



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
UNIVERSITE ABBAS LAGHROUR - KHENCHELA -
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DE L'ÉCOLOGIE ET L'ENVIRONNEMENT

Mémoire

Présenté pour l'obtention du diplôme de

MASTER

FILIERE : Sciences Biologique

OPTION : Ecologie fondamentale et appliquée

Thème

*Le rôle des conifères dans la
phytoremédiation des forêts au niveau de la
Wilaya de khenchela*

Présenté par :

SAIDIA Safa

ZERDOUM Aziza

Soutenu le : 07/07/2019

Jury de soutenance :

Mme. MEZHOUD Amel	MAA	PRESIDENTE	Univ-Khenchela.
Mlle. DELAA Yasmina	MCB	PROMETTEUSE	Univ-Khenchela.
Mr. HAMADA Youcef	MAA	EXAMINATEUR	Univ-Khenchela.

Promotion : JUILLET 2019

Table des matières

	Page
Sommaire	i
Résumé	a
Abstract	b
Liste des figures	c
Liste des tableaux	I
Liste des abréviations	IV
Introduction	VI
	1
Chapitre I	Monographie des espèces étudiées.
I.1.	Le pin d'Alep. 5
I.1.1.	Généralités. 5
I.1.2.	Le pin d'Alep ou <i>pinus halepensis</i> Mill. 5
I.1.2.1.	Présentation de la famille des Pinaceae. 5
I.1.2.2.	Présentation du genre <i>Pinus</i> . 6
I.1.2.3.	Position systématique de l'espèce <i>Pinus halepensis</i> Mill. 7
I.1.2.4.	Caractères botaniques et dendrologiques de <i>Pinus halepensis</i> Mill. 7
I.1.2.5.	Monographie de <i>Pinus halepensis</i> Mill. Et son utilisation dans la bioindication. 8
I.1.2.6.	Ecologie et aire de répartition du pin d'Alep dans le monde. 8
I.1.2.7.	Zone à pin d'Alep en Algérie. 9
I.1.2.8.	Utilisation du pin dans le projet du barrage vert 10
I.1.2.8.1.	Problème de nature socio-économique. 10
I.1.2.8.2.	Problème de nature technique. 11
I.2.	Le cèdre d'Atlas. 11
I.2.1.	L'historique. 11
I.2.2.	Systématique du cèdre d'Atlas. 12
I.2.3.	Aire de répartition du cèdre. 13
I.2.3.1.	En Algérie. 13
a.	Le cèdre dans le massif de l'Ouarsenis. 13
b.	Le cèdre dans les Aurès. 13
c.	Le cèdre dans le Djurdjura. 14
I.2.3.2.	Au Maroc. 14
I.2.3.3.	Facteurs de répartition du cèdre de l'Atlas. 15
a.	L'Altitude. 15
b.	Exposition. 15
c.	La température. 16
d.	Les précipitations. 16
e.	Les exigences climatiques. 16
f.	Le substrat. 17
I.3.	Caractères botanique. 17

Chapitre II	La phytoremédiation	19
II.1.	Désignation et définition de la phytoremédiation.	20
a.	Inconvénients et limitations de la phytoremédiation.	21
II.2.	Phytoremédiation du sol.	21
II.2.1.	La pollution du sol.	21
II.2.1.1.	Contrôle de la pollution des sols.	22
II.2.2.	Caractéristiques des plantes utilisées pour la phytoremédiation des métaux lourds.	23
II.2.2.1.	Les plantes tropicales.	24
II.2.3.	Techniques et stratégies de la phytoremédiation.	27
II.2.3.1.	Phytoextraction.	27
II.2.3.2.	Phytofiltration.	27
II.2.3.3.	Phytostabilisation.	27
II.2.3.4.	Phytovolatilisation	28
II.2.3.5.	Phytodégradation	28
II.2.3.6.	Rhizodégradation	28
II.2.3.7.	Phytodesalination	29
II.3.	Les limites de la phytoremédiation	30
II.4.	Mécanisme d'accumulation des polluants dans les plantes	30
II.4.1.	Mobilisation, absorption des racines et séquestration	30
II.4.2.	Translocation	33
II.4.3.	Distribution et stockage des tissus	34
II.5.	L'avenir de la phytoremédiation	35
II.6.	Phytoremédiation de l'air	38
II.6.1.	Définition de la pollution atmosphérique	38
II.6.2.	Les jardins filtrants	38
II.6.3.	Principes de fonctionnement	38
II.6.4.	Les industries et les stations d'épuration	39
II.6.5.	L'amélioration de l'atmosphère : Exemple de réalisation intérieur	39
Chapitre III	Présentation de la zone d'étude	40
III.1.	Situation géographique de la région de Khenchela	41
III.2.	Le potentiel forestier	41
III. 3.	La géomorphologie de la région de Khenchela	43
III. 3.1.	Reliefs	43
III.4.	Géologie générale	45
III.5.	Pédologie	47
III.6.	Analyse de la zone d'étude	49
III.6.1.	Chélia et Ouled Yagoub	49
III.6.1.1.	Milieu physique	50
III.6.1.2.	Diversité biologique (Patrimoine floristique et faunistique)	51
III.6.1.2.1.	Diversité floristique	52

