



République Algérienne Démocratique et populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique

Université ZIANE Achour de Djelfa
Faculté des sciences de la nature et de la vie

Département de biologie

Mémoire de fin d'études
Pour l'obtention du diplôme de MASTER
Spécialité: Biotechnologie végétale

Thème :

**Impact de l'inoculation arbusculaire sur le développement du
Tamarix articulata sur sol pollué**

Présentée par:

- CHERIAT Islam Charefeddine

- BENMESSAOUD Nadjla

Jury d'évaluation:

M. Touati M	MCA Université de DjelfaPrésident
Mme. Lahrech N E	MAA Université de Djelfa.....Examinatrice
M. Mortet M	MAA Université de Djelfa.....Examineur
Mme. Bencherif K	MCA Université de DjelfaEncadreur.
Mme Kerfaoui DF	Doctorante Université de Djelfa.....Co-encadreur

Année universitaire

2020/2021

REMERCIEMENT

Nos remerciements S'adressent tout d'abord à DIEU, le tout puissant qui nous a tracé le chemin de notre vie et accordé la volonté, la santé et la patience nécessaire à la réalisation de ce mémoire.

Nous tenons à exprimer nos vifs remerciements et notre profonde reconnaissance à Dr. Bencherif. K notre promotrice pour sa qualité humaine, sa patience, et son dynamisme, par son caractère de noblesse, et de nous avoir guidé, conseillé, pour mener à bien le présent travail.

Nous voudrions présenter nos remerciements à notre co-encadreur Mme. Karfaoui D F. Doctorante à l'université de Djelfa, qu'elle témoigne de notre gratitude pour son soutien qui nous a été précieux afin de mener notre travail à bon port.

Nos remerciements vont également à tous le personnel de l'Institut de Recherche Forestière (INRF-Station de Djelfa) et plus spécialement à Mme Bague- Bouragba N, pour nous avoir permis d'effectuer une partie de notre travail au sein de leur établissement.

Nos vifs remerciements vont également aux membres du jury pour l'intérêt qu'ils ont porté à notre recherche en acceptant d'examiner notre travail et de l'enrichir par leurs propositions.

Nos remerciements s'étendent également à tous nos enseignants durant les cinq années d'études et à toute personne ayant participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Liste d'abréviations:

ETM : éléments à trace métalliques.

Cu : cuivre

Ni : nicke

Zn : zinc

Fe :fer

Pb: plomb

Hg : mercure

Cd : cadmium

ROS : Réactive Oxygen Species

PbS : La galène

PbCO₃ : la cérusite

PbSO₄ : l'anglésite

ANR: L'apport nutritionnel recommandé

DL: Dose Létale

ICC : Indian Childhood Cirrhosis

Cr : Le chrome

NPL : National Priority List

CMA : champignons mycorhiziens arbusculaires

Listes de Figures:

Figure01: Différentes sources et cibles des polluants métalliques.....	7
Figure 02: Méthodes de remédiation de sols contaminés aux éléments traces (ETs), aux composés organiques ou aux deux.	15
Figure 03: Principaux mécanismes de phyto-dépollution : phyto-extraction, phyto-dégradation, phyto-stabilisation et rhizo-dégradation.	17
Figure 04: mode d'action des plants sur les polluants des sols.	18
Figure 05: Implication des champignons mycorhiziens arbusculaires dans la phytoremédiation du sol Contaminé par des hydrocarbures.	20
Figure 06: Récapitulatif des principales formes de mycorhizes associées aux racines des plantes supérieures.	24
Figure 07: Schématisation de l'établissement de la symbiose mycorhizienne (A) et du cycle de vie des CMA (B).	27
Figure 08: Représentation schématique d'un apex racinaire mycorhizé par un champignon arbusculaire.	28
Figure 09: Classification des CMA.	29
Figure 10: Phylogénie des champignons basée sur la séquence de la SSU rRNA.	30
Figure 11: Arbre représentatif du phylum Glomeromycota sur la base moléculaire (SSU, la région ITS, partiel du LSU de gène l'ARNr, et le gène partiel B-tubuline) et des analyses morphologiques.	31
Figure 12: spores de Gloméromycètes. (a),(c),(e) : différents types de spores attachées à du mycélium externe ; (c) : spores libres extraites du sol; (d) : spore de <i>Glomus</i> sp. Contenant des globules lipidiques; (f) : grosse spore (plusieurs dixièmes de mm) présentant l'attache de l'hyphe en ampoule caractéristique du genre <i>Gigaspora</i>	32
Figure 13: Structures caractéristiques des champignons mycorhiziens arbusculaires. (a) Arbuscules intercellulaires (b) vésicules intraradiculaires (c) Hyphes intraradiculaires (d) hyphes extraradiculaires.	33
Figure 14: Mécanismes impliqués dans la tolérance des ETM par les plantes mycorhiziennes et leurs contributions à la phytoremédiation.	4
Figure 16: Répartition mondiale du <i>Tamarix aphylla</i>	9
Figure 17: <i>tamarix articulata</i> dans djelfa.	11
Figure 18: Forme de feuilles formant un fourreau autour de rameau chez <i>Tamarix aphylla</i> . .	12

Figure 19: Localisation de la région AinEzzina.....	53
Figure 20: préparation de sol pollué.....	55
Figure 21: Préparation de sol inoculé.....	55
Figure 22: Préparation des boutures.....	56
Figure 23: Plantation des boutures	56
Figure 24: tamisage de sol et extraire des racines	57
Figure 25: Préparation des solutions de coloration des racines	58
Figure 26: Eclaircissement des racines au KOH à 90°C.....	58
Figure 27: Mettre des racines dans HCL pendant 5 min.....	59
Figure 28: Lavement des racines et mettre le bleu coton et les remettre dans le bain marie ..	59
Figure 29: Montage des racines entre lames et lamelles.....	60
Figure 30: Résultats de l'expérience de plantation des boutures de <i>T. articulata</i> sur sol pollué	62
Figure 31: Observation microscopiques des structures arbusculaires dans les racines de <i>T. articulata</i>	62
Figure 32: Résultats de la détermination des taux de mycorhization de <i>T. articulata</i> au printemps et en été.....	63
Figure 33: Diagramme obrothermique de Bagnouls et Gausson pour la période (1975-2018) de la région de Djelfa.	64
Figure 34: Représentation graphique en nuage de point du coefficient de corrélation.....	67

Liste des tableaux

Tableau 01: Classification périodique des éléments métalliques analysés.	5
Tableau 02: Utilisation actuelle courante des métaux dans l'industrie	
Tableau 03: Effets de certains métaux lourds sur la santé.	5
Tableau 04: Usages courants des composés de plomb.	6
Tableau 05: Exemples de certains travaux portant sur la phytoremédiation assistée par les CMA.	22
Tableau 06: Tableau récapitulatif des travaux décrivant l'impact de divers polluants sur les différentes étapes du cycle de développement des CMA.	4
Tableau 07: Activités pharmacologiques de <i>Tamarix articulata</i> et leur mécanisme d'action.	15
Tableau 08: Résultats des analyses réalisées dans la région d'Ain Ezzayna.	65
Tableau 09: Résultats du calcul du coefficient de corrélation de Pearson.	66

Table des matières :

Introduction	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	4
I. Les métaux lourds	5
1.1. Définition de métaux lourds	5
1.2.1. Les métaux essentiels :.....	5
1.2.2. Les métaux toxiques :	6
1.3. Origines Naturelles et humaines des métaux lourds dans l'environnement :.....	6
1.3.1. Les sources naturelles :	6
1.3.2. Les sources anthropiques :	6
1.4. Utilisation des métaux lourds :	7
5.1. Effet des métaux lourds sur les plantes :.....	4
1.5.2. Effets sur la santé :.....	4
1.6. Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte:	5
6.1. Le plomb :	5
1.6.2. Le zinc :.....	7
1.6.3. Le cuivre :	9
1.6.4. Le cadmium :	11
1.6.5. Le chrome :	12
1.7. Les sols contaminés par les métaux lourds dans le monde :	14
1.8. Les méthodes de dépollutions des sols contaminés :.....	14
1.8.1. Les méthodes biologiques :.....	15
II. Les champignons mycorhiziens arbusculaires	23
2.1. Généralité sur les mycorhizes :.....	23
2.1.1. Historique :.....	23
2.1.2.. Symbiose mycorhizienne :	23
III. Généralités sur <i>Tamarix articulata</i> Vahl (<i>T. aphylla</i> L)	9
3.1. Répartition de <i>Tamarix articulata aphylla</i> :	9

3.2. Historique :	10
3.3. Position systématique :	10
3.4. Description du genre tamarix :	11
3.4.1. Port :	11
3.4.3. Les Feuilles :	12
3.4.4. Les Fleurs :	12
3.4.5. Graine :	13
3.4.6. Les systèmes racinaires :	13
3.5. Ecologie :	13
3.6. Utilisation :	13
Présentation de la zone d'étude :	53
1. Situation géographique	53
2. Méthodes expérimentales :	54
2.1.1. Production d'inoculum :	54
2.1.2. Prélèvement de sol et plantation des boutures de <i>T. articulata</i>	54
2.1.2.1. Préparation des pots :	54
2.1.1.2. Prélèvement et préparation des boutures :	56
2.1.3. Plantation :	56
2.2. Détermination du taux de mycorhization des racines naturel de <i>T.articulata</i> :	57
2.2.1. Prélèvement des échantillons de sol et de racines de <i>Tamarix articulata</i> :	57
2.2.2. Tamisage du sol rhizosphérique :	57
2.3. Coloration des racines mychorizienne :	57
2.3.1. Protocole :	57
Résultats :	62
1. Résultats des plantations	62
2. Détermination du taux de mycorhization :	62
3. Etude pédoclimatique :	63
4. Analyses statistiques :	65

Discussion :	67
Conclusion :	71
Références	72
Résumé :	79

Introduction

Introduction :

Depuis la fin du XIX^{ème} siècle, le secteur industriel s'est développé sans préoccupation des rejets d'éléments toxiques dans les sols, ceci en considérant le sol comme une ressource renouvelable, voire même inépuisable à l'échelle des générations humaines, capable de recevoir sans conséquence les rejets des activités humaines. On sait maintenant que les sols sont fragile et vulnérable. Aujourd'hui, ce patrimoine est menacé à la fois par le lourd héritage du passé et par l'extension des surfaces consacrées au développement industriel (REMON, 2006).

La pollution par les métaux lourds est une des conséquences dévastatrice de l'industrie anarchique. Les différents polluants tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, et le fer ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. Leurs concentrations ne cessent d'augmenter, ce qui a incité l'organisation mondiale de la santé (OMS) a tiré la sonnette d'alarme concernant les rejets de telles éléments dans les effluents industriels (SLATNI, 2014).

Les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (Oligoéléments) des végétaux. Cependant, nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants lorsque leur concentration dépasse un certain seuil (Azizi, 2017).

Dans les sols où la disponibilité des nutriments est faible, les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) sont considérés comme une source de fertilité biologique du sol ; puisqu'ils sont capables d'assurer une production végétale durable en fournissant les différents nutriments aux plantes (DERKAOUI, 2018).

La dépollution des sols contaminés par l'usage des CMA est une technique en vogue, elle assure plusieurs avantages : (1) L'atténuation de la phytotoxicité des polluants grâce à leur aptitude à stimuler les défenses des plantes contre les stress abiotiques; (2) ils augmentent l'accès des plantes aux éléments nutritifs dans la rhizosphère, (3) ils favorisent l'élimination des polluants en modifiant les conditions physico-chimiques de la rhizosphère et les communautés microbiennes associées à celle-ci (CALONNE, 2012).

Compte tenu des effets positifs de la symbiose arbusculaire et des bienfaits de l'inoculation mycorhizienne arbusculaire sur les plantes, nous nous sommes focalisé dans la présente recherche sur l'étude de la symbiose arbusculaire naturelle chez une espèce végétale steppique *Tamarix articulata* poussant dans le lit d'oued polluer de la région de Ain Ezzayna (Wilaya de Djelfa) et ce durant deux saison : printemps et été. En deuxième point, nous nous sommes intéressé à l'inoculation des sols par des souches de CMA autochtones, natives du site étudié et appliquer sur le même sol polluer afin de favoriser encore plus la biodiversité microbienne du sol et d'améliorer la symbiose arbusculaire.

Ce mémoire s'articule en trois chapitres. En premier, une synthèse bibliographique est développé, abordant les trois facteurs de cette recherche, à savoir : les éléments à trace métalliques et leur effet de pollution, les champignons mycorhiziens arbusculaires et leur bienfaits aux plantes et à l'environnement et enfin nous présentons une petite synthèse bibliographique sur l'espèce végétale étudiier le *Tamarix articulata*.

En deuxième lieu, nous allons passer en revue les expériences réalisées au cours de ce travail, avant d'exposer les résultats tout en les discutant par comparaisons par rapport aux travaux similaires. Et enfin on termine notre document par une conclusion générale.

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I. Les métaux lourds

1.1. Définition de métaux lourds

L'expression « métaux lourds » désigne pour les chimistes, des métaux de numéro atomique élevé, de densité supérieure à 5g/cm^3 et qui forment des sulfures insolubles (LE GUILLOU, 2009). Les chimistes définissent ces éléments selon leurs propriétés métalliques et un nombre atomique > 20 ou des éléments de la classification périodique formant des cations en solution (tableau 01). A présent, ils sont appelés «éléments à traces métalliques» -ETM- ou par extension «éléments traces» à cause de leur toxicité chez les organismes vivants et leurs caractères polluants pour l'environnement (SIDHOUM, 2019).

Tableau 01 : Classification périodique des éléments métalliques analysés

I		II										III										IV										V										VI										VII										VIII																																																																		
1	H																					26																					26																					26																					26																					26																					2	He
2	Li	Be																					29	Cu																					24	Cr																					48	Cd																					5	B	C	N	O	F	Ne																																	
3	Na	Mg																					30	Zn																					25	Mn																					28	Ni																					13	Al	Si	P	S	Cl	Ar																																	
4	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr																																																																																																														
5	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe																																																																																																														
6	Cs	Ba	Lu	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn																																																																																																														
7	Fr	Ra	Lw	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Uun	Uuu	Uub																																																																																																																				

Li : Solide à 25°C, sous 1 bar
He : Gaz à 25°C, sous 1 bar
Br : Liquide à 25°C, sous 1 bar
Tc : Obtenu par synthèse

■ Métaux
■ Semi-conducteurs
■ Non-métaux
■ Gaz nobles
■ Lanthanides et actinides

Série des Lanthanides														
57	La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb
Série des Actinides														
89	Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No

(BELABED, 2010)

1.2.1. Les métaux essentiels :

Ce sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques. Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn) et du fer (Fe) (BENHAMED, 2016).

1.2.2. Les métaux toxiques :

Même à faible concentration, ces éléments ont un caractère polluant avec des effets nocifs pour les organismes vivants. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas, entre autre, du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd) (BEHANZIN et al, 2014).

1.3. Origines Naturelles et humaines des métaux lourds dans l'environnement :

Les métaux lourds sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biologiques. Les activités industrielles et technologiques diminuent cependant le temps de résidence des métaux dans les roches, ils forment de nouveaux composés métalliques, introduisent les métaux dans l'atmosphère par la combustion de produits fossilifères. Ils résultent également d'une contamination d'origine humaine (BENHAMED, 2016).

1.3.1. Les sources naturelles :

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (ARANGUREN, 2008). Ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge. Ce fond pédo-géochimiques local résulte des phénomènes naturels géologiques, pédogénétiques et autres (AISSAOUI, 2012).

1.3.2. Les sources anthropiques :

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation du flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (OTMANI, 2018).

La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usines) et urbaines (gazes d'échappements, etc...). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Comme sources d'apports diffus, nous avons les poussières et aérosols provenant des chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Cependant, les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (OTMANI, 2018).

Les Pratiques agricoles peuvent être une source importante de pollution des sols et ce par le traitement des cultures avec des produits à base de cuivre (fongicides) ou les apports d'engrais, de lisiers, de boues ou de composts qui peuvent contenir du cadmium, du zinc, du plomb, du mercure ou du chrome..etc (AISSAOUI, 2012).

La pollution industrielle et la source connue de pollution provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et la métallurgie. Les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le zinc, le plomb et le cadmium (OTMANI, 2018). Les différentes sources naturelles des métaux lourds dans le sol sont présentées dans la figure 1, en précisant le fond pédogéochimique naturel et les sources anthropiques des pollutions métalliques.

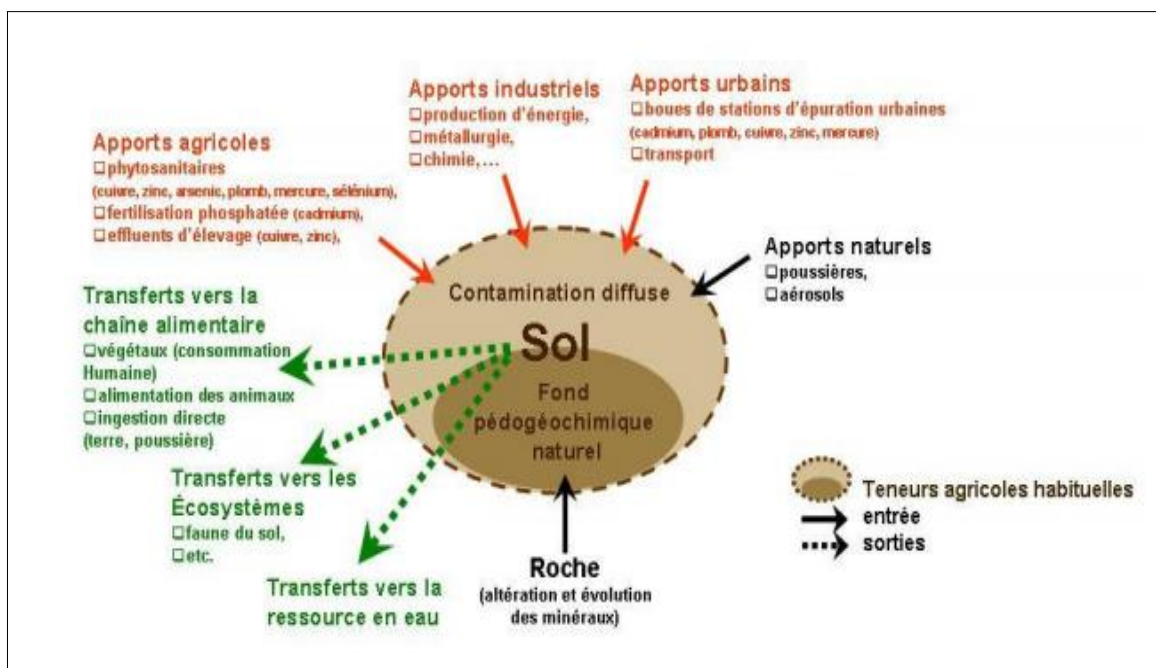


Figure 01: Différentes sources et cibles des polluants métalliques (HALLI, 2016)

1.4. Utilisation des métaux lourds :

Les différentes utilisations industrielles des métaux lourds dans le monde sont présentées dans le tableau N°2.

Tableau 02: Utilisation actuelle courante des métaux dans l'industrie (entre parenthèses : abondance moyenne de chaque élément dans la croûte terrestre)

Métal	Utilisation	Métal	Utilisation
Al (8.1 %)	transport 25 % bâtiment 20 % emballage 20 % construction électrique 10 % autre 25%	Ni (75 ppm)	acier inoxydable 65 % alliages de nickel 15 % aciers et fontes alliées 7.5 % revêtements de surface 7.5 % autres 5 %
Cd (0.1 ppm)	piles 70 % pigments 13 % autres usages industriels 17 %	Hg (20 ppb)	cellules d'électrolyse 50 % construction électrique 25 % autres 25 %
Cr (100 ppm)	aciers inoxydables 65 % chimie et réfractaires 20 % utilisations métallurgiques diverses 15 %	Pb (10 ppm)	batteries 70 % laminés et munitions 10 % chimie 10 % autre 10 %
Co (25 ppm)	superalliages 72.6 % aimants 9 % carbures cémentés 3.4 % céramiques 9.6 % chimie (pigments catalyseurs,	Zn (80 ppm)	galvanisation 50 % pièces moulées 15 % laiton et autres métaux d'alliages 20% demi-produits 5 %

	agents siccatifs...) 5.4 %		chimie et autres 10 %
Cu (50 ppm)	construction électrique 55 % bâtiment 20 % équipement industriel 10% transport 5 % autres 10 %	Sn (2 ppm)	fer blanc 30 % soudure 30% chimie 15 % étain ouvré et divers 25 %
Fe(5.0%)	sidérurgie 99% autres 1%	Mo (1.5 ppm)	ferro-molybdène et alliages 70 % chimie (catalyseurs) 30 %

(SIRVEN, 2006).

ppm : partie par million, soit 10^{-6} . 1 ppm = 0.000 1 %. ppb : partie par milliard (« billion »), soit 10^{-9} . 1 ppb = 0.000 000 1 %.

1.5. Toxicité des métaux lourds :

1.5.1. Effet des métaux lourds sur les plantes :

Les plantes, comme les invertébrés, réagissent de façon différente selon les variétés. Certaines sont peu ou pas tolérantes et meurent au contact des métaux lourds. D'autres ont des réactions de défense, et freinent l'absorption en sécrétant des acides qui vont augmenter le pH et par conséquent réduire la mobilité des éléments traces. D'autres enfin, sont tolérantes aux métaux, et même les accumulent, les concentrent (AISSAOUI, 2012).

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement: chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage... A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS). Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (REMON, 2006).

1.5.2. Effets sur la santé :

Le risque sur la santé humaine est d'abord associé aux propriétés des métaux lourds à polluer les eaux, l'atmosphère, les aliments et les sols. Et dépendent également de leur concentration, du contexte environnemental, de la possibilité de passage dans la chaîne du vivant (BENHAMED, 2016).

Quelques métaux lourds, comme Zn, Cu, Cd et Fe, sont indispensables à la croissance et au bien-être des organismes vivants. Néanmoins ils sont toxiques quand les niveaux de concentration deviennent supérieurs à ceux qu'ils requièrent normalement. D'autres éléments, comme le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd), ne sont pas indispensables aux activités métaboliques et manifestent des propriétés toxiques (BENHAMED, 2016). Tableau 03 présent les Principaux effets des métaux lourds sur la santé.

Tableau 03: Effets de certains métaux lourds sur la santé.

