en matière organique mais aussi le caractère volatil et hydrophobe du polluant sont des données essentielles pour déterminer ses mouvements dans le sol. La répartition entre le sol et l'eau (K_d) est dépendante de la quantité de matière organique d'un sol, elle permet de calculer le coefficient de partition du polluant dans la matière organique (K_{oc}) par la relation suivante (Mireille Vila ,2006).

$$K_d = K_{oc} \times (\% \text{ de matière organique})/100$$

Dans des sols contenant entre 1 et 5% de matière organique, les composés non ionisés lipophiles ($\log K_{ow} > 4$) seront fortement adsorbés sur le sol avec un $K_d > 10$ alors que les composés modérément lipophiles ($\log K_{ow}$ entre 2 et 4) seront modérément adsorbés, leur K_d sera compris entre 1 et 10. L'humus est constitué principalement de tissus végétaux morts et les parois végétales possèdent des groupes chargés négativement qui fixent les composés hydrophobes ou les cations. Le K_d des cations est supérieur à 50 et peut atteindre 1000 pour des dications. De plus, la mobilité des composés ionisés dépend du pH du sol, qui détermine la forme prédominante en fonction de leur pKa. Le K_{oc} est lié à l'hydrophobicité de la molécule appelée aussi coefficient de partage octanol eau (K_{ow}) par la relation (Mireille Vila ,2006).

$$\text{Log } K_{oc} = 0,52 \log K_{ow} + 0,62$$

Cette relation n'est toutefois pas toujours confirmée expérimentalement. Le $\log K_{oc}$ est un des paramètres les plus importants pour décrire le transfert et le devenir d'un produit chimique dans le système sol-eau.

La volatilité permet, elle aussi, de déterminer la disponibilité d'un polluant dans la phase aqueuse du sol. Elle mesure la tendance d'un composé à se répartir entre l'air et l'eau. Elle est exprimée par la constante de la loi de Henry (H_i notée parfois H'). Un composé avec un H_i supérieur à 10^{-4} aura tendance à diffuser dans l'air et se déplacer entre les particules du sol alors qu'un composé avec un H_i inférieur à 10^{-6} se retrouvera majoritairement dans l'eau. Entre 10^{-4} et 10^{-6} , le composé est mobile entre l'air et l'eau. Quelle que soit cette répartition, les composés peuvent diffuser passivement à travers les plantes ou les parois racinaires des végétaux (Mireille Vila ,2006).

La tendance d'un composé organique présent dans la phase aqueuse à être absorbé par les plantes peut être prédite en fonction de son $\log K_{ow}$ (Figure I.6). Les molécules avec un $\log K_{ow}$ supérieur à 4 (PCB, HAP et autres hydrocarbures) ont tendance à être piégées par adsorption sur la matière organique du sol ou sur les racines des plantes, elles sont donc très peu biodisponibles pour subir l'action des plantes. Ces molécules sont donc souvent considérées comme récalcitrantes à cause de leur faible biodisponibilité. Les molécules ayant un $\log K_{ow}$ inférieur à 1 ont tendance par contre à être lessivées car elles sont très hydrosolubles. Les molécules intermédiaires sont celles qui sont les plus susceptibles d'être absorbées par les plantes car elles sont forcément biodisponibles (Mireille Vila ,2006).

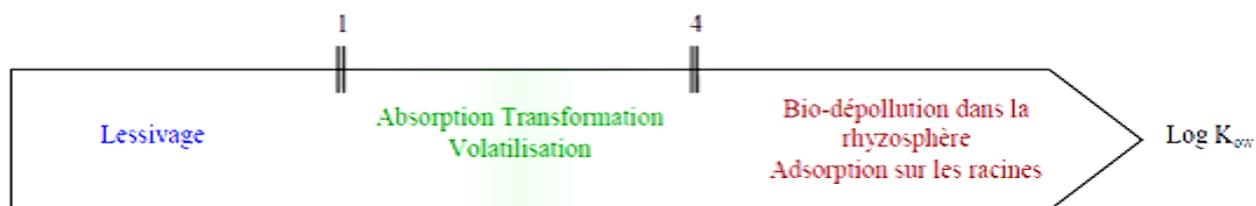


Figure I.6. Prédications du devenir des composés organiques en fonction de la loi de Briggs et al. (1982). (Mireille Vila ,2006)

I.5.1. Facteurs influençant l'interaction eau-plante et la distribution dans la plante :

Le transfert d'un polluant non ionisé de la phase aqueuse du sol vers la plante est gouverné principalement par son hydrophobicité. L'efficacité de ce transfert est exprimée par le ratio de la concentration du polluant dans les racines sur la concentration dans la solution externe à la plante, c'est le facteur de concentration racinaire (Root Concentration Factor ou RCF). Celui-ci est donc dépendant du $\log K_{ow}$ du contaminant comme cela est représenté sur la figure I.7. Pour les composés ayant un $\log K_{ow}$ élevé, le RCF élevé observé expérimentalement est dû à une forte adsorption du contaminant sur les parois racinaires sans pénétration dans la plante. Il n'est pas représentatif de l'absorption du composé par la plante (Mireille Vila ,2006).

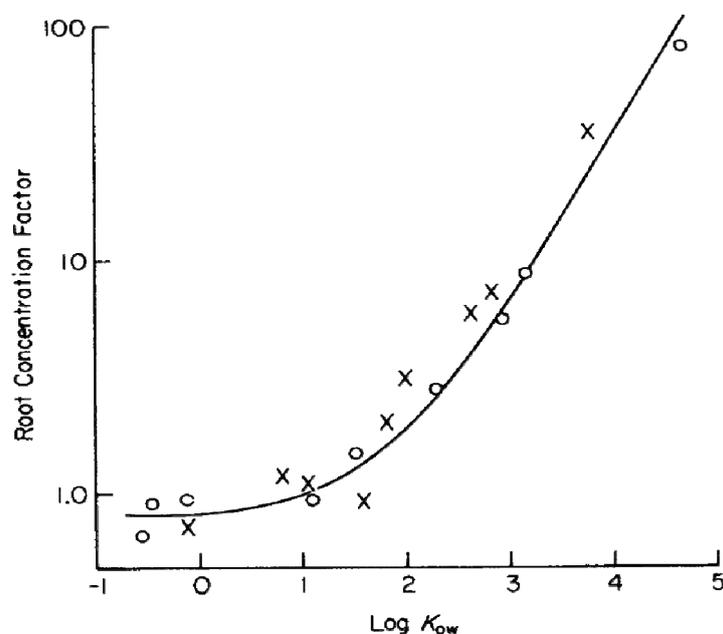


Figure I.7. Relation entre l'absorption racinaire après 24 h en solution hydroponique (exprimée par le RCF) et le $\log K_{ow}$ de différents composés : O, O-méthylcarbamoxyloximes et x, phénylurées substituées. (Mireille VILA ,2006).

En effet, pour pénétrer dans la plante, les composés doivent pénétrer dans les cellules pour pouvoir passer la bande de Caspari (structure subérifiée) (Figure I.8). Dans le cas contraire, ils restent bloqués dans l'épiderme et le cortex des racines et leur transfert dans les parties aériennes de la plante sera impossible. Les composés très lipophiles sont retenus par les parois cellulaires et sont donc piégés dans les racines. Le mécanisme d'absorption est le plus efficace pour des composés modérément hydrophobes ($\log K_{ow}$ entre 0,5 et 3) qui pourront passer à travers les membranes mais aussi dans la phase aqueuse des cellules (Mireille Vila ,2006).

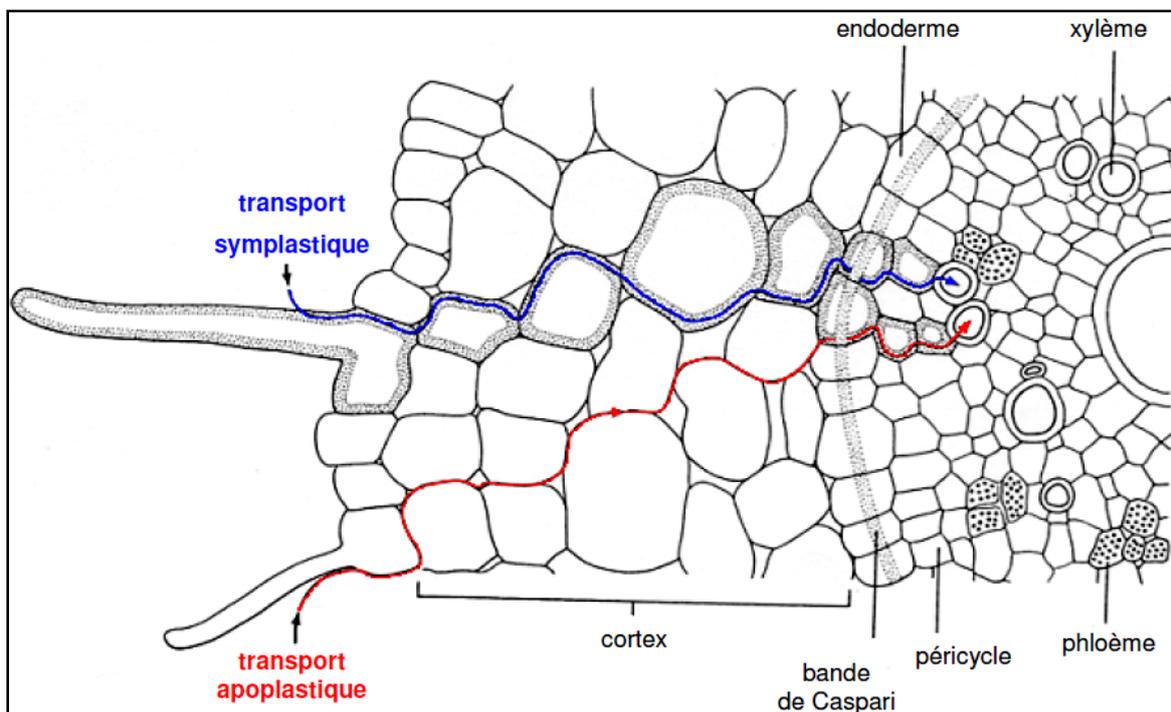


Figure I.8. Schéma d'une coupe transversale de racine de blé montrant les voies possibles de mouvement des composés solubles. (Mireille VILA ,2006)

Après pénétration du polluant dans la plante, celui-ci peut être transféré vers les différents organes via le xylème (tissu composé de cellules mortes qui transporte l'eau et les minéraux du sol). L'efficacité du transport des racines vers les parties aériennes est exprimée par le ratio de la concentration du composé dans le xylème sur la concentration dans la solution externe à la plante, appelé le facteur de concentration dans le courant de transpiration (Transpiration Stream

Concentration Factor ou TSCF). Les composés se déplaçant avec la même efficacité dans le xylème, la valeur maximale est donc de 1 pour un transport passif. Bromilow et Chamberlain

(1995) ont mesuré expérimentalement le TSCF de différentes substances non ionisées, ce qui a permis d'établir une courbe exprimant le TSCF en fonction du $\log K_{ow}$ des composés (Figure I.9). Certains TSCF mesurés expérimentalement ne se situent pas sur cette courbe mais cela semble dû à leur dégradation très rapide dans la plante qui modifie leur mobilité. Lors de l'évaluation de ce TSCF, l'étape du transfert dans la plante concernant la biodisponibilité du polluant est prise en compte, le TSCF est donc dépendant de la matière organique présente dans le sol. Plus il y a de matière organique, plus le TSCF est faible (Mireille VILA ,2006).

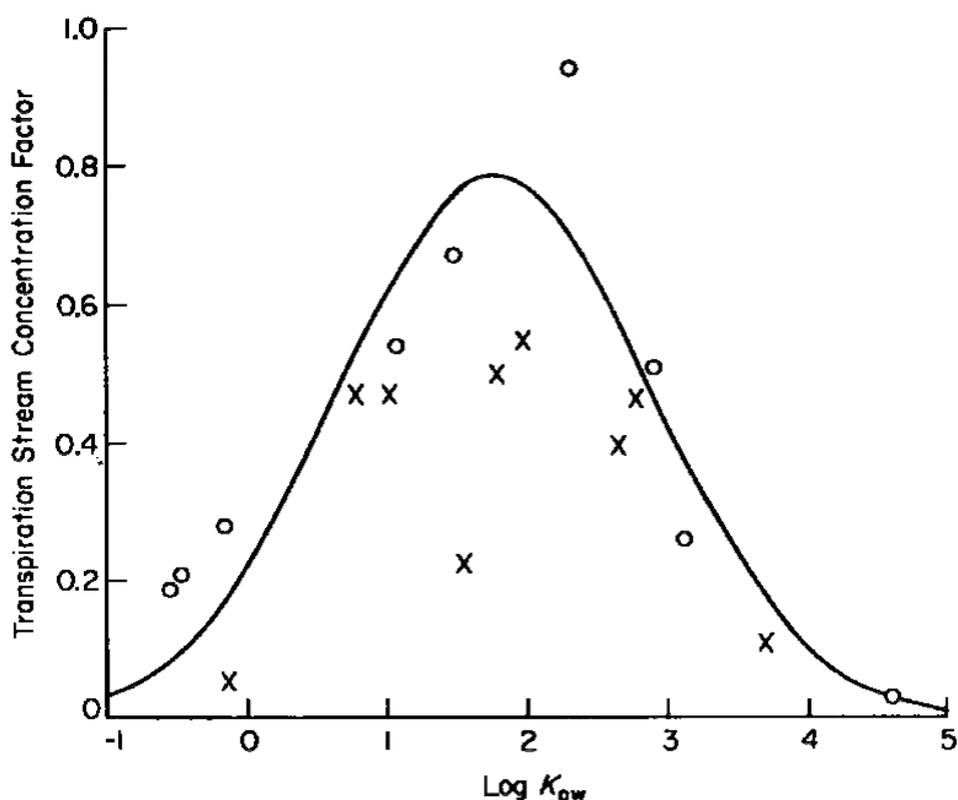


Figure I.9 : Relation entre le $\log K_{ow}$ et la translocation des composés chimiques chez le persil (exprimée par le TSCF) : o, O-méthylcarbamoxyloximes et x, phénylurées substituées. (Mireille Vila ,2006).

Dans le cas des molécules ionisées, l'absorption par la plante et leur transport dans celle-ci sont dépendants du pH de la phase aqueuse du sol et du pKa de la molécule. Pour les acides faibles, le RCF diminue lorsque le pH de la solution nutritive augmente.

I.5.2. Optimisation de l'efficacité de la Phytoépuration :

La compréhension des mécanismes influant sur la biodisponibilité des polluants peut aider à optimiser l'efficacité des processus de Phytoépuration. Par exemple, l'ajout de matière organique peut permettre de diminuer la biodisponibilité des composés hydrophobes en cas de phytotoxicité nuisant à la mise en place des végétaux. Dans le cas inverse, l'ajout de surfactants va pouvoir augmenter leur biodisponibilité. Cette méthode est très utilisée pour les produits phytosanitaires, les pesticides peu solubles sont formulés avec des surfactants et sont ainsi plus solubles et davantage disponibles pour la plante. Pour les polluants organiques plus ou moins protonés, la modification du pH du sol va modifier leur solubilité et leur capacité à être absorbé par les plantes. L'ajout d'eau peut aussi être optimisé pour faciliter la migration du polluant tout en contrôlant son lessivage (Mireille Vila ,2006).

I.5.3. Critères de choix des plantes pour la Phytoépuration :

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. Les plantes seront choisies en fonction de leurs propriétés (densité du couvert racinaire) en relation avec le type de mécanisme envisagé pour dépolluer. Dans le cas d'une phyto-extraction de métaux lourds, les plantes envisagées sont celles qui ont les niveaux d'absorption les plus forts, de translocation et d'accumulation dans les parties aériennes qui seront ensuite récoltés. Pour les mécanismes de La Phytoépuration 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 de sol. Pour un mécanisme de phytodégradation, il est préférable que les plantes synthétisent de grandes quantités d'enzyme de dégradation (Mireille Vila ,2006).

I.6. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DE LA PHYTOEPURATION :

La Phytoépuration présente de nombreux avantages. Tout d'abord, un faible coût de mise en place et de maintenance présente un intérêt non négligeable dans la dépollution de sites. Procédé biologique captant l'énergie du soleil, la Phytoépuration est environ 10 fois moins chère que les technologies classiques comme l'excavation et l'incinération des sols ou des systèmes d'extraction et de traitement chimique. Cette technologie étant mise en place in situ, son coût est nettement diminué en comparaison aux autres méthodes ex situ. Le travail in

situ réduit aussi les risques de dispersion et d'exposition de l'homme, de la faune et de l'environnement au polluant (Mireille Vila ,2006).

La Phytoépuration devrait permettre aussi d'améliorer la qualité des sols. En effet, la croissance du système racinaire permet une aération des sols ce qui stimule l'activité microbiologique, de même que l'apport de nutriments au travers des exsudats racinaires. Les végétaux participent également à la diminution de l'érosion. Ils diminuent aussi l'infiltration des eaux de surface polluées vers les nappes phréatiques en freinant le ruissellement (Mireille Vila ,2006).

La Phytoépuration a un impact positif sur l'opinion publique en tant que "dépollution verte". En effet, elle respecte et restaure l'environnement et représente une alternative aux méthodes classiques trop destructrices et polluantes. Elle tend surtout à être utilisée pour les composés chimiques présentant un risque pour l'environnement (Mireille Vila ,2006).

Elle peut être utilisée seule ou couplée à des technologies plus agressives. Dans de nombreux projets de dépollution, les forts niveaux de contaminations doivent d'abord être maîtrisés par des traitements chimiques. La Phytoépuration est alors envisagée comme une étape finale perfectionnée pour l'élimination des traces de contaminants. Quand la concentration en polluants est faible, la Phytoépuration reste la stratégie de dépollution la plus envisageable économiquement. Il existe de nombreux sites avec une légère contamination en polluants qui peuvent être traités par cette technique en tant que solution à long terme (Mireille Vila ,2006).

La Phytoépuration présente cependant des inconvénients non négligeables. Les plantes doivent être en contact avec le polluant pour pouvoir agir. Par conséquent, les propriétés du sol, les niveaux de toxicité et le climat doivent permettre la croissance des plantes envisagées. Si la toxicité est trop élevée, elle peut cependant être diminuée par dilution du sol avec des sols non contaminés mais cela augmente les coûts de mise en œuvre (Mireille Vila ,2006).