a.	Des espèces endémiques	53
b.	Des espèces rares	53
c.	Des espèces protégées par la loi	54
d.	Des espèces à intérêt écologique et économique	54
e.	Des Espèces à intérêt médicinal et pharmaceutique	54
III.6.1.2.2.	Diversité faunistique	54
III.6.1.3.	Caractéristiques Physiques Du Milieu	54
a.	Relief	54
b.	Altimétrie	55
c.	Pente	56
d.	Hydrographie	58
e.	Occupation du sol	59
e.1.	Types d'occupations du sol	59
e.1.1.	Occupation forestière	59
e.1.2.	Occupation pré forestière	59
e.1.3.	Autres occupations	60
III.6.2.	Ain Mimoun	61
III.6.2.1.	Composition chimique du minerai d'Ain Mimoun	62
Chapitre IV	La climatologie	63
	Introduction	64
IV.1.	Facteurs climatique de la région de Khenchela	64
IV.1.1.	Température	64
IV.1.2.	Pluviométrie	65
IV.3.	Les vents	66
IV.4.	L'humidité relative	67
IV.2.	Synthèse climatique de la région de Khenchela	68
IV.2.1.	Diagramme Ombrothermique de Gaussen	68
IV.2.2.	Climagramme d'EMBERGER	69
Chapitre V	Matériels et méthodes	71
V.1.	Dosage des chlorophylles	72
V.2.	Le matériel végétal utilisé	72
V.3.	L'échantillonnage	74
V.4.	Extraction de chlorophylle	75
V.4.1.	La chlorophylle	75
V.4.2.	Le principe	75
Chapitre VI	Résultats et discussion	78
VI.1.		
VI.1.1.		
VI.1.2.		

VI.1.2.1.

Conclusion générale et perspective

Références bibliographiques

Résumé

Liste des figures

N° figure	Titre	N° page
Figure 1	Aspect général de spécimens de <i>Pinus halepensis</i> Mill. utilisés	5
Figure 2	(a) aiguilles et (b) cône de <i>Pinus halepensis</i> Mill.	6
Figure 3	Aire de Répartition du pin d'Alep dans le monde	9
Figure 4	Aire de Répartition du pin d'Alep en Algérie	10
Figure 5	Utilisation généralisée du pin d'Alep dans le reboisement du barrage vert	11
Figure 6	Le cèdre de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i> Manetti) à Tafsest (versant Sud de Djebel Chelia)	12
Figure 7	Air de répartition naturelle du cèdre de l'Atlas	15
Figure 8	Les aiguilles de cèdre de l'Atlas et quelques stades de son débourrement	18
Figure 9	Mécanisme impliqués dans la décontamination / dégradation des polluants organique et inorganique dans les processus de phytoremédiation	29
Figure 10	Procédées de synthèse de la phytochélatine en presence de Cd	35
Figure 11	Situation géographique de la Wilaya de Khenchela	41
Figure 12	Répartition de la superficie forestière par essence	42
Figure 13	Carte d'occupation forestière de la wilaya de Khenchela	43
Figure 14	Zones naturelles de la Wilaya de Khenchela	44
Figure 15	Carte des reliefs de la Wilaya de Khenchela	45
Figure 16	Carte géologique de la Wilaya de Khenchela	47
Figure 17	Carte des classes des sols de la Wilaya de Khenchela	49
Figure 18	Carte des de la situation géographique de la zone d'étude	50
Figure 19	Cédraie localisée à Oued Ababou (Forêt Ouled Yagoub)	51
Figure 20	Pin d'Alep à versant sud Djbel Chélia	53
Figure 21	Carte des pentes de la Wilaya de Khenchela	57
Figure 22	Carte d'hydrologie de la Wilaya de Khenchela	58
Figure 23	Types d'occupation rencontrés au niveau de la zone d'étude Chélia et Ouled Yagoub	69
Figure 24	Carte d'occupation des sols de la Wilaya de Khenchela	60
Figure 25	Localisation géographique d'Ain Mimoun	61
Figure 26	Températures moyennes mensuelles de la période 2004–2018 et celle de l'année 2018 dans la région de Khenchela	65
Figure 27	Précipitations moyennes durant la période 2004/2018 et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela	66
Figure 28	Vitesses moyennes des vents (m/s) de la période 2004/2018 et de l'année 2018 dans la région de Khenchela	67
Figure 29	Les moyennes mensuelles de l'humidité relative de l'air (%) de la période (2004–2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela	68
Figure 30	Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN de la région de Khenchela pour la période 2004/2018	69