Métaux	Effet sur la santé
Arsenic	<ul style="list-style-type: none"> • Cancérogène et atteinte de différents organes (foie, système nerveux, peau...); • Pas d'organes- cibles pour les expositions de longues durées.
Cadmium	<ul style="list-style-type: none"> • Potentiel toxique élevé ; • Dommages rénaux pour des expositions chroniques à faible dose : • Oxydes, chlorures, sulfates et le cadmium sont classés cancérogènes
Chrome	<ul style="list-style-type: none"> • Chromates endommagent le système respiratoire pour des expositions à long terme ; • Trouble dermatologiques, anémie ; • Composés avec du chrome VI responsable d'eczéma: Cr VI cancérogène (groupe A1: cancer prouvé chez l'homme)
Cuivre	<ul style="list-style-type: none"> • Effet irritant par inhalation, allergie par contact : • Lésion du foie par voie orale sur période longue
Mercure	<ul style="list-style-type: none"> • Tous les composés du mercure sont toxiques à de faibles doses : • Cerveau et rein touchés : • Intoxication chronique responsable de dommages irréversibles sur le système nerveux central et périphérique : • Sous la forme organique peut perturber le développement du fœtus
Nickel	<ul style="list-style-type: none"> • Allergie par contact avec la peau et par présence dans la nourriture pour personne sensible : • Composés du nickel sont cancérogènes (groupe A1) pour le nez, poumon
Plomb	<ul style="list-style-type: none"> • Entraîne l'anémie forte dose : • Perturbe le système nerveux et les reins : • Effet mutagène de l'acétate et du phosphate de plomb (expérience animale)
Vanadium	Effet irritatif à forte dose pour les yeux, le nez, les bronches
Zinc	<ul style="list-style-type: none"> • Pas d'effet cancérogène du zinc par voie orale ou par inhalation : • Mais, le chromate de zinc est cancérogène

(GHALI, 2008)

1.6. Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte:

1.6.1. Le plomb :

Le plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole Pb et de numéro atomique 82. Le plomb est un produit naturel de la désintégration de l'uranium. Le Pb natif est rare. Le plomb est un élément présent dans au moins 240 minéraux naturels (sulfites, sulfates, carbonates, oxydes, hydroxydes et phosphates). La galène (PbS) est la principale minérale source de plomb, suivi par la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄) (Dion, 2016).

Le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais mais aussi à de nombreux autres éléments: Fe, Cu, Cd, Bi, Sb, Ge, As, Ag, qui sont en grande partie (sauf Fe) récupérés lors des opérations métallurgiques (BELABED, 2010).

Tableau 04: Usages courants des composés de plomb.

Application	Formule chimique
Impression du coton	Pb(CH ₃ COO) ₂ ,
Conservation du bois	Tributylacétate de plomb
Cosmétique et désinfectant	Pb(CH ₃ COO) ₂
Email, glaçure	PbS
Semi-conducteur	PbS, PbSe, Pbte
Catalyseur pour la polymérisation du polyuréthane	PhPb(OAC) ₃
Céramique	PbSi ₂ O ₅
Mastic et allumettes	PbO, PbO ₂ , Pb ₃ O ₄ .
Maquillage	PbS
Teinture des textiles	Pb(NO ₃) ₂ ,
Oxydant dans les feux d'artifices	PbO ₂

(Dion, 2016)

1.6.1.1. Utilisation de plomb :

Du fait de ses propriétés physiques (densité élevée, point de fusion bas, malléabilité, résistance à la corrosion et imperméabilité), le plomb est un métal largement utilisé depuis la période antique. Extrait de minerais pour la production d'ustensiles, de récipients, de conduites, de soudure et de monnaies, le plomb a connu son apogée à l'époque romaine, avant de reprendre son envol avec la révolution industrielle où une demande sans précédent (Chanel et al., 2017). Tableau 04 présent les pluparts des utilisations de plomb.

1.6.1.2. Toxicité du plomb :

✚ Toxicité du plomb sur l'être humain

Le plomb est un métal lourd, toxique même à des niveaux très faibles d'exposition, qui entraîne des effets aigus et chroniques sur la santé humaine. Il peut causer des troubles des systèmes nerveux, cardiovasculaire, rénal, gastro-intestinal, hématologique et reproducteur. Le type et la gravité des effets dépendent du niveau, de la durée et du moment de l'exposition. Le plomb s'accumule dans les os, ce qui peut constituer une source d'exposition par la suite. Ses composés organiques, par exemple ses dérivés tri- ou tétra-alkylés, sont plus toxiques que ses formes inorganiques (UNEP, 2010).

✚ Toxicité du plomb sur les végétaux :

Bien que faible et rapidement séquestrée dans les cellules, la fraction de plomb pénétrant dans la symplaste cause par la suite une grande diversité d'effets néfastes dans les plantes. Ces effets, ayant fait l'objet de très nombreuses études et revues bibliographiques, varient fortement en fonction de la durée d'exposition au polluant, de l'intensité du stress métallique, du stade de développement de la plante, des organes considérés ainsi que des espèces végétales étudiées (HALLI, 2017).

1.6.2. Le zinc :

Le zinc est un élément chimique, de symbole Zn et de numéro atomique 30. Le zinc est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène et d'autres composés non-métalliques, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène. L'état d'oxydation unique du zinc est +2 (appelé ion zincique), ainsi la géochimie du zinc est relativement peu complexe et l'on note un comportement chalcophile assez marqué par une association fréquente avec le soufre (ARANGUREN, 2008).

1.6.2.1 Utilisation de Zinc :

Le zinc est utilisé dans de nombreux domaines. En métallurgie, il est utilisé pour la galvanisation du fer et de l'acier, technique servant à les protéger de la corrosion. On le retrouve également dans des pièces de quincaillerie pour la construction (plomberie-

chauffage), des accessoires automobiles. L'oxyde de zinc est utilisé dans l'imprimerie, la teinture, les allumettes, etc. On l'utilise également sous forme de sulfure de zinc dans des agents de conservation du bois et il est présent dans certains pesticides et la nourriture animale. Outre les rejets dus aux utilisations citées, des émissions de zinc se produisent également lors de la combustion de charbon et d'huiles lourdes pétrochimiques ainsi que lors d'incinération de déchets. Les émissions de zinc dans l'environnement sont donc aussi bien industrielles que domestiques (NAERT, 2017).

1.6.2.2 Toxicité du Zinc :

✚ La toxicité chez les humains :

Trois voies d'entrée dans le corps humain sont à considérer (DOILLON, 2010). :

- L'inhalation : L'inhalation de poussières contenant du zinc est généralement due aux industries et touche principalement les ouvriers. La conséquence la plus fréquente de cette inhalation est une maladie aiguë présentant divers symptômes: fièvre, douleurs musculaires, nausées, fatigue, et des troubles respiratoires. En général, les effets respiratoires disparaissent en un à quatre jours (DOILLON, 2010).
- Le contact cutané : L'effet observé est une irritation qui dépend du type de zinc incriminé. Ainsi, le chlorure de zinc est clairement l'espèce de zinc la plus irritante, puis vient l'acétate de zinc et le sulfate de zinc. L'oxyde de zinc n'a, à priori pas d'effet irritant sur la peau (DOILLON, 2010).

Contrairement à l'effet potentiellement nocif du zinc sur la peau décrit ci-dessus, il convient de noter que le zinc est un complément bien connu pour le traitement topique de plaies et de plusieurs affections dermatologiques (DOILLON, 2010).

- L'ingestion : En raison de sa nature comme un oligo-élément essentiel, l'absorption orale de petites quantités de zinc est essentielle pour la survie. L'apport nutritionnel recommandé (ANR) pour le zinc est de 11 mg par jour pour les hommes et 8 mg par jour pour les femmes. Ces valeurs sont nettement inférieures à la valeur de la Dose Létale 50 (DL50). Cet indicateur mesure la dose de substance causant la mort de 50 % d'une population animale donnée (souris ou rats) qui a été estimée à 27g de zinc par jour. En général, l'absorption d'une telle quantité est peu probable, car cela correspond environ à une absorption de 225 à 400 mg de zinc. Les symptômes immédiats après l'absorption de quantités toxiques de zinc sont des douleurs abdominales, des nausées

et des vomissements. On peut aussi observer de l'anémie et des vertiges (DOILLON, 2010).

La toxicité chez les végétaux :

Les symptômes de toxicité au zinc chez les plantes sont observés par un retard de croissance et de flétrissements des parties aériennes. Un autre symptôme fréquemment observé est la chlorose, qui entraîne un jaunissement des feuilles entre les nervures. Un excès de zinc perturbe le bon fonctionnement cellulaire en dégradant les chloroplastes et l'absorption de minéraux tels que le phosphore, magnésium et manganèse, ce qui perturbe la synthèse de chlorophylle (ABDELSADOK et al., 2018).

1.6.3. Le cuivre :

Elément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole Cu et N29. Il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments). L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (BELABED, 2010). Le cuivre (Cu) est un constituant de la croûte terrestre, présent dans le sol sous forme de minéraux. On rencontre le cuivre sous plusieurs formes chimiques solubles (chlorure de cuivre, sulfate de cuivre...) (LE GUILLOU, 2009).

1.6.3.1 Utilisation de cuivre :

Le cuivre est utilisé pour l'électricité, l'électronique et les télécommunications; il sert à fabriquer des câbles d'alimentation électrique, des puces électroniques, des câbles de télédistribution et des batteries. Il est employé dans la construction pour la plomberie, la robinetterie et les valves. En architecture, ses composés donnent aux toitures une couleur verte caractéristique, résultat de l'oxydation du cuivre. Le cuivre est également utilisé dans les transports, la machinerie, la marine et l'armement. Finalement, les propriétés antibactériennes, fongicides et algicides du cuivre en font un produit utilisé dans les hôpitaux et pour l'aquaculture. Certains de ses isotopes connaissent également des applications médicales (Dion, 2016).

1.6.3.2. Toxicité de cuivre :

✚ Toxicité chez l'homme :

- Toxicité aiguë : Chez l'homme, des symptômes de toxicité aiguë se manifestent par des diarrhées, nausées, vomissements, irritations intestinales. 1gramme de CuSO₄ constitue une dose mortelle ; pour plus de 44 mg/l d'eau de boisson, il y a manifestation de gastro-entérites (ABDELSADOK et al., 2018).
- Toxicité chronique : Le Cu est un stimulant du système nerveux. En excès, il provoquerait un syndrome schizophrénique. L'insomnie des adultes et le sommeil léger des personnes âgées sont probablement induits par une *hypocuprémie*. Bien que la plus grande partie du Cu soit éliminée par voie biliaire, une surcharge en Cu entraîne une fuite rénale augmentée du Cu ultra-filtrable. Il s'en suit une nécrose des cellules rénales. Les maladies du foie sont également corrélées à une surcharge hépatique en Cu. Le Cu peut présenter une toxicité chronique, comme l'illustre le syndrome ICC (Indian Childhood Cirrhosis) décrit sur les jeunes enfants en Inde. Il s'agit d'une dégénérescence hépato-lenticulaire du foie. Le Cu ne serait pas le seul responsable de l'ICC et la plupart des auteurs s'accordent à envisager le rôle d'une déficience génétique (SLATNI, 2014).

✚ Toxicité chez les plantes :

Le cuivre joue un rôle déterminant dans la formation des protéines. Il régule différents processus enzymatiques des tissus végétaux, principalement l'oxydase, qui influence à son tour le métabolisme de l'azote. On peut donc dire que le cuivre a un rôle très important dans le métabolisme de la plante. Le cuivre est assimilé par les plantes sous forme de Cu⁺⁺ et vraisemblablement aussi sous forme de complexes organiques contenant peu de molécules, et en partie à partir de complexes inorganiques. La concentration la plus faible de cuivre dans le sol pour laquelle des effets phytotoxiques ont été observés est de 50 mg Cu·kg⁻¹ de sol sec. Les symptômes typiques de la toxicité du cuivre chez les plantes incluent l'apparition de feuillage vert foncé suivie par l'induction d'une chlorose ferrique, des racines épaisses, courtes ou barbelées et un enracinement réduit. Des teneurs très élevée de cuivre dans le sol inhibe la croissance des racines et diminue le rendement des récoltes. Le feuillage présente une chlorose proche de celle observée lors d'une carence en fer. Le cuivre en excès endommage le plasmalemme. Dans le sol le cuivre réagit avec le fer, ce qui provoque une carence en fer pour

la plante (chlorose). Il réduit l'activité microbienne dans le sol et donc la vitesse de décomposition de la matière organique (ABDELSADOK et al., 2018).

1.6.4. Le cadmium :

Le cadmium est un métal blanc argenté avec des teintes bleu appartenant à la famille des métaux de transition. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48 et une masse atomique de 112,4 g/mol. Le cadmium se trouve souvent associé dans les roches aux éléments du même groupe, comme le zinc et le mercure. La valence Cd^{2+} est la valence la plus souvent rencontrée dans l'environnement et est vraisemblablement la seule valence du cadmium dans les systèmes aqueux (ZORRIG, 2011).

1.6.4.1. Utilisation du cadmium :

Le cadmium est utilisé dans la métallurgie pour la fabrication d'alliages, dans l'industrie pétrochimique comme stabilisant de certains plastiques. On le retrouve également dans les baguettes de soudure, gaz d'échappement, dans certains accumulateurs électriques, dans la production de certains pigments, le tabac ou certains intrants agricoles phosphatés (NAERT, 2017).

1.6.4.2 Toxicité du cadmium :

Toxicité chez l'homme :

➤ Toxicité aiguë : Le cadmium présente des risques chez le consommateur, même à de faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie), et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées (TEKOUK et al., 2018).

➤ Toxicité chronique : L'exposition chronique au cadmium, par inhalation ou ingestion, a comme conséquence des atteintes rénales qui peuvent continuer de progresser même après la cessation de l'exposition (GHALI, 2008).

L'exposition de longue durée par inhalation à de faibles doses causer une diminution de la fonction pulmonaire et l'emphysème (GHALI, 2008).

Même si l'absorption par ingestion est basse, l'exposition chronique à des niveaux élevés de cadmium dans la nourriture peut causer des désordres

osseux, incluant l'ostéoporose et l'ostéomalacie. L'ingestion à long terme, par une population japonaise, d'eau et de nourriture contaminées par le cadmium, a provoqué la maladie « itai-itai » (aie-aie). Elle se caractérise par des douleurs au dos et dans les articulations, de l'ostéomalacie (rachitisme adulte), des fractures osseuses, et occasionnellement des défaillances rénales (GHALI, 2008).

Les autres conséquences de l'exposition chronique au cadmium sont l'anémie, la coloration jaunâtre des dents, la rhinite, l'ulcération occasionnelle du septum nasal, les dommages au nerf olfactif et la perte de l'odorat (GHALI, 2008).

Toxicité chez les plantes :

Le cadmium n'a aucune fonction biologique connue, et il est toxique à de faibles concentrations. Les symptômes que présente une plante cultivée en présence de cadmium sont l'inhibition de la croissance, la diminution de sa biomasse, la chlorose, la nécrose, la perturbation des flux d'eau, la déficience en phosphore et en azote, l'accélération de la sénescence l'apparition du retard dans le développement des jeunes pousses et des perturbations de la photosynthèse (AZIZI,2017).

1.6.5. Le chrome :

Le chrome (Cr) est un métal blanc grisâtre, dur, très résistant à l'usure qui existe pratiquement à tous les niveaux d'oxydation, entre (-II) et (+VI). Les trois valences les plus représentées sont : (0) (métal et alliages), (III) (composés chromiques) et (VI) (chromate CrO_4^{2-} , dichromate $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). Le chrome existe également dans des états d'oxydation moins stables comme le Cr(II), le Cr(IV) et le Cr(V). Le chrome est présent naturellement dans l'environnement (environ 0,02% de la croûte terrestre) essentiellement sous forme Cr(III) dans son principal et seul minerai à valeur économique, la chromite, qui contient un mélange d'oxydes métalliques. Seule une petite quantité de Cr(VI) se trouve naturellement dans l'environnement, dans la crocoïte (PbCrO_4) et la lopézite ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). La majeure partie du Cr(VI) présent dans l'environnement résulte de l'activité anthropogénique. Dans cet état d'oxydation, il est relativement stable dans l'air et dans l'eau pure, mais est réduit à l'état trivalent au contact de la matière organique dans le sol, l'eau et par les organismes vivants. La

forme métallique pure Cr(0) se produit rarement naturellement, elle est également principalement produite à partir des sources anthropogéniques (ANSELMETTI, 2017).

1.6.5.1. Utilisation de chrome :

Le chrome trouve de nombreuses applications industrielles : les chromâtes, le mordantage des tissus, les pigments (industrie des peintures), le tannage des cuirs, la métallurgie (ferrochrome, les aciers au chrome, les alliages avec Co, Mn et Ni), le chromage, les conservateurs du bois, fongicides (DEHON et al., 2001).

1.6.5.2. Toxicité de chrome :

Toxicité chez l'homme :

La toxicité du chrome dépend non seulement de sa concentration mais aussi de son degré d'oxydation. En effet, il est communément admis que le chrome (VI) est beaucoup plus toxique que le chrome (III). Le chrome (III) est un nutriment essentiel pour les êtres vivants puisqu'il joue un rôle indispensable dans le métabolisme glucidique comme activateur de l'insuline. Cependant une carence peut provoquer des problèmes au cœur, des perturbations du métabolisme et du diabète. L'absorption excessive de chrome peut aussi provoquer des problèmes de santé, telles que des éruptions cutanées, l'anémie et même le cancer. Un contact avec du chrome contenu dans l'eau, des poussières ou des particules de sol provoque des allergies cutanées. Les dérivés du chrome peuvent conduire à des lésions caractéristiques appelées « pigeonneau » ou « rossignol ». Elles débutent par des fissures douloureuses qui s'accroissent progressivement et deviennent des ulcérations. Outre ces lésions typiques, on peut observer des dermatoses eczématiformes, et dans certains cas, le développement d'une dermatose de contact d'origine allergique, et plus rarement de l'acné. L'ingestion d'un sel de chrome (VI) ou chrome (III) cause une nécrose sélective des cellules des tubes proximaux. Après ingestion, les premiers signes d'une gastroentérite hémorragique apparaissent, suivis d'une insuffisance hépatocellulaire avec ictère et syndrome de coagulation intercellulaire disséminée. Les tests de toxicité effectués, sur différents organismes, ont montré que des concentrations supérieures à 100 mg de Cr (VI)/Kg de poids peuvent devenir létales pour l'homme. Le chrome (VI) est dangereux pour la santé, principalement pour les personnes travaillant dans l'industrie de l'acier et du textile. Les personnes qui fument du tabac ont aussi un risque plus important

d'exposition au chrome. Le chrome (VI) peut avoir d'autres conséquences qui sont éruptions cutanées, estomac dérangé et ulcères, problèmes respiratoires, système immunitaire affaiblis, dommage au foie et aux reins, il peut aussi altérer le matériel génétique et provoquer des cancers (MARZOUK TRIFI, 2012).

Toxicité chez les plantes:

Le Cr et plus particulièrement le Cr(VI) est un élément très toxique aussi bien pour la faune que pour la flore. Cette toxicité a notamment été démontrée à différents degrés et étapes du stade de croissance et développement des plantes. Le Cr est toxique pour la majorité des plantes supérieures à partir de 100 μM par kg de masse sèche. Le Cr engendre une diminution de croissance et de développement des végétaux et modifie la capacité de germination des graines. Des concentrations de 0.5 mg L^{-1} en solution et de 5 mg kg^{-1} dans le sol se sont révélées toxiques pour les plantes (GANIER, 2009).

1.7. Les sols contaminés par les métaux lourds dans le monde :

Aux États-Unis, le 8 mai 2012, 1305 sites sont inscrits dans la liste NPL (National Priority List), mais le nombre réel de sites pollués est sûrement plus élevé. Une proportion de 77% des sites inclus sur la NPL, sont contaminés par des métaux et 87% d'entre eux sont également contaminés par des composés organiques. Pour les pays membres de l'European Environment Agency (EEA), approximativement 250000 sites nécessitent une dépollution. Les prévisions de l'EEA estiment à environs 3 millions les sites potentiellement pollués. Plus de 80000 sites ont été décontaminés dans les 30 dernières années dans les pays où les données sont disponibles. Bien que les causes de pollution soient légèrement différentes d'un pays à l'autre de l'Europe, les activités industrielles, commerciales ainsi que le traitement et l'enfouissement des déchets sont les plus importantes sources de pollution (BISONE, 2012).

1.8. Les méthodes de dépollutions des sols contaminés :

La dépollution des sites contaminés par des sources de pollution variées est contrainte par différents facteurs, la nature de la pollution étant le premier. Toutefois, la dépollution d'un site encore en activité sera beaucoup plus contraignante que celle d'un site fermé. Les traitements proposés peuvent être définis en trois grandes familles:

Les procédés «in situ», réalisés dans le sol en état;

Les procédés «on site» ou «sur site», traitements sur place des sols excavés;

Les procédés «hors site» ou «off site» ou «ex situ», nécessitant l'évacuation.

Ces différents procédés sont dépendants d'un facteur de temps, sachant que les traitements «in situ» demandent un temps plus long que ceux réalisés hors site. Enfin, le type de traitement choisi dépendra également de la nature du ou des polluants, certains d'entre eux présentant la caractéristique d'être biodégradables et d'autres non.

Ainsi trois méthodologies peuvent s'appliquer pour le traitement de polluants non biodégradables (figure 02):

Les traitements physico-chimiques;

Les traitements thermiques (NOURI et al., 2016).

Les méthodes biologiques.

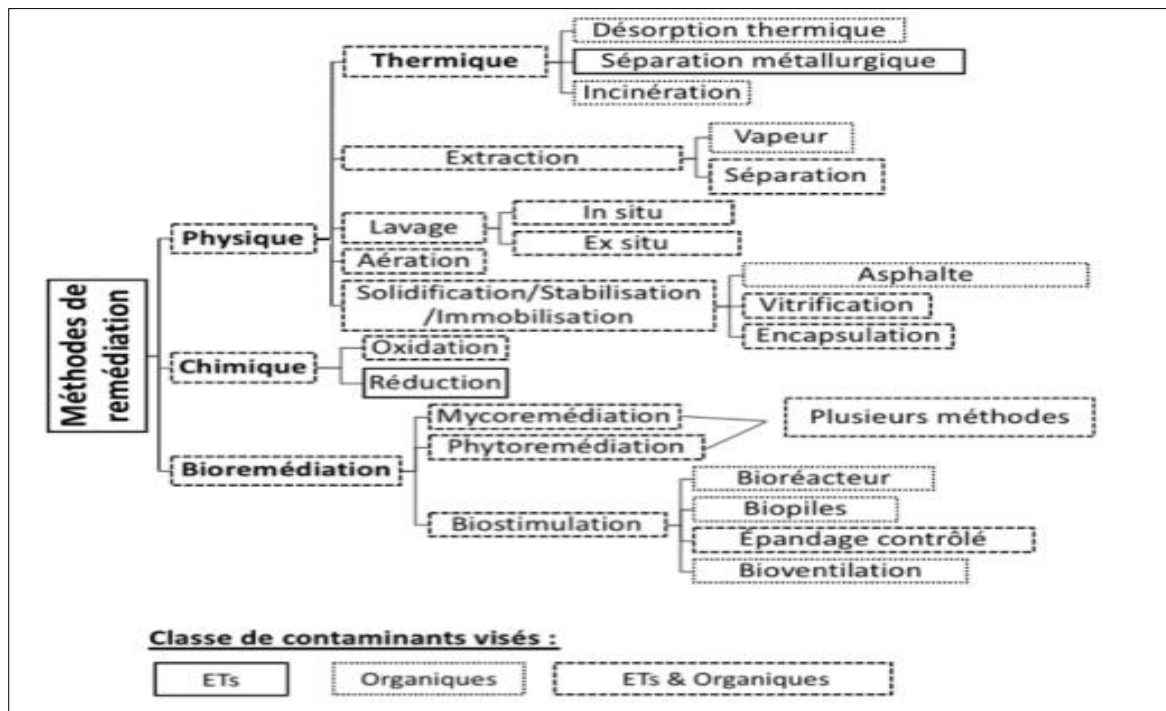


Figure 02: Méthodes de remédiation de sols contaminés aux éléments traces (ETs), aux composés organiques ou aux deux (ROBICHAUD, 2019).