De plus, les contaminants doivent être accessibles aux tissus absorbants. La Phytoépuration est donc limitée par la profondeur des racines des plantes utilisées. Celles-ci peuvent atteindre 2 m de profondeur dans le cas des herbacées et plus de 5 m pour les arbres, même si certaines racines de phréatophytes peuvent atteindre des profondeurs de 15 m dans des zones arides. Dans le cas de nappes phréatiques contaminées, une alternative peut être le pompage de l'eau et l'utilisation de celle-ci pour irriguer les plantes (Mireille Vila ,2006).

Un autre inconvénient de la Phytoépuration est qu'il s'agit d'un traitement à long terme, limitant son application aux cas d'utilisation non urgente des sites, i.e. sans pression économique, ou aux cas ne présentant aucun risque de dissémination dans l'environnement,

i.e. sans pression environnementale. La vitesse de dépollution varie de l'ordre de quelques années pour la rhyzodégradation à quelques dizaines d'années pour la phyto-accumulation. D'autre part, la majorité des recherches a été effectuée en laboratoire dans des conditions très contrôlées, il est probable que la mise en place sur un site diminue l'efficacité de la dépollution à cause des conditions climatiques et environnementales du site (arrosage, présence de nuisibles...) non maîtrisées (Mireille Vila ,2006).

L'histoire du site à dépolluer est importante car elle renseigne sur les composés qui peuvent être rencontrés sur le site. En effet, un autre facteur limitant la Phytoépuration est la présence sur les sites de plusieurs contaminants, souvent à des concentrations variables et de répartition hétérogène. Le sol peut alors devenir phytotoxique pour les plantes choisies alors que le seul contaminant de référence ne l'était pas. L'âge de la contamination peut aussi jouer un rôle important sur la biodisponibilité du polluant dans le sol et sur sa toxicité. En effet, le temps favorise la liaison des polluants aux substances humiques ce qui diminue la quantité de polluant dans la phase aqueuse. Le temps par l'alternance de lumière et d'obscurité et de périodes sèches et humides peut aussi modifier ces paramètres par la photo-décomposition, l'hydrolyse, les réactions avec la matière organique du sol, l'adsorption sur les particules du sol, la précipitation, la transformation microbienne et d'autres mécanismes pouvant entrer en jeu dans les sols (Mireille Vila ,2006).

Si malgré tous ces facteurs limitants, les plantes arrivent à croître et à absorber de grandes quantités de polluant, elles représentent toujours un risque environnemental important dans le cas d'un site non suivi. En effet, après absorption du polluant, elles peuvent entrer dans la chaîne alimentaire et induire la dispersion de la pollution. Elles peuvent aussi atténuer naturellement la pollution en dégradant le polluant (Mireille Vila ,2006).

CONCLUSION:

La popularité de la Phytoépuration auprès des agences gouvernementales et des investisseurs industriels a nettement progressé au cours des dix dernières années. De nos jours, ils n'hésitent plus à inclure la Phytoépuration dans leurs stratégies de réhabilitation des sols. Les entreprises consultantes en environnement proposent de plus en plus la Phytoépuration dans leurs technologies de dépollution. Cette popularité est basée sur l'impact social positif et sur le faible coût de mise en place. Les fonds alloués à la réhabilitation des sites pollués sont limités, le coût de la dépollution est donc un facteur essentiel dans le choix de la méthode (Mireille Vila ,2006).

Actuellement, 25 à 50 milliards de dollars sont dépensés par an dans le monde pour la réhabilitation de l'environnement. Aux Etats-Unis, 0,5% des 6 à 8 milliards de dollars de budget annuel destiné à la dépollution sont consacrés à la phyto-dépollution, ce qui représente seulement 100 à 150 millions de dollars. La bio-dépollution représente 2% de ce budget. La majorité des études concernent les métaux alors que la Phytoépuration des polluants organiques représenterait 80% du potentiel commercial de cette stratégie. Les fonds gouvernementaux pour la recherche sur la Phytoépuration se sont stabilisés à seulement plusieurs millions de dollars par an, c'est très faible par rapports aux milliards dépensés annuellement pour la gestion des sites de stockage et les méthodes de dépollution physique (Mireille Vila ,2006).

L'estimation du coût de la Phytoépuration était de 150 000 à 250 000 dollars US par hectare, ce qui est faible, comparé aux millions de dollars US par hectare ou plus nécessaires pour le décaissement et le stockage des sols. Malgré cette nette différence de coût, le marché de la dépollution de l'environnement présente une faible perspective de profits par rapport aux fonds engagés dans la recherche. Les entreprises associent toujours la Phytoépuration avec de faibles marges de profits. Toutefois, cette technologie bénéficie aujourd'hui du soutien de plusieurs gouvernements à travers le monde. Au Japon, par exemple, le gouvernement crée de nombreux jardins pour tenter de lutter contre la pollution atmosphérique due à la grande concentration automobile.

Depuis quelques années, des utilisations commerciales de la Phytoepuration ont été mises en place dans des stations d'épuration où les plantes sont utilisées pour traiter l'eau par filtration dans des jardins. Dans le cadre d'une politique de développement durable, il existe de plus en plus d'entreprises de services qui proposent aux collectivités et aux entreprises la mise en place de la Phytoépuration pour le traitement de boues d'épuration ou de boues industrielles, pour la dépollution de friches industrielles et pour le traitement de sols agricoles (lisiers).

Sommaire

INTRODUCTION :	4
I.1. PRINCIPES DE LA PHYTOEPURATION:	4
I.2. LES DIFFERENTS SCHEMAS DE LA PHYTOEPURATION.....	4
I.2.1. LES FILTRES PLANTÉS:	5
I.3. LE ROLE DES MACROPHYTES ET DES MICROORGANISMES DANS LA PHYTOEPURATION	6
I.3.1. MAINTIEN DE LA CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE INITIALE :	6
I.3.2. RÉGULATION THERMIQUE:	6
I.3.3. APPORT D'OXYGÈNE :	7
I.3.4. FILTRATION ET RÉTENTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION :	7
I.3.5. SURFACE DE FIXATION POUR LA BIOMASSE BACTÉRIENNE :	7
I.3.6. STIMULATION DE L'ACTIVITÉ MICROBIENNE :	7
I.3.7. ABSORPTION DE SUBSTANCES POLLUANTES :	7
I.4. MECANISMES DE PHYTOEPURATION :	8
I.4.1. PHYTO-EXTRACTION OU PHYTO-ACCUMULATION OU PHYTO-FILTRATION :	8
I.4.2. PHYTO-TRANSFORMATION OU PHYTO-DÉGRADATION :	9
I.4.3. RHIZO-DÉGRADATION, OU PHYTO-STIMULATION :	11
I.4.4. PHYTO-STABILISATION :	12
I.5. FACTEURS AFFECTANT LA PHYTOEPURATION :	14
I.5.1. FACTEURS INFLUENÇANT L'INTERACTION EAU-PLANTE ET LA DISTRIBUTION DANS LA PLANTE :	17
I.5.2. OPTIMISATION DE L'EFFICACITÉ DE LA PHYTOÉPURATION :	20
I.5.3. CRITÈRES DE CHOIX DES PLANTES POUR LA PHYTOÉPURATION :	20
I.6. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DE LA PHYTOEPURATION :	20
CONCLUSION:	22

2^{ème} CHAPITRE
CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE
DES REJETS INDUSTRIELS

II. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES REJETS INDUSTRIELS

INTRODUCTION

L'histoire du développement industriel s'est construite en partenariat avec l'eau. Les usines sont toujours implantées au bord de l'eau (rivière, canal ou mer) pour des raisons diverses :

Les commodités de transport de matières premières et de produits fini; la possibilité de faire accomplir à l'eau des tâches industrielles multiples et variées : toute l'histoire des techniques industrielles est liée à l'utilisation de l'eau; les commodités de rejet de sous-produits ou de déchets générés au cours des opérations de fabrication.

L'eau réunit un ensemble exceptionnel de propriétés physiques et chimiques; elle peut devenir solvant, fluide thermique ou simplement liquide facile à manipuler. Ces propriétés expliquent pourquoi l'eau est impliquée dans toutes les grandes activités industrielles; les usines utilisent l'eau de manière répétée au cours des stades successifs de la chaîne de fabrication.

Pour la plupart des techniques et opérations de fabrication, l'eau entre en contact avec des matières premières minérales ou organiques. Elle les dissout partiellement, voire totalement ou les entraîne à l'état de suspensions colloïdales.

Utiliser l'eau, c'est pratiquement accepter de la polluer... En effet, toute activité industrielle engendre des rejets polluants qui renferment tous les sous-produits et les pertes de matières premières qui n'ont pu être récupérées ni recyclées.

II.1. DEFINITION DES EAUX USEES INDUSTRIELLES :

L'eau résiduaire industrielle désigne l'eau qui provient des activités industrielles. L'eau résiduaire industrielle est différente des eaux usées domestiques et ses caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elle peut également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations de traitement.

II.2. DIFFERENTS TYPES DE REJETS INDUSTRIELS :

Sous le vocable eaux résiduaires industrielles, toutes les eaux qui sont en principe rejetées par l'usine dans le milieu extérieur, après avoir contribué à la fabrication, au nettoyage, au transport, au refroidissement, etc., en excluant généralement les eaux pluviales sauf si elles sont polluées par des eaux de ruissellement suite aux lessivages des toitures d'usines à l'origine d'une forte pollution atmosphérique (par exemple, cimenteries, centrales thermiques, etc.) ou des sols de sites industriels en activité ou à l'abandon, contaminés par des substances diverses (composés azotés, hydrocarbures, sels métalliques).

II.3. MESURE ET CONTROLE DE LA POLLUTION INDUSTRIELLE :

Une connaissance exacte de la production polluante s'avère indispensable non seulement pour apprécier les apports au milieu naturel et situer l'impact de la pollution sur la qualité du milieu récepteur, mais pour pouvoir assurer la maîtrise et une meilleure gestion de la pollution émise au sein de l'usine et surtout pour concevoir, dimensionner et mieux exploiter les installations de traitement qui devront permettre la dépollution des eaux résiduaires industrielles dans le cadre des dispositions réglementaires prévues pour les conditions de rejet.

Pour atteindre ces objectifs, la mesure des caractéristiques des rejets et l'évaluation quantitative de la pollution nécessitent obligatoirement le prélèvement d'un échantillon représentatif de l'eau résiduaire considérée ; la détermination de la concentration (exprimée en mg/L) du ou des polluants présents dans l'eau considérée, ce qui implique le choix du ou des paramètres représentatifs de la pollution (aspect qualitatif de la pollution); enfin, la mesure des débits horaires et/ou journaliers dans de bonnes conditions, des rejets en vue du calcul des flux ou charges polluantes horaires et journalières.

II.4. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX USEES INDUSTRIELLE

II.4.1. Température :

Il est primordial de connaître la température d'une eau. En effet, elle joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et la détermination du pH.

La mesure de la température est très utile pour les études limnologiques et le calcul des échanges. Elle agit aussi comme un facteur physiologique agissant sur le métabolisme de croissance des micro-organismes vivant dans l'eau (Dr. R. Salghi_2006)

II.4.2. Le potentiel d'hydrogène :

Le pH mesure la concentration des ions H^+ dans l'eau. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique. La valeur du pH altère la croissance et la reproduction des micro-organismes existants dans une eau, la plupart des bactéries peuvent croître dans une gamme de pH comprise entre 5 et 9, l'optimum est situé entre 6,5 et 8,5, des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent la croissance et survie des micro-organismes aquatiques selon l'organisation Mondiale de la Santé (OMS) (Dr. R. Salghi_2006).

II.4.3. Matières décantables :

De nombreuses particules peuvent constituer des impuretés d'une eau. Les techniques analytiques nécessaires à leurs déterminations dépendent des dimensions de ces particules. Les impuretés présentes dans l'eau ont pour origine soit des substances minérales, végétales ou animales. Les matières décantables sont les matières de grandes tailles, entre 40 micromètres et 5 millimètre et qui se déposent sans traitement physique et chimique (Dr. R. Salghi_2006).

II.4.4. Conductivité :

La mesure de la conductivité de l'eau nous permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium...). Elle est plus importante lorsque la température de l'eau augmente. La conductivité électrique d'une eau usée dépend essentiellement de la qualité de l'eau potable utilisée et du régime alimentaire de la population et des activités industrielles (Dr. R. Salghi_2006).

II.4.5. Chlorures :

Les chlorures existent dans la quasi-totalité des eaux à des concentrations très variables. La présence des chlorures en concentrations élevées dans l'eau contenant du sodium donne un goût salé. Par ailleurs, les chlorures sont indispensables aux régimes alimentaires. Les effluents des industries de conserve des viandes et certains légumes sont connus par une forte teneur en sels et particulièrement en chlorure. Dans des travaux antérieurs ont constaté que la salinité des eaux usées constitue un handicap majeur pour les eaux réutilisées en agriculture (Dr. R. Salghi_2006).

II.4.6. Matières organiques :

La Demande Biochimique en Oxygène (DBO) c'est la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement des

micro-organismes, pendant 5 jours à 20 °C, on parle alors de la DBO5. Elle est très utilisée pour le suivi des effluents urbains. Elle est exprimée en mg O2/l (Dr. R. Salghi_2006).

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) c'est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant, le bichromate de potassium. Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présente dans l'échantillon. Elle est exprimée en mg O2/l. Généralement la DCO est 1,5 à 2 fois la DBO5 pour les eaux usées urbaines et de 1 à 10 pour tout l'ensemble des eaux résiduaires industrielles. La relation empirique de la matière organique (MO) en fonction de la DBO5 et la DCO est donnée par l'équation suivante :

$$MO = (2 DBO5 + DCO)/3$$

II.4.7. Matières azotées:

L'azote rencontré dans les eaux usées peut avoir un caractère organique ou minéral, il se présente sous quatre formes:

- L'azote organique se transforme en azote ammoniacal.
- L'azote ammoniacal (NH₄) traduit un processus d'ammonification de la matière organique azotée. Les ions ammoniums subissent une nitrification par action des bactéries nitrifiantes.
- L'azote nitreux (NO₂⁻) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates.
- L'azote nitrique (NO₃⁻) est produit par nitrification de l'azote ammoniacal. Il joue un rôle important dans le développement des algues et participe au phénomène d'eutrophisation.

Dans les eaux usées, l'azote se trouve principalement sous forme ammoniacale. Les concentrations des formes oxydées de l'azote sont faibles.

II.4.8. Composés phosphorés :

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Les composés phosphorés ont deux origines, le métabolisme humain et les détergents. Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions orthophosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates condensés ou sous forme d'ions phosphates condensés avec des molécules organiques. Les orthophosphates correspondent au groupement PO₄³⁻, ces phosphates sont fixés facilement par le sol, leur présence dans les eaux souterraines est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration. Les polyphosphates sont utilisés comme

agents de peptisation, d'émulsification, de dispersion, d'inhibition ... et sont utilisés dans des domaines aussi divers que les industries de poudres à laver, les industries agroalimentaires, les industries pharmaceutiques comme inhibiteurs de précipitation et de corrosion (Dr. R. Salghi_2006).

II.4.9. La dureté :

La dureté ou titre hydrotimétrique correspond essentiellement à la présence de sels de calcium et de magnésium. Elle est directement liée à la nature des terrains traversés. Ils proviennent des roches calcaires ou dolomitiques (M.lounnas; 2009).

Dans une eau naturelle, on peut distinguer différents types de dureté:

- **dureté totale** : somme des concentrations en calcium et magnésium ;
- **dureté calcique** : concentration globale en calcium ;
- **dureté magnésienne** : concentration globale en magnésium

Les ions calcium et les ions magnésium sont positifs, donc dans l'eau, ils peuvent se lier à d'autres ions négatifs ; de ce fait on peut diviser la dureté en deux catégories :

- **dureté permanente ou non carbonatée** : dureté qui persiste après ébullition de l'eau et qui correspond uniquement aux sels de calcium et de magnésium solubles à chaud, sous forme de chlorures et de sulfates, car les hydrogencarbonates sont décomposés et précipitent sous forme de carbonate de calcium ;

- **dureté carbonatée ou temporaire** : dureté qui correspond aux sels de calcium sous forme d'hydrogencarbonates, et qui est la différence entre la dureté totale et la dureté permanente.

La pollution peut aussi, dans une certaine mesure augmenter la dureté de l'eau ; c'est le cas dans certaines régions où le chlorure de calcium CaCl_2 est utilisé massivement pour faire fondre la neige. La dureté calcique et la dureté magnésienne peuvent s'exprimer en mg/l de Ca et en mg/l de Mg. Ces diverses teneurs ne peuvent évidemment pas être additionnées et pour calculer la dureté totale, on doit exprimer la concentration de chaque ion participant dans une unité commune.

II.4.10. Sodium et potassium :

Le sodium et le potassium les 6^{ème} et 7^{ème} éléments les plus abondants à l'état naturel sont en proportions très variables.

Aucune norme ne limite la concentration en sodium (ou en potassium) dans les eaux potables. On peut également signaler que le sodium joue un rôle important en agriculture, pour l'irrigation, du fait de son action sur la perméabilité des sols.

Le potassium, beaucoup moins abondant que le sodium, et rarement présent dans l'eau à des teneurs supérieures à 20 mg/ l (M.lounnas; 2009). Il ne représente aucun inconvénient particulier bien que le K soit une des sources possibles de radioactivité de l'eau.

II.4.11. Les sulfates:

Les eaux naturelles contiennent pratiquement des sulfates, en proportion très variables. Leur présence résulte de la solubilité des sulfates de calcium des roches gypseuses et de l'oxydation des sulfures répandus dans les roches (les pyrites par exemple). Les eaux traitées au sulfate d'aluminium ajoutés lors du traitement en mesurant la teneur en sulfates avant et après la coagulation, bien qu'une légère fraction d'ions SO_4^{2-} soit entraînée par adsorption avec le floc.