Figure 31	Localisation de la région de Khenchela sur le climagramme d'emberger	70
Figure 32	Echantillon de Cèdre d'Atlas (a) et de Pin d'Alep (b)	72
Figure 33	Boîtes noires avec des étiquetages pour les trois stations	72
Figure 34	Ethanol absolu	73
Figure 35	Acétone	73
Figure 36	Cuvette	73
Figure 37	Spectrophotomètre	73
Figure 38	Une balance	74
Figure 39	Eprouvette graduée 10 ml	74
Figure 40	l'échantillonnage (Station 01, Noughis à Ain Mimoun)	75
Figure 41	La pesée d'un l'échantillon	76
Figure 42	Mélangé l'échantillon avec l'acétone et l'éthanol	76
Figure 43	Extrait de chlorophylle dans une cuve en quartz	77
Figure 44		
Figure 45		

Liste des tableaux

N° tableau	Titre	Page
Tableau 1	Répartition de pin d'Alep dans quelques pays du monde.	9
Tableau 2	Plantes tropicales utilisées en phytoremédiation.	25
Tableau 3	Les résultats du traitement de l'air sur 24 heures.	39
Tableau 4	Répartition des terres par tranche altimétrique.	56
Tableau 5	Répartition des superficies par classe de pente.	57
Tableau 6	Composition chimique du minerai d'Ain Mimoun.	62
Tableau 7	Températures moyennes, maximales et minimales (C°) durant la période (2004-2018) et de l'année 2018 dans la région de Khenchela.	64
Tableau 8	Précipitations moyennes mensuelles (mm) sur 15ans de (2004-2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela.	65
Tableau 9	Les vitesses moyennes des vents (m/s) de la période (2004-2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela.	66
Tableau10	Les moyennes mensuelles de l'humidité relative de l'air (%) de la période '2004-2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela.	67

Introduction

La problématique des sols et de l'atmosphère contaminés est un fardeau environnemental qui touche tous les pays. Elle résulte du développement industriel intense durant le dernier siècle dont les pratiques industrielles étaient dans bien des cas, inadéquates. La contamination des sols et/ou de l'atmosphère peut entraîner de multiples problèmes dont, la détérioration, ou la disparition de certaines fonctions des sols et la possibilité de polluer les eaux de surface et celles souterraines (ADEME, 2013).

Plusieurs milliers de sites contaminés sont laissés à l'abandon sans se faire traiter dû au manque de ressources financières et de techniques efficaces. Les sols pollués comportent généralement une soupe hétérogène de polluants. On y retrouve fréquemment plusieurs composés organiques complexes, comme des hydrocarbures pétroliers (HPs), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) des polychlorobiphényles (BPCs), des pesticides, de même que plusieurs composés organiques volatils (COV) (Edwards, 2003 ; Gerhardt et al., 2009). Ces molécules sont souvent persistantes dans l'environnement en ayant des demi-vies très longues dans les sols, les sédiments, l'air et dans les tissus biologiques où elles peuvent se bioaccumuler grâce à leur grande liposolubilité (Jones et de Voogt, 1999). Ces contaminants organiques peuvent avoir de graves conséquences sur la santé humaine, même à de faibles concentrations (Carpenter, 2006 ; Hites et al., 2006).

Le traitement de ces sols consiste généralement à l'excavation, l'entreposage et, dans quelque cas, à la décontamination par différents moyens, selon la nature des contaminants présents (Cunningham et al., 1995). Les méthodes de décontamination utilisées peuvent être des rinçages, des lavages ou même l'incinération (Ali et al., 2013). Ces techniques de décontamination coûtent très cher (Cunningham et Ow, 1996) et leur emploi n'est pas toujours possible sur de grandes surfaces. C'est sans doute ce qui explique que plusieurs terrains contaminés sont abandonnés sans être traités (Peuke et Rennenberg, 2005).

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour assainir un site et lutter contre l'action néfaste de ces métaux sur notre environnement. Parmi celles-ci une méthode a attiré notre attention, il s'agit de la phytoremédiation. Cette technologie nouvelle exploite le potentiel des végétaux et de leur microbiote associé pour extraire, stabiliser ou volatiliser les métaux lourds contenus dans les sols. Elle est régulièrement évoquée dans le milieu scientifique comme étant une solution à l'avenir prometteur.

Aujourd'hui, le terme de phytoremédiation est largement accepté et regroupe toutes les méthodes basées sur l'utilisation de végétaux supérieurs dans un but de dépollution. Malgré leur développement récent, ces méthodes sont variées et des résultats encourageants ont d'ores et déjà été obtenus pour des problématiques diverses. Plus précisément, les quelques études réalisées à ce jour permettent d'envisager cinq types de stratégies de phytoremédiation particulièrement prometteuses: la phytoextraction, la phytostimulation, phytovolatilisation, la rhizofiltration, la phytostabilisation.