1.8.1. Les méthodes biologiques :

1.8.1.1. Bioremédiation

Parmi les techniques de dépollution et de réhabilitation des sols (physiques, chimiques et biologiques), la bioremédiation (détoxification ou minéralisation d'un polluant par les

organismes vivants) des sols in situ semble être une méthode d'intérêt d'un point de vue économique et écologique. Contrairement aux autres procédés (incinération, lessivage du sol...) où les polluants sont souvent transférés et non détruits, la biodégradation peut permettre la minéralisation du xénobiotique, et donc sa disparition. Les technologies de traitement biologique des sols pollués sont en plein essor. Le développement de nouveaux procédés impliquant des organismes vivants représente une solution alternative écologique, mais également moins coûteuse que les procédés chimiques ou thermiques actuellement utilisés. De plus ces méthodes, appelées bio-dépollution ou bioremédiation, sont particulièrement adaptées au traitement de volumes de sols importants et à l'assainissement in situ. La bioremédiation est basée sur les capacités épuratrices des systèmes biologiques présents dans la nature: microorganismes (bactéries, champignons, algues) ou organismes supérieurs (végétaux), qui développent spontanément des processus de dégradation ou de transformation de composés organiques ou minéraux. Ces processus de transformation des déchets sont essentiels pour le bon déroulement des cycles biochimiques vitaux (VERDIN et al., 2004).

1.8.1.1.1. Mycorémediation :

La bioremédiation à l'aide de champignons est appelée mycoremédiation. En effet, les champignons représentent plus de 75% de la biomasse microbienne du rend leur utilisation comme alliés une solution stratégique dans la décontamination des sols. Les chercheurs, ont rapporté qu'environ 72,000 espèces de champignons ont été répertoriées et que près de 700 à 1500 nouvelles espèces s'ajoutent à ce nombre chaque année. À l'aide de leurs hyphes à croissance rapide, ils influencent la structure du sol avec des mécanismes électrostatiques, adhésifs et structuraux. De plus, ils jouent un rôle majeur dans la décomposition de la matière organique. Leurs hyphes effectuent une importante translocation de composés variés grâce à des mécanismes de diffusion active et passive. Cela permet aux champignons de transporter des nutriments entre des régions à fortes concentrations dans le sol (source) vers des régions à faibles concentrations (puits). Cette capacité peut être mise au profit de la bioremédiation en effectuant le transport de contaminants (ROBICHAUD, 2019).

1.8.1.1.2. Phytoremédiation :

La phytoremédiation « phyto » = plante et « remedium » = rétablissement de l'équilibre, remédiation. La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour extraire ou transformer les polluants organiques et aussi inorganiques (plus particulièrement les métaux lourds). Les aspects technologiques d'efficacité, de coût du traitement et les aspects économiques sont abordés (HUYNH, 2009). Plus précisément les différents types de stratégies de phytoremédiation, utilisés dans la dépollution des métaux lourds sont décrits dans les Figures 03 et 04.

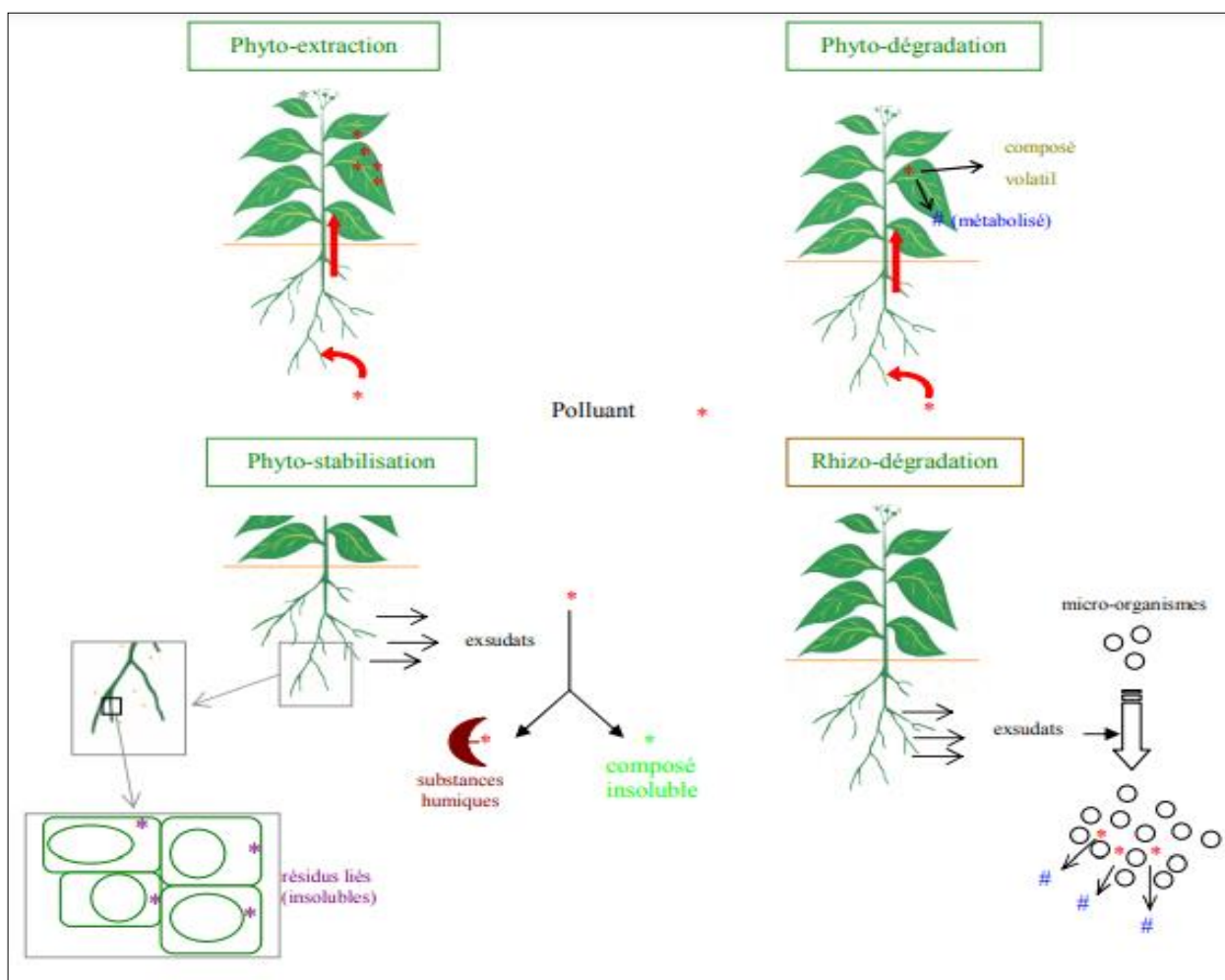


Figure 03: Principaux mécanismes de phyto-dépollution : phyto-extraction, phyto-dégradation, phyto-stabilisation et rhizo-dégradation (VILA, 2006).



Figure 04: mode d'action des plants sur les polluants des sols (LOUIS MOREL, 2012).

La phytoremédiation est basée sur la culture de plantes possédant des propriétés de tolérance et d'accumulation de ces métaux. Elles vont ainsi être capables, grâce à ces propriétés particulières, d'extraire et d'accumuler les métaux dans leurs parties récoltables. Ces plantes accumulatrices sont capables d'accumuler jusqu'à 1% de leur matière sèche en métaux lourds, ce qui est un taux très supérieur à la normale (DABOUINEAU, 2005). L'idée d'utiliser les plantes pour la réhabilitation environnementale est ancienne, puisqu'il y a 300 ans les hommes utilisaient déjà les plantes pour le traitement de l'eau (KIRPICHCHIKOVA, 2009).

1.8.1.1.2. 1. Les types de Phytoremédiation :

- Phytovolatilisation : Utilisation de plantes qui absorbent des contaminants organiques et autres produits toxiques, transformant ceux-ci en éléments volatiles peu ou pas toxiques et les relâchant dans l'atmosphère via leurs feuilles (HUYNH, 2009).
- La phytostabilisation : utilise le couvert végétal pour diminuer la mobilité et la biodisponibilité des métaux présents dans le substrat et, dans l'idéal, immobiliser les métaux in situ. Les plantes utilisées en phytostabilisation sont des espèces métallo-tolérantes adoptant une stratégie d'exclusion. Les métaux sont piégés au niveau de la racine, diminuant les risques de lessivage vers les eaux souterraines ou encore

l'entraînement par érosion éolienne ou hydraulique. Cette technique est souvent complétée par l'ajout d'amendements organiques ou minéraux. (KIRPICHCHIKOVA, 2009).

- La phytodégradation : désigne la dégradation des polluants organiques par la plante elle-même, à travers son activité métabolique, au niveau des parties aériennes et/ou racinaires (ce qui suppose alors l'absorption du polluant au préalable), ou en dehors de la plante via la production d'enzymes extra-racinaires (exsudats). Les plantes secrètent de nombreuses enzymes pouvant contribuer à la métabolisation des POP dans la rhizosphère. Cette détoxification se traduit par l'oxydation du contaminant suite à l'action de laccases, de peroxydases, de déhalogénases, de déhydrogénases, de nitroréductases, nitrilases, ainsi que des cytochromes P450 (MEGLOULI, 2020).
- Phytoextraction : les végétaux absorbent, par leur système racinaire, les éléments nutritifs qui leur sont indispensables et les transfèrent en grande partie vers les parties aériennes. Ils font de même avec les éléments toxiques lorsque ceux-ci sont biodisponibles. La masse des parties aériennes des plantes étant la plupart du temps supérieure à celle du système racinaire, la phytoextraction est le processus permettant de pousser le plus loin une solution de phytoremédiation. Certaines plantes s'avèrent naturellement hyper accumulatrices pour des éléments (accumulation > 1mg/g de matière sèche). Si les plantes sont récoltées et incinérées il est possible de récupérer dans les cendres les métaux intéressants pour les valoriser (phytomining) (VAVASSEUR et al., 2009).
- La rhizodégradation ou phytostimulation : Elle correspond à la dégradation des polluants grâce à la stimulation de l'activité des micro-organismes localisés dans la région du sol directement formée et influencée par les racines (la rhizosphère). La plante fournit la source de carbone nécessaire à la croissance de la microflore rhizosphérique (bactéries, champignons saprotrophes) via son exsudation racinaire et permet l'aération du sol. Elle peut être mise en œuvre sur des sols industriels ou agricoles, éventuellement multi-contaminés, et s'applique à divers contaminants organiques tels que les solvants chlorés, les HAP, les PCB et les pesticides. Comme toutes les autres techniques de phytoremédiation, la principale contrainte reste la possibilité d'établir un couvert végétal conséquent et donc que le sol à traiter présente une fertilité suffisante, c'est-à-dire une ressource en eau disponible, la présence d'éléments nutritifs, une bonne structure du sol et une faible phytotoxicité (MEGLOULI, 2020).

1.8.1.1.2.. Phytoremédiation assistée par les champignons mycorhiziens arbusculaires :

L'exploitation des CMA dans les technologies de phytoremédiation est une stratégie de restauration alternative pour la dépollution écologique et à faible coût des éléments traces métalliques dans les sols contaminés. Le succès de ces technologies repose sur le criblage de plantes et de champignons tolérants pour la restauration des sols. La phytostabilisation contribue à réduire la dispersion des polluants par les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) (SIDHOUM, 2019)(figure 05). De nombreux travaux ont montré la capacité des CMA à conférer une résistance aux plantes contre les ETM. Par ailleurs, l'effet positif de la symbiose mycorhizienne sur la phytoremédiation des sols pollués par les métaux présente un grand intérêt biotechnologique, car les plantes mycorhizées sont aussi efficaces pour extraire les métaux (Cu, Cd, Pb, Zn) que les plantes hyperaccumulatrices non mycorhiziennes. Les plantes mycorhizées améliorent également la phytostabilisation car les métaux (Zn, Cd, Cu) sont confinés aux hyphes et aux racines sans translocation de ces éléments dans les parties aériennes. En tant que tels, les métaux restent dans le sol et deviennent moins toxique et moins biodisponibles pour les autres organismes. Par conséquent, la manipulation et l'utilisation des CMA comme outil pour dépolluer les sols doivent être pris en compte dans les programmes de phyto-remédiation (SIDHOUM, 2019).

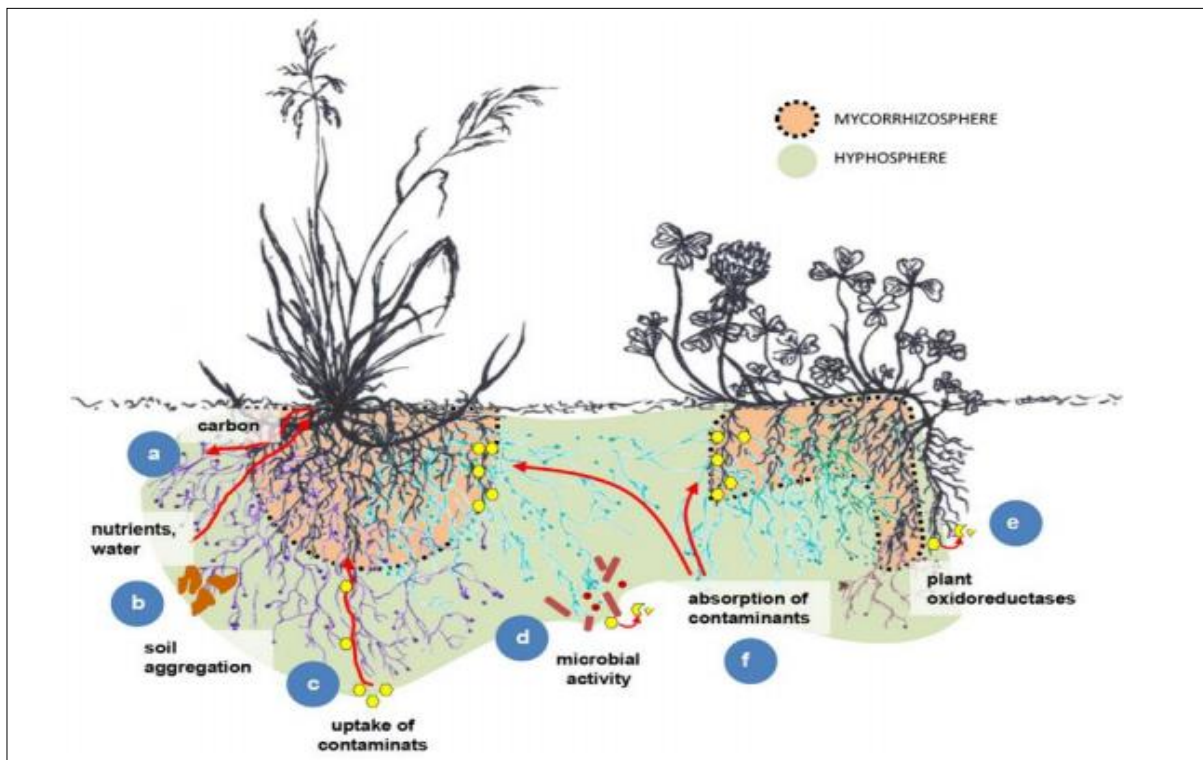


Figure 05 : Implication des champignons mycorhiziens arbusculaires dans la phytoremédiation du sol Contaminé par des hydrocarbures (MEGLOULI, 2020).

D'une manière générale, un moyen d'optimisation d'amélioration des performances de la phytoremédiation appliquée aux sols pollués pourrait résider dans l'inoculation mycorhizienne arbusculaire utilisée comme amendement biologique. En effet, les CMA vivant avec la majorité des espèces végétales et présents dans la plupart des sols naturels et anthropiques, présentent des intérêts multiples dans la phytoremédiation des sols pollués: Ils atténuent la phytotoxicité des polluants grâce à leur aptitude à stimuler les défenses des plantes contre les stress abiotiques comme les polluants. Ainsi les plantes mycorhizées, plus tolérantes aux conditions environnementales défavorables, présentent des taux de survie plus élevés sur des sols dégradés et arrivent à s'installer plus facilement que des plantes non mycorhizées en présence de polluants dans les sols. Ils augmentent l'accès des plantes aux éléments nutritifs dans la rhizosphère. Il en résulte une amélioration de la croissance des plantes mycorhizées et une meilleure installation dans des conditions défavorables. A titre d'exemple, il a été montré que le taux d'absorption du phosphore par unité de longueur de racine colonisée est 2 à 3 fois plus élevé que dans les racines non colonisées. Par ailleurs, il a été montré que la fertilisation, et plus particulièrement, les apports de phosphore permettent d'accroître la dissipation des polluants organiques que les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ils permettent d'explorer un volume de sol beaucoup plus important et par conséquent une dissipation plus élevée des polluants. En effet, l'élongation des hyphes extra- racinaires augmente la surface de contact entre les minéraux du sol et la racine. La longueur des hyphes a été estimée entre 81 à 111 m par cm de sol. De plus, ils peuvent explorer des zones non accessibles pour les plantes non mycorhizées pour y prélever l'eau et les nutriments et les transférer à la plante hôte. Ils favorisent l'élimination des polluants aussi bien métalliques qu'organiques. Les CMA contribuent à l'immobilisation des éléments traces métalliques dans les sols pollués en modifiant la structure du sol grâce à l'action du réseau mycélien et à la production de la glomaline. Celle-ci est détectée en grande quantité dans les fractions organiques du sol et possède une haute capacité à se lier aux éléments traces métalliques. Certains travaux, in situ, ont aussi montré que l'inoculation mycorhizienne peut favoriser la dissipation des polluants organiques persistants (LOUNES-HADJ SAHRAOUI, 2013).

1.8.1.1.2.3. Exemples de phytoremédiation assistée par les CMA : Différents travaux ont montré l'apport des CMA dans de la biodégradation des polluants organiques, à atténuer sa phytotoxicité et à améliorer la croissance végétale (tableau 05).

Tableau 05: Exemples de certains travaux portant sur la phytoremédiation assistée par les CMA

	Contaminants	Plante	Inoculum mycorhizien	Culture	Temps d'incubation	Croissance végétative	Transfert et accumulation	Références
	Zn et Ni (0, 1, 3 et 5 g.Kg-1 sol)	lentille (<i>Lens culinari</i>) et soja (<i>Glycine max</i>)	<i>Funnelliformis mosseae</i>	En pots (pollution artificielle)	12 semaines	*	*	(Jamal et al. 2002)
	As (93,53 mg. Kg-1 sol)	<i>Medicago truncatula</i>	<i>R. irregularis</i>	En pots (sol historique et pollué)	16 semaines	*	*	(Zhang et al. 2015)
traces métalliques	As (0, 50 et 100 mg. Kg-1 sol)	<i>Pteris vittata</i> et <i>Cynodon dactylon</i>	mycorhizes indigènes	En pots (sol historique et pollué)	8 semaines	*	(88,1 mg des plantes M contre 60,4 mg des plantes NM)	(Leung et al. 2006)
	Cu, As et Cd (232 mg Cu.Kg-1, 54 mg As Kg-1, 2,5 mg Cd Kg-1)	<i>Coreopsis drummondii</i> , <i>Pteris vittata</i> , <i>Lolium perenne</i> et <i>Trifolium repens</i>	<i>F. mosseae</i>	En pots (sol historique et pollué)	3 mois	*(sauf pour L. pérennes)	*	(Chen et al. 2007)

(EL-ALAM, 2018).

II. Les champignons mycorhiziens arbusculaires

2.1. Généralité sur les mycorhizes :

2.1.1. Historique :

Il y a de cela environ 400 millions d'années, les premières plantes quittaient les milieux aquatiques pour venir coloniser la terre ferme. Toutefois, ce changement ne s'est pas fait d'un seul coup et sans aide. Au contraire, les plantes ont eu besoin d'alliés pour réussir ce tour de force et parmi ceux-ci, il y a eu des champignons. C'est grâce à leur association avec certains champignons que les plantes ont réussi à survivre dans des milieux offrant peu d'humidité et de nutriments (DECHAMPLAIN, 2002 ; GOSSELIN, 2002).

2.1.2.. Symbiose mycorhizienne :

Dans la nature, la majorité des végétaux vivent en symbiose mutualiste avec les champignons. Cette association est appelée « mycorhize » (DESTINOBLE, 2017). Le terme mycorhize (du grec « mykês »: pour champignon et « rhiza» pour racine) désigne une association à bénéfice réciproque entre la racine d'un végétal et le mycélium d'un champignon du sol. Dans cette association symbiotique, le végétal fournit au champignon des sucres. En retour le champignon alimente la plante en éléments minéraux notamment en phosphore grâce à un réseau dense de filaments appelé mycélium extra-matriciel qui augmente considérablement la surface de contact entre les racines des plantes hôtes et le sol (GUISOU, 2001).

2.1.2.1. Les différents types de mycorhizes :

La façon avec laquelle le champignon interagit avec les racines de la plante hôte, et en particulier la nature de l'interface qui se forme entre la plante hôte et le champignon confère au mycorhize une organisation qui lui est propre (DRIAI, 2016).

D'après la morphologie, trois grands types de symbioses mycorhiziennes peuvent être distingués : ectomycorhizes, endomycorhizes ou ectendomycorhizes (Figure 06).

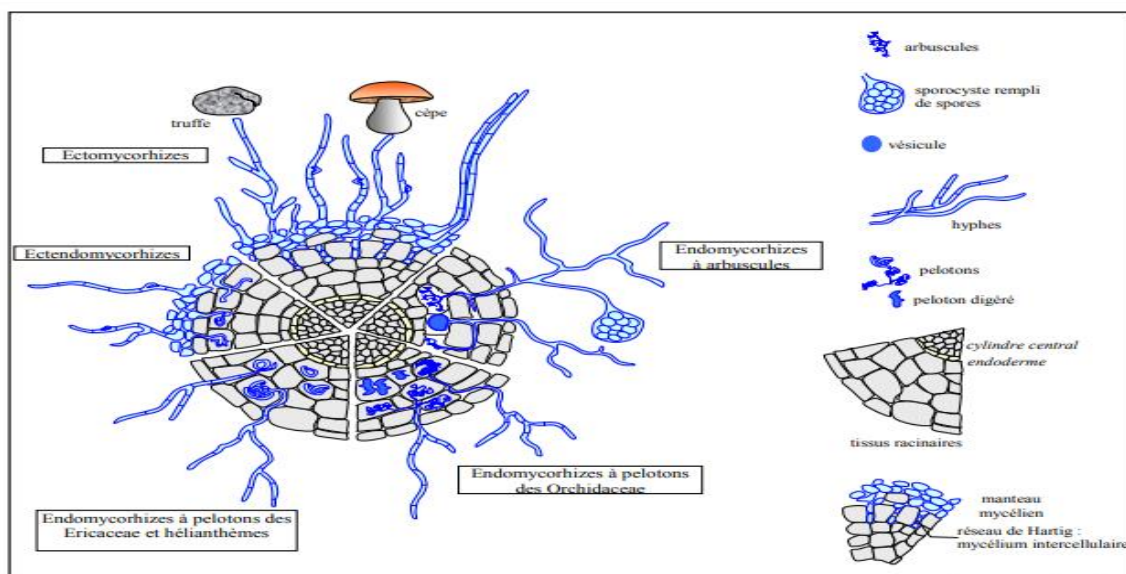


Figure 06: Récapitulatif des principales formes de mycorhizes associées aux racines des plantes supérieures (SELAMI, 2017).