II.4.12. L'azote :

L'élément azote existe principalement sous forme ionique, à savoir NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- . La pollution en ions NH_4^+ existe principalement pour les eaux de surface. Leur oxydation conduit à la formation d'ions NO_2^- (M.lounnas; 2009). Ils sont en équilibre avec la forme gazeuse NH_3 . Ces deux espèces sont très toxiques pour la faune aquatique et problématique pour la santé publique. Elles induisent une prolifération bactérienne sur le réseau, pour conséquence, la dégradation des qualités organoleptique de l'eau et la corrosion des canalisations. Mais les nitrates sont la principale source d'inquiétude. Ces ions se transforment en milieu acide faible et à hauteur de 5%, en ions nitrites. Ceux-ci sont toxiques pour l'organisme humain. Ce sont des agents vasodilatateurs puissants qui causent vertiges et hypotension. Ils s'oxydent au niveau des ions ferreux de l'hémoglobine pour redonner des nitrates. On obtient alors de la méthémoglobine (M et Hb) contenant des ions ferriques incapables de transporter les molécules d'oxygène.

II.5. LES PARAMETRES INDESIRABLES

II.5.1. L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO_4) :

Cette mesure renseigne sur la concentration en matières organiques présentes dans une eau peu chargée. On utilise un oxydant, le permanganate de potassium (KMnO_4), qui, dans des conditions opératoires précises, va oxyder des molécules présentes dans l'eau. Ces molécules sont essentiellement des molécules organiques mais des molécules minérales peuvent être également oxydées et l'on devrait parler plutôt de matières oxydables.

Le KMnO_4 n'attaque pas toutes les molécules organiques mais il est très utilisé pour suivre l'évolution de la matière organique dans une station de traitement (M.lounnas; 2009).

L'oxydation des matières organiques et des substances oxydables est effectuée par le permanganate de potassium à chaud ou à froid. La méthode à chaud est la plus utilisée à cause de sa rapidité.

II.5.2. La demande chimique en oxygène (DCO) :

C'est une mesure de toutes les matières organiques (ou presque) contenues dans les eaux naturelles ou usées, qu'elles soient biodégradables ou non biodégradables.

L'oxydation est effectuée ici dans des conditions énergiques, par voie chimique.

Elle se fait sous l'action d'un oxydant puissant (bichromate de potassium), en milieu acide fort (H_2SO_4) et au reflux pendant deux heures.

La DCO constitue donc un paramètre important. C'est un test rapide, très utile pour la surveillance des eaux usées et des rejets industriels (surtout ceux à caractère toxique qui se prête mal aux mesures de DCO, exprimée, elle aussi en mg/l d'oxygène, diffère de celle de la DBO. Elle est généralement supérieure, surtout pour les eaux usées domestiques, mais il y a souvent un rapport à peu près constant entre les deux (de l'ordre de 1,5 à 2) (M.lounnas; 2009).

II.5.3. La demande biochimique en oxygène (DBO5) :

L'oxydation des composés organiques biodégradables par les microorganismes entraîne une consommation d'oxygène ; le milieu exerce donc une certaine demande biochimique d'oxygène. La mesure de cette DBO permet d'évaluer le contenu d'une eau en matières organiques biodégradables et donc, dans une certaine mesure, sa qualité ou son degré de pollution.

La dégradation complète des matières organiques peut être relativement longue (plusieurs semaines). D'autre part, l'oxydation des dérivés ammoniacaux et des nitrites en nitrates (nitrification) absorbe également de l'oxygène. Cette nitrification, dans les eaux naturelles, ne débute qu'au bout d'une dizaine de jours. Pour ces deux raisons, on mesure la DBO en 5 jours, ou DBO5, c'est-à-dire la quantité d'oxygène consommée ; pendant ce laps de temps, pour l'oxydation partielle des matières organiques biodégradables sous l'action des microorganismes.

II.5.4. Métaux lourds :

Les métaux lourds présents dans l'eau et l'environnement terrestre sont des éléments nécessaires au fonctionnement normal des plantes et des animaux. Ils jouent un rôle important dans la transformation de la matière, principalement dans les mécanismes

enzymatiques. Une faible concentration de ces éléments dans l'environnement a généralement un effet positif et stimule l'activité des organismes vivants. Au- de là du seuil maximum, ils inhibent la croissance et le développement et peuvent même être toxiques. En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus gras) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants (Aloui.O et al., 2010).

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

a/ Le plomb (Pb) :

Le plomb est l'un des premiers produits dont on a reconnu la toxicité, il y a environ 2200 ans. Le principal effet du plomb sur le système sanguin est le blocage de certaines réactions chimiques nécessaires à la formation des globules rouges Malheureusement, on le retrouve aujourd'hui un peu partout dans notre environnement (Aloui.O et al., 2010).

b/ Le fer (Fe^{2+}) :

Le fer est l'un des éléments qu'on trouve le plus souvent dans la croûte terrestre et la plupart des approvisionnements en eau en contiennent au moins une petite quantité, il se présente sous deux formes : ferreux (dissous) et ferrique (extractible). Il devient un problème quand il est en excès.

Parmi les éléments traces se trouvant dans les eaux usées, certains, dits oligo-éléments, sont indispensables à la croissance des plantes. Citons entre autres; le manganèse, le fer, le cuivre, le molybdène ou encore le zinc. Ils peuvent trouver un intérêt en cas de réutilisation agricole

II.6. IMPACT DES REJETS INDUSTRIELS SUR 'ENVIRONNEMENT :

Il existe une très grande variété de produits composant les vêtements ainsi qu'une très grande variété de vêtements, du fait des fonctionnalités et des usages différents auxquels ils doivent répondre. Cela entraîne une très forte variabilité possible des différents impacts environnementaux qu'un vêtement est susceptible de générer tout au long de son cycle de vie. Cette variabilité peut aller d'un facteur un à dix, selon les choix qui sont effectués pour les matières premières, les techniques de transformation, les modes et distances de transport, l'utilisation, l'entretien et la fin de vie des vêtements.

Dans l'ensemble, les impacts environnementaux apparaissent nombreux et peuvent être significatifs à plusieurs étapes du processus de fabrication d'un vêtement (À l'étape de la production des fibres, les impacts se différencient selon l'origine de la fibre :

- les fibres naturelles posent, le plus souvent, des problèmes en termes de forte consommation d'eau et d'utilisation de produits nocifs (défoliants, pesticides, insecticides). Ainsi, la culture d'un kilogramme de coton requiert entre 4 000 et 17 000 litres d'eau selon les pays ;

- les fibres chimiques sont élaborées, le plus souvent, en utilisant des matières non renouvelables (issues du pétrole et du gaz en particulier) et à partir de procédés de fabrication émetteurs de gaz à effet de serre et, notamment, de CO₂ (Miquel.1999).

Aux étapes de la préparation de la fibre et de la fabrication des tissus, les principaux impacts environnementaux sont la forte consommation d'eau, de l'ordre de 150 litres par kilogramme de matière produite, et les substances polluantes présentes dans les rejets d'eaux d'usées. Des pesticides et des substances provoquant l'eutrophisation, issus des traitements humides des fibres, sont libérés dans les eaux usées. De nombreux produits chimiques et des substances diverses sont utilisés lors de la filature, du tissage, de la préparation et de l'ennoblissement des fibres ainsi que lors de la fabrication des accessoires textiles. Au total, la pollution aqueuse due aux différents prétraitements des tissus représente 50 % ou plus des impacts sur les eaux usées d'une usine d'ennoblissement. En outre, la consommation d'énergie et ses effets sont à l'origine d'impacts. -Agents d'ensimage, d'encollage, de blanchiment, détergents, assouplisseurs, agents complexant, colorants et produits auxiliaires contenus dans la formulation du colorant, produits chimiques de base (alcali, sels, agents de réduction et d'oxydation, etc.), produits auxiliaires utilisés dans les procédés de teinture, etc. L'industrie textile pour l'habillement utilise plus de 7 000 produits. Ces substances sont à l'origine d'une pollution de l'air et d'autres, comme les produits auxiliaires utilisés en teinture, ou les produits de traitement des non-tissés, peuvent provoquer localement des nuisances olfactives significatives (Miquel.1999).

À l'étape de l'utilisation des vêtements, la consommation d'eau, le rejet des détergents et la consommation d'énergie accompagnant l'entretien des vêtements constituent les impacts les plus importants.

Le nettoyage des vêtements en pressing utilise des solvants, notamment du perchloréthylène, qui provoquent des émissions dans l'air présentant des risques environnementaux et sanitaires (pour les employés) importants, la production de déchets

dangereux (boues de régénération des solvants, filtres souillés) et des rejets toxiques dans l'eau en cas d'installation mal exploitée ou défectueuse.

Impacts sociaux (*Santé des personnes*)

L'utilisation de pesticides, notamment pour la culture du coton, est à l'origine d'un très important impact sanitaire. 1,5 millions de travailleurs du coton seraient victimes chaque année d'intoxications graves du fait de cette utilisation et près de 30 000 en meurent, selon l'OMS (Miquel.1999).

L'utilisation de colorants azoïques dangereux (tous les colorants azoïques ne le sont pas) constitue une autre source importante d'impacts sanitaires. Ces colorants représentent un risque élevé de cancer tant pour les personnes travaillant à la teinture des fibres textiles que, via la transpiration, pour les personnes portant les vêtements.

En outre, un certain nombre de substances peuvent avoir des effets dangereux pour la santé ou susciter des effets indésirables lorsqu'ils dépassent une certaine concentration dans les vêtements. Les déchets se produisent majoritairement au stade de l'utilisation (consommation d'électricité et de lessive pour le lavage du pantalon) (Miquel.1999).

Les impacts concernent l'hydrobiologie et la qualité des eaux tels que :

- modification, voire destruction totale de l'habitat aquatique, des frayères et des zones de refuge,
- destruction de la végétation aquatique,
- accélération de l'eutrophisation,
- augmentation de la turbidité
- dégradation de la qualité de l'eau, dommages directs à la faune aquatique. Certains de ces effets s'atténuent après cessation des activités extractives, mais la plupart, et notamment les atteintes au milieu physique, ne sont pas réversibles. Ils sont, en outre, susceptibles d'occasionner la destruction de zones à fort intérêt écologique ou qui jouent un rôle important dans le fonctionnement des cours d'eau.

CONCLUSION :

Les composés que l'on retrouve dans les eaux usées sont très nombreux et variés. Pour déterminer le degré de pollution des eaux usées de l'industrie de TIFIB. On ne peut pas identifier la totalité des composés chimiques présents. On fait plutôt appel à des paramètres globaux de pollution applicables sur tous les types d'eau. Ces paramètres globaux, mesurés par des analyses courantes, correspondent aux principales pollutions et ce sont eux que l'on va retrouver dans les normes de rejet.

La détermination des paramètres physico-chimiques est effectuée sur les eaux de TIFIB ou sur les effluents après traitement. Leur mesure peut être réalisée également à différents endroits de la filière de traitement de l'eau et d'améliorer le traitement.

3eme CHAPITRE MATERIELS
ET METHODES

III. MATERIELS ET METHODES

INTRODUCTION :

L'industrie textile consomme de grandes quantités d'eau et produit des rejets liquides ayant une charge élevée en polluants de divers types. Dans ce secteur, l'industrie textile représente 31% de l'ensemble de l'industrie marocaine et les rejets liquides provenant de cette activité industrielle sont estimés à 8,85 millions de m³ par an (Ministère de l'Industrie et du Commerce, 1994). Les rejets des usines de teinture dans cette industrie sont classés parmi les sources de pollution les plus dangereuses. Les effluents peuvent présenter des caractéristiques variables en ce qui concerne leurs volumes et leurs concentrations en polluants. Le traitement de ces rejets se fait habituellement via une filière physico-chimique couplée à un traitement biologique. Ce type de traitement ne permet pas d'atteindre le niveau de qualité exigée par les normes de rejets dans les milieux naturels et encore moins lorsqu'il est demandé de recycler une partie des eaux traitées.

À la lumière des données disponibles, on peut dire que les effluents des usines de textile pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, des effets nocifs sur l'environnement ou sa diversité biologique.

L'augmentation continue en coût des produits chimiques, d'énergie et d'eau fait qu'aujourd'hui la réutilisation des rejets liquides traités se pose avec acuité dans les industries textiles. Or, les techniques séparatives à membranes sont en mesure d'atteindre cet objectif vu le caractère fort non biodégradable des rejets des ateliers de teinture de textiles. Ainsi, l'élimination des pollutions dissoutes et particulaires permet d'obtenir une eau traitée d'excellente qualité pouvant être réutilisée pour un certain nombre d'applications. Les avantages mentionnés des membranes ne doivent donc pas masquer la difficile maîtrise du procédé liée essentiellement à la décroissance plus ou moins réversible de la perméabilité de la membrane poreuse.

Notre travail a pour objectif de présenter la procédure expérimentale adoptée, afin d'évaluer le pouvoir épurateur de plantes macrophytes pour traiter les eaux usées industrielle rejeté du TIFIB. Donc quatre plantes macrophytes, sont choisis à savoir : *Tamarix africain*, *Arundo donax*, *Lavandula angustifolia* et *Nerium oléandre* (Laurier rose) et *Arundo Donax*. Par suite, l'analyse des paramètres physico-chimiques a été effectuée au laboratoire de traitement des eaux de la société TIFIB.

III.1. Présentation de l'unité TIFIB-BISKRA :

TIFIB-BISKRA, est une entreprise issue de la restructuration des entreprises mères SONITEX et ELATEX, devenues filiale en 1998 sous le portefeuille du groupe textile TEXMACO dont l'objectif est la production du textile avec une capacité de production est de 6.000.000 ML par an. Son parc machine est composé exclusivement d'équipements d'une technologie avancée (métiers à tisser SULZER) auquel viennent s'ajouter des annexes techniques d'une grande importance.

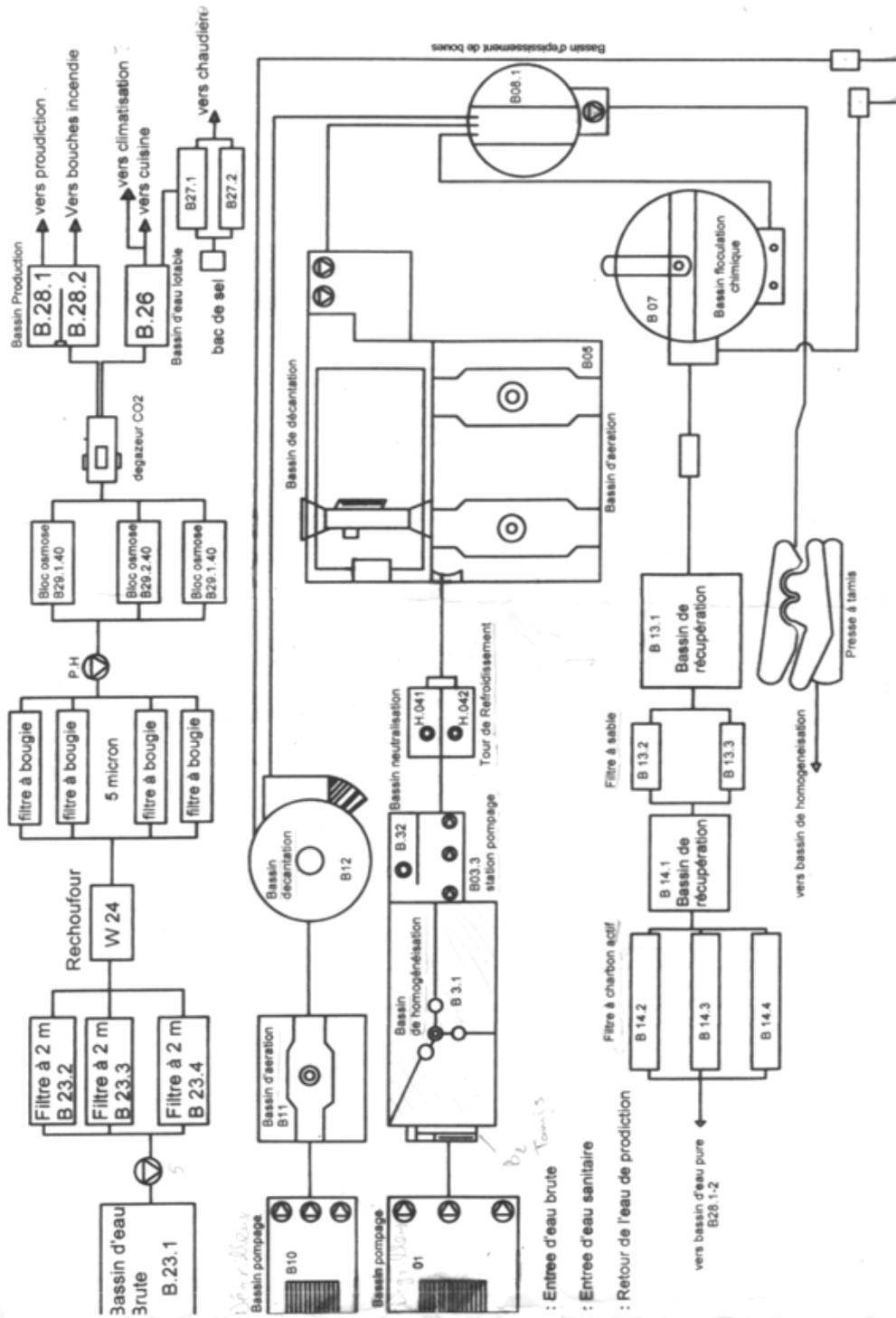
L'Entreprise TIFIB est située dans la zone industrielle de Biskra chef de lieu de Wilaya ; la Figure suivant clarifier le plan de l'unité (Figure. A) Elle est spécialisée dans la fabrication de draperie de haute qualité à base de laine 100% et de mélange (polyester-laine, polyester-viscose) et autres tissus spécifiques.

Il est utile de souligner que le produit de TIFIB a été agréé et a bénéficié du LABEL INTERNATIONAL «WOOLMARK »



By. Yazid

Figure. A : La figure suivant clarifier le plan de l'unité TIFIB-BISKRA



II.2. Caractérisation de l'eau de l'industrie TIFIB :

L'eau utilisée dans l'industrie ou pour consommation est prise d'un forage qui se situe à l'intérieur de l'entreprise. Avant son utilisation l'eau subit un double traitement, le premier pour l'utiliser dans la consommation journalière et puis un deuxième pour l'orienter vers l'usine (voir Tab.III.1).