Les travaux présentés dans ce mémoire ont pour objectif d'utiliser les conifères dans une éventuelle phytoremédiation dans la région d'Ain mimoun, et de contribuer à une meilleure connaissance par estimation de la teneur en chlorophylle comme paramètre biochimique des espèces choisies, pour l'entreprendre comme indicateur de pollution.

Après avoir décrit les objectifs du mémoire, nous développerons trois parties distinctes mais complémentaires.

- Premièrement, une synthèse bibliographique : nous avons choisi deux espèces (*Cedrus atlantica* et *Pinus halepensis*) pour l'expérimentation et nous proposons dans le premier chapitre une revue bibliographique, quelques concepts de base relatifs aux caractéristiques propres aux conifères préconisés, la monographie des espèces ainsi que le concept de la phytoremédiation.
- Deuxièmement, Matériel et méthodes : nous analyserons la zone d'étude à savoir la région de Khenchela en donnant un aperçu sur la situation géographique, la climatologie, ainsi que la faune et la flore. Ensuite les méthodes et techniques utilisés pour atteindre les objectifs visés : préparation du matériels d'échantillonnage, mode de prélèvement, mesures au laboratoire par spectrophotométrie UV-visible.
- Troisièmement, Résultats et discussion : nous étudierons les résultats obtenus et la réponse des espèces et évaluer leurs capacités phytoremédiantes possible.

Enfin, une conclusion qui résume toutes les parties traitées ainsi que les perspectives concernant l'importance des végétaux pour détecter la pollution.

I.1. Le pin d'Alep

I.1.1. Généralités

Les pins de groupe *Halepensis*, sont des pins à deux feuilles, souvent connus sous le nom de pins méditerranéens. Ils appartiennent à la famille des pinacées (abiétacées) de genre *Pinus* et au sous genre *Pinus*, à la section *Halepensis* et au sous-groupe *Halepensis* qui renferme *Pinus halepensis* Mill. et *Pinus brutia* Ten. C'est une espèce xérophile, thermophile et héliophile, La température moyenne annuelle varie dans son aire de répartition entre 13°C et 18,5°C avec un optimum compris entre 13,5°C et 15,5°C (Kadik, 1987). Il se développe dans les zones semi-arides à faible pluviométrie de 300 à 450 mm, bien connu par sa plasticité et son adaptation à différents types de sol (Maatoug, 1998).

I.1.2. Le pin d'Alepou *Pinus halepensis* Mill.

I.1.2.1. Présentation de la famille des *Pinaceae*

La famille des Pinacées (*Pinaceae*), ou Abiétacées, est une famille de plantes gymnospermes, connus aussi sous le nom de résineux, qui compte 220 à 250 espèces réparties en 11 genres. Elles sont originaires et peuplent abondamment les régions tempérées du globe terrestre. Ce sont des arbres d'une hauteur allant de 2 à 100 m, leurs feuilles sont sous forme d'aiguilles vertes, piquantes ou non, longues, attachées seules aux rameaux, ou réunies par 2 ou en rosettes (Figure 1) (Chagne, 2004).



Figure 1 : Aspect général de spécimens de *Pinus halepensis* Mill utilisés dans le travail.

Les Pinacées sont des conifères portant des cônes comme organes de reproduction qui ne sont ni des inflorescences ni des infrutescences (Figure 2). Les cônes mâles, ressemblant à des chatons dressés, bien que petits, produisent une grande quantité de pollen jaune à jaune orangé dispersé par le vent, alors que les cônes femelles, plus gros, dressés sur les rameaux ou pendants au-dessous, contiennent les ovules nus, qui, après fécondation, deviennent des graines ailées. Cette famille est représentée en Algérie par trois genres : le Genre *Abies* (le sapin), le Genre *Cedrus* (le cèdre) et le Genre *Pinus* (le pin) (Chagne, 2004).



Figure 2 : (a) aiguilles et (b) cône de *Pinus halepensis* Mill.

C'est une espèce monoïque unisexuée, dont la floraison s'effectue au mois de mai. Le cône mâle est considéré comme fleur ; celui femelle est une inflorescence presque terminale. Les cônes fructifères sont isolés et demeurent accrochés durant 3 ans à l'arbre. Le bois, d'assez peu de valeur, est cependant utilisé en construction (Lieutaghi, 2004).

I.1.2.2. Présentation du genre *Pinus*

Les pins du genre *Pinus*, appartiennent à la famille des *Pinaceae*. Il s'agit d'arbres dont le développement et le port sont très variés (Lieutaghi, 2004). Le pin d'Alep est une plante monoïque à fleurs mâles et femelles séparées, situées sur le même individu; et groupées en épis (More et White, 2005).