2.1.2.1.1. Les ectomycorhizes :

Les ectomycorhizes (du grec ecto qui signifie à l'extérieur) sont ainsi nommées du fait de deux traits morphologiques caractéristiques. D'une part, les filaments du champignon forment un manchon feutré plus ou moins dense mais continu, appelé manteau, qui recouvre la surface de la racine ; d'autre part, le champignon ne franchit pas les parois des cellules et ne les pénètre pas. Le symbiote fongique est bien développé à l'extérieur de la racine et reste extérieur aux cellules de la plante hôte. Cette symbiose se caractérise donc par la présence d'un manteau fongique autour de chaque racine courte ainsi que d'un réseau d'hyphes intercellulaires pénétrant entre les cellules épidermiques et corticales « réseau de Hartig » (BOUAZZA, 2016).

Ces champignons supérieurs se retrouvent dans le sous-bois parce que, sauf exception, ils ne forment des mycorhizes qu'avec les plantes ligneuses, arbres ou arbustes. Beaucoup de ces champignons produisent des carpophores sur le tapis forestier. La symbiose ectomycorhizienne ne concerne que 3 % des espèces végétales (HAMZA, 2014).

La diversité des champignons ectomycorhiziens (Ems) est évaluée de 20 000 à 25 000 espèces (0,5 à 0,7 % de la diversité des champignons) appartenant majoritairement à des Basidiomycètes et Ascomycètes et plus rarement à des Gloméromycètes. On estime aussi que la diversité des champignons ectomycorhiziens serait moins importante dans les régions tropicales que dans les régions tempérées. Cette estimation serait en deçà de la réalité car les

inventaires restent limités et de nombreux champignons ne sont pas encore répertoriés ou restent indéterminés dans les régions (Duponnois et al., 2011).

2.1.2.1.1.1. Le Cycle de vie des champignons ectomycorhiziens :

Le cycle de développement des champignons EMs se résume en deux phases principales : une phase végétative comprenant la formation et le développement du mycélium ou thalle à partir de la germination des spores, et une phase fructifère marquée par l'apparition de sporophores épigés ou hypogés, et la production de spores (SENE, 2015).

2.1.2.1.2. Les ectendomycorhizes :

Les ectendomycorhizes sont des formes intermédiaires qui possèdent à la fois les caractéristiques des ectomycorhizes, c'est-à-dire, un réseau de Hartig bien développé et un manteau fongique plus ou moins épais, ou absent dans quelques cas, et les caractéristiques des endomycorhizes soit la pénétration à l'intérieur des cellules corticales par les hyphes (Yu et al., 2001). Ces derniers, présentent à l'intérieur des cellules différents degrés de prolifération. Ils sont soit très courts (mycorhizes monotropoïdes), ou sous forme de pelotons (mycorhizes arbutoïdes) (AOUISSI, 2018).

2.1.2.1.3. Les endomycorhizes :

Les endomycorhizes (du grec. Endo. dedans). Sont le type de mycorhizes que caractérisent le développement intracellulaires des champignons associés à une racine, leur apparition remonterait à une époque située entre 353 et 462 millions d'années (BENBELKHEIR, 2020 ; KASRI, 2020). Chez les endomycorhizes, les hyphes pénètrent à l'intérieur des cellules corticales de l'hôte où ils forment les arbuscules ou des pelotons, lieu d'échange entre les deux partenaires et/ou des vésicules qui sont des organes de stockage. Les champignons impliqués sont des champignons microscopiques non cultivables en l'absence de l'hôte (TOUIL, 2017).

Les endomycorhizes sont plus diversifiés que les ectomycorhizes et se retrouvent aussi bien dans les racines des espèces herbacées que dans les racines des arbres appartenant aux Angiospermes, Gymnospermes et Ptéridophytes, ainsi que les gamétophytes de quelques mousses, lycopodes et des Psilotales (BOURNINE, 2017).

Les endomycorhizes sont classés en mycorhizes arbusculaires, mycorhizes éricoïdes, mycorhizes arbutoïdes, mycorhizes monotropoïdes et les mycorhizes d'orchidées (BOURNINE, 2017).

Dans la partie qui suit, nous nous intéressons à la catégorie des champignons mycorhiziens arbusculaires qui représentent le type de symbiose le plus ancien qui existe sur terre.

2.1.2.1.3.1. Les champignons mycorhiziens arbusculaires :

Les champignons mycorhiziens arbusculaires appartiennent à l'embranchement des Glomeromycota. Ils sont considérés comme le type de symbiote le plus répandu dans la nature. Apparus il y a plus de 400 millions d'années, les glomérormycètes sont ubiquitaires dans les écosystèmes terrestres et développent une relation symbiotique avec environ 80% des plantes vasculaires (DESTINOBLE, 2017). Ligneuses, herbacées, les mousses, fougères, gymnospermes et angiospermes plusieurs conifères et la majorité des plantes à fleurs, mono et dicotylédones (HAMZA, 2014).

Les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) sont les champignons les plus abondants dans les sols; ils constituent 5 à 50% de la biomasse microbienne des sols. La biomasse des hyphes mycorhiziens peut varier de 54 à 900 kg par hectare (BOUAZZA, 2016).

2.1.2.1.3.1.1. Cycle de développement de CMA :

Les CMA sont des symbiotes obligatoires. Leur mise en culture nécessite l'association symbiotique avec une plante. Toutefois, certaines propagules fongiques montrent une activité saprophytique limitée en l'absence de la plante hôte. C'est ainsi que des spores grâce à leurs réserves parviennent à émettre des tubes germinatifs dont la croissance devient par la suite très vite tributaire des exsudats et composés volatiles racinaires (GUISSOU, 2001).

L'établissement de la symbiose entre la plante et le CMA s'effectue via un échange de signaux moléculaires (figure 07). La reconnaissance entre le champignon et la plante-hôte met en jeu les exsudats racinaires et fongiques: les flavonoïdes et les strigolactones, substances chimiques émises par la plante-hôte, vont stimuler l'activité métabolique du champignon. Elles vont induire chez le CMA l'expression du gène Myc puis de facteurs Myc. Ces facteurs

Myc vont induire des déformations dans les cellules de l'hôte pour l'établissement de la symbiose, ainsi que la croissance des hyphes colonisant les racines. Une spore de champignon germe, le mycélium croît en direction de la racine, et lorsque le champignon perçoit la présence d'une plante hôte, il manifeste une réaction typique de ramification intense des hyphes appelée « branching » (AOUISSI, 2018).

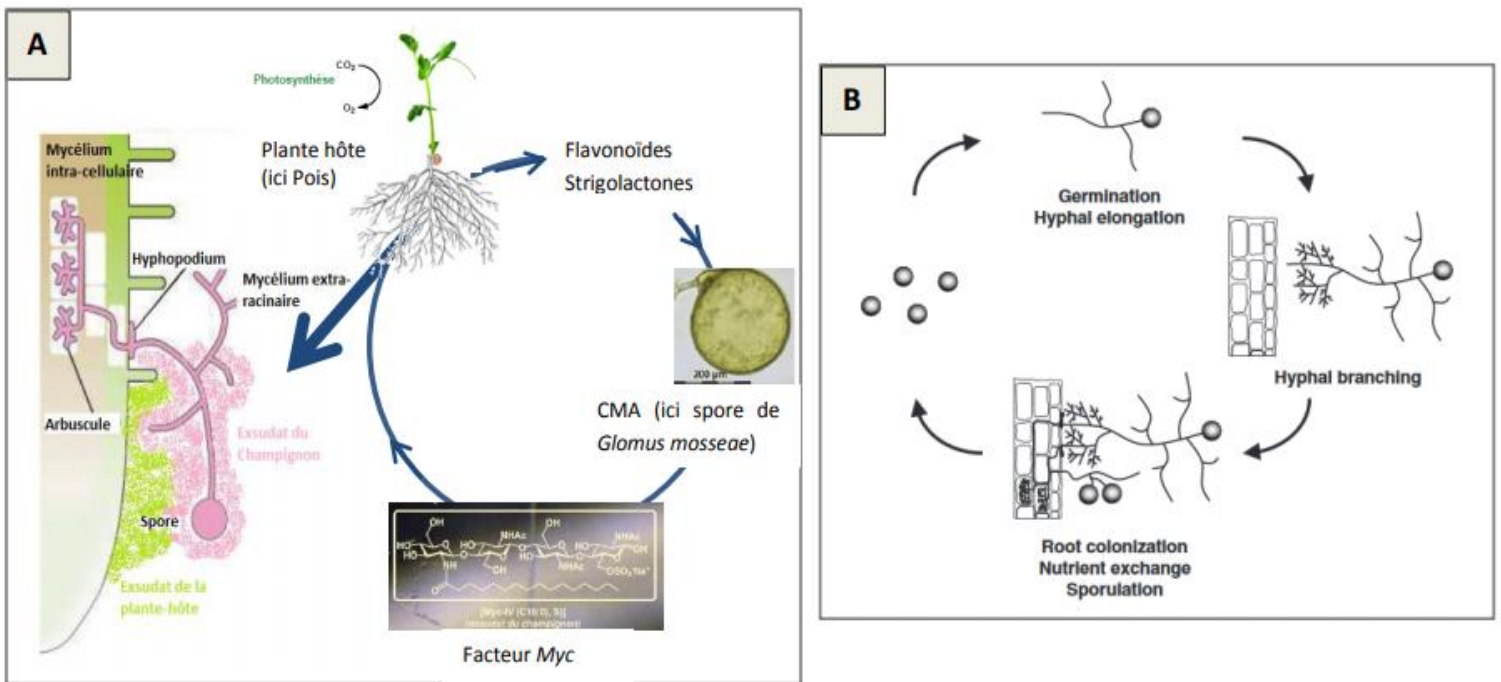


Figure 07: Schématisation de l'établissement de la symbiose mycorhizienne (A) et du cycle de vie des CMA (B) (RIVATON, 2016).

Une fois le contact avec une cellule rhizodermique établi, le champignon forme un appressorium. De manière concomitante, un appareil de pré-pénétration, constitué essentiellement par des microtubules, des filaments d'actines et du réticulum endoplasmique, est mis en place dans la cellule rhizodermique ciblée par le champignon. Celui-ci provoque ensuite une invagination de la paroi et de la membrane plasmique de la cellule rhizodermique. Le champignon se développe alors à l'intérieur d'une sorte de conduit entouré par l'appareil de pré-pénétration. Il est important de noter que le champignon se développe de manière apoplastique. La croissance du mycélium intra-racinaire se poursuit de façon essentiellement intercellulaire jusqu'aux cellules corticales à l'intérieur desquelles le champignon va former des structures très ramifiées appelées arbuscules. Le développement de l'arbuscule se déroule dans un compartiment résultant de l'invagination de la membrane hôte appelée membrane péri-arbusculaire. Le symbiosome représente un nouveau compartiment, caractérisé par une grande surface d'échange entre les deux partenaires symbiotiques et comportant de nombreux

transporteurs. L'arbuscule est donc défini comme un lieu d'échange privilégié entre la plante et le champignon. La mise en place d'un arbuscule s'accompagne de profonds réarrangements dans les cellules corticales. Les arbuscules ne sont pas des structures permanentes, leur développement se fait de manière asynchrone et la durée de vie d'un arbuscule est contrôlée par la cellule végétale selon des mécanismes mal connus. Le développement du mycélium intra-racinaire permet la croissance simultanée, dans le sol, du mycélium extra-racinaire et finalement la sporulation (ABBAS, 2014) (figure 08).

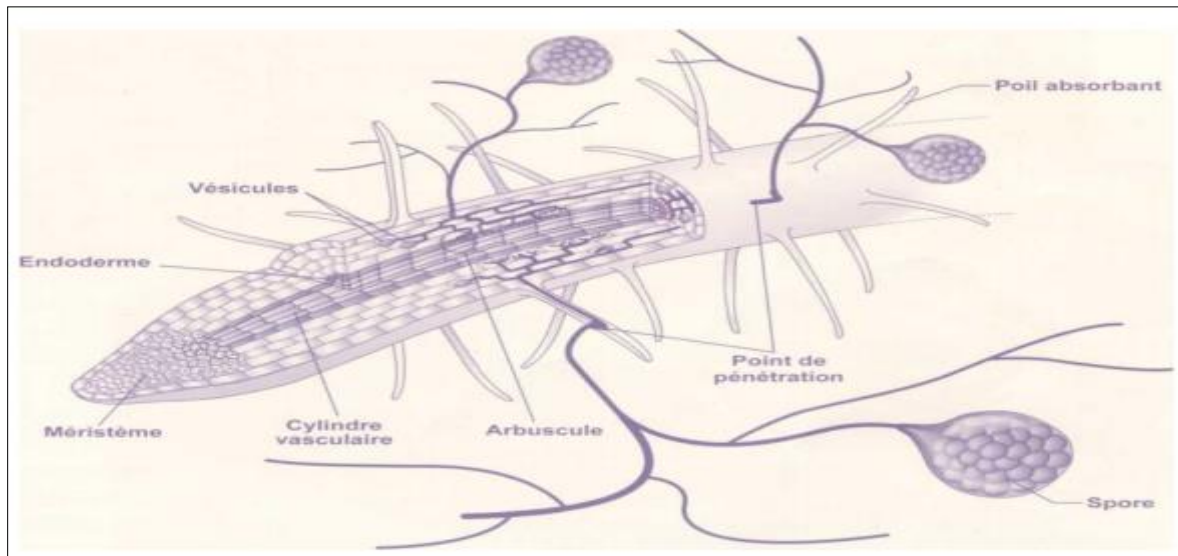


Figure 8: Représentation schématique d'un apex racinaire mycorhizé par un champignon arbusculaire (DJAOUI, 2016).

2.1.2.1.3.1.2. Taxonomie des espèces de champignons mycorhiziens à arbuscules :

Les premières descriptions de la diversité des champignons mycorhiziens étaient basées sur les caractères morphologiques des spores (couleur, forme, taille, ornements). Ces critères

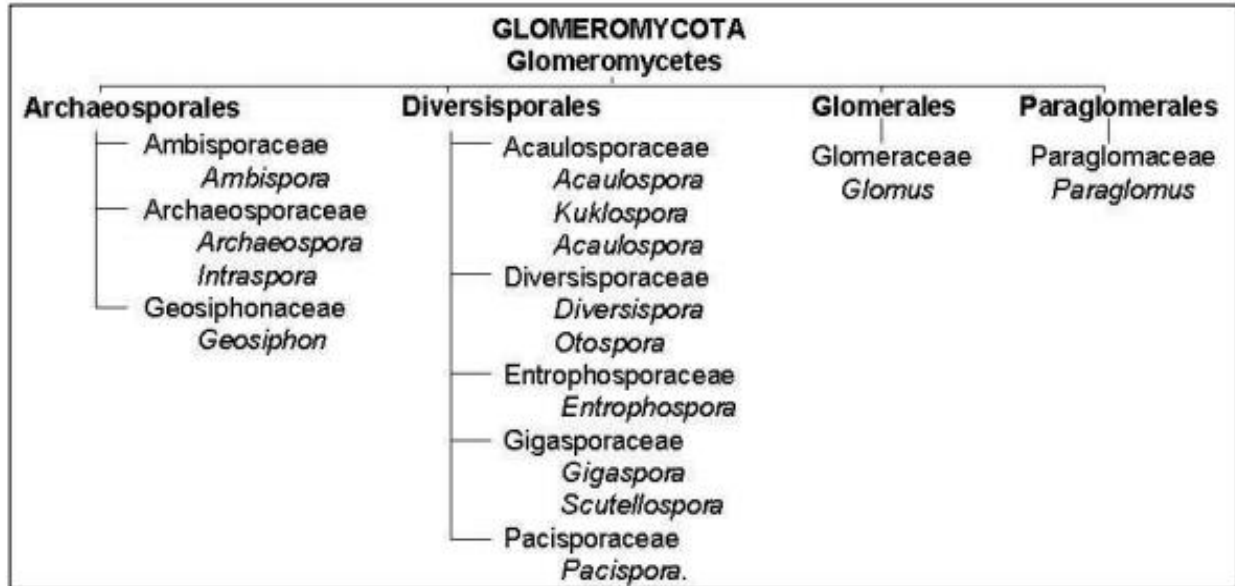


Figure 09: Classification des CMA (MOHAMMEDI, 2018).

ont abouti à la classification des CMA en six genres (AOUISSI, 2018).

À l'origine, les CMA étaient tous classés dans un seul ordre, Glomales (Figure 09), au sein du phylum Zygomycota. L'arrivée des analyses moléculaires utilisant des gènes ribosomiaux ont marqué un pas nouveau et elles ont démontré que les CMA seraient plutôt le groupe frère des phyla Basidiomycota et Ascomycota. En plus, les outils moléculaires ont aussi permis de caractériser de nouvelles lignées ancestrales des Glomeromycota, comme les Archaeosporaceae et les Paraglomaceae. Les analyses moléculaires ont également montré que la diversité des glomeromycètes est beaucoup plus élevée que ce qui avait été trouvée précédemment (LABRIDY, 2017).

La taxonomie basée sur des analyses moléculaires (figures 10,11), en particulier sur l'analyse de la sous unité ribosomique de l'ARN 18S, a permis de constituer l'arbre phylogénétique des Glomyromycètes. Cet embranchement compte à ce jour plus de 250 espèces décrites regroupées en 4 ordres : les Glomerales, les diversisporales et deux lignées plus anciennes ; les Paraglomerales et les Archeosporales. La famille Entrophosporaceae dont la position dans la taxonomie des CMA n'est pas encore totalement définie, est décrite comme étant une familiaincertaesis (famille de position incertaine) n'appartenant à aucun des 4 ordres

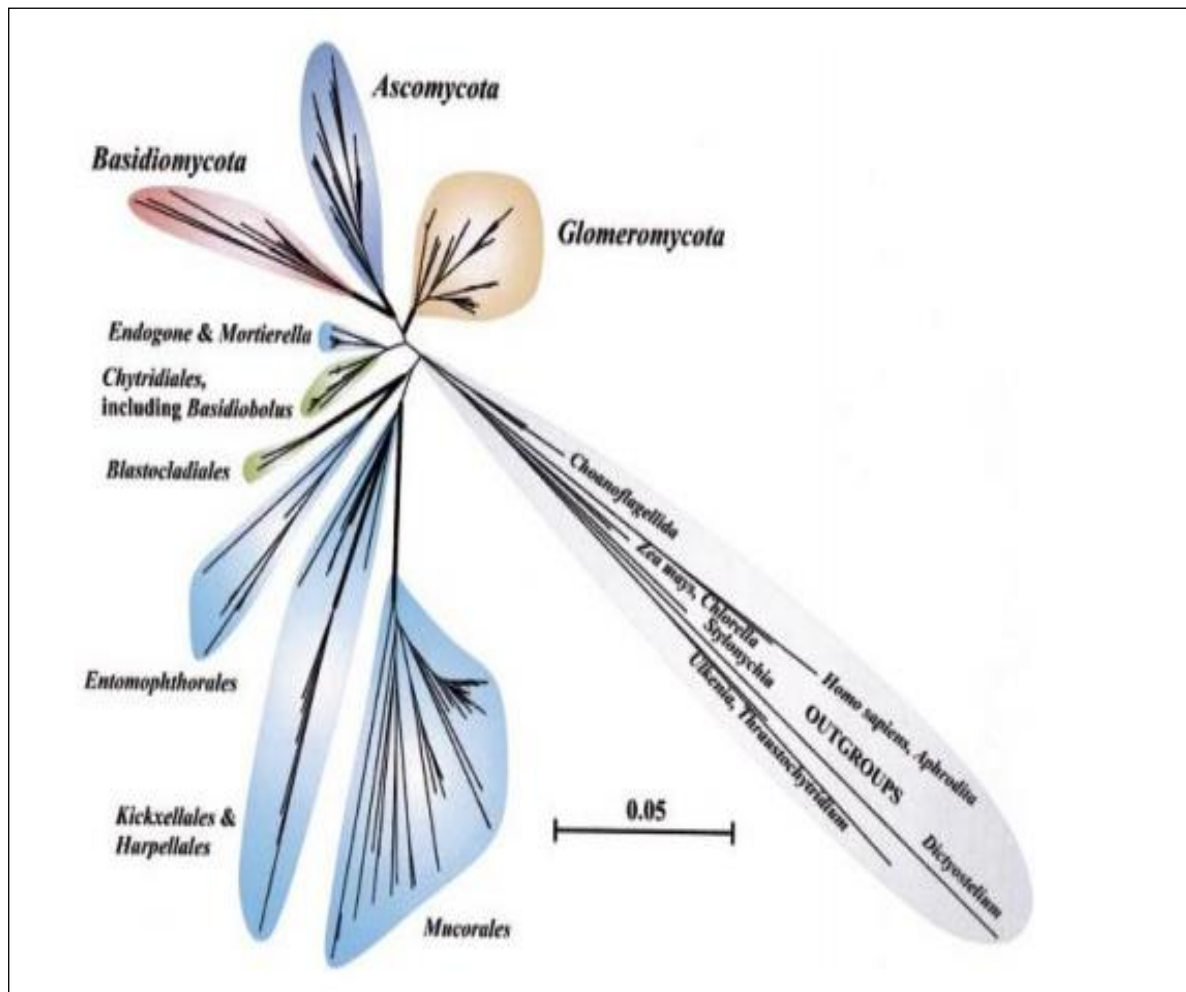


Figure 10: Phylogénie des champignons basée sur la séquence de la SSU rRNA (DRIAI, 2016). précédemment cités (DRIAI, 2016).

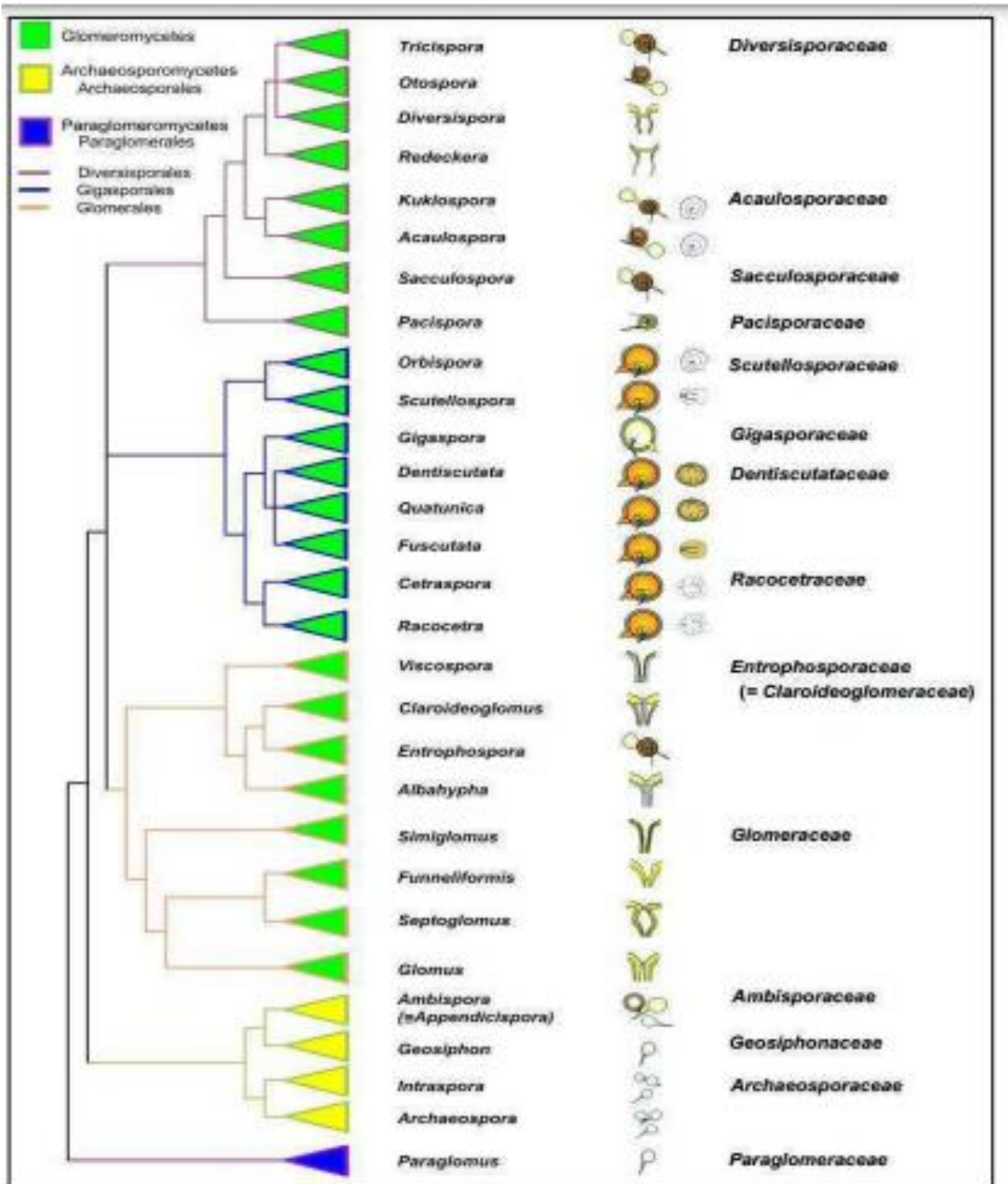


Figure 11: Arbre représentatif du phylum Glomeromycota sur la base moléculaire (SSU, la région ITS, partie du LSU du gène l'ARNr, et le gène partiel B-tubuline) et des analyses morphologiques (BOUAZZA, 2016).