Tab.III .1: Le tableau suivant contient les résultats des analyses

paramètres	unités	Caractérisation de l'eau de forage	Caractérisation de l'eau Consomma-	Caractérisation de l'eau Industrielle
PH	/	7.4	7.8	6.32
C.E (conductivité électrique)	Ms/cm	3010	1030	820
Couleur	/	0	0	0
Turbidité	FTU	0	0	0
MES (matira en suspension)	Mg/l	/	/	0
Fe²⁺	Mg/l	0.17	/	0
PO₄²⁻(ortho phosphate)	Mg/l	0	/	0
SO₄²⁻(sulfate)	Mg/l	280	/	/
NO₃²⁻(Nitrate)	Mg/l	/	/	0
N-NH₄⁺ (Azote ammoniacale)	Mg/l	/	/	0
IP (indice de permanganate)	Mg. O ₂ /l	/	/	0
TH	°F	184.4	26.2	16.64
TA	Mg/l	0	0	0
TAC	Mg/l	280.6	/	0.8 mmol/l
Cl	Mg/l	425.4	/	108.96 mmol/l
Cl libre	Mg/l	/	0.1	0
Ca²⁺	Mg/l	527.7	/	/
NaCl	Mg/l	701.3	/	/

III.3. Préparation du dispositif expérimentale :

Le but du travail est d'étudier la possibilité de traiter les eaux usées du textile TIFB par du marais artificiel donc un dispositif expérimentale est préparé au niveau de la station de phytoépuration de département d'hydraulique (université de Biskra).



Figure.III.1 Pilote expérimental

III.3.1. Matériels utilisés :

Les macrophytes ont été implantés dans du gravier qui constitue le filtre, rempli dans des bassines en plastique à section circulaire, munies de robinets à la base. Dans chaque bassine est disposé un massif filtrant. (Figure III.4).

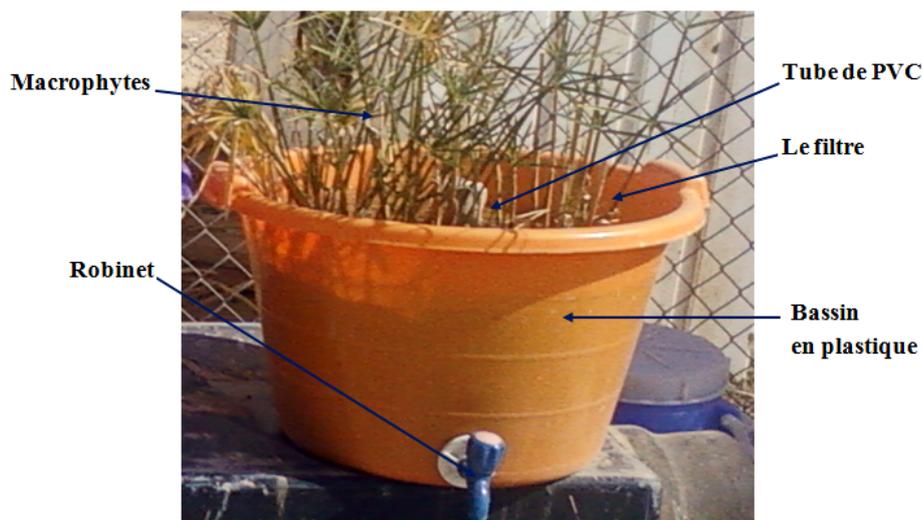


Figure III.2 Les bacs utilisés dans les essais

III.3.1.1 Substrat :

Le gravier utilisé pour le remplissage des filtres est d'origine alluvionnaire il est choisi car il répond aux conditions suivantes (Mimeche et al. 2010):

- a) fourni une réserve d'eau importante;
- b) fourni une réserve d'éléments nutritifs ;
- c) permet les échanges gazeux entre l'air et les racines ;
- d) procure un support important à la plante
- e) évite le colmatage.

Les diamètres choisis varient ente 5 à 10mm (Figure.III.3) qui est placé d'une façon décroissante de haut en bas. Dans le fond on place un substrat de diamètre qui atteint 3 cm est qui utilisé comme un drain.



Figure .III.3. Disposition du gravier dans les filtres d'essai

3 ^{ème} couche de gravier fine (diamètre compris entre 2 et 5 mm)	10 à 15 cm
2 ^{ème} couche de gravier (diamètre compris entre 10 et 20 mm)	10 à 15 cm
Support (diamètre compris entre 25 et 45 mm)	5 à 8 cm

Figure.III.3. Répartition des différents types de graviers dans les bacs.

III.3.1.2. Choix des macrophytes :

Dans notre travail, nous avons utilisé des macrophytes endémique qui résiste aux milieux les plus argileux et plus rocailleux, facile à implanter ou marécageux qui sont, *Tamarix* ; *Lauriers roses arbre*, *Arundo donax* et *Papyrus cyperus*.

Ce sont des macrophytes qui appartiennent au groupement des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée.

a. Le Tamarix :

Le tamarix est un arbuste ou un petit arbre fréquent dans les régions Méditerranéennes, ou il peut être spontané ou cultivé, il appartient à la famille des **Tamaricacées**. On en connaît divers espèces. Les feuilles sont très petites, alternées et écailleuses. Le fruit est une petite capsule triangulaire (Seghairi et al, 2013). IL pousse dans tous les terrains drainés et légers (figure.III.4).



Figure.III.4 : Tamarix

b. Les Lauriers :

Lauriers plantés dans nos jardins peuvent être bien différents les uns des autres et appartenir à des espèces botaniques bien distinctes. Nous avons recensé une dizaine de plantes portant le nom de « laurier ». Nous ne nous intéresserons ici qu'aux principales espèces ayant entraîné des intoxications dans notre région, c'est à dire :

- Le *laurier rose* souvent confondu à cause de la forme de ses feuilles avec le laurier sauce utilisé en cuisine ;
- Le *Laurier cerise* présent de façon importante dans les haies de nos jardins et enfin ;
- Le *Laurier des bois* et le *Bois gentil* espèces pouvant être ornementales ou présentes en haies également.

Dans nos régions la plante est utilisée comme plante de véranda ou d'intérieur.

Le laurier rose se présente sous la forme d'un arbuste pouvant atteindre 2 à 3 mètres. Les feuilles sont persistantes, vivaces, ovales très allongées et ressemble beaucoup à celle du Laurier Sauce employées en cuisine. Les fleurs sont roses ou blanches, la floraison à lieu vers juin dans nos régions. La fructification commence à la fin de l'été.



Figure.III.4 : Tamarix

c. L'Arundo donax :

Une graminée caractéristique des lieux aquatiques des régions méditerranéennes. Elle a des grandes feuilles effilées, retombantes, glauques, et des panicules terminales d'épillets de couleur verte pâle à violacée lancéolées, étroites de 2 à 8 cm de largeur pour de 60 cm de longueur.

Elle ressemble à un roseau ou à un bambou. Sa hauteur est de 1 m à 6 m selon les variétés. En hiver, elle prend une vilaine parure à l'aspect desséché, et ses chaumes n'ont ni la résistance ni le côté séduisant de ceux du bambou.

Plante rhizomateuse vivace, à tige noueuse et puissante, inflorescence en longue panicule, de 30 à 60 cm, composée de très nombreux épillets; rhizomes épais, espèce méditerranéenne, comme dans les ravines humides et aux bords des eaux, dans tout le "tel" et sur les hauts plateaux; elle est également cultivée comme brise vent. C'est une ornementale parfaite pour grand jardin avec son magnifique feuillage estival. En hiver, son feuillage devient désordonné, et il faut le couper à ras, la canne de Provence est souvent confondue avec les bambous.



Figure.III.5 : Arundo donax

d. Papyrus cyperus :

Les Cyperus de serre, sont des plantes dont les tiges, plus ou moins longues sont terminées par des feuilles nombreuses déjetées à partir d'un point central, ce qui, généralement fait penser à la forme d'un parapluie. Les fleurs, insignifiantes, apparaissent au centre de cette rosette.

Cyperus alternifolius atteint 1,2 m mais il existe des formes naines d'environ 30 cm. La base des tiges est enserrée dans des feuilles qui y sont collées en forme de gaines. Les feuilles du sommet mesurent environ 15 à 25 cm de longueur pour 5 à 8 mm de large. Cyperus diffusus, mesure 25 à 50 cm de hauteur et porte à la base des tiges quelques feuilles semblables à celles du sommet. Celles-ci mesurent entre 10 et 15 cm de long, pour 10 à 15 mm de largeur. Cyperus papyrus est une grande plante de 1,2 à 2,5 m de haut. Les tiges sont fortes et de section triangulaire. Les feuilles terminales sont fines et font penser à une chevelure.



Figure.III.6 : Papyrus cyperus

III.3.2. Conduite des essais :

Pour la réalisation de ce travail, nous avons utilisé 4 bassines en plastique de 12 L à section circulaire; de diamètre de 50,3cm et d'une profondeur de 29 cm, avec des robinets placés à la base et des tubes perforés en PVC troués, de 4 cm de diamètre implantés verticalement dans les

filtres. Ces trous nous aident à estimer l'évaporation et à aérer le fond de la bassine. Ces derniers vont être sûrement fixés grâce à l'installation de plusieurs couches superposées de graviers de différents calibres (de plus gros au plus fin). Toutes les bassines contiennent des plantes à deux. L'expérience a été menée durant 6 mois avec 1 mois de préadaptation des plantes dans le substrat. Avec une période de séjour d'une semaine.

Nos analyses ont été effectuées pour les eaux usées et les eaux récupérées des bacs constitués de: *Tamarix* ; *Lauriers roses arbre*, *Arundo donax* et *Papyrus cyperus*.

III.4. Méthodes d'analyse

III.4.1. Méthode de prélèvement :

1. Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière :

-Pour les analyses physicochimiques nous avons utilisé des flacons jetables en plastique (Selon Rodier) en raison des facilités qu'ils présentent pour le transport et de la possibilité de leur usage unique étant donné leur prix compétitif et leur nettoyage étant délicat, leur réemploi poserait des problèmes de contamination résiduelle.

2. La méthode de prélèvement doit subir certain exigence : au moment de prélèvement nous devons rincer les flacons 3 fois avec de l'eau à analyser puis les remplir jusqu'au bord, et placer immédiatement le bouchon de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport (éviter la pénétration de l'oxygène).

3. Les échantillons des eaux usées sont analysés chaque semaine avec les eaux filtrées. Pour faciliter notre travail et l'exploitation des résultats tout en évitant les erreurs, il suffit d'étiqueter les prélèvements pour rassembler les renseignements utiles au laboratoire ainsi que les observations relevées au cours des opérations.

4. Les analyses physicochimiques ont été effectuées dans le laboratoire de T.I.F.I.B (Tissage et Finissage de Biskra) et Les analyses bactériologiques au niveau de laboratoire de traitement des eaux usées de département d'hydraulique, université de Biskra.

III.4.2. MATERIELS DE LABORATOIRE UTILISES :

Au niveau de laboratoire de l'unité TIFIB, les analyses physico-chimiques nécessitent plusieurs matériels on peut citer : spectrophotomètre (1), étuve (2), dessiccateur (3), agitateur magnétique (4), pH mètre (5), conductimètre (6), balance (7), burettes, pipettes, ballons jaugés, fioles jaugées, béchers, burette automatique, plaque chauffante, éprouvette, poire, papiers filtrants, barreau magnétique.

a. Spectrophotomètre :

Un prélèvement et un stockage convenables sont essentiels pour l'exactitude de chaque analyse. Pour une plus grande exactitude, nettoyer soigneusement les systèmes de prélèvement et les récipients pour minimiser la contamination par les échantillons précédents.

- Les récipients d'échantillonnage les plus économiques sont ceux en polyéthylène ou polypropylène.
- Les récipients les meilleurs et les plus chers sont ceux en quartz ou en PTFE polytétrafluoroéthylène, Téflon).
- Eviter les récipients en verre ordinaire pour les métaux au niveau du microgramme par litre.
- Stocker les échantillons pour la détermination de l'argent dans des récipients absorbant la lumière. (Méthodes d'analyses ; 2010)

b. pH-mètre /Thermomètre de laboratoire

Appareil de laboratoire destiné à tester le pH. pH-mètre /Thermomètre

Cet appareil est apprécié pour sa simplicité d'utilisation et sa fiabilité. Piloté par microprocesseur, il assure une haute exactitude des mesures et des temps de réponse très rapides. La procédure d'étalonnage avec reconnaissance automatique des tampons est particulièrement confortable. L'écran affiche simultanément les valeurs pH et la température.

Electrode pH combinée, corps en verre, à bulbe sphérique, fiche BNC, câble coaxial 1 m, compatible PHME0000AA, jonction céramique simple, embout sphérique

Sonde de température

Sonde de température avec compensation automatique de température, compatible PHME0000AA.

Livré avec électrode pH, sonde de température et sachets tampon. (D. Louvel et al; 2007)

c. Conductimètre :

Le conductimètre est un appareil électronique permettant de mesurer la conductivité de l'eau, c'est-à-dire sa capacité à conduire l'électricité.

Cette conductivité, exprimée en siemens, donne des informations importantes sur la minéralisation de l'eau. En effet, plus elle contient de minéraux, plus elle est conductrice d'électricité.

d. Le Balance utilisé de marque**e. DBO mètre:**

- Lecture directe de la DBO en mg/l
- Equipé de 4 échelles interchangeables en fonction du volume de l'échantillon

- Agitation magnétique sous chaque poste
- Livré avec 6 flacons 500 ml, capuchons, embouts, réservoirs de potasse,
- flacons de mercure 2 ml et barreaux magnétiques

f. plaque chauffant il y'a deux modèle

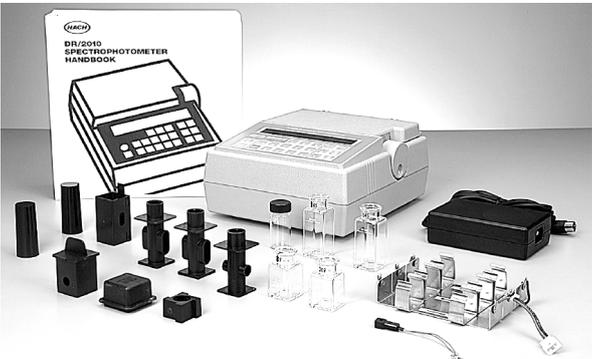
g. Étuve :

Étuve à convection naturelle. Température réglable de 5°C à 80°C.

Thermostat régulateur, thermomètre analogique.

Stabilité +/- 0,5°C. Livrée avec deux étagères. Porte intérieure en verre trempé

Tableaux III.2. Présentation des photos (Les appareils)

Le nom de L'appareille	Les photos
Spectrophotomètre	
pH-mètre /Thermomètre de la- boratoire	
Conductimètre	

<p>Le Balance utilisé de marque</p>	
<p>DBO mètre</p>	
<p>plaque chauffant il y'a deux modèle</p>	
<p>Étuve</p>	

III.4.3. Le protocole d'analyse utilisé

a. pH et la Température :

La mesure est faire avec l'appareille direct.

b. Turbidité :

Méthode spectrophotométrie, à la longueur d'onde de 750nm (FWPCA la fédération d'analyses chimique des eaux et des déchets, 1969).

c. Couleur :

Méthode spectre photométrique, à la longueur d'onde de 120nm (Norme NF EN ISO 7789).

d. Matières en suspension :

Nous avons adapté les deux méthodes suivantes:

1^{re} méthode spectre photométrique avec la longueur d'onde de 630nm.

2^{me} méthode par différence des poids des filtres avant et après filtration (AFNOR, T90-101).

e. L'azote ammoniacal (NH₄⁺) :

Méthode spectre photométrique avec une longueur d'onde de 380 nm (1 minute de réaction). Réactifs: 25ml d'échantillon+1ml Sel de Rochelle, 1ml réactif de Nessler. (Norme NFT 90-015).

f. Phosphate PO₄²⁻ :

Méthode spectre photométrique à une longueur d'onde de 480 nm (3 minutes de réaction). Réactif: -orthophosphate : (10 ml blanc, 10 ml échantillon) + 1ml indicateur de phosphate.

g. Matière organique :

Méthode spectre photométrique avec la longueur d'onde de 420 nm (10 minutes de réaction) Produits chimiques: Dichromate de potassium (1.000 N), Acide sulfurique concentré. On peut l'estimer aussi par la relation suivante :

On peut l'estimer aussi par la relation suivante $MO = \frac{2DBO_5 + DCO}{3}$

- MO : la matière organique exprimée
- DBO₅ : la demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (mg/l).
- DCO: la demande biochimique en oxygène (mg/l).

h. Détermination de l'indice permanganate :

Cette mesure renseigne sur la concentration en matières organiques présentes dans une eau peu chargée (eau naturelle ou eau potable). On utilise un oxydant, le permanganate de potassium (KMnO₄), qui, dans des conditions opératoires précises, va oxyder des molécules présentes dans l'eau. Ces molécules sont essentiellement des molécules organiques mais des molécules minérales peuvent être également oxydées ; de ce fait, cette détermination n'est qu'une évaluation de la teneur en matières organiques et l'on devrait parler plutôt de matières oxydables.

Notre méthode de détermination de cette oxydabilité est baser sur le titrage avec l'oxydons (KMnO₄), et pour suite ces étapes : 50ml d'échantillon+2.5ml acide sulfurique ébullition +15ml Dichromate de potassium (KMnO₄ ; 0.01 mol /l) +15ml Acide oxalique (0.01 mol /l)

Si a coloration transparente; donc faire le titrage avec KMnO_4 ; et prendre le volume versé après la vision de coloration. (Franck Rejsek ; 2003).

i. Demande biologique en oxygène (DBO_5):

Cette méthode se fait par incubation pendant 5 jours (Norme NF EN 1899-2).

j. Nitrate :

La méthode par absorption moléculaire à 420 nm.