L'inflorescence femelle ou cône, une fois la fécondation accomplie, mûrit en deux (rarement en trois) ans. Après la formation des graines et l'ouverture des écailles, le cône peut tomber ou rester sur l'arbre.

Les graines sont souvent ailées, ce qui facilite leur dissémination par le vent et l'extension de leur aire de distribution. Le genre *Pinus* est séparé en deux sous-genres : *Pinus* (2 à 3 aiguilles) et *Strobus* (5 aiguilles) qui regroupent un peu plus d'une soixantaine d'espèces. Ces sous genres sont divisés en sections, subdivisées elles-mêmes en sous-sections (Chaumeil, 2006).

I.1.2.3. Position systématique de l'espèce *Pinus halepensis* Mill.

Pinus halepensis est un conifère de la famille des *Pinaceae* qui fut décrit pour la première fois par Duhamel, en 1755, sous le nom de *Pinus hierosolimitana*. Plus tard, Philip Miller l'a redécrit, en 1768, sous le nom de *Pinus halepensis* Mill. (Nahal, 1962).

Pinus halepensis appartient au sous règne des *Tracheobionta*, à l'Embranchement des *Spermaphytes*, au Sous-embranchement des *Gymnospermes*, à la Classe des *Pinopsida*, à l'Ordre des *Coniferales*, au Sous-famille des *Pinoideae*, au Genre *Pinus*, à l'Espèce *Halepensis* et à la Sub espèce *Halepensis* (Camus, 1914).

Rapporté par Quezel en 1986, de Gaussen en 1960, le groupe *halepensis* du Genre *Pinus* représente un des trois groupes de la section *Halepensoides*, caractérisé par des feuilles à deux aiguilles et à cônes caducs. Dans ce groupe, plusieurs espèces ont été décrites, mais deux seulement sont considérées actuellement comme de véritables espèces par la majorité des systématiciens. Ces deux espèces sont : *Pinus halepensis* Mill. et *Pinus brutia* Ten.

Les pins du genre *Pinus*, sont des conifères caractérisés par le nombre d'au moins 111 espèces décrites dont beaucoup sont des essences forestières importantes. L'espèce *Pinus halepensis* Mill., porte le nom de pin d'Alep en Français et *Aleppo Pine* en Anglais, c'est un pin à deux aiguilles, habitant la Région Méditerranéenne appartenant au groupe *halepensis*, à la famille des *pinacées* (abiétacées), au genre *Pinus*, sous genre *Eupinus*, section *halepensis*, et sous-groupe *halepensis* (Lieutaghi, 2004).

I.1.2.4. Caractères botaniques et dendrologiques de *Pinus halepensis* Mill.

Le pin d'Alep ne vit pas longtemps, sa longévité ne dépasse pas 200 ans avec une moyenne de 100 à 150 ans (Nahal, 1962 ; Kadik, 1987). C'est un arbre de taille moyenne pouvant atteindre 25 à 27 mètres de hauteur (Boudy, 1950).

Il existe de beaux peuplements à futs élancés, droits et peu branchus avec une hauteur qui dépasse rarement les 10 mètres (Kadik, 1987). Les jeunes sujets ont une écorce lisse, gris argenté, qui devient avec le temps très crevacée et s'épaissit, avec une couleur rougeâtre. A son jeune âge, le pin possède une couronne conique, puis s'étale au fur et à mesure qu'il vieillisse. Ses graines sont ailées et enveloppées dans des téguments durs et résistants, dont la dissémination se fait par le vent, les insectes ou les oiseaux (Nahal, 1962).

Le pin d'Alep est une essence fréquente surtout en région méditerranéenne occidentale. Les pays du Maghreb constituent la zone où il offre son plus grand développement puisqu'on le rencontre à peu près partout sur les massifs montagneux ainsi que dans les zones littorales du Tell constantinois (Quezel, 1986).

I.1.2.5. Monographie de *Pinus halpensis* Mill. et son utilisation dans la bioindication

Les conifères forment un grand groupe d'arbres et d'arbustes à inflorescence en cônes qui compte environ 48 genres et plus de 500 espèces. Ces espèces forment le groupe principal des gymnospermes. Les gymnospermes sont des plantes faisant partie du sous-embranchement des polyphylétiques ou phanérogames, qui inclut les plantes dont l'ovule est à nu, porté par une feuille fertile. Tous les conifères sont des gymnospermes, les sapins se rencontrent en montagnes, les pins en plaines et montagnes et d'autres conifères tels que les Thuyas, le genévrier les cyprès répandus notamment en Méditerranée. Ces espèces montrent globalement une grande plasticité vis-à-vis des conditions édaphiques, certaines font également preuve d'une remarquable tolérance à la sécheresse (Quezel, 1986).