2.1.2.1.3.1.3. Structure des champignons mycorhiziens à arbuscules :

✚ Les spores :

La spore sert d'organe de stockage et de propagation des CMA. Elle germe et donne naissance à des filaments mycéliens. Lorsque les hyphes entre en contact avec une jeune

racine, ils forment un appressorium, entre et se propage rapidement, il se différencie à l'intérieur des racines en arbuscules et dans certains cas en vésicules (SALHI, 2014).

Les endomycorhizearbusculaires infectent les plantes à partir de propagules, qui sont des spores (Figure 12) d'origine asexuée, des réseaux de mycélium, ou des fragments de racine présents dans le sol(DJAOUI, 2016).

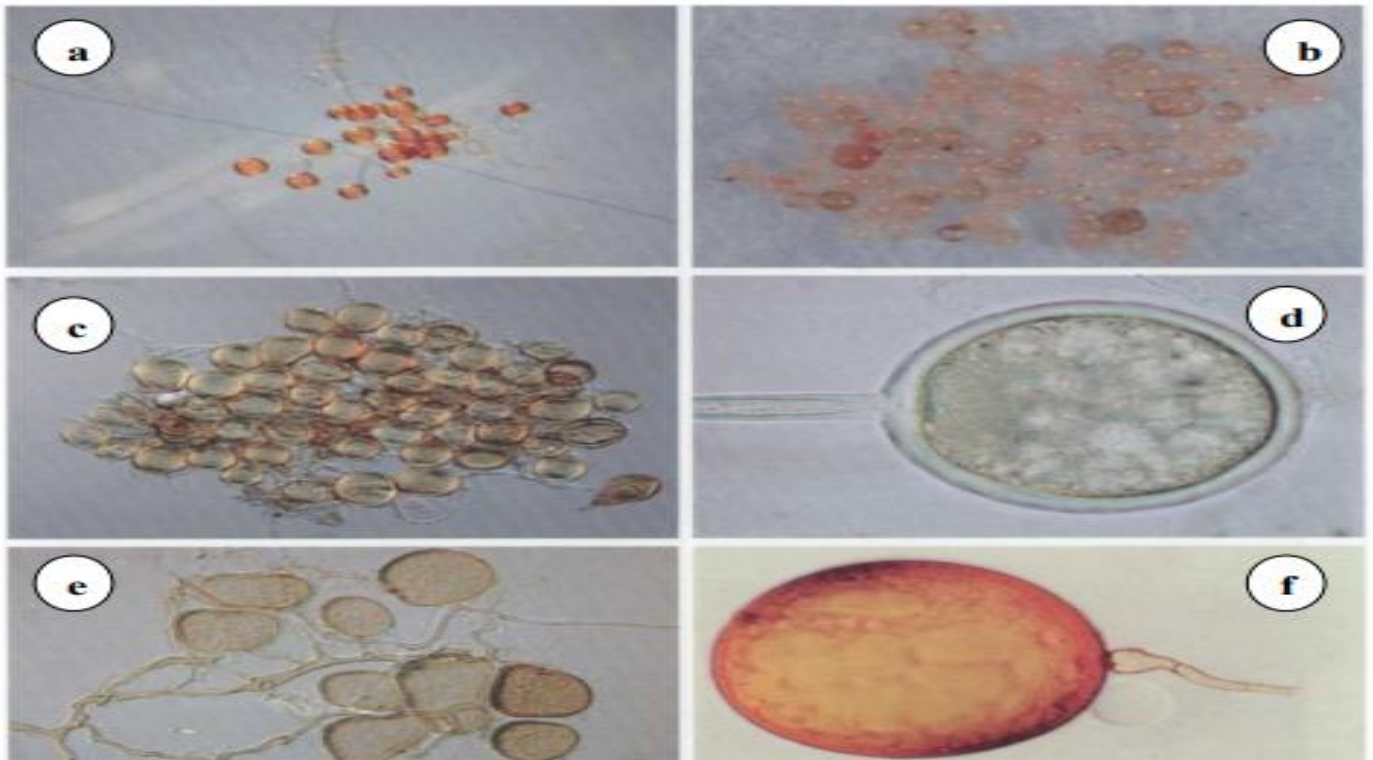


Figure 12: Spores de Gloméromycètes. (a),(c),(e) : différents types de spores attachées à du mycélium externe ; (c) : spores libres extraites du sol; (d) : spore de *Glomus* sp. Contenant des globules lipidiques; (f) : grosse spore (plusieurs dixièmes de mm) présentant l'attache de l'hyphe en ampoule caractéristique du genre *Gigaspora* (DJAOUI, 2016).

✚ L'arbuscule :

L'arbuscule est l'unité au niveau de laquelle se produisent les échanges entre l'hôte et le champignon. C'est une ramification latérale des hyphes fongiques dans les cellules du cortex racinaire où le champignon pénètre et croît à l'intérieur. La membrane de la cellule hôte s'invagine et enveloppe le champignon, ce nouveau compartiment fournit un contact direct entre le champignon et la plante (MAAMRI, 2020) (figure 13).

✚ La vésicule :

La vésicule est une structure de réserve et de stockage à paroi fine, à contenu lipidique (DESTINOBLE, 2017). D'ailleurs, elles sont des propagules infectives qui peuvent générer un pro-mycélium et se former à partir du mycélium intra-racinaire (à l'intérieur ou à l'extérieur des couches du parenchyme cortical). Les vésicules sont intra ou intercellulaires, terminales ou intercalaires. Généralement, elles ont une forme ovoïde, globulaire ou ellipsoïde et contiennent une à deux parois minces (1 à 2.5 μm de diamètre) (SIDHOUM, 2011) (Figure 13).

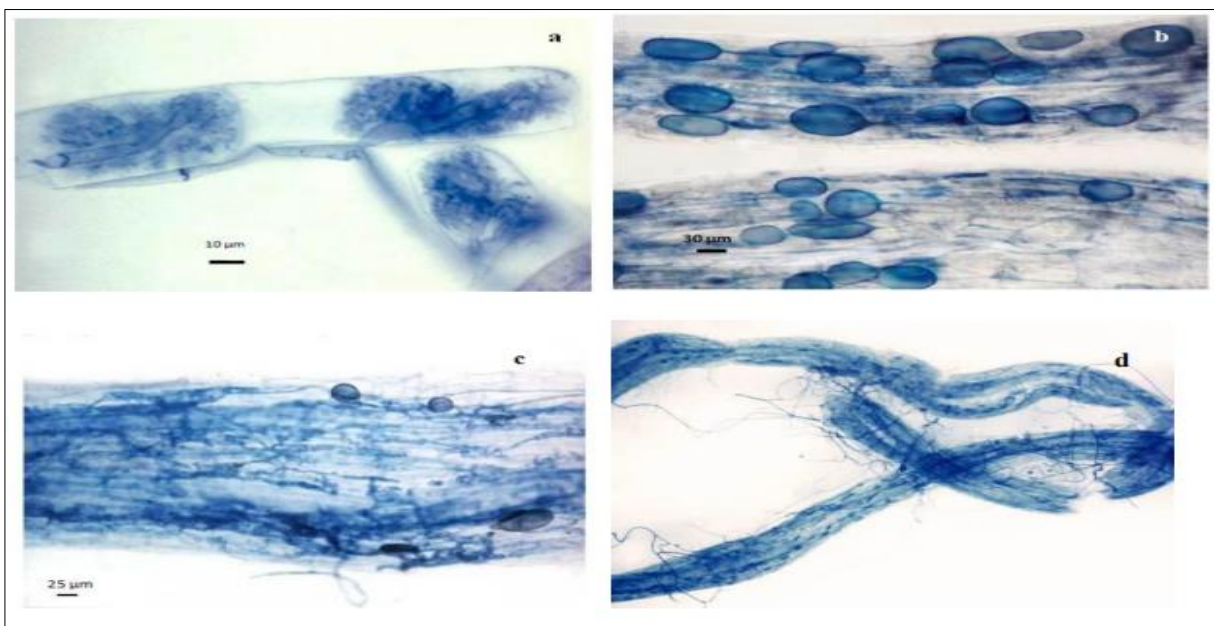


Figure 13: Structures caractéristiques des champignons mycorhiziens arbusculaires. (a) Arbuscules intercellulaires (b) vésicules intraradicaires (c) Hyphes intraradicaires (d) hyphes extraradicaires (HAMZA, 2014).

✚ Les hyphes

Filaments permettant l'exploration et la croissance du champignon dans les racines des plantes et dans le sol. Ils n'ont pas de cloisonnement interne formant ainsi une super cellule où les noyaux sont libres et les nutriments se déplacent facilement (GARBAYE, 2013) (figure 13).

✚ L'appressorium

Les hyphes adhèrent ensuite à la racine et différencient au contact du rhizoderme une structure spécialisée appelée : appressorium. Ce dernier constitue un renflement elliptique de

15 à 80µm du filament mycélien. Dont la paroi imprégnée de mélanine s'épaissit localement et assure le maintien d'une pression osmotique très élevée. La formation de cet organe est considérée comme l'évènement le plus décisif dans la reconnaissance et la colonisation de la plante-hôte. Il est formé en présence des racines de l'hôte après 36 heures d'interactions entre la plante et le champignon. Ensuite, la pénétration du champignon est caractérisée par la production localisée d'hydrolases qui vont dégrader la paroi de la plante et provoquer, sous l'influence de la pression hydrostatique élevée, la progression d'un filament intrusif (AOUISSI, 2018).

2.1.2.1.3.1.4. Impact des CMA sur les polluants:

La colonisation mycorhizienne arbusculaire a plusieurs avantages. D'abord, grâce à la symbiose plante - mycorhize, le volume de sol exploité par les racines des plantes peut augmenter et ce suite aux allongements des mycéliums externes des CMA. En effet, les mycorhizes augmentent la surface de contact sol- plante jusqu'à 47 fois par l'élaboration d'un réseau d'hyphes mycéliens. En plus, ils ont un impact sur l'accumulation des métaux dans les plantes. Dans le même sens, les études ont montré que les mycorhizes favorisent l'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes des légumineuses et des graminées. Ainsi, les CMA peuvent être une solution de recours pour la remise en végétation des sites de résidus miniers puisqu'ils augmentent la capacité d'absorption des nutriments par le système racinaire, ce qui résulte en un meilleur niveau de germination et taux de croissance. Par ailleurs, les mycorhizes peuvent contrer les effets toxiques des métaux lourds sur les plantes, améliorer la structure des sédiments dragués en voie de transformation dans le sol, et favoriser par conséquence la rétention de l'eau nécessaire pour les plantes (HEDHLI, 2010).

Plusieurs études ont montré que les stades de développement des CMA (germination, élongation des hyphes extraracinaires et sporulation) pourraient être négativement influencés en présence des polluants d'origine industrielle (tableau 06). Il a été démontré que la germination des spores de CMA et l'élongation des hyphes germinatives sont inhibées en présence de divers hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP), de fongicides et d'ETM. Cet effet négatif sur la germination et l'élongation des hyphes germinative pourrait se répercuter par la suite sur la colonisation racinaire. En effet, une réduction du taux de mycorhization a été observée chez des plantes cultivées en présence d'ETM, de diesel, d'HAP et de fongicides. La diminution du taux de colonisation est due à l'effet négatif des polluants

sur le CMA soit pendant les stades pré-symbiotiques par l'inhibition de la germination et de l'élongation des hyphes germinatives et donc La non-détection d'une racine hôte, soit pendant le stade symbiotique par la perturbation du processus de colonisation racinaire. En parallèle à cela, une diminution du taux d'arbuscules et de vésicules dans les racines mycorhizées a été observée en présence d'ETM. L'effet négatif des polluants peut diminuer la capacité des CMA à produire de nouvelles spores extra et intra-racinaires (DRIAI, 2016).

Tableau 06: Tableau récapitulatif des travaux décrivant l'impact de divers polluants sur les différentes étapes du cycle de développement des CMA

Type de polluant	Polluant	CMA	Culture	Stade de développement affecté					Référence
				Germination des spores	Elongation des hyphes germinatives	Colonisation intra-racinaire	Elongation hyphaleextraracinaire	Sporulation	
ETM	Cadmium	Glomus intraradices DAOM 197198 Glomus etunicatum Glomus mosseae Glomus spp. non identifié	En pot (pollution artificielle) In vitro	X	X	X	X	X	Weissenhorn et al., 1993, 1994; Weissenhorn et Leyval, 1995; Shalaby, 2003 Pawlowska et Charvat, 2004
	Plomb	Glomus intraradices DAOM 197198 Glomus etunicatum Glomus spp. non identifié	In vitro	X	X				Shalaby, 2003; Pawlowska et Charvat, 2004
	Zinc	Glomus intraradices DAOM 197198 Glomus etunicatum Glomus caledonium Glomus spp. non identifié	In vitro En pot (pollution artificielle)	X	X	X			Shalaby, 2003 Chen et al., 2004; Pawlowska et Charvat, 2004
	Mélange d'ETM	Glomus mosseae Glomus claroideum Glomus sp.	In vitro In situ En pot (pollution artificielle et historique)	X	X			X (richesse et diversité)	Weissenhorn et al., 1993; Pawlowska et al., 1996; Del Val et al., 1999; Regvar et al., 2001

(CALONNE, 2012).

Cependant, plusieurs autres études ont montré un meilleur développement des CMA en présence des polluants. Ce phénomène pourrait être une forme de défense afin de minimiser les effets négatifs du polluant. En présence de substances toxiques, les champignons ont la capacité de changer leur architecture hyphale en favorisant la croissance linéaire des hyphes germinatifs au détriment de la croissance ramifiée. Rapportent qu'en présence de fongicides, les spores du CMA germent selon un mode linéaire. Ce changement pourrait constituer un moyen pour minimiser le contact entre le champignon et le polluant et atteindre des milieux moins pollués (DRIAI, 2016).

Les arbuscules, les vésicules et les vacuoles fongiques, peuvent être aussi impliquées dans le stockage d'ions toxiques. L'accumulation d'éléments indésirables dans ces structures évite la translocation vers la plante et constitue donc un mécanisme de protection supplémentaire contre la phytotoxicité. Des résultats analogues qui ont détecté des teneurs élevées de Pb dans des spores de CMA exposés à un excès de ce métal. Par conséquent, les CMA semblent élaborer des stratégies alternatives pour faire face à la toxicité des ETM en créant ces structures de stockage. Lorsque la plante est soumise à des niveaux élevés d'ETM ; ces derniers sont transférés et accumulés dans les cellules parenchymateuses de la racine interne où prolifèrent des structures fongiques mycorhiziennes (arbuscules, vésicules et hyphes) (SIDHOUM, 2019).

De nombreux travaux ont également décrit divers mécanismes de détoxification des ETM dans les plantes mycorhizées résumés dans la figure 14 (SIDHOUM, 2019):

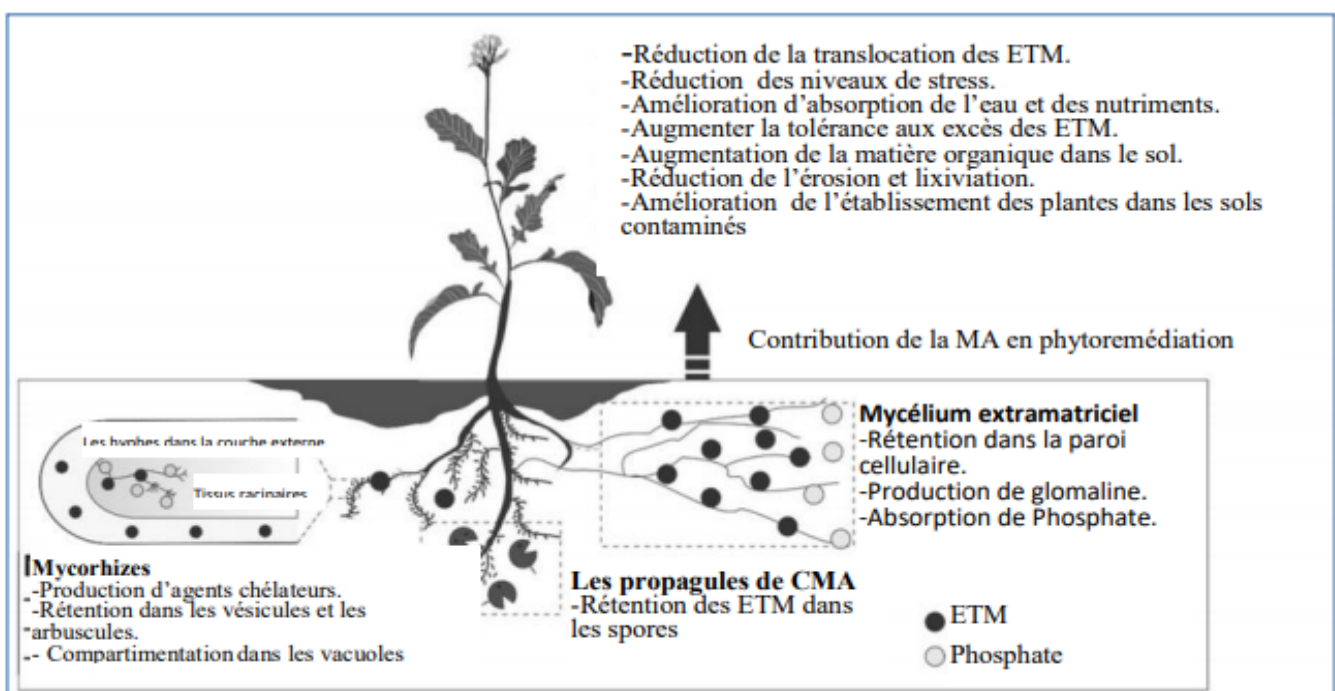


Figure 14: Mécanismes impliqués dans la tolérance des ETM par les plantes mycorhiziennes et leurs contributions à la phytoremédiation (SIDHOUM, 2019).

2.1.2.1.3.1.5. Bénéfices de la symbiose mycorhizienne à arbuscules :

L'interaction mycorhizienne se caractérise par un transfert bi-directionnel de nutriments. En échange du carbone fourni par la plante, les CMA améliorent la nutrition hydrique et minérale de la plante, notamment en phosphore et en azote. Ces échanges nutritionnels sont au centre de l'association mycorhizienne et agissent en tant que régulateurs de la symbiose. En effet, pour éviter qu'un partenaire prenne l'avantage sur l'autre, comme c'est le cas pour le parasitisme, une régulation fine des échanges et de l'invasion des tissus de la plante par le champignon est mise en place (MOHAMMEDI, 2018) (figure 15).

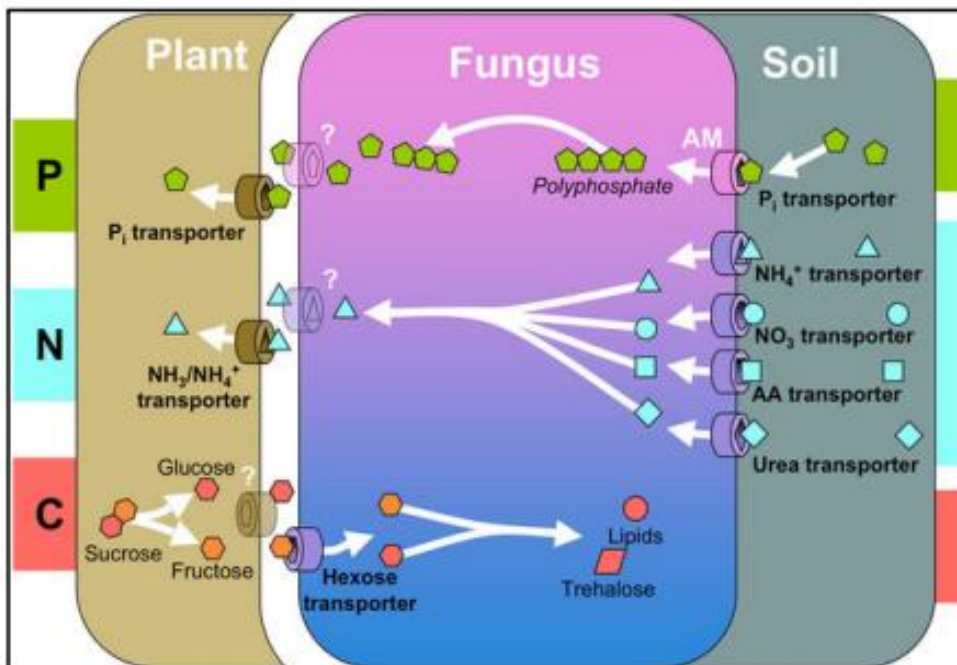


Figure 15: Schéma récapitulatif des principaux processus d'échanges de nutriments [phosphore (P), azote (N) et carbone (C)] dans l'ensemble des symbioses mycorhiziennes. Les interfaces entre les trois compartiments sol, champignon et racine sont représentées. Le P inorganique (P_i) et les formes d'N organique ou inorganique, telles que le NH_4^+ , NO_3^- et les acides aminés (AA), sont prélevés dans le sol par des transporteurs spécialisés localisés dans le mycélium extraracinaire. NH_3/NH_4^+ et P_i (après hydrolyse des groupements poly-phosphate (Poly-P) chez les CMA) sont importés au niveau de l'interface symbiotique au niveau des arbuscules chez les CMA vers les cellules végétales grâce à des transporteurs spécifiques. Les transporteurs d'hexoses importent le carbone de la plante jusqu'au champignon (CALONNE, 2012).