Produits chimiques : (10ml échantillon, 10ml blanc) +3 goutte de NaOH (30%) +1ml Salicylate de sodium : séchage à l'étuve + réhydratations du résidu sec avec 2ml acide sulfurique + 15ml eau distillée +15ml Tartrate double de sodium et de Potassium.

k. Fer :

Méthode spectre photométrique avec une longueur d'onde de 255nm (3 minutes de réaction) Produits chimiques :

(10ml échantillon, 10ml blanc +2ml solution A +1ml solution B +2ml solution C)

- Solution A (acétate d'ammonium et d'acide acétique).
- Solution B (chlorhydrate d'hydroxylamine).
- Solution C (chlorhydrate de phénanthroline) (Norme NFT 90-017).

l. Sulfate :

Produits chimiques:100ml d'échantillon+1ml Acide chlorhydrique (HCL 25% Ebullition)+1ml Chlorure de baryum (BaCl_2) puis filtration : séchage à l'étuve.

$$X = \frac{a \times 4115 \times 1000}{PE} \quad / \quad (a_1 - a_0) = a$$

X : c'est la masse de sulfate (mg /l)

PE : c'est la prise d'échantillon (ml).

- a_0 : poids brut du filtre après séchage (mg) ;
- a_1 : poids du filtre après séchage du mélange (mg) ;
- a : c'est le volume de sulfate de baryum pesé(BaSO_4).

III.5. CONCLUSION :

La question des risques se pose du fait que, sur le plan écologique, comme en chimie, rien ne se perd, tout se transforme. Les filtres plantés sont capables de dégrader, de transformer ou d'assimiler un grand nombre de contaminants, qui est existe dans les usées rejetés par les textiles que l'azote, et absorbe de nombreux matériaux. Les matériaux persistants, tels que le phosphore et les métaux sont les seuls polluants conservés dans le filtre, et peuvent devenir problématique, la capacité du substrat et des macrophytes pour enlever et stocker les polluants vont être montré dans le chapitre suivant.

4eme CHAPITRE

RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS

INTRODUCTION :

Le monde industriel est de plus en plus confronté au problème du contrôle des émissions des substances toxiques dans l'environnement, particulièrement sous forme d'effluent liquide (Förstner et Wittmann, 1983). La complexité et la difficulté du problème résultent de la diversité des sources de rejets, de l'importance quantitative de ces rejets et de leur composition très variée (Crine, 1993). En Algérie, à l'instar d'autres régions du pays, la région du Biskra connaît de multiples agressions quotidiennes engendrées par la pollution industrielle. Les eaux usées industrielles sont rejetées directement dans les milieux récepteurs sans aucun traitement préalable. Ce qui pourrait être à l'origine de la dégradation de la qualité du sol et de la contamination des eaux de la nappe phréatique de la région.

En Algérie, sauf très rares exceptions, les effluents industriels sont déversés directement dans les réseaux d'assainissement, sans aucun prétraitement à la source. Il en résulte une augmentation importante de la charge polluante, particulièrement en métaux lourds.

Généralement, les eaux usées de l'industrie textile présentent un pH élevé, une pollution organique importante, une concentration élevée en sels (dans la plupart des cas du sulfate), La composition des eaux usées varie en fonction du processus de production : le désencollage, le lavage, la teinture et la finition produisent des eaux usées complètement différentes.

Cette étude contribuera à comprendre le fonctionnement des filtres planté de macrophytes pour traiter les eaux usées rejetés par l'industrie textile. Pendant six mois, certains paramètres physico-chimiques sont telles que la surveillance de la demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO) et de la couleur avec la détermination des phosphates et sulfates.

IV.1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX USEES.

IV.1.1.LA 1^{er} PHASE :

Dans cette phase, et après chaque temps de séjours proposé on vide totalement les bacs, on fait un lessivage puis on remplit. La même opération est répétée en respectant les étapes suivantes :

1. Irriguer (avec les eaux de TIFIB) ;
2. Laisser les bacs une période prédéfini ;
3. Prendre des échantillons pour les analyses ;

4. Vider les bacs puis irriguer avec la même eau ;
5. Répète l'opération en variant le temps de séjours.

Les résultats obtenus sont reportés sur les graphes IV.1 à IV.12

IV.1.1.1. Température :

La température de ces eaux a été prélevée durant la période de campagne. La température dans ses normes biologiques est indispensable pour les réactions physico-chimiques et biologiques qui sont dépendantes de leurs caractéristiques thermodynamiques et cinétiques. Par exemple certains paramètres dépendent de la variation de température tels que : le pourcentage de saturation d'oxygène dissous, le pH, la conductivité, ... de plus les processus de biodégradation carbonée, de nitrification et généralement de production biologique en dépendent aussi.

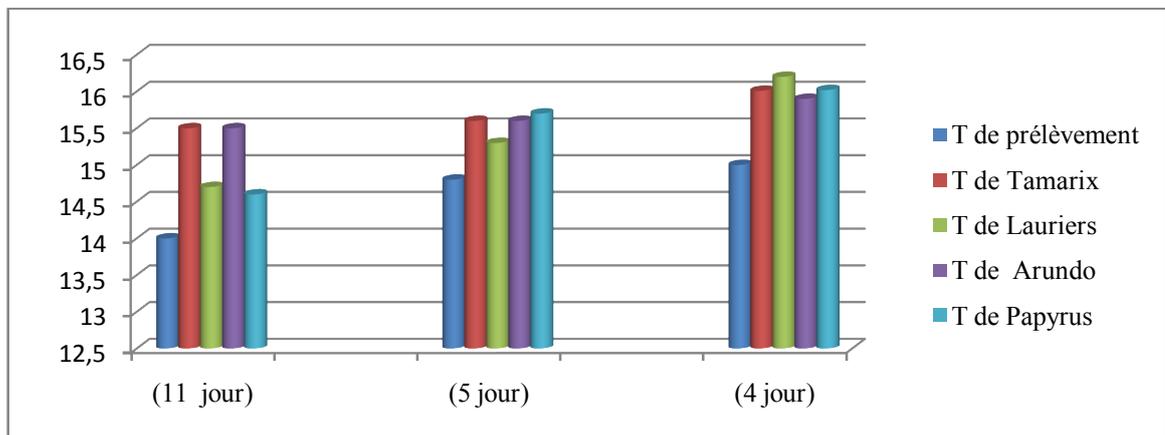


Figure IV.1 : Évolution de la température en fonction du temps durant la période d'essai.

On remarque que les températures de ces eaux usées sont faibles par rapport à l'eau traitées. D'après les résultats obtenus durant la période d'essai, on remarque une légère variation de la température. Cependant une élévation de la température s'accompagne au développement des micro-organismes donc consommation de l'oxygène et par conséquent la réduction de la teneur en oxygène dissous.

IV.1.1.2. potentiel d'Hydrogène :

Le pH est un élément important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau. Les valeurs de pH durant la période d'étude varient de 7.00 comme valeur inférieure et 7.80 comme valeur supérieure, cette dernière valeur a été enregistrée durant toute la période d'essai. La moyenne est de 7.50. La figure IV.2 représente l'évolution du pH en fonction du temps durant la période d'essai des eaux usées industrielle et des eaux récupéré des quatre bacs.

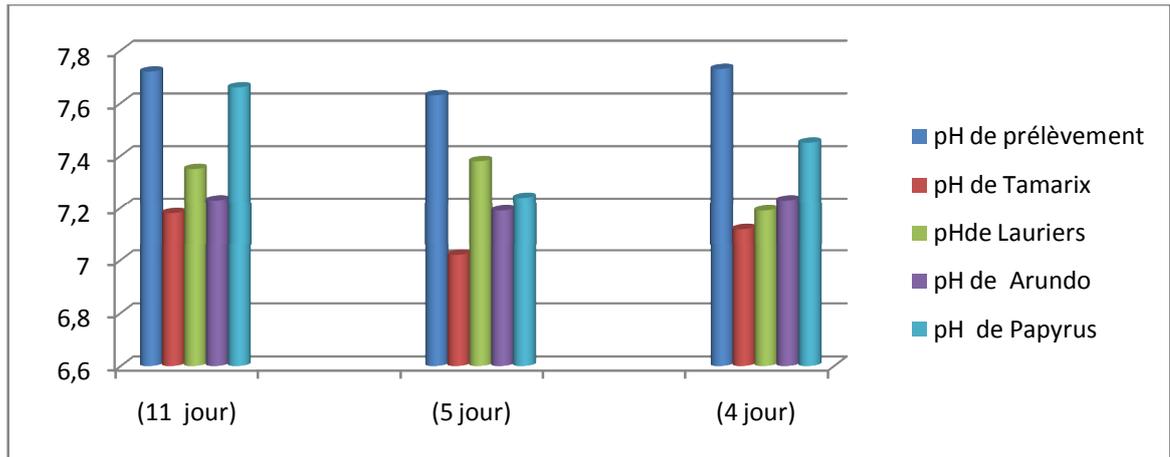


Figure IV.2 : Évolution du Ph en fonction du temps durant la période d'essai.

IV.1.1.3. La conductivité :

La figure IV.3 représente l'évolution de la conductivité en fonction du temps durant la période d'essai. La conductivité électrique moyenne du rejet est de 4433 $\mu\text{s}/\text{cm}$ qui dépassent les normes recommandées par l'OMS qui est de 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Une conductivité électrique supérieure à 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées. La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau qui est de 1936,97 mg/l

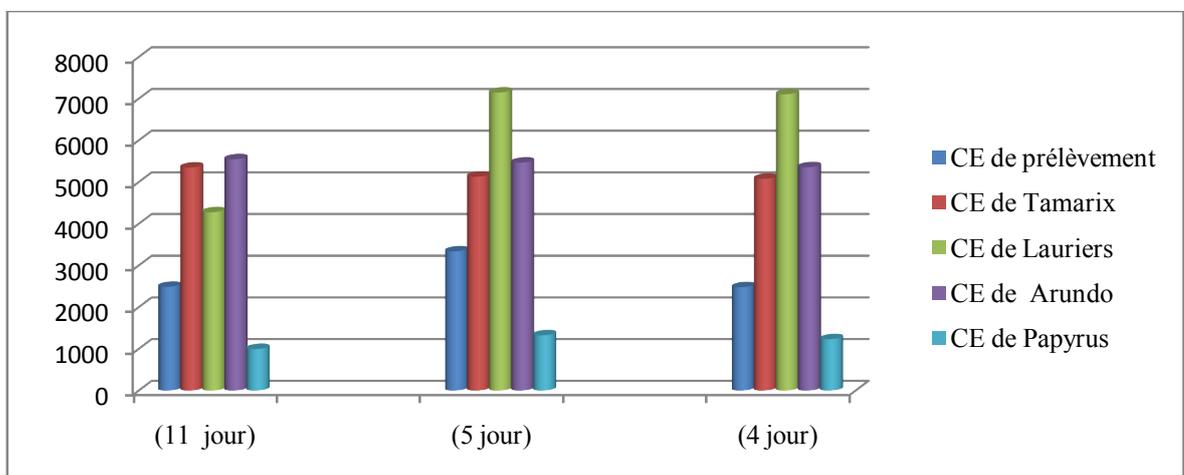


Figure IV.3 : Évolution de la conductivité en fonction du temps durant la période d'essai.

La conductivité électrique dans les bacs a augmenté à cause de la minéralisation des eaux, aussi elle est expliquée par l'effet de l'importance de l'évapotranspiration résultats confirmés par Davies. L. C. 2008.

IV.1.1.4. Couleur :

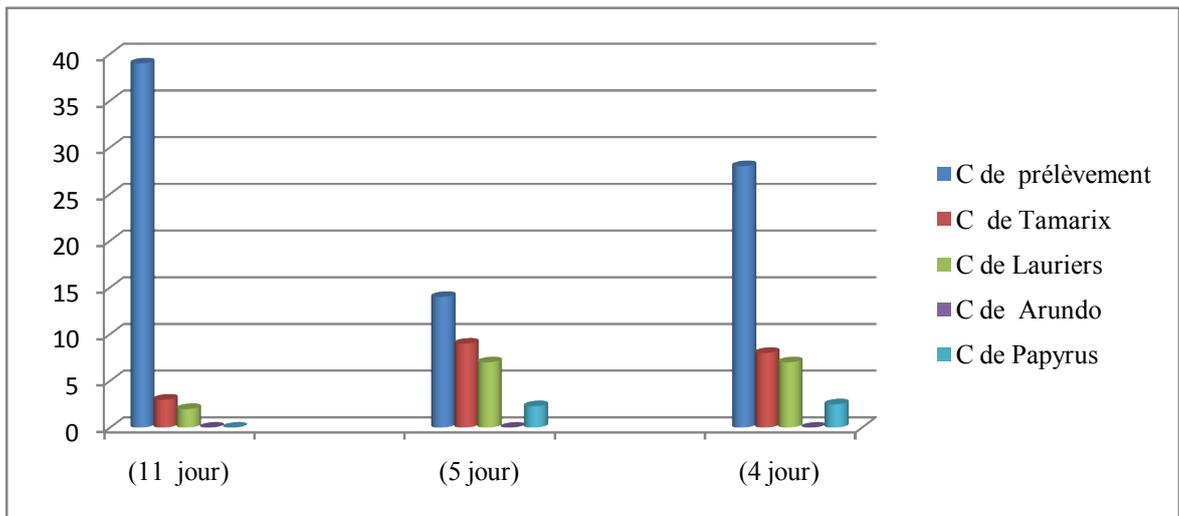


Figure IV.4 : Évolution de la couleur en fonction du temps durant la période d'essai.

D'après la figure IV.4 la valeur de la couleur dans les eaux usées récupérées est inférieure à celle des eaux usées brutes, et dans le filtre nu la couleur est en générale légèrement plus élevée que celui des systèmes plantés ; et ce qui peut traduire la décantation des tissus morts des racines de ces plantes. Rappelons que la coloration est due à la présence de matières minérales ou organiques. Selon Olivier, (1995) la coloration d'une eau est donc très souvent synonyme de la présence de composés dissous et corrélativement, la présence de solutés induit une coloration qui ne se limite pas au seul domaine du visible.

Ces dernier expliquent effectivement nos résultats obtenues, dont nous avons trouvez que la diminution de la teneur en couleur atteint.

IV.1.1.5 La turbidité :

Une importance turbidité empêche la propagation de la lumière qui a pour conséquence de limiter et même d'éliminer la végétation. La figure IV.5 donne l'évolution de la turbidité en fonction du temps durant la période d'essai. D'après les résultats de la figure IV.5, on remarque que l'élimination de la turbidité est importante dans les trois bacs pour les trois séjours.

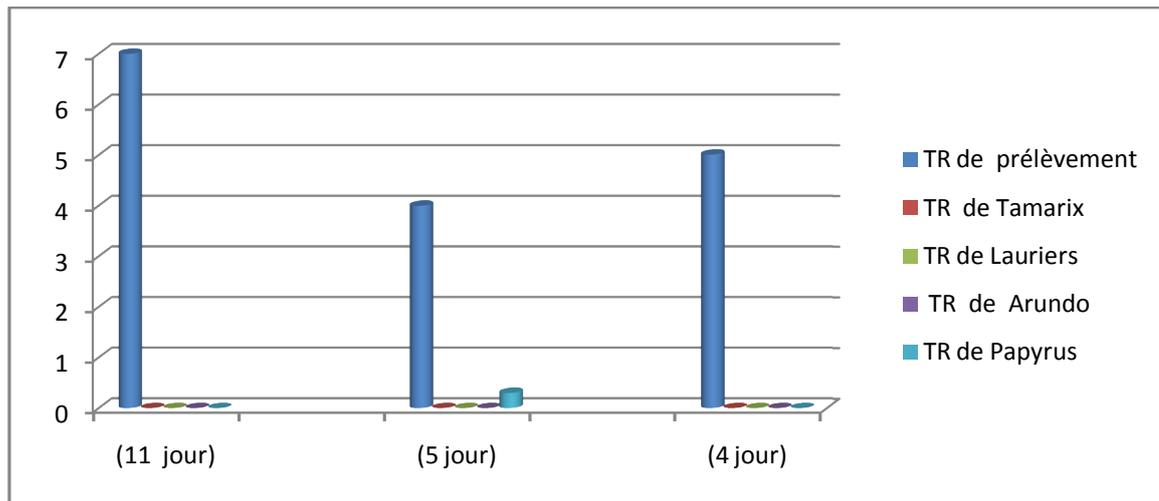


Figure IV.5 : Évolution de la turbidité en fonction du temps durant la période d'essai

IV.1.1.6. Les matières en suspension :

La Figure IV.6, représente l'évolution des MES en fonction du temps durant la période d'essai. Les matières en suspension varient de à mg/l qui sont des teneurs très élevées, cela est dû à la production et la matière première utilisée dans l'industrie. Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées (R. Dosnon-olette 2009). Elles agissent d'une façon négative sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau tels que : la turbidité de l'eau, de la transparence de la lumière donc de la photosynthèse. Dans les quatre bacs l'élimination de la MES est importante pour un temps de séjour de 4 jours sauf dans le bac planté de Papyrus où le rendement épuratoire (pour temps de séjour de 4) est moins important par rapport aux autres.