I.1.2.6. Ecologie et aire de répartition du pin d'Alep dans le monde

Répartition du pin d'Alep (*Pinus halepensis*) dans le monde trouve à l'état spontané autour du bassin méditerranéen, sauf en Egypte. Il est très répandu en Afrique du Nord surtout en Algérie et Tunisie où il constitue les massifs les plus importants. Ses forêts occupent plus de 2.5 millions d'hectares réparties dans certains pays situés sur le pourtour de la méditerranée (Figure 3) (Taibi et Ziani, 2017).



Figure 3 : Aire de Répartition du pin d'Alep dans le monde (Taibi et Ziani, 2017).

Le tableau suivant montre la superficie du pin d'Alep dans les différents pays de sa répartition, naturelle et reboisée.

Tableau 1: Répartition du pin d'Alep dans quelques pays du monde (Laleg, 2017).

Pays	Superficies (ha)
Algérie	800 000
Maroc	65 000
Tunisie	170 000 à 370 000
France	202 000
Espagne	1 046 978
Italie	20 000

I.1.2.7. Zone à pin d'Alep en Algérie

Le pin d'Alep est l'essence la plus répandue en Algérie, s'étendant à lui seul sur près de 800 000 Ha, il occupe 37% de la surface totale boisée (Azzaoui, 2010). Bien qu'on le rencontre partout, il constitue cependant quelques gros massifs bien individualisés et localisés principalement dans les régions suivantes:

- la région Est: les forêts des monts de Tébessa et des Aurès,
- la région du Centre: les forêts de l'Ouarsenis,
- la région Ouest: les forêts de monts de Saida, de Mascara, de Sidi Bel Abbès et de Telagh,
- l'Atlas saharien: les forêts des monts de Ouled Nail, près de Djelfa et du djebel Amour près d'Aflou (Azzaoui, 2010).

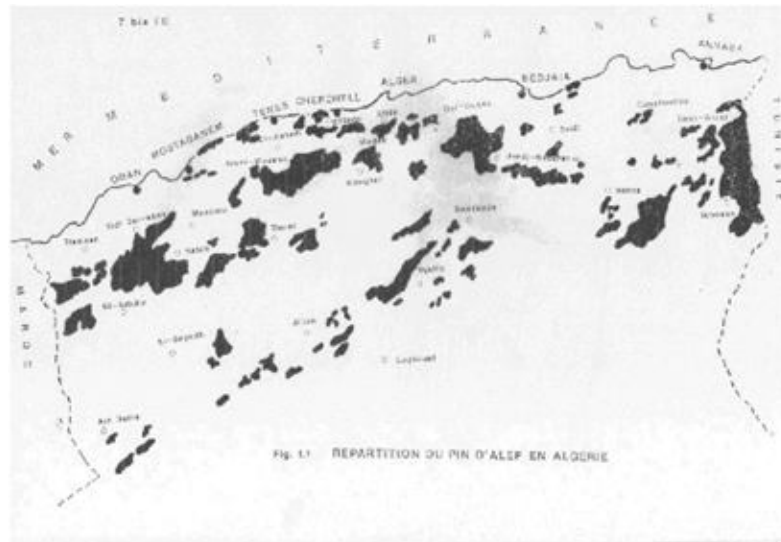


Figure 4 : Aire de Répartition du pin d'Alep en Algérie (Laleg, 2017).

I.1.2.8. Utilisation du pin dans le Projet du barrage vert

Cette barrière de barrage vert est constituée pour l'essentiel de Pin d'Alep. Les zones arides de l'atlas saharien de notre pays sont exposées à un danger grave de désertification suite à une dégradation progressive de leur végétation favorisée par les couloirs de transhumance ouverts par les nomades et leurs troupeaux lors des mouvements saisonniers de migration vers le Nord. Pour sauvegarder les zones présahariennes menacées, différentes personnes ont pensé que toute modification à grande échelle du sol et de la végétation entraîne une transformation du bioclimat dans la région affectée, ainsi est née l'idée du barrage vert. Dans l'esprit de ses promoteurs, ce barrage devait consister à établir une large barrière forestière (comprise entre les isohyète 200mm et 300mm) faisant face à l'avancée du désert (Azzaoui, 2010).

Mince filet de Ain Sefra à El-Bayadh, le barrage vert s'élargit par la suite pour atteindre son maximum au centre (Tadmit: région de Djelfa) puis largement rétrécis, il continuera ainsi jusqu'à la frontière tunisienne (Figure 5). Il devrait occuper une superficie de 3.000.000 d'hectares. Jusqu'à ce jour, il semble que l'on ait sacrifié l'homme et troupeau au profit d'un reboisement purement forestier, conçu dans la perspective de barrière ; le barrage vert paraît ne pas aboutir aux résultats escomptés, seuls 108.000 ha ont été réalisés (Azzaoui, 2010).