✚ Bénéfices de la symbiose pour les CMA:

Le mycosymbiote hétérotrophe ne sait pas fabriquer de glucides à partir de l'eau et du dioxyde de carbone, il n'est pas capable de dégrader la cellulose et la lignine, c'est la plante

autotrophe qui va lui fournir ses molécules carbonées, des photosynthétats, principalement des hexoses (sucres en C6 comme le glucose par exemple) qui ont trois utilisations principales :

- être dégradés pour fournir de l'énergie aux cellules fongiques,
- être utilisés comme squelettes carbonés pour la synthèse des composés cellulaires.
- être stockés pour une utilisation ultérieure, sous forme de glycogène dans les hyphes extraracinaires, sous forme de tri-acylglycérol dans les vésicules (GAVÉRIAUX, 2012).

L'apport n'est pas limité aux molécules glucidiques, des molécules complexes sont également élaborées par la plante, certaines d'entre elles stimulent la croissance des hyphes (GAVÉRIAUX, 2012).

Bénéfices de la symbiose pour la plante :

Nutrition minérale :

Il a été démontré que les plantes mycorhizées bénéficient dans certaines conditions, d'une meilleure nutrition minérale. En particulier la concentration en phosphore, qui est le macronutriment le moins mobile dans le sol, est augmentée dans les plantes mycorhizées. Dans une moindre mesure, la mycorhization peut améliorer la nutrition en potassium, azote et en micronutriments tels que le zinc et le cuivre (NYSSSENS, 2012).

Activités hormonales :

L'action globale des hormones produites par le champignon affecte le port général de la plante, dont la croissance des parties aériennes est souvent favorisée par rapport à celles des racines. Le champignon pour ainsi dire remplace partiellement les racines et cela à un moindre coût énergétique (BENBELKHEIR et al., 2020).

L'absorption de l'eau :

L'augmentation de la surface d'absorption du système racinaire par la présence du réseau d'hyphes des champignons mycorhiziens favorise l'absorption de l'eau. Le mycélium des champignons permet à la plante de puiser l'eau de petits interstices qui ne sont habituellement pas accessibles aux racines des plantes. Ainsi, les plantes mycorhizées ont tendance à être moins affectées par les périodes de sécheresse (TANGUAY, 2014).

Agrégation des sols :

Les CMA sont aussi des composantes essentielles pour le fonctionnement des écosystèmes naturels. Ils participent dans l'amélioration et le maintien des agrégats de sols dans les zones érodées par l'acquisition de meilleures propriétés physiques, chimiques et biologiques. Les agents responsables de cette stabilité des agrégats du sol sont généralement organiques et par suite d'origine biologique. De même, ils sont toujours développés dans la rhizosphère. Les CMA produisent de la glomaline, une glycoprotéine qui agit par ses propriétés hydrophobes pour stabiliser les agrégats. Le mécanisme impliqué dans la stabilisation des agrégats est basé sur la fixation des particules du sol par les hyphes et les racines et sur l'exsudation des polysaccharides (ABBAS, 2014).

Les exsudats et la prédation des hyphes rendent les CMA responsables d'une large part de la fourniture de carbone provenant de l'hôte vers les organismes du sol. Cet apport fournit l'énergie supportant la diversité des micro-organismes du sol, qui est à son tour nécessaire à la formation du matériel organique impliqué dans la cohésion du sol. En effet, les interactions physico-chimiques entre acides humiques et feuillettes d'argile (complexes argilo-humiques) contribuent également à la formation d'agrégats (NYSSSENS, 2012).

Protection contre les organismes pathogènes :

L'atténuation des dommages causés par des organismes phytopathogènes a été démontrée dans de nombreux travaux chez les racines des plantes mycorhizées par rapport aux plantes non-mycorhizées. En effet, les CMA semblent réduire l'incidence et/ou la sévérité des effets délétères causés par des champignons phytopathogènes racinaires (CALONNE, 2012).

Ces champignons mycorhiziens peuvent intervenir de deux façons et à deux endroits pour protéger les racines contre les champignons pathogènes: dans la rhizosphère et dans les tissus racinaires. A l'échelle de la rhizosphère et surtout de la mycorhizosphère, l'espace entourant immédiatement la mycorhize, les micro-organismes sont confrontés à la compétition et à l'antagonisme, ce qui a pour effet d'établir une flore microbienne diversifiée et équilibrée. Dans cet environnement, les propagules des champignons pathogènes ne parviennent pas à proliférer et leur nombre reste toujours relativement faible. Le second mécanisme permettant aux plantes mycorhizées de mieux résister aux maladies est lié à des modifications des

activités physiologiques dans la racine. Les plantes agressées par un agent pathogène réagissent en produisant des substances antibiotiques contre ces organismes (HAMZA, 2014).

Protection contre les stress abiotiques

La présence de CMA peut protéger la plante contre certains stress abiotiques tels que la présence de métaux lourds, ou d'ions phytotoxiques. Ainsi, les CMA peuvent restaurer l'équilibre d'absorption minérale altéré par les métaux lourds, ainsi que diminuer la toxicité aluminique des sols. Les stress hydriques et salins sont également diminués chez les plantes mycorhizées. Enfin, la mycorhization peut fournir à la plante une meilleure résistance aux stress provoqués par les biocides (NYSSSENS, 2012).

III. Généralités sur *Tamarix articulata* Vahl (*T. aphylla* L)

3.1. Répartition de *Tamarix articulata* (*aphylla*) :

Tamarix L. avec près de 54 espèces, dont des arbres et des arbustes, est le plus grand genre des Tamaricaceae ((DeLoach, 2000 ; Ijbari et al., 2014 ; Villar et al.,2015 ; Arianmanech et al., 2015). Les espèces de cette dernière se trouvent dans les régions tempérées et subtropicales d’Afrique et d’Eurasie, sur les sols salés et sableux des désert, des steppes, sur les sables côtiers et le long des rivières (Gaskin, 2003). Cette famille comprend 5 genres *Hololachna* Ehrenb., *Myricaria* Desv., *Réaumuria* L., *Tamarix* L., *Myrtama* Ovcz. Et *Kinzik*. Et environ 100 espèces (BEN AMMAR, 2019).

Le genre *Tamarix* s’étend de l’Europe australe et de l’Afrique du Nord par l’intermédiaire du Moyen-Orient et Asie du Sud à la Chine et au Japon, et aussi il y a quelques espèces de ce genre dans des régions isolées d’Afrique (Érythrée, Somalie, Kenya et Éthiopie) et autour des côtes de la mer Méditerranée (Baum, 1967 ; Rodman, 1989). Il y a deux centres principaux de spéciation pour *Tamarix*, le premier dans la zone pakistanaise - Afghanistan - Iran - Turkménistan - Sud-Kazakhstan - Ouest-Chine et le second centre dans la région méditerranéenne(BEN AMMAR, 2019).

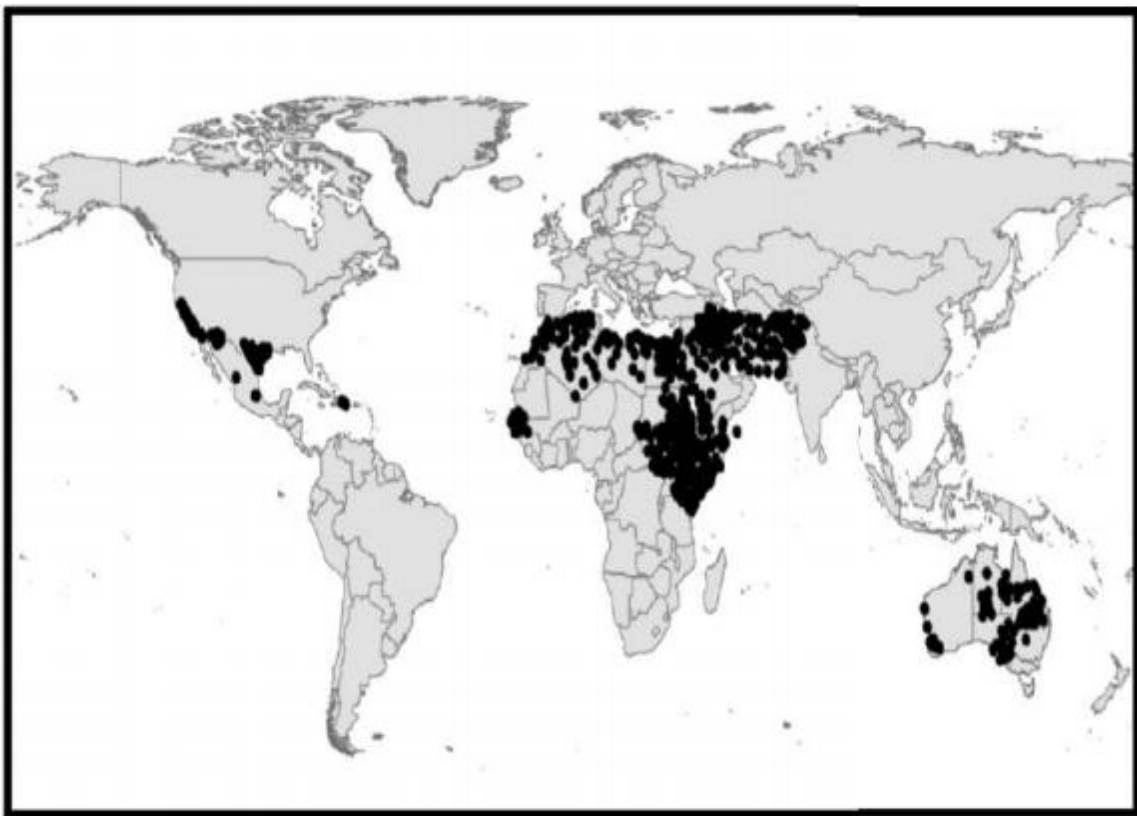


Figure 16: Répartition mondiale du *Tamarix aphylla* (BEN AMMAR, 2019).

Dans les régions algériennes, *Tamarix articulata* a formé un groupe éco-botanique naturel, en colonisant les zones sableuses avec de faibles profondeurs; il a été identifié dans la région de Ben Khellil (Nâama) et à Taghit (Bechar). *Tamarix articulata* représente un groupe botanique dominant dans cette région nommé : « TAMARICETALIA AFRICANAE » et le deuxième nom « TAMARICION AFRICANAE ». Le groupe *T. articulata* a été identifié dans : (1) les vallées sablonneuses des grands oueds sahariens (Guir, Zousfana) ; et en (2) Bordure de dépression (DayetTiour : Taghit ; Oglat Ed-Daira : Naâma). Ce groupe est distribué dans des dépressions salines avec des eaux souterraines superficielles avec la présence d'alluvions épaisses conservant une humidité constante, ce qui les qualifie de « végétation azonale » (BENCHERIF et al., 2021).

3.2. Historique :

Tamarix aphylla(L.) est décrit à l'origine par le père de la taxonomie Carolus Linnaeus en 1753. Son nom spécifique est dérivé du grec ancien "sans", et du phyllon "feuille" c'est à dire "sans feuille"(BEN AMMAR, 2019).

3.3. Position systématique :

Règne :	(Végétal)
Embranchement:	spermatophytes
Sous Embranchement:	Angiospermes
Classe:	Dicotylédones
Ordre:	Violales
Famille:	Tamaricaceae
Genre:	Tamarix
Nom Latin:	<i>Tamarix articulata</i> (Vahl. (Vahl.)
Synonymes:	<i>Tamarix aphylla</i> (LAAROUSSI, 2018).

3.4. Description du genre tamarix :

T. articulata est communément appelé "Athal" dans la région arabe. C'est un type de plante halophyte qui pousse beaucoup plus vite que les autres plantes dans des conditions environnementales extrêmement arides et difficiles (ALNUQAYDAN et al., 2020).

3.4.1. Port :

Tamarix aphylla est un arbre à feuilles persistantes de taille moyenne et à croissance rapide, atteignant 18 m de haut avec un tronc effilé dressé, avec un diamètre d'environ 60-80 cm à hauteur de poitrine et avec de nombreuses branches robustes, brun violacé et lisses. Son bois est à grain fin, de couleur claire, fibreux et assez dur, avec une haute résistance aux chocs ; il se fend aussi facilement lors de la première coupe et se polit bien (MANTANIS et al., 2010)(figure 17).



Figure 17: *tamarix articulata* dans djelfa (originale, 2021. INRF- Djelfa).

3.4.2. L'écorce :

L'écorce de *Tamarix aphylla*, souvent craquelée, est soit brunâtre, pourpre, grisâtre ou rougeâtre (BEN AMMAR, 2019).

3.4.3. Les Feuilles :

Les feuilles du *T. aphylla* sont petites de 0.5 à 0.7 mm de long, écailleuses, souvent imbriquées, alternées, donnant aux rameaux l'apparence de ceux de certains Genévriers, sessiles, glabres. Elles sont souvent ponctuées de minuscules trous correspondant à des entonnoirs au fond desquels se trouvent placés les stomates et par où exsude un mucus

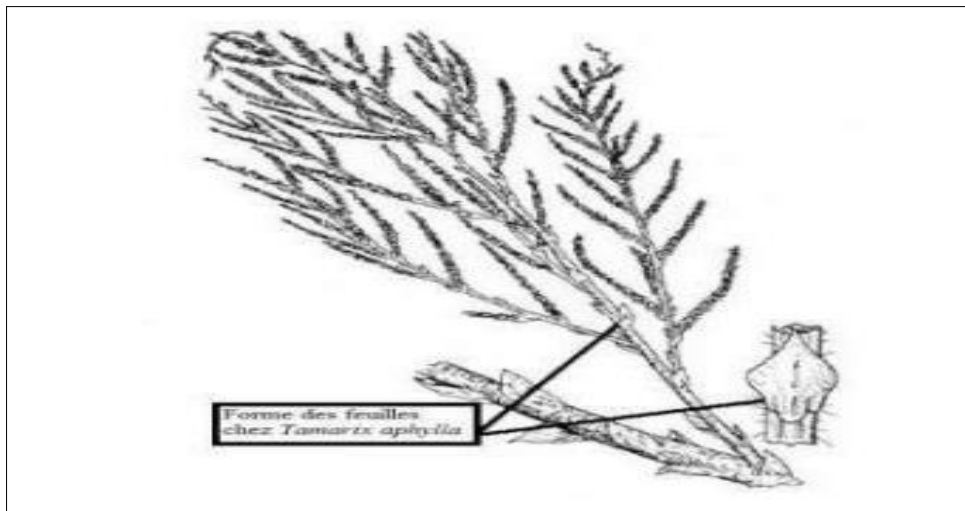


Figure 18: Forme de feuilles formant un fourreau autour de rameau chez *Tamarix aphylla* (BENKELFAT, 2020).
contenant du sel et du calcaire (BENKELFAT, 2020) (figure 18).

3.4.4. Les Fleurs :

Petites, hermaphrodites, elles s'épanouissent dès le mois de Juin mais les capsules n'arrivent à maturité que vers le mois de septembre, sont régulières à sépales très petites à pétales scarieux, blancs verdâtre, roses et rarement blancs, le nombre des étamines est égale à celui des pétales ou en nombre double. Elles sont insérées sur les bords des épaissements, de l'axe de la fleur, appelées « disque » et dont la forme est utile dans la détermination. Les carpelles sont généralement au nombre de trois, soudées en un ovaire pyramidal, qui donne en maturité une capsule qui s'ouvre par trois fentes alternant avec les placentas. Elles sont subsessibles en épia grêle apparaissant vers la fin du mois d'Août (BENCHERIF, 2007).

3.4.5. FRUIT :

Nombreuses capsules étroites et pointues, 5 mm, se fendant en 3 pour libérer de minuscules graines brunes avec chacune une touffe de poils blancs (BEIN et al., 1996).

3.4.5. Graine :

Nombreuses, 0,5 mm de long, brun, chacune avec touffe de poils blanchâtres 3 mm de long (Badri, 2013).

3.4.6. Les systèmes racinaires :

La longueur des racines est autant déterminée par des facteurs génétiques spécifiques que par les contraintes édaphiques. *Tamarix aphylla*, développe des racines de 30 mètre latéralement de puis le tronc de manière générale, les plantes allongent leurs racines dans les sols pauvres en bioéléments ou en eau (GHOUCHEM et al., 2013).

3.5. Ecologie :

Le *Tamarix aphylla* Pousse naturellement dans les climats chauds et secs, il prospère mieux dans un sol limoneux moyen à léger et répond avec la croissance la plus vigoureuse lorsqu'il est planté sur de bons sites ou là où il y a une nappe phréatique élevée ou avec une bonne irrigation (GERRY, 1954). On le trouve généralement dans les oueds sur sol argileux riche, avec une accumulation modérée de sable. Cet arbre résistant à la sécheresse est tolérant aux sols alcalins et salins possède un grand feuillage persistant, il est souvent planté le long des routes pour servir de brise-vent et donner ombre dans les oasis du Sahara algérien (BENHOUGH, 2005). Il fait souvent une croissance particulièrement rapide et une fois établi. Il se multiplie facilement à partir de boutures de bois de l'année dernière (GERRY, 1954).

3.6. Utilisation :

Les différentes parties du *T. aphylla* sont traditionnellement utilisées pour ses propriétés médicinales contre diverses affections comme l'hypertension et les maladies cardiaques (CAD), les troubles gastro-intestinaux (GID), les maladies de la peau, les ulcères et la chute des cheveux. Outre divers propriétés pharmacologiques (tableau 07) (ALNUQAYDAN et al., 2019). Ses feuilles étaient utilisées pour la cicatrisation des plaies et des abcès, comme astringente, et pour les rhumatismes et les douleurs articulaires. Plusieurs études ont reconnu

les différents types de métabolites secondaires présents dans *T. aphylla*. Des rapports avaient identifié la présence de flavonoïdes, de composés phénoliques, de tanins hydrolysables et d'alcaloïdes dans divers extraits de plantes. Des recherches antérieures sur les effets de *T. aphylla* sur les systèmes biologiques avaient révélé son activité inhibitrice de la croissance des insectes en raison de la présence d'acide ellagique. Le dérivé d'acide isoférulique isolé, l'aphylline, s'est également avéré présenter une activité de piégeage radicalaire distincte et améliorer la viabilité des kératinocytes humains. En Arabie saoudite, il a été démontré que l'extrait alcoolique des feuilles de *T. aphylla* possède des activités antioxydantes, anti-inflammatoires. Les auteurs ont suggéré que la présence de composés phytochimiques actifs connus comme les flavonoïdes et les polyphénols explique ces effets rapportés. Il a également été rapporté que la plante présentait des activités analgésiques et antipyrétiques (ALHOURANI et al., 2018).

T. articulata a été recommandée par les phytothérapeutes pour la prise en charge du diabète de type II dans la région du Tafilalet au Maroc. De plus, *T. articulata* s'est avéré efficace sur le plan thérapeutique contre l'épilepsie et il a été rapporté qu'il agit comme tonique capillaire pour les soins capillaires (ALNUQAYDAN et al., 2019).

Tableau 7: Activités pharmacologiques de *Tamarix articulata* et leur mécanisme d'action

Pharmacological Activity	Mechanism of Action
Anticancer Activity	Kills cancer cells by modulating miRNA-1275.
Anti-oxidant Activity	Scavenges free radical oxygen species produced during oxidative stress.
Anti-diabetic Activity	Lowers blood glucose production by the liver or impairs blood glucose absorption from the intestine
Hypolipidemic Activity	Reduces serum triglycerides and LDL and increases HDL
Hepatoprotective Activity	Neutralizes the effect of toxic chemicals by liver enzymes, active production of hepatocytes and lowers elevated levels of liver enzymes.
Anti-bacterial Activity	Inhibits bacterial growth on the basis of the zone of inhibition using disc diffusion test

(ALNUQAYDAN et al., 2019).

Chapitre II : Matériels et méthodes

Présentation de la zone d'étude :

1. Situation géographique

La région d'Ain Ezzina (figure 01) est une région qui se trouve à 07Km au nord de la ville de Djelfa couvrant une superficie de 72Ha. Elle compte 1080 habitants, et est limitée par :

- Au Nord : la région de Ourrou
- à l'Ouest ; Nagazia et Elargoub Lahmer
- Au Sud : Ain Ezzyna (CHAOUFA et al., 2010)
- enfin à l'Est : la région de M'Hamedia

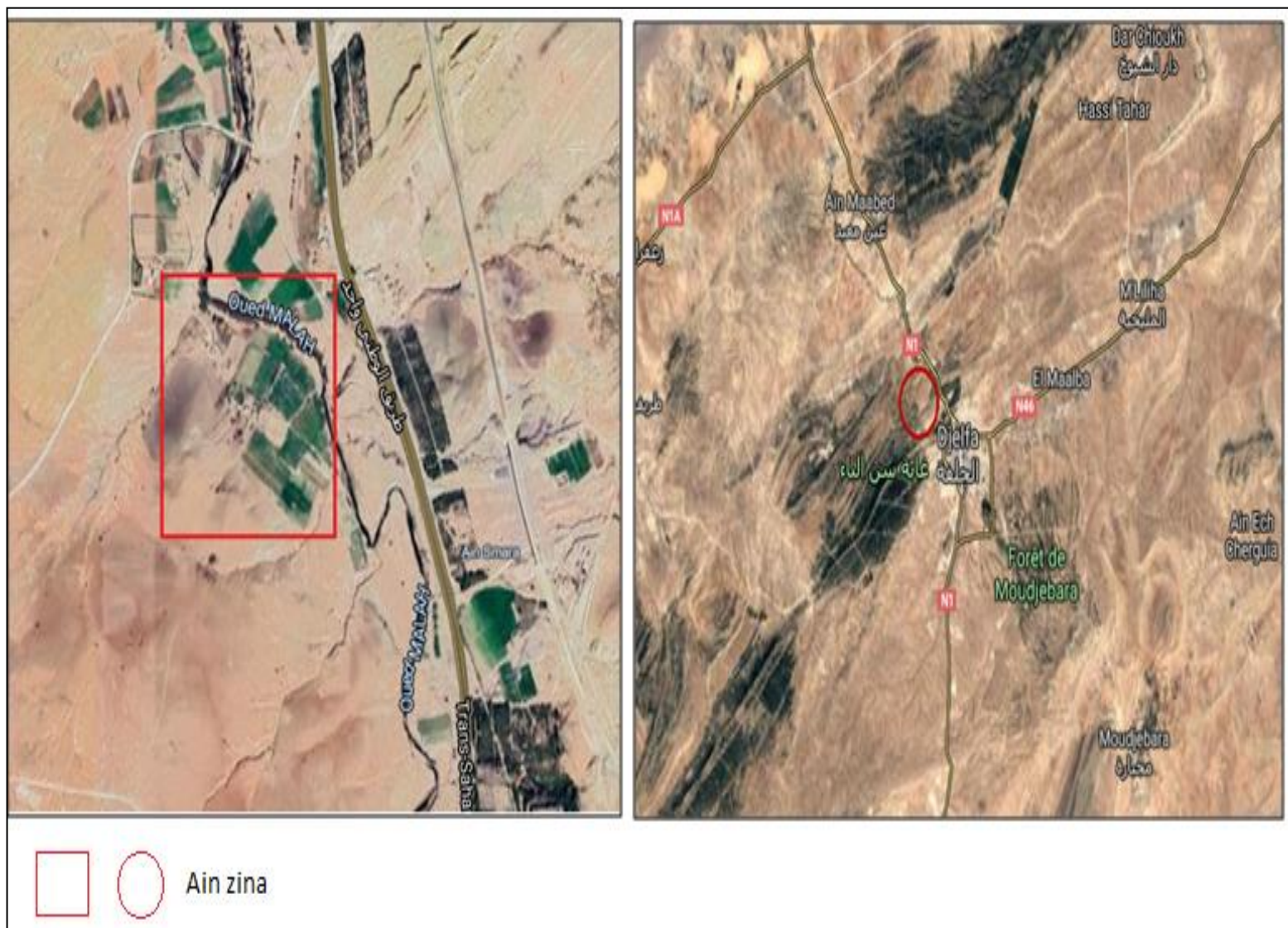


Figure 19: Localisation de la région AinEzzina

2. Méthodes expérimentales :

2.1. Inoculation du *Tamarix articulata* avec un inoculum autochtone :

Cette expérience a pour but d'étudier la différence entre la croissance de *Tamarix articulata* sur sol pollué par les métaux lourds avec et sans présence d'inoculum produit préalablement à partir de ce même sol.