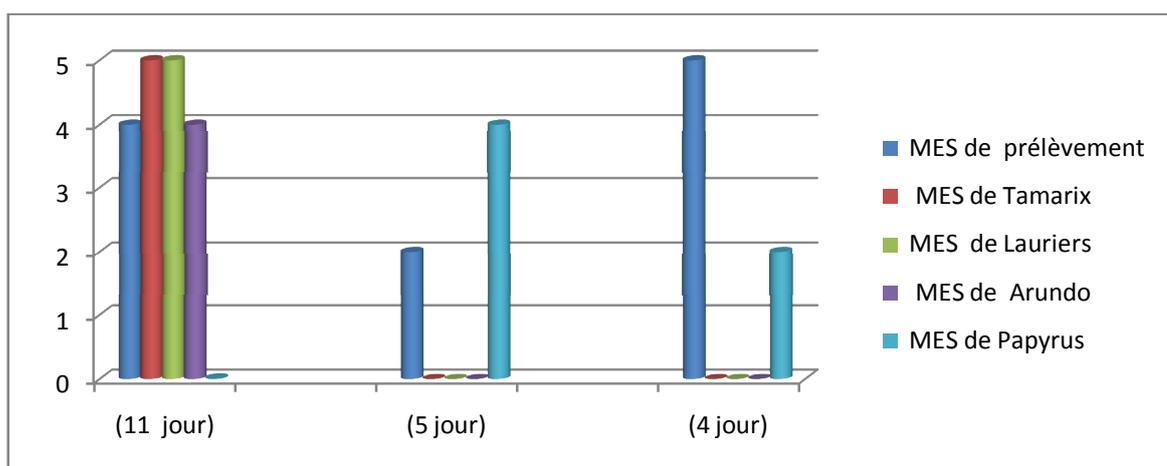


Figure IV.6 : Évolution de la MES en fonction du temps durant la période d'essai

IV.1.1.7. Fer (Fe^{2+}) :

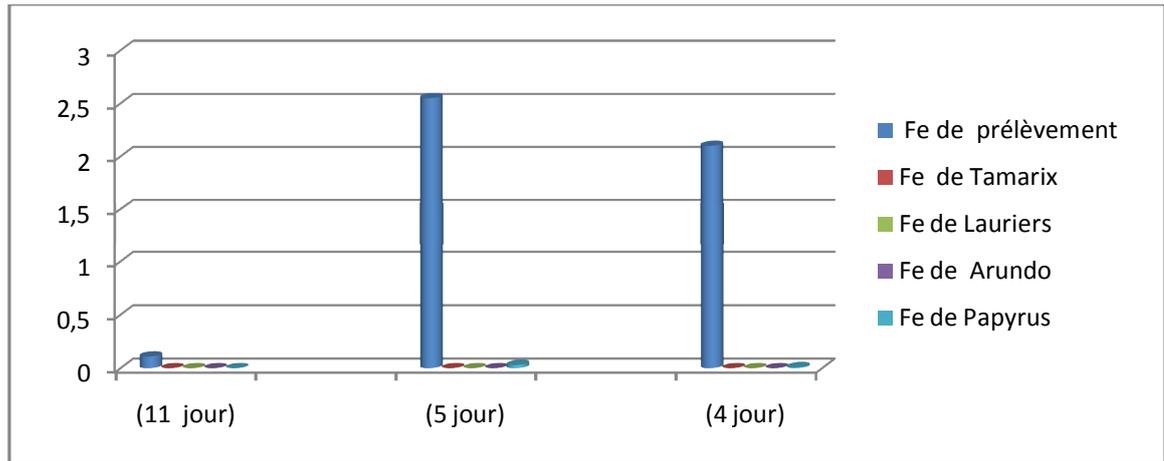


Figure IV.7 : Évolution du fer en fonction du temps durant la période d'essai.

Le graphe ci-dessus montre une élimination totale du taux de fer au filtre planté par les quatre macrophytes, où le taux atteint 92%. L'élimination totale du taux de fer s'explique par l'existence de bactéries Ferro-oxydantes qui assurent pratiquement une oxydation biologique du Fe^{+2} (Confirmé par R. Dosnon-olette 2009).

Il faut remarquer également que le terme de "ferro-bactéries" n'a aucune valeur taxinomique, le seul point commun des ferrobactéries est qu'elles sont associées à des dépôts de fer oxydé (micro-organismes neutrophiles), et qu'elles vivent à des pH compris entre 7.0 et 8.0 (qui est notre cas), c'est-à-dire, compatibles avec la formation des dépôts de fer.

IV.1.1.8. PO_4^{2-} (ortho phosphate):

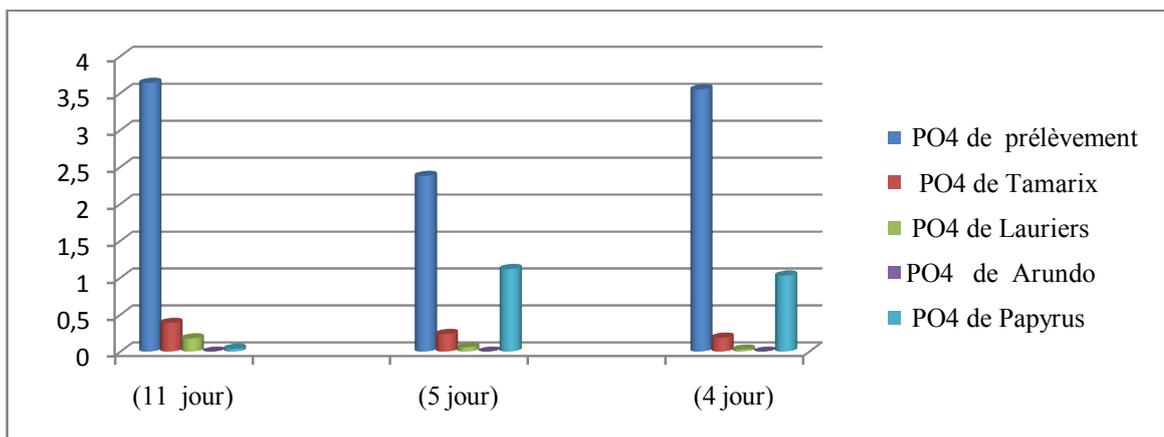


Figure IV.8: Évolution de PO_4^{2-} en fonction du temps durant la période d'essai.

Selon la figure (IV.8) les teneurs en phosphate dans les eaux usées récupérées des bassines sont inférieures à celles des eaux usées brutes (3.5 mg/l), On remarque une diminution de ce paramètre qui varie entre 0.13mg/l et 1.05mg/l. A partir de ce résultat les rendements obtenus sont les suivants : Pour un temps de séjours égale à 4 jours : 92.85% pour le l'Arundo donax,

Tamarix, Laurier, mais atteint 60% pour le Papyrus Cypurus. Même observation faite pour le temps de séjour égale à cinq. Alors que pour $t=11$ jour le rendement épuratoire est important pour toutes les plantes. C'est des valeurs inférieures à la norme Algérienne qui est fixée de 2 mg/l. Des teneurs élevées en PO_4^{3-} conduit à la présence d'une eutrophisation ce qui traduit par une multiplication des algues et du plancton qui réduit le passage de la lumière, accroît la consommation d'oxygène et s'accompagne d'une modification profonde de la faune.

IV.1.1.9. SO_4^{2-} (sulfate):

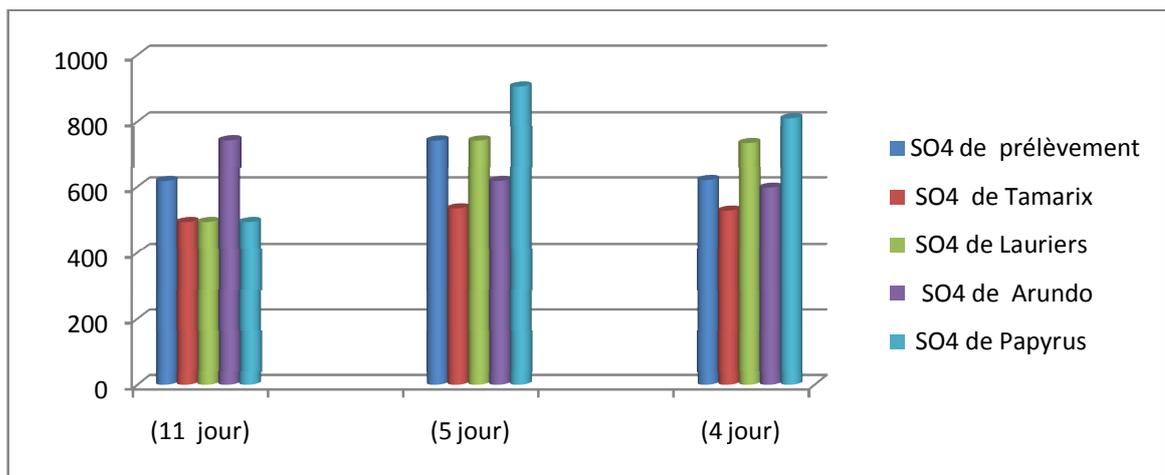


Figure IV.9: Évolution de la SO_4^{2-} en fonction du temps durant la période d'essai

Le graphique (IV.9) présente l'abattement des sulfates dans les eaux des quatre filtres pour les trois temps de séjours. Durant toute la période d'étude, il apparaît qu'il n'y a pas une diminution dans tous les bacs par rapport aux eaux usées, Les valeurs enregistrées dans les bacs implantés du *Laurier rose* et de *Papyrus Cypurus* connaissent augmentation pour $t=5$ et $t=7$ alors que pour $t=11$ le bac implanté d'*Arundo Donax* connaît une augmentation de la concentration en sulfates. Cette augmentation peut être expliquée par l'accumulation des sels et la minéralisation de la matière organique qui s'accroît dans les lits plantés.

IV.1.1.10. NO_3^{2-} (Nitrates):

L'azote existe sous différentes formes dans les eaux usées. L'évolution d'une forme à une autre se fait en fonction de l'existence de mécanismes physico-chimiques et biologiques susceptibles d'exister le long du système d'assainissement. Les formes oxydées de l'azote dans les eaux sont les ions Nitrates (NO_3) et Nitrites (NO_2). Les valeurs de nitrates trouvées dans les eaux de *TIFIB* varient entre 0.06 à 0.07mg/l. L'élimination dans tous les bacs est importantes

pour les trois temps de séjours sauf pour le papyrus qui excèdent la valeur des eaux brutes peut égale à 5 et 4 jours.

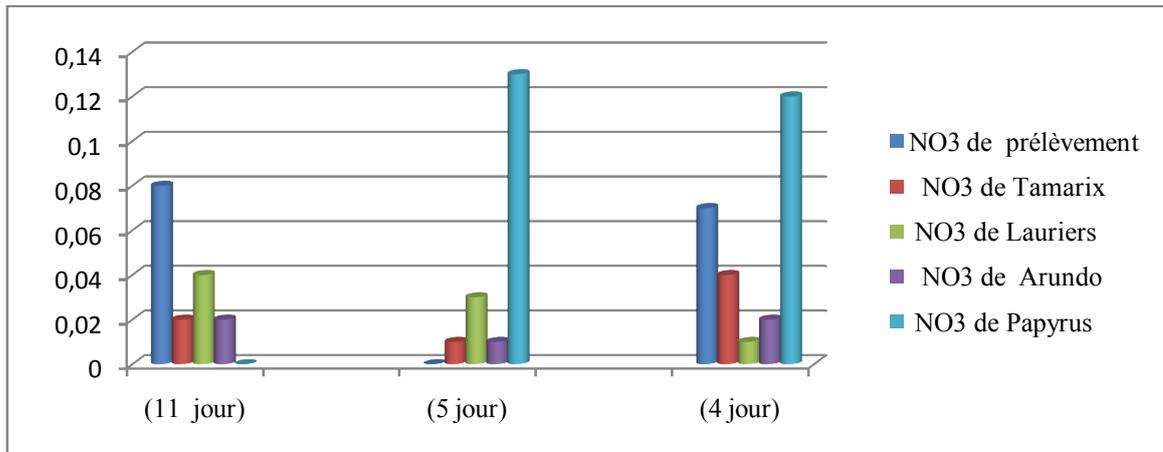


Figure IV.10 : Évolution des nitrates en fonction du temps durant la période d'essai

IV.1.1.11-N-NH₄⁺ (Azote ammoniacale) :

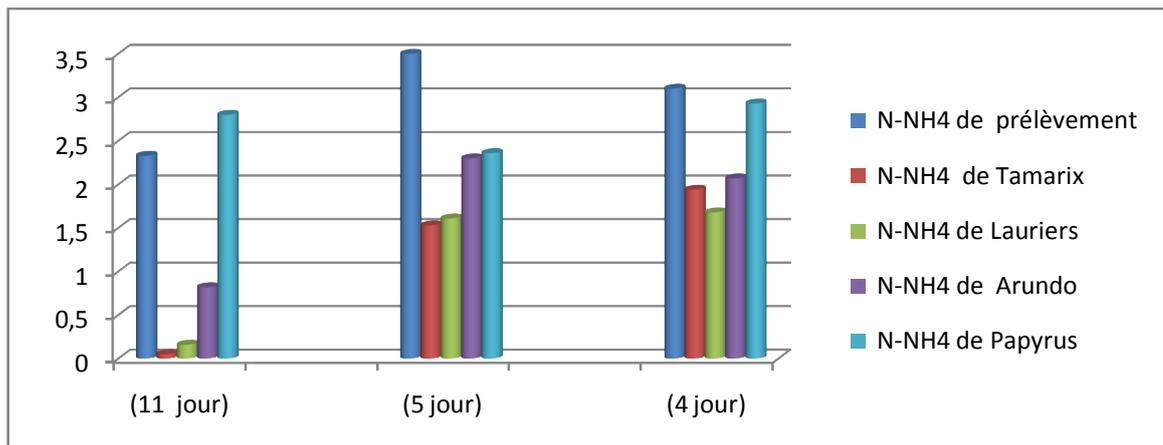


Figure IV.11: Évolution de la N-Nh₄⁺ en fonction du temps durant la période d'essai.

Selon la figure (IV.11) la teneur en azote dans les eaux usées récupérées est légèrement inférieure à celle des eaux usées brutes 29.80mg/l. On peut expliquer cette diminution légère par la décomposition de la matière organique qui donne l'ammonium (ammonification) et ce dernier se transforme en ammoniac (volatilisation), résultat confirmé par (Tanner., et al 1993). Dans ce cas ces teneurs ont diminué dans les eaux usées récupérées jusqu'à 5,82mg/l. D'une manière très remarquable où on peut dire que l'azote est transformé en nitrites puis en nitrates en fonction de facteurs physiques (température, lumière) ou biologique (des bactéries nitrifiantes donc ce phénomène est accentué en période estivale. La valeur la plus faible est enregistrée par l'Arundo Donax avec une moyenne 4.40 mg /l et le Tamarix Africain avec une moyenne de 5.82 mg/l et

(pour un période de séjours égale à 7jours). Le rendement le plus faible est observé pour le Nerium oléandre (13.09%) avec un temps de séjour égal à 15.

IV.1.1.12.DCO :

(D'après l'histogramme de la figure (IV.12), on constate une valeur élevée de la DCO qui est de 150 mg/l par rapport au norme Algérienne 35 mg/l, cela est du à la stagnation de l'eau utilisée dans l'industrie dans le réservoir ainsi les faibles valeurs sont dues à la présence d'éléments toxique qui empêchent l'activité des micro-organismes. La DCO est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans les conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables, quelle que soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrite, ammonium, sulfure).

La demande chimique en oxygène permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. Elle est fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités d'oxydation.

On remarque que les valeurs de la DCO des eaux usées de la TIFIB sont très élevés avec un maximum de 1845 mg/l et un minimum de 1578 mg/l, en comparant ces valeurs avec ceux de la grille de qualité des eaux de surface on peut conclure que ces eaux sont de très mauvaise qualité (>80 mg/l). Interprétation des résultats de la première analyse pour les 2 types d'eaux usées (de la TIFIB).

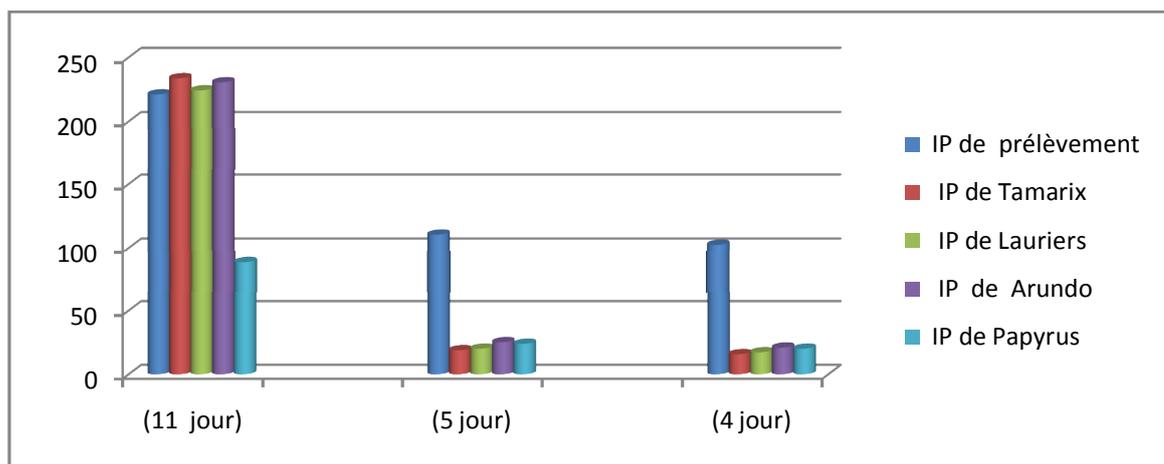


Figure IV.12 : Évolution de la DCO en fonction du temps durant la période d'essai.

On constate d'après l'histogramme de la figure (IV.12) que le rejet atteint des valeurs très variables de la DCO (60-761,9 mg/l) et cela est dû à la variabilité de la composition du rejet. La

valeur élevée de la DCO reflète la quantité importante de matières oxydables contenues dans le rejet.