Les problèmes posés par le barrage vert sont de deux types :

I.1.2.8.1. Problèmes de nature socio-économique

- Les jeunes du service national, chargés de l'exécution des travaux, n'ont pas été initiés aux techniques de reboisement,

- L'emploi généralisé du pin d'Alep dans le reboisement, a favorisé le développement de la chenille processionnaire qui a causé d'important dégât sur les jeunes plantations.
- Installation du chômage au niveau de la population locale (Azzaoui, 2010).

I.1.2.8.2.Problèmes de nature technique

- Insuffisance du nombre de véhicules nécessaires et production insuffisante de plants dans les pépinières (Azzaoui, 2010).

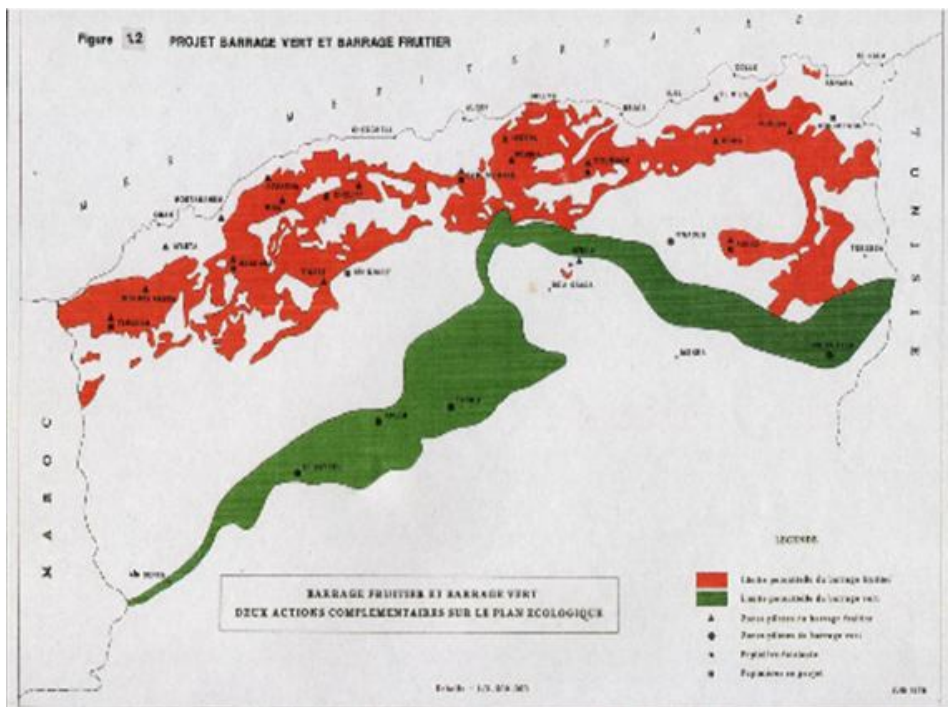


Figure 5 : Utilisation généralisée du pin d'Alep dans le reboisement du barrage vert (Azzaoui, 2010).

I.2. Le cèdre de l'Atlas

I.2.1. L'historique

Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) ou Arz El-Atlas en arabe ou Bignoun en berbère, est une essence forestière endémique des montagnes de l'Afrique du Nord. Il constitue l'essence noble des forêts du Maghreb (Maroc et l'Algérie) (Bahri, 2007)

Le genre *Cedrus* est le plus ancien après *Pinus*. Il a été bien présent au nord de Méditerranée depuis la base du crétacé et dans l'Himalaya. Il est classé parmi les plantes à graine (spermatophytes) et plus précisément les plantes à ovules nus (gymnospermes), il appartient à l'ordre des Coniférales et à la famille des Pinacées. Il englobe quatre espèces toutes rencontrées en régions montagneuses. Parmi ces dernières le cèdre de l'Atlas (*Cedrus*

atlantica Manetti) qui fait l'objet de notre mémoire, qui est une espèce endémique des montagnes de l'Afrique du Nord, tolérante à la sécheresse et productrice de bois de haute qualité (Amirat, 2016). Le bois du cèdre, de couleur brune, à odeur très accentuée, très durable, doué de bonnes qualités mécaniques élevées, est un bon bois de travail. Ces qualités se maintiennent sensiblement pour les arbres cultivés hors de son aire naturelle. IL est principalement utilisé en charpente, menuiserie (intérieure et extérieure) et ébénisterie. A cela s'ajoute la possibilité de valorisation des sous-produits forestiers tels que l'extraction et distillation des huiles essentielles du cèdre (aiguilles). Son huile essentielle aromatique a des propriétés antifongique, antiseptique, cicatrisante, astringente et décongestionnant pour les voies respiratoires (BNEDER, 2010). Les valeurs bioécologiques et socioéconomiques du cèdre lui confèrent une importance internationale (Amirat, 2016).