2.1.1. Production d'inoculum :

L'inoculum autochtone à base de CMA a été produit préalablement par Mme Kerfaoui (co-encadreur) suite à un prélèvement du sol de la rhizosphère du *Tamarix* de la région de Ain Ezzaina et de multiplier les spores de CMA en utilisant le trèfle comme plante piège. Cette période de piégeage a duré plus de 8 mois ce qui a permis d'enrichir le sol en propagules viables.

2.1.2. Prélèvement de sol et plantation des boutures de *T. articulata*

Les prélèvements du sol et des racines de *Tamarix articulata* ont été effectués pendant les saisons printemps et l'été. Le sol a été collecté de l'horizon 0-20 cm de la rhizosphère *Tamarix articulata* au niveau de trois points différents de chaque parcelle dans la région de Ain Ezzaina.

2.1.2.1. Préparation des pots :

Cette méthode est divisée en deux étapes :

- ✚ Pour un sol pollué : le sol est déposé dans une bassine et mélangé afin d'obtenir une texture homogène avant de le diviser sur 10 pots numérotés (T1, ..., T10) (Figure 20).



Figure 20: Préparation de sol pollué

✚ Pour le sol inoculé :

L'inoculum est produit à partir de 5 pots de plantes pièges qui après élimination des parties aérienne le contenu a été mélangé avec le sol polluer de la région de Ain Ezzaina et ce afin d'obtenir un sol inoculé qui sera mélangé dans une bassine et divisé comme le précédent sur des pots en plastique numérotés de 01 à10 (SI1, SI2....SI10) (Figure 21).



Figure 21: Préparation de sol inoculé.

2.1.1.2. Prélèvement et préparation des boutures :

Le prélèvement des boutures de *Tamarix articulata* s'est fait à partir d'un arbre sain de la station de l'INRF de Djelfa et en renouvelons l'expérience les boutures ont été prélevé d'arbre sains de l'université de Djelfa. Les boutures ont été coupées sous forme de fragments de tiges de 20 cm de longueur et 1 à 2 cm de diamètre, la coupe de bouture se fait avec un sécateur propre par sous un nœud avec enlèvement de toutes les feuilles apparentes (Figure 22).



Figure 22 : Préparation des boutures

2.1.3. Plantation :

Les boutures sont cultivées, la partie inférieure vers le bas dans les pots préparés précédemment. L'arrosage s'est effectué de façon hebdomadaire (figure 23).



Figure 23: Plantation des boutures

2.2. Détermination du taux de mycorhization des racines naturel de *T. articulata* :

L'objectif de cette partie est d'évaluer le taux de mycorhization naturel de *T. articulata* poussant naturellement sur sol pollué par les métaux lourds.

2.2.1. Prélèvement des échantillons de sol et de racines de *Tamarix articulata* :

Les prélèvements des racines et du sol rhizosphérique de *Tamarix articulata* ont été effectués pendant les saisons printemps et l'été au niveau de trois points d'échantillonnage différents de la zone d'étude.

2.2.2. Tamisage du sol rhizosphérique :

Le sol rhizosphérique prélevé du site d'étude est tamisé afin d'en collecter les racines fines (figure 24).



Figure 24: Tamisage de sol et extraction des racines

2.3. Coloration des racines mychorizienne :

2.3.1. Protocole :

Les racines collectées ont été colorées au bleu Trypan 0.05g/l pour le bleu Trypan ou 0.04g/l pour la fuchsine acide dans un mélange eau/glycérol/acide lactique (V : V : V) pendant 2H à 90°C (Phillips and Hymann, 1965). Après avoir été éclaircies dans une solution de KOH 25%

pendant 2h au bain marie à 70°C. Les étapes de colorations sont présentées dans les figures 25-28.

Les fragments de racines sont montés entre lames et lamelles (figure 29) et observés au microscope optique (x100). Les structures fongiques observées à l'endroit de l'intersection de l'axe de l'objectif et le fragment racinaire sont quantifiées (MCGONIGAL et al., 1990).



Figure 25:Préparation des solutions de coloration des racines



Figure 26: Eclaircissement des racines au KOH à 90°C



Figure 28: Mettre des racines dans HCL pendant 5 min



Figure 27: Lavage des racines et mettre le bleu coton et les remettre dans le bain marie

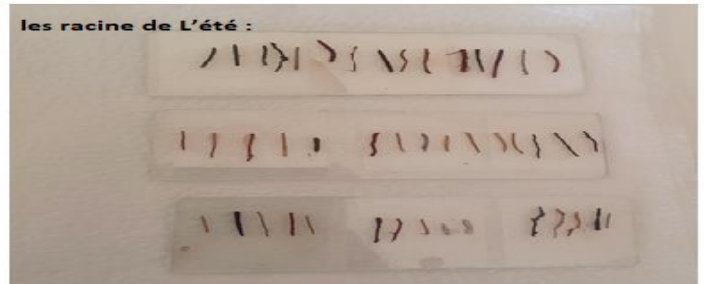
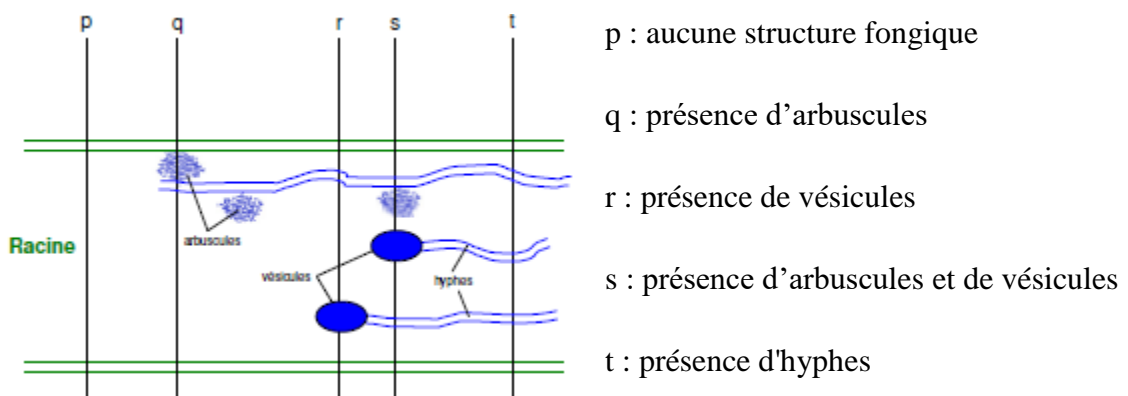


Figure 29: Montage des racines entre lames et lamelles

Trois lectures aléatoires par fragment racinaire ont été réalisées (soit 45 lectures au total pour chaque lame observée). Le pourcentage de colonisation total = (nombre d'intersections observées – nombre d'intersections sans structure fongique) x 100 / nombre d'intersections observées.



G : nombre d'intersections.

Les taux de mycorhization totale, arbusculaire et vésiculaires ont été déterminés grâce aux équations suivantes :

<u>Taux Total (H)</u>	<u>Taux d'arbuscules (A)</u>	<u>Taux de vésicules (V)</u>
H= 100 (G-P)/G	A= 100 (q+s)/G	V= 100 (r+s)/G

Chapitre III : Résultats et discussion

Résultats :

1. Résultats des plantations

Les deux expériences de plantation des boutures de *T. articulata* sur le sol pollué de la région d'Ain Ezzaina ont donné des résultats négatifs (Figure 30).



Figure 30: Résultats de l'expérience de plantation des boutures de *T. articulata* sur sol pollué

2. Détermination du taux de mycorhization :

La détermination du taux de mycorhization suite à l'observation des lames sous microscope optique au grossissement 100 et suite au calcul du taux de mycorhization total H en utilisant la méthode de McGonigal et al. (1990) nous avons pu tracer les histogrammes de la figure 31 et 32. Le taux de mycorhization de *T. articulata* s'est avéré plus élevé au printemps qu'en été (Figure 31).

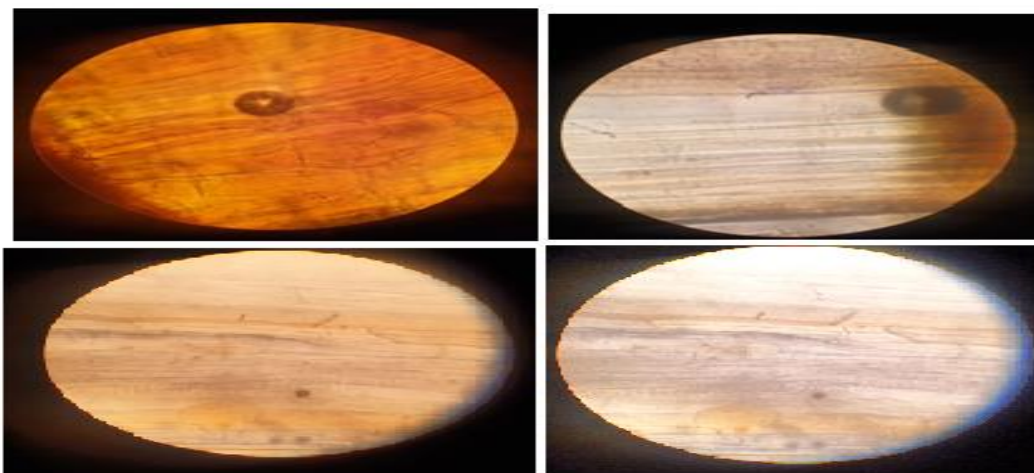


Figure 31: Observation microscopiques des structures arbusculaires dans les racines de *T. articulata* (Originale, Septembre, 2021).

Le coefficient de détermination R^2 est égal à 1 avec une droite décroissante.

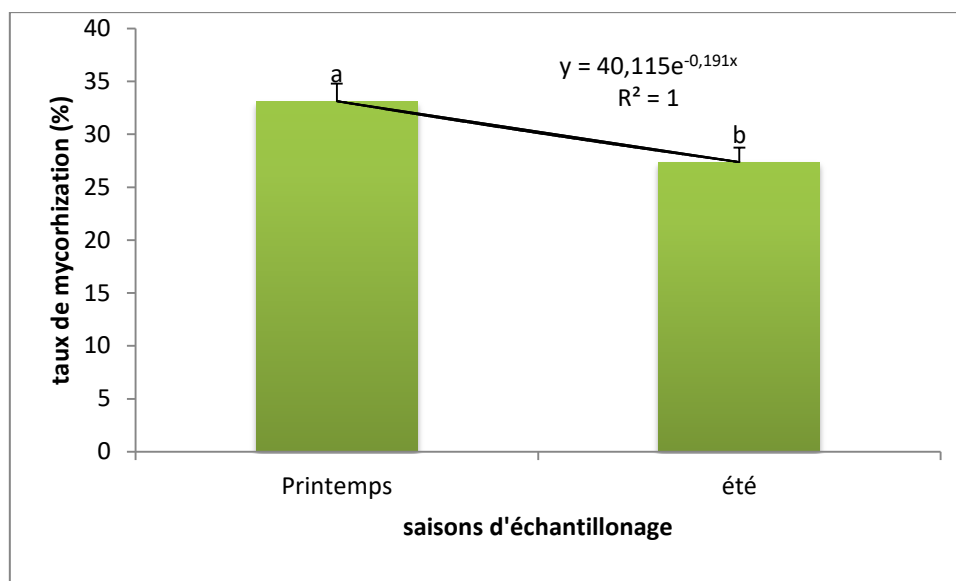


Figure 32: Résultats de la détermination des taux de mycorrhization de *T. articulata* au printemps et en été.

3. Etude pédoclimatique :

Une étude pédoclimatique a été réalisée afin d'établir la corrélation entre les paramètres pédologiques, climatiques et la mycorrhization arbusculaires des racines de *T. articulata* durant les deux saisons étudiées.

Les données climatiques ont été obtenues à partir de la base de données de l'office national de météorologie de Djelfa (ONM) sur une période de 30 ans. A partir des relevés de précipitations et de température nous avons pu établir le diagramme ombro-thermique (figure 33). Ce diagramme montre que la période sèche s'étale de la mi-Mai jusqu'au mois d'octobre. Cette période correspond à notre période d'échantillonnage. Les prélèvements de printemps ont été réalisés le 15 mai et ceux d'été ont été effectués la fin Juin.

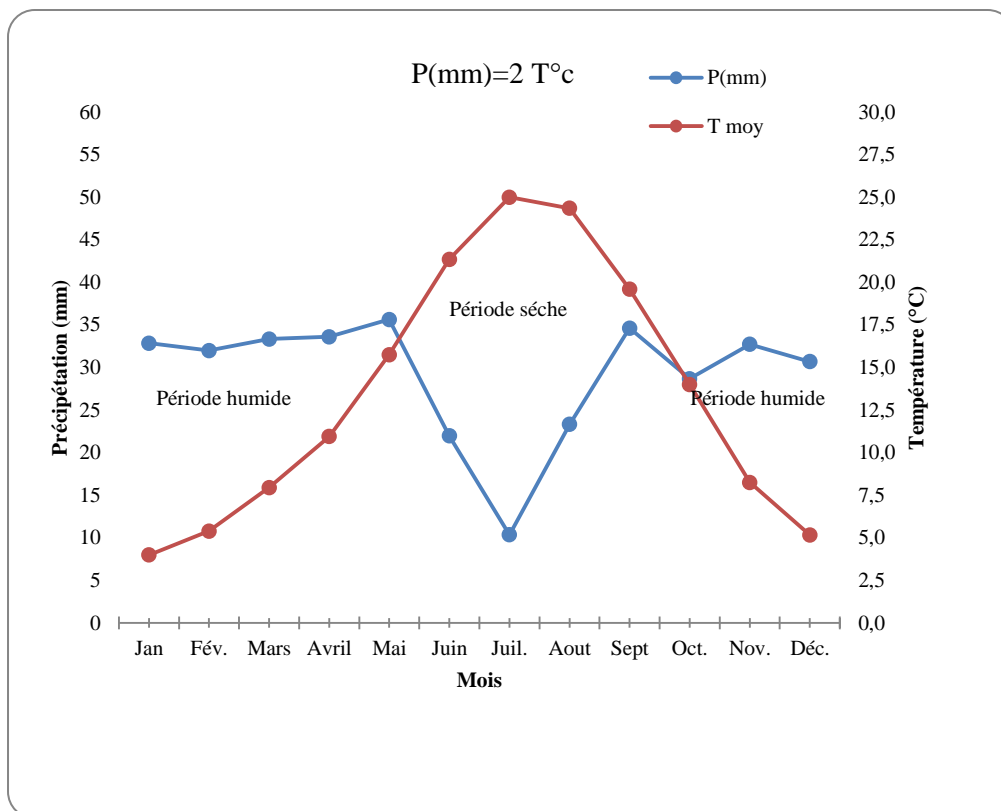


Figure 33: Diagramme obrothermique de Bagnouls et Gausson pour la période (1975-2018) de la région de Djelfa.

Concernant les analyses pédologiques, vu la situation sanitaire nous n'avons pas pu réaliser les analyses par nous-même, ce qui nous a conduit à une recherche bibliographique à partir des travaux de Sassoui (2006) sur la région de Ain Ezzayna qui nous a permis de tracer le tableau N°8.

Les résultats montrent que le site a un pH alcalin qui varie entre 7.65 et 8.12, avec une conductivité électrique entre 2.58 et 3.16. Le dosage des polluants montre une toxicité importante en chrome, nitrate et phosphore (tableau 8).

Tableau 08: Résultats des analyses réalisées dans la région d'Ain Ezzayna

Paramètres analysés	Station Ain Ezainna		
	Min	Max	Moy
PH	7,65	8,12	7,87
Conductivité	2,58	3,16	2,95
SO ₄ ²⁻	427,6	451,8	443,4
NO ₃ ⁻	0,074	4,72	2,12
NO ₂ ⁻	0,092	0,701	0,323
Cl ⁻	94,78	368,13	192,88
PO ₄ ³⁻	0,404	2,117	0,901
Na ⁺	4121,2	14165,6	10263,4
K ⁺	84,99	112,51	97,38
Ca ²⁺	371,94	429,66	402,08
CaCO ₃	1267,2	1392	1346,24
Mg ²⁺	64,15	101,08	83,36
DBO	20	100	48
MES	700	1700	1260
MVS	500	1400	1000
Cr	0,062	0,154	0,09
pb	0,119	0,426	0,241
Zn	0,059	0,267	0,186

(SASSOUI, 2006)

4. Analyses statistiques :

Le coefficient de corrélation de Pearson a été calculé entre le taux de mycorhization et des paramètres pédoclimatique afin de déterminer l'effet des paramètres environnementaux sur l'installation de la symbiose arbusculaire dans la région d'étude caractérisée par son taux de pollution élevé en métaux lourds. Les résultats du calcul du coefficient de corrélation sont représentés dans le tableau 9 et la figure 33. Ces résultats indiquent des effets significatifs des différents paramètres testés sur le taux de mycorhization de *T. articulata*.

Tableau 09: Résultats du calcul du coefficient de corrélation de Pearson.

Paramètres testés	r Pearson
PH	0,733
Conductivité	0,89
SO₄²⁻	0,56
NO₃⁻	0,51
NO₂⁻	0,52
Cl⁻	0,61
PO₄³⁻	0,823
Na⁺	0,82
K⁺	0,71
Ca²⁺	0,723
CaCO₃	0,552
Mg²⁺	0,63
DBO	0,42
MES	0,32
MVS	0,53
Cr	0,52
pb	0,62
Zn	0,733
T(°C)	0,56
P(mm)	0,62

MES : matière en suspension, MVS : matière volatile sèche, DBO : demande biologique en oxygène.

La représentation graphique des résultats de corrélation indique un coefficient de détermination R^2 de l'ordre de 0.1 (Figure 33).

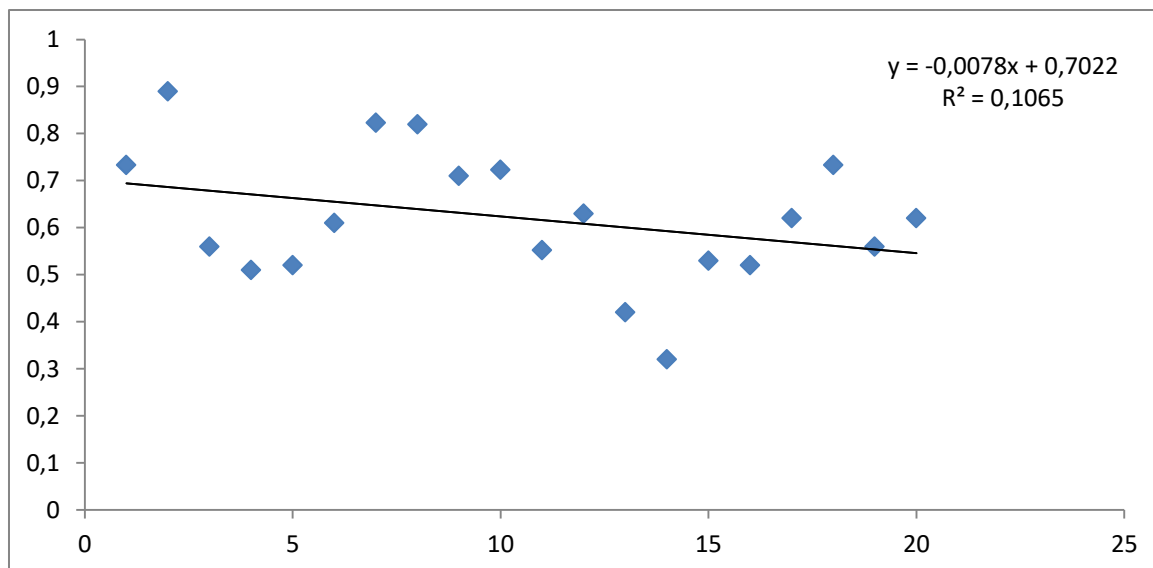


Figure 34: Représentation graphique en nuage de point du coefficient de corrélation.

Discussion :

Notre étude avait pour objectif d'évaluer l'impact des biofertilisants à base de champignons mycorhiziens arbusculaires autochtones des sols pollués de la région d'étude sur la croissance, le développement et la mycorhization de *Tamarix articulata* planté en sol steppique pollué.

Les résultats obtenus ont montré un échec total de la plantation des boutures de *T. articulata* sur le sol pollué de la région d'Ain Ezzayna malgré deux essais expérimentaux. Cet échec de plantation peut être attribué au degré de pollution supposé élevé du sol utilisé comme substrat. En effet, les métaux lourds par leur nature non biodégradables présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans de nombreuses pathologies (Kerfaoui, 2021). Chez les végétaux, si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (Oligoéléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un certain seuil. Cet effet négatif pourrait être la cause primordiale du non développement des boutures. Par exemple, une trop forte concentration de Cu peut le rendre toxique, notamment en inhibant la croissance racinaire et en altérant la structure de certaines protéines (Azizi, 2017). De son côté, le chrome présente une grande toxicité pour la majorité des plantes en engendrant une diminution de la croissance et une modification de la capacité de germination (GANIER, 2009). De plus, il a été démontré que le phosphore à fortes doses naturelles dans le sol pouvait

provoquer la mort des plantes(L'HUILLIER, 1994 ; NARDI, 2009). Aucune étude préalable n'a traité l'effet de la pollution des sols sur le *T. articulata*, ce qui nous amène à apporter des suggestions sommaires sur l'effet des différents polluants sur notre plante. L'HUILLIER, (1994) explique que le nickel a un effet toxique sur la croissance et le développement racinaire.

La deuxième expérience présentée dans cette étude est la détermination du taux de mycorhization racinaire des plantes de *T. articulata* poussant dans le lit d'oued d'Ain Ezzayna. Les résultats de cette expérience ont montré des taux de mycorhization assez important que ce soit au printemps où en été. En effet, nous avons obtenu un taux de mycorhization plus important au printemps, ce qui peut être attribué à l'influence des paramètres climatiques. L'étude établis par Bencherif et al. (2016) a montré clairement une influence des variations saisonnières sur l'installation de la symbiose mycorhiziennearbusculaire chez *T. articulata* dans les régions steppiques.

Toutefois, l'étude de la symbiose mycorhizienne chez le palmier dattier a montré que l'installation de la symbiose arbusculaire est affectée par la température et l'humidité (ZOUGARI et al., 2018). Ces auteurs ont enregistré un taux de colonisation hyphales, arbusculaire et vésiculaire plus élevé de 1.2 fois plus au printemps que durant les autres saisons. Ce ci concorde avec les travaux d'EL ADIB et al. (2015) qui en étudiant la dynamique de la colonisation mycorhizienne de deux variétés d'arganier en Tunisie ont enregistré un maximum de colonisation durant les saisons humides de printemps et d'automne. Ce qui est similaire aux nôtres enregistré au printemps.