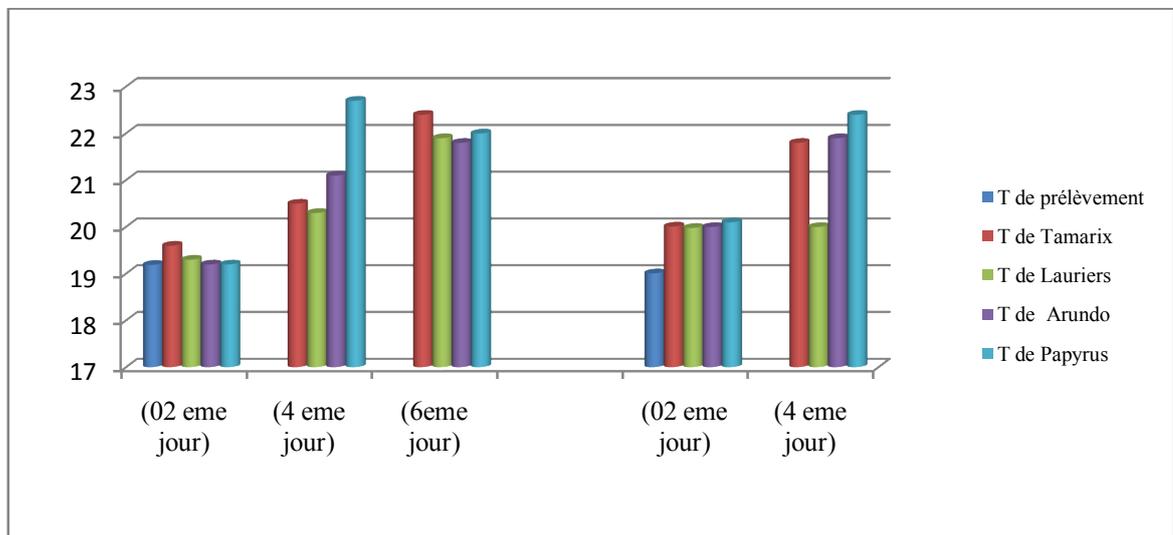
IV.1.2. LA 2^{ème} PHASE :

Les bacs sont remplis avec des eaux usées industrielle puis les eaux à analyser sont pris après deux jours puis deux autres jours (quatre jours) et le troisième échantillonnage après deux autres jours (6jours). On refait la même opération suivant ces étapes :

1. Irriguer avec les eaux de TIFIB ;
2. Laisse l'eau séjourner pendant (2 jours) ;
3. prendre des échantillons pour les analyses ;
4. Répéter l'opération chaque deux jours ;
5. Puis irriguer avec les mêmes eaux ;
6. Vider les bacs puis irriguer avec les mêmes eaux ;
7. répéter l'opération plusieurs fois.

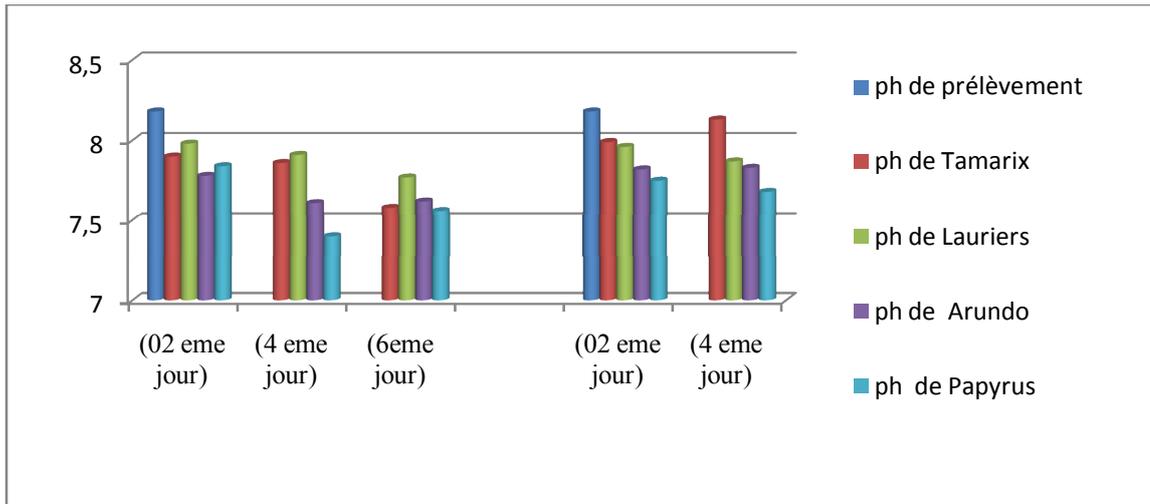
Les résultats d'analyses physico chimiques sont reportées dans les figures suivantes :

IV.1.2.1.T (Température) :



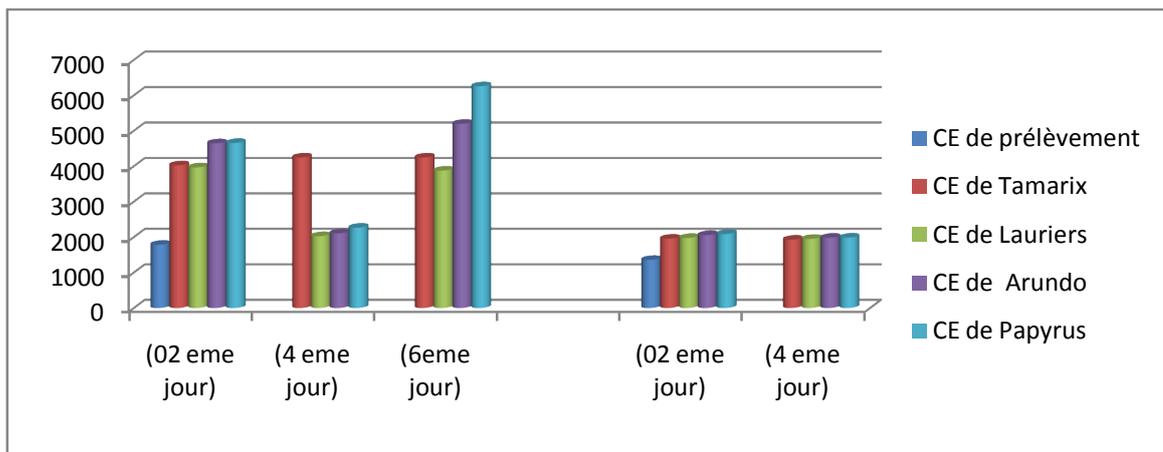
La variation de la température a connu la même variation que pour la première phase.

IV.1.2.2.PH :



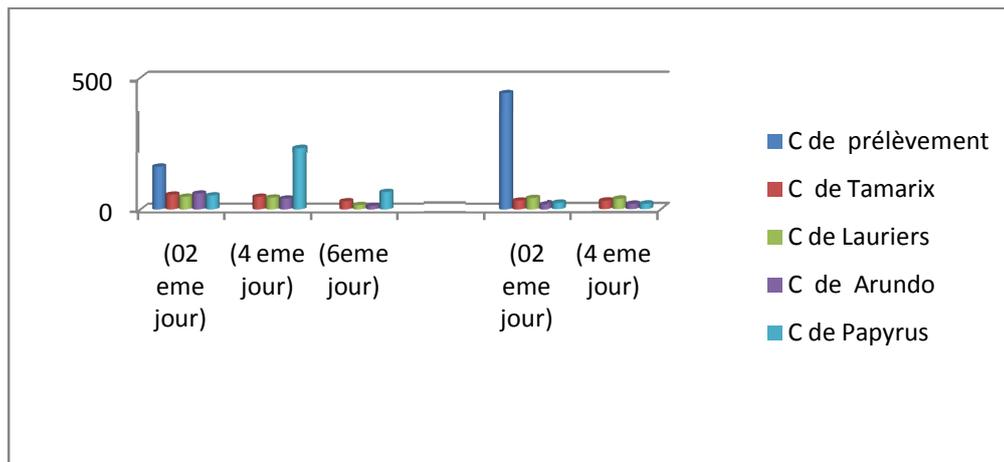
Aussi le pH est toujours dans la même gamme talque 'on observe une variation de 6.7 à 8.2.

IV.1.2.3.C.E (conductivité électrique) :



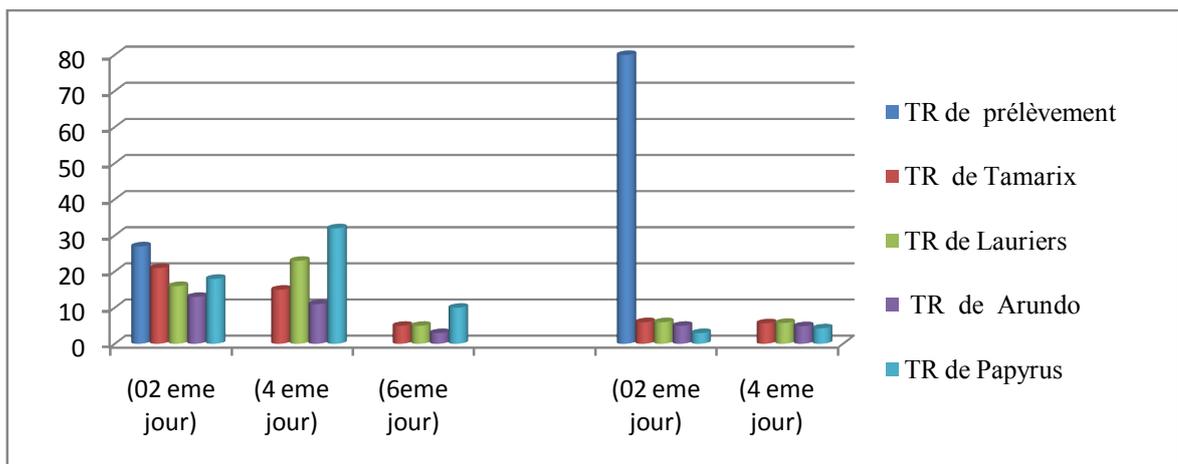
La conductivité électrique a connu une augmentation après le premier remplissage par contre après le deuxième, elle dépasse légèrement celle des eaux utilisées Un phénomène qui s'expliqué par la stabilité de système vue l'âge des macrophytes resultat confirmé par R. Dosnon-olette 2009.

IV.1.2.4 Couleur :



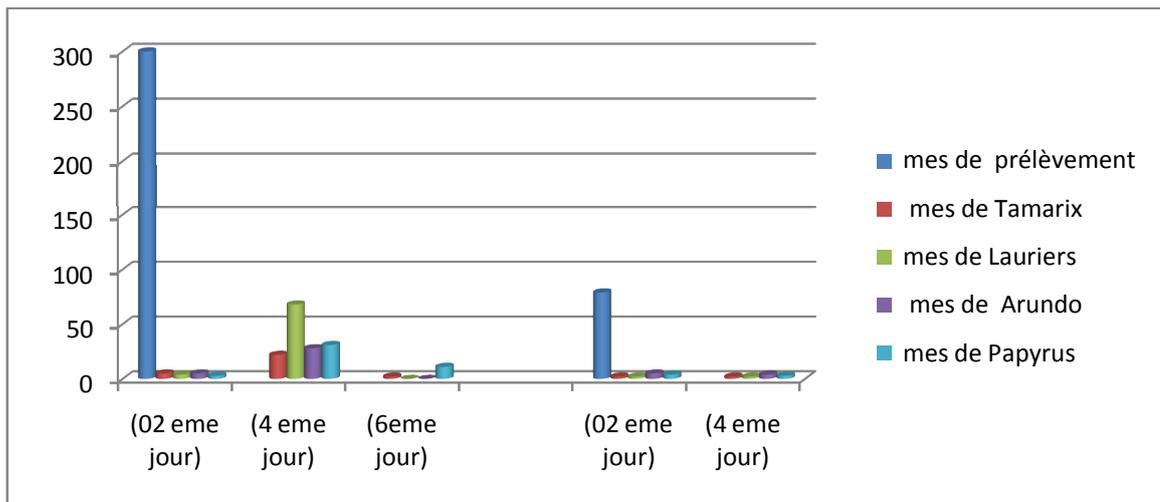
Aussi l'élimination de la couleur est très importante dans tous les bacs avec tous les temps de séjour.

IV.1.2.5. Turbidité :



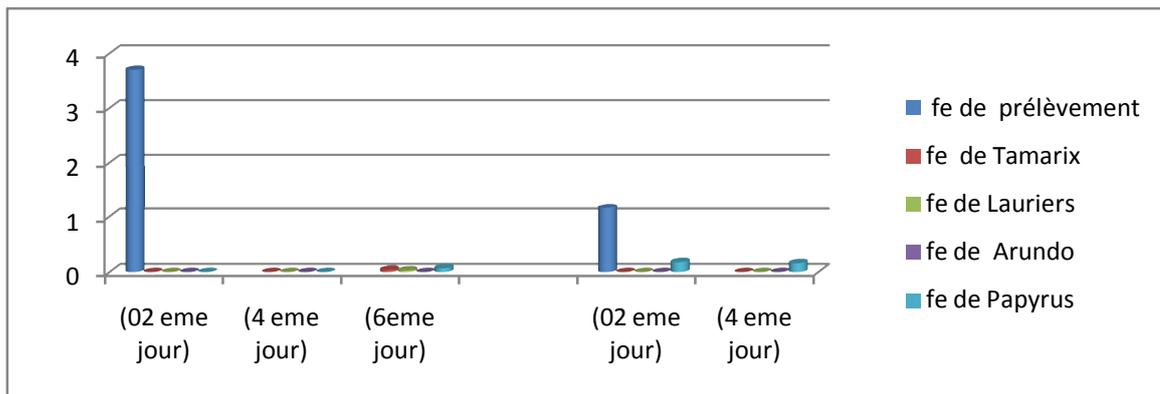
L'élimination de la turbidité est aussi importante et le temps de séjour le 6^{eme}

IV.1.2.6. MES (matière en suspension) :



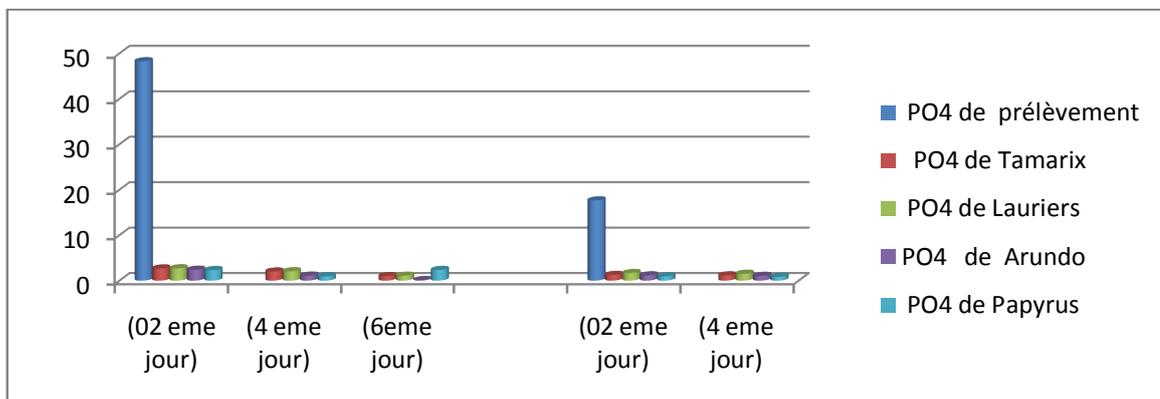
L'élimination de la MES est importante des le deuxième jour donc le system-me fonctionne très bien.

IV.1.2.7. Fe²⁺:



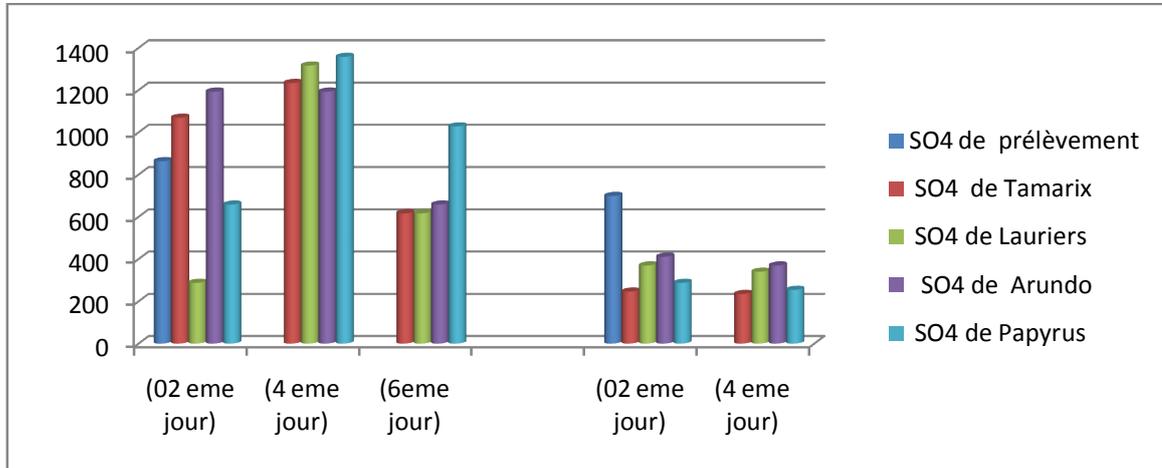
L'élimination de fer est excellente des le deuxième jour pour les deux temps de remplissage.