Les conditions climatiques et principalement la température et la pluviométrie agissent d'une façon directe sur le taux de colonisation des racines ; nos résultats sont proches de ceux obtenus par ZOUGARI et al. (2018) qui ont trouvé des taux des structures fongiques plus élevés dans les racines de *Tamarix articulata* au printemps par rapport aux racines de la saison d'été.

De plus les résultats statistiques ont montré un coefficient de régression de l'ordre de 1 ce qui signifie que l'équation de la droite de régression est capable de déterminer 100 % de la distribution des points. Cela signifie alors que le modèle mathématique utilisé, ainsi que les paramètres a et b, qui reflètent selon nous, les paramètres climatiques et ceux pédologiques, calculés sont ceux qui déterminent la distribution des points reflétant le taux de mycorhization. En bref, plus le coefficient de détermination se rapproche de 0,

plus le nuage de points se disperse autour de la droite de régression. Au contraire, plus le R^2 tend vers 1, plus le nuage de points se resserre autour de la droite de régression. Quand les points sont exactement alignés sur la droite de régression, alors $R^2 = 1$.

Conclusion

Conclusion :

Les mycorhizes arbusculaires constituent la symbiose végétale la plus répandue à l'échelle planétaire assurant des avantages importants aux plantes terrestres. De son côté le *Tamarix articulata* est une plante steppiques ayant des vertus médicales bien connue. Néanmoins, les éléments à trace métallique sont des polluants dangereux présents dans la région d'Ain Ezzayne (W de Djelfa). Dans notre présente étude nous avons cherché à évaluer l'impact de l'inoculation arbusculaire par des souches de CMA native du même site sur le développement du *T. articulata*. Cependant cette expérience de plantation a révélé des résultats négatifs, vu que la plantation qui a été répété à deux reprises, n'a pas abouti à la germination des boutures. Ceci peut être attribué au fort têt de polluants dans le sol et a sa texture compacte.

Une deuxième expérience effectuer dans cette présente étude, est la détermination du taux de mycorhization des racines de *Tamarix articulata* prélevé durant deux saisons successif : printemps et été. Les résultats de cette expérience ont révélé un taux de mycorhization racinaire plus élevé au printemps par comparaison à celui enregistré en été. Ce résultat peut être expliqué par la période de reprise végétative de la plante hôte qui correspond au printemps avec un ralentissement du cycle végétale en été.

Ces résultats expliquent que l'espèce *T. articulata* est naturellement mycorhizé sur le site d'Ain Ezzayna, ce qui ouvre la voie à de nouvelles recherches sur la dépollution des sols contaminés par les métaux lourds en usant des procédés biologiques.

Références

Abbas, Y. 2014. Microorganisme de la rhizosphère des tétracliniaies : un outil pour optimiser la régénération assistée du *tetraclinisarticulata*Vahl. Master. Thèse de doctorat université Mohammed V faculté des sciences Rabat. p 21, 24

Abdelsadok, N., Kammoun, I. 2018. Effet des métaux lourds (Cuivre et Zinc) sur les paramètres morpho-physiologiques et biochimiques chez la fève (*Vicia faba* L.). Thèse de master université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem. p 12 14, 22.

Aissaoui, H. 2012. Effet des produits phytosanitaires et les engrais, sur l'abondance des métaux lourds (Cu, Zn) dans le sol et le végétal dans la région de Biskra. Thèse de magister université MouhamedKheider – biskra. P 8, 9, 12

Alhourani, N., Kasabri, V., Bustanji, Y., Abbassi, R., Hudaib, M. 2018. Potential Antiproliferative Activity and Evaluation of Essential Oil Composition of the Aerial Parts of *Tamarixaphylla* (L.)H.Karst.: A Wild Grown Medicinal Plant in Jordan.

Alnuqaydan, A. M., Rah, M. 2020. Comparative assessment of biological activities of different parts of halophytic plant *Tamarixarticulata* (T. *articulata*) growing in Saudi Arabia. Saudi Journal of Biological Science King Saud University.

Anselmetti, J. 2017. Étude de l'exposition professionnelle au chrome dans une aciérie produisant des aciers inoxydables. Thèse de doctorat université grenoblealpesPES. p 15

Aouissi, N. 2018. Biotechnologie de l'inoculation mycorhizienne : production et application en cultures maraichères. Cas de la pomme de terre. Thèse de doctorat université Badji Mokhtar – Annaba. p 18-19, 22, 23, 25, 31.

Aranguren, M.M.S. 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat Université Paul Sabatier – Toulouse. p 9, 14, 23

Azizi, N.N. 2017. Effet de la Pollution par les Métaux Lourds sur *Triticumdurum*Desf. Thèse de doctorat université Badji Mokhtar – annaba. p 1, 8, 21

Badri, S. 2013. Contribution à l'étude des taux des endomycorhizes des tamarix *articulata*Vahl et *Tamaixgallica* L dans les régions arides et semi arides

BEHANZIN, G. G. , ADJOU, E. S., YESSOUFOU, A. G. , DAHOUENON AHOUSSE, E. , SEZAN, A. 2014. Effet des sels de métaux lourds (chlorure de Cobalt et chlorure de Mercure) sur l'activité des hépatocytes. Journal of Applied Biosciences. 83:7499– 7505.

Bein, E., Habte, B., Jaber, A., Birnie, A., Tengnas, B. 1996. Useful Trees and Shrubs in Eritrea Identification, Propagation and Management for Agricultural and Pastoral Communities. the Regional Soil Conservation Unit.

-
- BELABED, B. 2010. La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de doctorat Université Badji Mokhtar –Annaba. p 6, 9, 17,
- Ben ammar, M. 2019. Contribution à la connaissance du genre *Tamarix* dans la région de Ouargla. Thèse de master université KasdiMerbah Ouargla. p 1, 16, 17.
- Benadda, H. 2009. Evaluation de la pollution marine par trois métaux lourds (cadmium, plomb, zinc) sur un poisson pélagique : la saurel, *trachurus trachurus* (Linné, 1758) pêchée dans la baie d'oran. These de magister université d'oran Es- Sénia. p 16.
- Benbelkheir, H., kasri, F. Z. 2020. Contribution à l'étude de la biodiversité des endomycorhizes dans la region de Boussaada M'sila (Algérie). Thèse de master univestté Mohamed Boudiaf – M'sila. p 7, 13
- Bencherif, K. 2007. Etude de la mycorhization de *tamarix articulata* vahl. These de magister université Saad Dahlab de Blida. P 56
- Bencherif, K., Trodi, F, Hamidi, M., Dalpè, Y., IounèseHadj-Sahraoui, A.2020. biological overview and adaptability strategies of *tamarix* plants, *T. articulata* and *T. gallica* to abiotic stress. p8.
- Benhamed, I.2016. Contribution à l'évaluation de la pollution métallique chez un crustacé de littoral de tlemcen. Thèse de magister université de Tlemcen. p 10, 11, 12-13.
- Benhouhou, S. 2005. A guide to medicinal plants in NorthAfrica. p 229.
- Benkelfat, K. 2020. Les ripisylves de la région de Tlemcen, cas des groupements à *Tamarix* L. Thèse de doctorat université Abou BekrBelkaid – Tlemcen.
- Bisone, S. 2012. Décontamination de sols contaminés par du cuivre du zinc et des provenant de déchets métallurgiques. Thèse de doctorat université du Québec. p 5
- Biteur, N. 2012. Essais d'utilisation du radis (*Raphanus sativus*) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de doctorat université d'oran. p
- Bouabdelli, Z. 2019. Dans l'étude des mycorhizes des espèces du genre *pistacia*, en fonction des conditions edapho-climatique, en Algérie. Thèse de doctorat université de zianeachour. p 152.
- Bouabdelli, Z., Belhadj, S., Smail –Saadounhadj, N. et al. 2018. l'influence de l'aridité sur la variation de la colonisation mycorhizienne arbusculaire chez cinq populations naturelles algériennes du pistachier de l'atlas (*pistacia atlantica* desf) . Revue d'Ecologie (Terre et Vie), Vol. 73 (3), 2018 : 330-344
- Bouazzamarouf, K. 2016. La symbiose mycorhizienne et leur importance dans la réhabilitation des sols dégradés. Thèse de doctorat université d'oran 1 Ahmed Ben Bella. p 7, 12, 24

Calonne, M. 2012. Impact des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur le métabolisme lipidique et le transport du phosphore chez le champignon mycorhizien à arbuscules *Rhizophagus irregularis*. Thèse de doctorat université du littoral cote d'opale. p 3, 30, 32, 43

Chanel, O., Dollfus, C., Haguenoer, J.M., Hartemann, P., Huel, G., et al. 2017. Plomb dans l'environnement: quels risques pour la santé?. Rapport de recherche institut national de la santé et de la recherche médicale(INSERM). p 7

Charfaoui, A. E., Ziane, A. 2013. Analyse saisonnière de la symbiose mycorhizienne des tamarix gallica et tamarix ariculata en zone arides et semi arides (Djelfa, Laghouat, Ksar el Boukhari).these d'ingénieur d'état en agropastoralisme.

Dabouineau, L., Lamy, Y., Collas, P., 2005. Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées.vol.124 :8-15.

Dechamplain, N., Gosselin, L. 2009. Les champignons mycorhiziens. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière. p 1.

Dehon, B., Nisse, C., Lhermitte, M., Haguenoer, J.M. 2001. Métaux et Médecine du Travail Annales de Toxicologie Analytique, vol. XXI, n° 3, p 215.

Destinoble, A. 2017. Effet de la symbiose mycorhizienne arbusculaire sur la composition minérale du poireau cultivé en présence de carbonate de calcium. Mémoire de maîtrise Université Laval. p 1, 6, 7

Dion, C.G. 2016. Décontamination d'un sol pollué par des métaux lourds par des procédés de traitement physiques et chimiques. Thèse du grade de Maître ès sciences Université du Québec. p 6-7, 9

Djaoui, M. 2016. Etude des mycorhizes du merisier (*Prunus avium*) de la région de Beni-Zmenzer, dans la Wilaya de Tizi-Ouzou. Thèse de master université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. p 9-10

Doillon, D. 2010. Déterminants moléculaires de la tolérance au zinc des microorganismes eucaryotes. Thèse de doctorat université Henri Poincaré, Nancy-Université. p 20

Driai, S. 2016. Impact des polluants d'origine industrielle sur le développement des champignons mycorhiziens à arbuscules, sur leur diversité et sur la viabilité microbienne des sols des agro- écosystèmes du Nord- est algérien. Thèse de doctorat université Badji Mokhtar – Annaba. p 5, 9, 28-29

Duponnois R., Sanon A., Hafidi M., Ndoye I., Bâ A. M. 2011. Généralités sur la symbiose mycorhizienne. p 14, 29-30.

El adib, S., Slim, S., Ben djeddi, F. 2015. Etude de la dynamique de la colonisation mycorhizienne de deux variétés d'arganier en Tunisie. Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 17(3), 603-614.

El-Alam, I. 2018. Phytoremédiation d'un sol contaminé de la Bekaa (Liban) : valorisation de la biomasse par production d'huiles essentielles à activités biologiques. Thèse de doctorat université Libanaise et l'université du Littoral Côte d'Opale. P 29

Ganier, J. 2009. Sources et dynamique du chrome dans les sols ultramafiques de niquelandia, bresil. Thèse de doctorat université Paris Sud. P15-16.

Garbaye, J., 2013. La symbiose mycorhizienne une association entre les plantes et les champignons.

Gavériaux, J. P. 2012. LES GLOMEROMYCOTA - Mycorhizes VAM et Geosiphonpyriformis (Kützing) Wettstein. P 4.

Gerry, E. 1954. Utilization of white – pocket douglas – fir: pulping and chemical conversion. United states department of agriculture.

Ghali, S. 2008. Étude de la carbonisation d'un précurseur végétale, les noyaux d'olives. Utilisation dans le traitement des eaux. Thèse de magister université 20 août 1955 – Skikda. p 11, 20-21

Guissou, T. G. 2001. La symbiose mycorhizienne a arbuscules chez des especes d'arbres : diversité des glomales, dépendance mycorhizienne, utilisation des phosphates naturels et tolérances a un stress hydrique. Thèse de doctorat université d'Ouagadougou. P25,28.

Hadj Sahraoui, A. L. 2013. Unité de Chimie Environnementale et Interactions sur le Vivant (UCEIV). Université du Littoral Côte d'Opale (ULCO). Université Lille Nord de France. P 12, 13

Halli, A. 2017. Essai de phytoremédiation d'un sol pollué au plomb par l'utilisation du colza (*Brassicinapus L.*): effet de l'ajout d'un chélateur (EDTA). Thèse de master université Mouloud Mammeri de tizi-ouzou. p 11, 16, 35,

Hamza, N. 2014. Application des mycorhizes arbusculaires en culture maraichère ces de la pastèque (*citrulluslanatus*). Thèse de magister université Ferhat Abbas sétif 1. p 7, 9, 11

Harchaoui, C. 2017. La double symbiose mycorhizienne chez deux espèces forestières, *taxusbaccata L.* et *Populusnigra L.*, situées dans la région de Tizi-Ouzou (Tikjda, Akfadou et Ait zikki). Thèse de doctorat université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. p8

Hedhli, M. 2010. Phytorestauration des sédiments de la rivière saint-charles et du port de montréal contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatique. Thèse de maitrise université du québec à montréal. p 33.

Huynh, T. M. D. 2009. Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique. Thèse de doctorat université paris est. p 15-16

Kirpichtchikova, T. 2009. Phytoremédiation par Jardins Filtrants d'un sol pollué par des métaux lourds: Approche de la phytoremédiation dans des casiers végétalisés par des plantes

de milieux humides et étude des mécanismes de remobilisation/immobilisation du zinc et du cuivre. Thèse de doctorat université Joseph-Fourier – Grenoble. p 27, 28

La Mycorhize à arbuscules : quels bénéfices pour l'homme et son environnement dans un contexte de développement durable ?

Laaroussi, I.2018.Un produit naturel permettant de resserrer temporairement les muqueuses de vagin.Fascicule de brevet europeen. p 2.

Labridy, M. T. 2017. Etude de la diversité mycorhizienne associée à la rhizosphère de plantes poussant spontanément dans un des bassins s'un site hautement contaminé par les hydrocarbures pétroliers .thèse de maitrise université de Montréal. p 19 .

Le guillou, M.2009. Diagnostic et cartographie des risques de pollution de l'environnement (eau, plantes, sol), par les métaux lourds, autour de fermes camelines, au Kazakhstan. Thèse de master université d'al farabi, université montpellier. p 12, 14.

Legrain, A.2014. Evaluation de l'impact des mycorhizes sur le développement du rosier pendant son cycle de culture. Thèse de master université de Rennes I. p 1.

L'huiller, L. 1994.Biodisponibilité du nickel dans les sols ferrallitiques de nouvelle- calédonie. Effet toxique de Ni sur le développement et la physiologie du maïs. Thèse de doctorat université de Montpellier II. p4.

Louis Morel, J. 2012. La Chimie et la Nature (pp.157-184) Phytoremédiation des sols contaminés Des plantes pour guérir... les sols. p 167.

Maamri, K.2020. association-symbiotique. Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi Bordj Bou Arreridj. p 9

Mantanis, G.I., Birbilis,D. 2010. Physycal and mechanical properties of athel wood (tamarixaphylla). SuleymanDemireluniversitesi. 82-87

Marzouk trifi, I. 2012. Etude de l'élimination du chrome (VI) par adsorption sur l'alumine activée et par dialyse ionique croisée. Thèse de doctorat université de Tunis el manar , Université Paris-Est Créteil ICMPE.

Meglouli, H. 2020. La phytoremédiation assistée par les champignons mycorhiziens à arbuscules des sols historiquement contaminés par les dioxines/furanes : conséquences sur le microbiote du sol et sur la dissipation des polluants. Thèse de doctorat université du littoral cote d'opale. p 14, 18

Mohammedi, S. 2018. Biodiversité et aptitude des champignons mycorhiziensarbusculaires isolés des palmeraies de Ouargla à mycorhizer le blé et l'orge. Thèse de master université KasdiMerbah Ouargla. P 4, 9

Naert, N. 2017. Étude de la contamination des sols par les éléments traces métalliques : influence de la profondeur de la contamination sur la croissance de plantes indigènes et évaluation de la mobilité du zinc. Thèse de Master université de liège. p 9-10.

Nardi, F. 2009. Excès de Phosphore et de Matières organiques naturelles dans les eaux de retenues : diagnostic et remèdes Cas du lac de Ribou à Cholet, (Maine-et-Loire, France). Thèse de doctorat Université d'Angers.

Nouri, M., Haddioui, A. 2016. Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue (The remediation techniques of heavymetalscontaminatedsoils: areview). *Maghrebian Journal of Pure and AppliedScience* , 2 N° 2 (2016) 47- 58. p 49.

Nyssens, T. 2012. Détermination des densités de populations de CMA dans les systèmes bananiers de Martinique. Thèse de Bio-ingénieur université catholique de Louvain. p 4,6, 7.

Otmani, H. 2018. Evaluation de la toxicité de quelques métaux lourds sur le comportement d'un modèle animal du groupe des Coelomates. Thèse de doctorat université Badji Mokhtar – annaba. p 7., 8,

Remon, E. 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat Université Jean Monnet - Saint-Etienne. p 39-40.

Remon, E. 2009. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat Université Jean Monnet - Saint-Etienne. p 1,

Rivaton, D. 2016. Etude des champignons mycorhiziens arbusculaires des sols en systèmes de grandes cultures biologiques sans élevage. Application à la nutrition phosphatée. Thèse d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage. p 3.

Robichaud, K. 2019. Bioremédiation de sols en milieu nordique : des ressources locales pour traiter une variété d'hydrocarbures pétroliers et autres contaminants avec la phytoremédiation, la mycoremédiation et l'aide de matières résiduelles fertilisantes. Thèse de Philosophie Doctor Université de Montréal. P f30, 34.

Salhi, A. 2018. L'association symbiotique chez le haricot commun (*Phaseolus vulgaris* L.). Thèse de master université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. p 13

Selami, N. 2017. Association symbiotiques. Université d'oran Mohamed Boudiaf. P30

Sene, S. 2015. Analyse de la diversité des symbioses ectomycorhiziennes du *Coccoloba uvifera* (L) L. en zones d'origine et en zones d'introduction. Thèse de doctorat université Cheikh Anta Diop de Dakar. p 11

Sidhoum, W. 2011. Diversité des mycorhizes arbusculaires chez la variété « Sigoise » d'olivier (*Olea europea* L.) : étude de leur efficacités sur la croissance des plants. Thèse de magister université d'oran 1 Ahmed Ben Bella. p30

Sidhoum, W. 2019. Etude de la diversité des champignons mycorhiziens arbusculaires dans les sols pollués du nord-ouest algérien. Thèse de doctorat université d'Oran 1 Ahmed Ben Bella. p 17-18, 39-40, 41

Sirven, J.B. 2007. Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de doctorat Université Sciences et Technologies - Bordeaux I. p 27

Slatni, I. 2014. Etude de la destruction ou la perturbation des espèces végétales par la pollution. Thèse de magister université Mohammed Cherif Messaadia. P 2, 19

Tanguay, L. G. 2014. Les inoculants mycorhiziens pour une agriculture québécoise plus productive et moins dépendante aux engrais minéraux phosphatés. Thèse de maître université de Sherbrooke. p 16.

UNEP, 2010. Principales conclusions scientifiques concernant le plomb.

Vavasseur, A., Richaud, P., Pons, J. M. 2009. Biofutur N° 295 - Toxicologie nucléaire: Détecter... dépolluer (Janvier 2009) Des plantes pour dépolluer ou stabiliser des éléments toxiques dans les sols et les eaux. p 38.

Verdin, A., Hadj Saharaoui, A.L., Durand, R. les agents de la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures polycycliques aromatiques. Revue francophone d'écologie industrielle – N° 36- 4e trimestre 2004 Université du Littoral (U.L.C.O.) - Côte d'Opale.

Vila, M. 2006. Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. Thèse de doctorat université de Toulouse. P 11.

Zorrig, W. 2011. Recherche et caractérisation de déterminants contrôlant l'accumulation de cadmium chez la laitue "Lactuca sativa". Thèse de doctorat université Tunis el manar, université Montpellier II. p 16

Résumé :

La pollution par les métaux lourds est devenue un véritable problème menaçant notre écosystème, l'augmentation de la concentration des éléments traces métalliques (ETM) dans l'environnement est très préoccupante suites aux activités industrielles anarchiques. Cette contamination a des effets nuisibles sur les populations végétales et sur la biodiversité. Les plantes se mettent en relation symbiotiques avec les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) ce qui leurs assure une meilleure nutrition hydrominérale et une protection contre les stress biotiques et abiotiques. Notre présente étude avait pour objectif d'évaluer l'effet de l'inoculum autochtone sur la croissance de *Tamarix articulata* sur sol pollué et d'évaluer la colonisation racinaire au printemps et en été. Les résultats obtenus nous permettent de suggère que la plantation de *T. articulata* sur sol pollué est très difficile et nécessite des conditions particulière pour réussir. De plus la colonisation racinaire par les CMA est plus importante au printemps qu'en été suite à la période de reprise végétative chez la plante hôte. Ces résultats préliminaires ouvrent de nouvelles perspectives pour l'étude de la dépollution des sols steppiques contaminés par les métaux lourds en utilisant des procédés biologiques.

ملخص

أصبح التلوث بالمعادن الثقيلة مشكلة حقيقية تهدد نظامنا البيئي ، زيادة تركيز العناصر المعدنية النزرة (TME) في البيئة مصدر قلق كبير نتيجة للأنشطة الصناعية غير الخاضعة للرقابة. هذا التلوث له آثار ضارة على مجموعات النباتات وعلى التنوع البيولوجي. تدخل النباتات في علاقة تكافلية مع الفطريات الجذرية ، والتي تزودها بتغذية معدنية مائية أفضل وحماية ضد الضغوط الحيوية وغير الحيوية. هدف دراستنا الحالية هو تقييم تأثير اللقاح الذاتي على نمو نبات *Tamarix articulata* في التربة الملوثة وتقييم استعمار الجذر في فصلي الربيع والصيف. نتيج لنا النتائج التي تم الحصول عليها أن نقتراح أن زراعة نبات *T. articulata* على التربة الملوثة أمر صعب للغاية. ويتطلب شروطا خاصة للنجاح. بالإضافة إلى ذلك ، يكون نسبة استعمار الجذور بواسطة CMAs أكبر في الربيع من الصيف بعد فترة الانتعاش الخضري في النبات المضيف. تفتح هذه النتائج الأولية آفاقاً جديدة لدراسة إزالة التلوث من تربة السهوب الملوثة بالمعادن الثقيلة باستخدام العمليات البيولوجية.

Abstract:

Pollution by heavy metals has become a real problem threatening our ecosystems; the increase in the concentration of trace metallic elements (TME) in the environment is of great concern as a result of uncontrolled industrial activities. This contamination has harmful effects on plant populations and on biodiversity. Plants enter into a symbiotic relationship with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), which provides a better hydro-mineral nutrition and protection against biotic and abiotic stresses. Our present study aimed to evaluate the effect of native AMF inoculum on the growth of *Tamarix articulata* on polluted soil and to evaluate the root colonization in spring and summer. Ours results suggest that the plantation of *T. articulata* on polluted soil is very difficult and requires special conditions to be successful. In addition, evaluation of AMF root colonization was higher in spring than in summer, which follows the plant vegetative cycle. These preliminary results open the way for a new perspectives for heavy metals steppic soil decontamination using biological processes.