IV.1.2.8. PO₄²⁻(ortho phosphate):



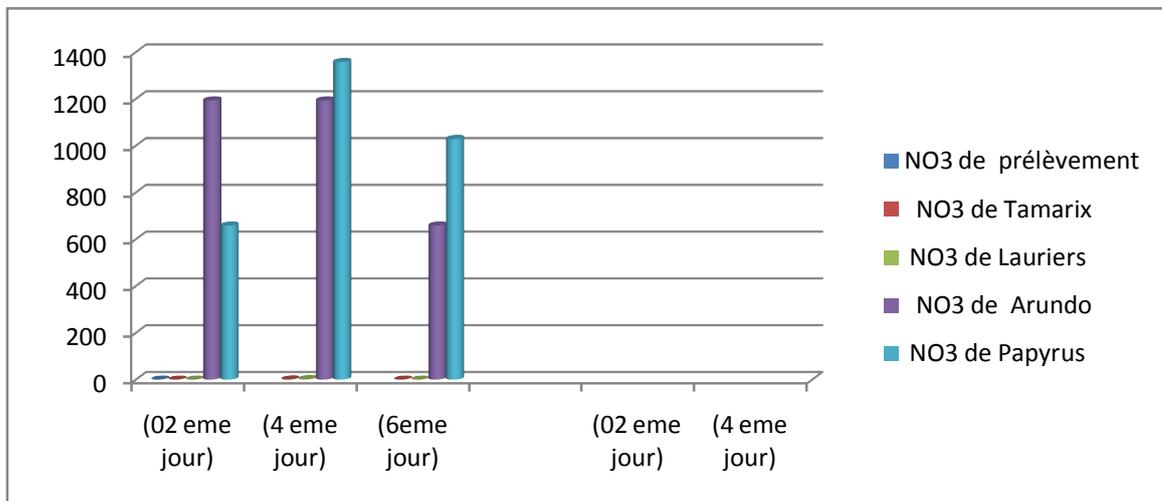
Les valeurs du phosphate connaissent un diminution considérable dès le deuxième jour mais le meilleur rendement est observé au 6^{eme} jours

IV.1.2.9.SO₄²⁻(sulfate) :



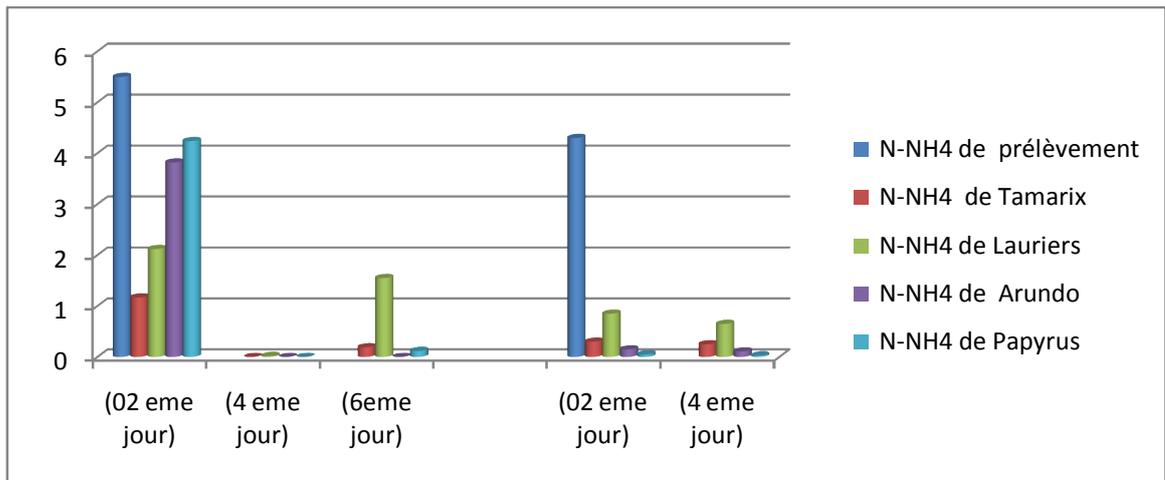
Les valeurs des sulfates ne sont pas stables, on observe une diminution puis augmentation au cour du temps et le meilleur tems de séjour est le quatrième.

IV.1.2.10.NO₃²⁻(Nitrate) :



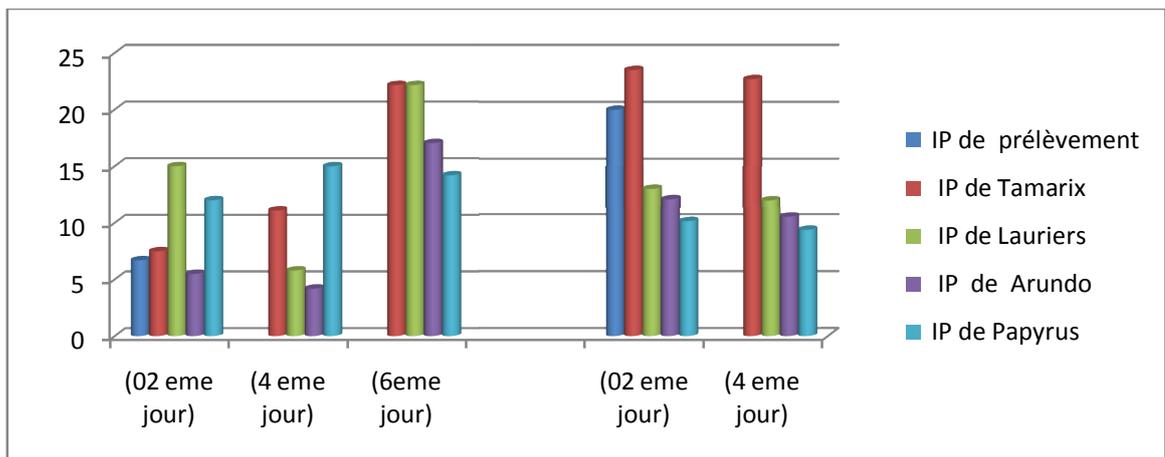
Les nitrates connaissent une augmentation dans les filtres plantés d'arundo donax et de Papyrus

IV.1.2.11 N-NH₄⁺ (Azote ammoniacale):



L'élimination de l'azote a connu une importance des le quatrième jour de remplissage

IV.1.2.12. DCO :



La DCO aussi a connu une diminution au quatrième remplissage alors que pour le sixième a connu une augmentation qui et du à la minéralisation du système.

VI.2 RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau VI.1. Les résultats

Paramètres	Tamarix			Lauriers		Arundo		Papyrus	
	Prélèvement	Moyenne	Rondement %						
Ce	2490	1069,72143		4959,07143		4653,14286		1997,07143	
C	81,7	18,464	77,34	17,00	79,18	10,971	86,57	31,917	60,93
Tr	15,00	3,76	74,90	3,98	73,43	2,63	82,43	5,45	63,67
MES	40,70	3,42	91,57	6,50	84,02	3,85	90,52	5,00	87,70
Fe	1,82	0,003	99,83	0,002	99,87	0	100	0,0158	99,13
Po ⁴	9,1	0,5	94,56	0,42	95,30	0,19	97,8	0,89	90,16

So ⁴			12,41	631,16	8,23			
No ³	0,05	0,07		0,22		0,71		0,80
N-NH ⁴	3,349	0,89	73,40	1,11	66,85	1,40	58,09	2,050
DCO	122,73	61,50	49,88	60,98	50,31	62,88	48,76	32,76
								73,30

Dans les conditions optimales de fonctionnement, La conductivité de 2490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obtenue est révélatrice de la présence de nombreux ions dans l'effluent. Les valeurs de la couleur et de la turbidité sont respectivement de 81.7 et 15 NTU, tandis que le pH est de 7 en moyenne. Les concentrations en azote et en phosphore dans les filtres plantées sont respectivement de 3.34 mg/l et 0.05 mg/l. Quant à la DCO, et les MES, les valeurs obtenues ont été respectivement de 122.73mg/l, 4.70 mg/l.

Le développement des macrophytes est suivi pendant quatre mois au cours desquels, l'alimentation en eau usée s'est faite de façon discontinue. Au bout de cette période, quatre remplissages sont assuré. La végétation à ce stade a été considérée comme étant dans la phase de croissance, caractérisée par une production importante de jeunes pousses, optimale pour son implication dans les processus d'épuration. A cause du dessèchement précoce des feuilles observé lorsque le niveau d'eau dans le filtre était proche de la surface du substrat (2 à 3 cm), ce niveau a été maintenu à 5-7 cm pendant l'expérimentation.

Le pH des filtres plantés est environ 7, favorable au développement des microorganismes. La conductivité augmente à la sortie des filtres plantés de l'Aurier et d'Arundo, alors qu'elle a considérablement diminués dans le filtre planté de tamarix à cause que le Tamrix est une plante qui absorbe bien les sels. Même constatation faite sur le Payrus. Tandis que la variation de pH de

l'effluent n'est pas significative. Par contre lorsqu'on considère les autres paramètres tels que la DCO, et les MES, des abattements dans l'ensemble supérieurs à 40%. 73% dans le filtre planté de papyrus. Alors que pour les nutriments la variation obtenus de l'azote total, le phosphore, le nitrate et les sulfates sont respectivement de 73.40% dans le filtre planté de Tamarix, le taux d'élimination du phosphate est très important est dépasse 90% et pour les nitrates on observe une augmentation alors que pour les sulfates ont observe une variation entre les différents bacs. L'élimination du fer est importante dans tous les bacs.

CONCLUSION :

La quantité des eaux usées industrielles dépend essentiellement de la quantité d'eau utilisée dans le circuit de fabrication (pompée du forage), ainsi la qualité de ces eaux dépend aussi de la qualité des eaux pompées et des substances utilisées au sein du circuit de fabrication.

Au terme des suivis effectués sur les eaux usées industrielles de la ville de Biskra, ont montré que l'étude physicochimique de ces eaux a aboutit aux résultats qui montrent une variation importante de certains paramètres, alors que d'autres ne montrent que de faibles fluctuations.

La valeur moyenne de la température des eaux usées est de l'ordre de 17°C avec. Les valeurs de pH sont comprises entre 7.2 et 7.2 avec une moyenne de 7.50. La conductivité électrique est comprise entre 1800 μ s/cm et 1900 μ s/cm pour les eaux de la, alors pour celles des eaux de la sont très élevés par rapport aux autres elles sont de 1450 et 1640 μ s/cm. Pour les nitrites et les nitrates leurs valeurs sont dans les normes des rejets. Les matières en suspension des eaux usées de la TIFIB sont comprises entre 220 et 1130 mg/l. La DBO5 qui nous donne une idée approximative sur la charge biodégradable d'une eau usée. Les valeurs de DBO5 sont comprises entre 820 et 1000 mg/pour les eaux de la TIFIB.

La DCO est très importante, elle est comprise entre 1578 et 1845 mg/l pour les eaux de la TIFIB.

L'industrie textile produit différents types de rejets. Le traitement de ces rejets textiles par filtre planté de macrophytes a montré son efficacité.

L'abattement ont été de 80% pour la conductivité, 90% pour la couleur, 79% pour les matières en suspension, 60% pour la demande chimique en oxygène, 90% pour la demande biochimique en oxygène, 79% pour la teneur en azote total et 50% pour la teneur en phosphore total.

CONCLUSION
GENERALE

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les marais artificiels utilisés pour le traitement des eaux usées sont constitués d'un lit de sol ou d'un autre milieu, tel que du gravier ou du sable, qui est inondé ou maintenu en condition saturée (niveau d'eau près de la surface), l'environnement étant ainsi propice à l'établissement de plantes adaptées aux conditions de sol saturé et produisant un important réseau de racines dans le milieu. Le traitement des eaux usées s'effectue au moyen d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de sol, l'assimilation par les plantes et les transformations microbiologiques.

La technologie du traitement des eaux usées par marais artificiels a commencé à prendre de l'ampleur à partir des travaux du Dr Seidel dans les années 1950-1960 (Vymazel 2005). Le traitement des eaux usées par marais artificiels, qui peut prendre différentes formes selon le mode d'écoulement, les types de plantes, le milieu et autres, s'est par la suite répandu en Europe. En Amérique du Nord, cette technologie s'est répandue surtout depuis le milieu des années 1980.

Cette technologie est aussi en forte demande en Amérique centrale, en Europe de l'Est et en Asie (Vymazel 2005) et est aussi utilisée sur plusieurs régions. La gamme de capacités des installations est très large, allant d'installations desservant des résidences isolées jusqu'à des installations de dizaines de milliers de mètres cubes par jour. Ce travail avait pour objectif l'évaluation la possibilité de diminuer la concentration des polluants d'origine rejet de l'usine TIFIB par des filtres plantés de macrophytes.

Dans ce cas le mémoire est subdivisé en quatre chapitres :

Le premier chapitre a consisté à établir une synthèse bibliographique sur la problématique ciblée afin d'identifier d'une part la nature des polluants émis, leurs sources d'émission et les concentrations moyennes de ces polluants généralement mesurées dans les eaux des industries de textiles. De plus, une synthèse sur les marais artificiel ou appelé aussi filtre planté de macrophytes, à travers cette partie on a essayé de mettre la lumière sur cette nouvelle technique d'épuration des eaux usées et voir les travaux réalisés jusqu'à nos jours.

Le troisième et le quatrième chapitre concerne la préparation du dispositif expérimental et les analyses des eaux effectuées.

Alors des bacs sont préparés et remplis d'un substrat constitué de gravier alluvionnaire. Ces bassines sont plantées, avec *Tamarix*, *Papyrus*, *Laurie* et *l'Arundo donax*. La quantité des eaux usées industrielles dépend essentiellement de la quantité d'eau utilisée dans le circuit de fabrication (pompée du forage), ainsi la qualité de ces eaux dépend aussi de la qualité des eaux pompées et des substances utilisées au sein du circuit de fabrication.

Au terme des suivis effectués sur les eaux usées industrielles de la ville de Biskra, ont montré que l'étude physicochimique de ces eaux a aboutit aux résultats qui montrent une variation importante de certains paramètres, alors que d'autres ne montrent que de faibles fluctuations.

La valeur moyenne de la température des eaux usées est de l'ordre de 17°C avec. Les valeurs de pH sont comprises entre 7.2 et 7.2 avec une moyenne de 7.50. La conductivité électrique est comprise entre 1800µs/cm et 1900 µs/cm pour les eaux de la, alors pour celles des eaux de la sont très élevés par rapport aux autres elles sont de 1450 et 1640 µs/cm. Pour les nitrites et les nitrates leurs valeurs sont dans les normes des rejets. Les matières en suspension des eaux usées de la TIFIB sont comprises entre 220 et 1130 mg/l. La DBO5 qui nous donne une idée approximative sur la charge biodégradable d'une eau usée. Les valeurs de DBO5 sont comprises entre 820 et 1000 mg/pour les eaux de la TIFIB.

La DCO est très importante, elle est comprise entre 1578 et 1845 mg/l pour les eaux de la TIFIB.

L'industrie textile produit différents types de rejets. Le traitement de ces rejets textiles par filtre planté de macrophyte a montré son efficacité.

L'abattement ont été de 80% pour la conductivité, 90% pour la couleur, 79% pour les matières en suspension, 60% pour la demande chimique en oxygène, 90% pour la demande biochimique en oxygène, 79% pour la teneur en azote total et 50% pour la teneur en phosphore total.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

BIBLIOGRAPHIE

1- THESE

Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT / en Toulouse décembre 2006 par Mireille VILA.

2- THESE

L'eau, sa pollution, et son traitement Par René Moletta en France 2003.

3- TITRE :

Étude comparative de deux systèmes d'épuration des eaux usées en milieu rural
2009/2010 _ Tuteur: Mr FAYEAUX

4- (<http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0910/bei/beiere/groupe1/node/103>)

5- TITRE :

DIFFERENTS FILIERES DE TRAITEMENT DES EAUX

Cours préparé par : Dr. R. SALGHI

(Professeur Habilité à l'École Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir)

6- Mémoire de Magister :

AMELIORATION DES PROCEDES DE CLARIFICATION DES EAUX DE LA
STATION HAMADI-KROMA DE SKIKDA; Par Amel LOUNNAS 2008/2009

7- Mémoire :

Analyse des indicateurs de pollution dans une station pilote de phytoépuration pour
traitement des eaux usées - Ville de Biskra - par: Aloui Oumeima Hanane et l'autre ; 2010

8- TITRE :

La fertilisation des plantes ligneuses cultivées en contenant
Saint-Hyacinthe; Décembre 2004.

9- COURRIER DU SAVOIR :

ELIMINATION DU CUIVRE PRESENT DANS LES EAUX USEES INDUSTRIELLES
SUR UN FILTRE PLANTE DE TAMARIX ; par N. SEGHAIRI et al, Mars 2013

10- Base de données du Centre Antipoison de Lille ;

Ressources médicinales de la flore française »édition tec et doc

Plantes toxiques, végétaux dangereux pour l'homme et les animaux »de Jean Bruneton édition
Les plantes vénéneuses »de C Jeanblain et M Grisvard édition; La maison rustique 1973.
Guide des plantes dangereuses » d'AM Debelmas et P Delaveau édition Maloine
2000 fleurs, plantes et arbustes en couleur par R Hay ET PM Synge édition oyez1971.

11- Flore Universelle. Paule Corsin. Bordas.

Guide des Plantes d'Intérieur. Sélection du Reader's Digest.

12- SPECTROPHOTOMETRE

METHODES D'ANALYSES / DR/2010 / Imprimé aux U.S.A.

13- Bonnes pratiques de mesure du pH

Commission SFSTP, D. Louvel et al.

STP PHARMA PRATIQUES - volume 17 - N° 6 - novembre-décembre 2007

14- ANALYSE DES EAUX

Aspects réglementaires et techniques par Franck Rejsek, professeur agrégé de génie
biologique à 22 décembre 2003.

15- Vertical flow constructed wetland for textile effluent treatment

L.C. Davies, A. Vacas, J.M. Nováis, F.G. Freiré and 5. MartJns-Dias 2008

16- THESE :

À l'U.F.R. Pour obtenir le grade de Docteur : Biologie - Environnement

Par Rachel DOSNON-OLETTE.

Phytoremédiation d'eaux contaminées par des pesticides :

Tolérance et capacité d'élimination par des plantes aquatiques (27 novembre 2009).

17- Constructed wetland treatment system in textile industry and sustainable development

L. C. Davies, I. S. Pedro, R. A. Ferreira, F. G. Freire, J. M. Novais and S. Martins-Dias

Q IWA Publishing 2008 Water Scien.

18- MIQUEL et Serge POIGNANT « Les nouvelles techniques de recyclage et de
valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals », rapport n° 1693
(Assemblée nationale) et n° 415 (Sénat) de l'Office parlementaire d'évaluation des choix
scientifiques et technologique, juin 1999.

RÉSUMÉ

Le rejet des eaux usées industrielles du textile a un effet néfaste sur l'environnement et sur la faune et la flore, donc il est important de les traiter avant de les rejeter. La phytoépuration est une technique qui traite les eaux usées par le biais des plantes.

Donc pour traiter les eaux de TIFIB on a utilisé des bacs plantés l'un avec Arundo. Le deuxième avec Tamarix, Le troisième avec l'Aurier et le quatrième avec Payrus. Les résultats d'analyse montrent son efficacité pour traiter les eaux usées industrielles.

Les mots clés: Eaux industrielles - Traitement - phytoépuration- plantes.

الملخص:

ينعكس استهلاك المياه في الصناعة على البيئة بصورة واضحة تستدعينا لدراسة حول معالجة المياه المستعملة, حيث اخترنا تقنية المعالجة بالنباتات, التي تعتمد أساسا على فعاليتها في التنقية. في هذا السياق اخترنا مؤسسة صناعة النسيج TIFIB للدراسة حول المياه المستعملة فيها, إذ تم تحديد أربع نباتات و المسماة ب: Tamarix, Lauriers roses, Papyrus cyperu, Arundo, donax. وقد أظهرت هذه النباتات قدرتها على امتصاص عدت أنواع من الملوثات, بنسب مختلفة حيث أنها تساهم بقوة في الحد من التلوث.

الكلمات المفتاح: مياه صناعية – المعالجة بالنباتات.