Figure 06:Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) à Tafsest (versant Sud de Djebel Chélia) (BNEDER, 2010).

I.2.2. Systématique du cèdre d'Atlas

Le cèdre de l'Atlas appartient à Embranchement des Spermaphytes ; au Sous-embranchement des Gymnospermes ; à l'Ordre des Coniférales ; à la Famille des Pinacées ; à la Sous-famille des Abiétés.

Actuellement, le genre *Cedrus* est représenté par quatre espèces montagnardes de la région méditerranéo-himalayenne. Une seule espèce, *Cedrus deodora*, le cèdre de l'Himalaya comme son nom l'indique est une espèce himalayenne. Les trois autres sont : *Cedrus atlantica* (cèdre de l'Atlas), *Cedrus Libani* ou cèdre du Liban et *Cedrus brevifolia* ou cèdre de Chypre. En ce qui concerne le Cèdre de l'Atlas, sa position taxonomique est de la sorte :

-Ordre : Coniférales.

-Famille : Pinacées.

-Genre: *Cedrus*.

-Espèce: *Cedrus atlantica* Manetti.

Son nom arabe est Meddad ou Arz. Alors que le nom berbère est Begnoun, Inguel (Zemirli, 2006).

I.2.3. Air de répartition du cèdre

I.2.3.1. En Algérie

Le Cèdre dans l'Atlas algérien comprend trois ensembles : Le groupe de l'Ouarsenis, le groupe des Aurès et le groupe du Djurdjura.

a. Le cèdre dans le massif de l'Ouarsenis

Dans le centre algérien le Cèdre apparaît dans l'Atlas mitidjien ou Atlas de Blida (1040 ha) et dans celui de Teniet El Had (960 ha). L'Atlas de Blida s'élève à plus de 1200m d'altitude, il comprend les montagnes des Beni Miscera, des Beni Salah, des Beni Messaoud et du Koudiat Chrea (1515 m), constituées de marnes argilo-schisteuses du Crétacé inférieur (Néocomien) ou moyen. Le cèdre du massif de Beni Salah se développe sur les schistes et quartzite du Néocomien. Dans le massif de Teniet El Had rattaché au système Ouarsenien, la forêt de cèdre se trouve sur grès médjanien de l'Eocène supérieur (M'herit et Benzayne, 2006).

b. Le cèdre dans les Aurès

L'Aurès est une chaîne de montagnes du Crétacé qui culmine à 2328 m, prolongée à l'ouest par la chaîne du Hodna et constitue un ensemble pittoresques avec de longues lignes de crêtes rectilignes séparées par des vallées profondes et des gorges étroites. On y trouve les sommets les plus élevés de l'Algérie : mont Chelia (2147 m), Mont Mahmel (2321 m), Mont Amamra (2149 m), Mont Aidel (2147 m), Mont Toggourt (2094ha) (M'herit et Benzayne, 2006).

Le cèdre est groupé en deux massifs principaux : l'un à l'ouest près de Batna avec la forêt de Belezma sur les flancs de Jbel Toggourt (8100 ha), l'autre à 50 km à l'est près de Khenchela

dans les massifs des Beni Oudjana sur 3000 ha (Mont Chelia), des Ouled yacoub (3000 ha), de Jbel Feraoun et de Jbel Aidel. Entre ces deux ensembles, se trouvent des cédraies moins importantes : Sgag (600 ha) et jbel Azreg (2600 ha) et Ras Ichmoul (150 ha). Dans les montagnes gréseuses du Hodna, recouvertes autrefois de vastes forêts de cèdre (M'hirit et Benzayne, 2006).

Il ne reste plus que quelques îlots isolés particulièrement dans le sommet de Jbel Guedil (150 ha) à Bou taleb dans le jbel Afghane (2500 ha) et dans la forêt de Guethiane (1000 ha). En général, les grès forment le substratum des forêts du cèdre de l'Aurès : Chelia, Bélezma, Bou Taleb, etc. Le massif de sgag se développe sur dolomie et calcaire dolomitique du jurassique supérieur et sur le calcaire du Crétacé inférieur (M'hirit et Benzayne, 2006).

c. Le cèdre dans le Djurdjura

Le Djurdjura est un puissant massif calcaire de 60 km de long avec des sommets de plus de 2000 m (Jbel Haizer 2132 m), Jbel Abouker 2305 m, Jbel Lalla khedija 2308 m.

Le cèdre se développe particulièrement dans le massif des Babors, région la plus pittoresques et la plus arrosée de l'Algérie, avec deux sommets principaux : Mont Babors (2006 m) et Mont Tababor (1965 m). Il apparaît par taches à partir de 1300 m sur les versants nord de Djurdjura (50 ha) et dans les forêts de Babors (1500 ha) ou il se mélange au sapin de Numidie (*Abies numidica*), l'unique station de sapin en Algérie de 250 ha sur des substratums calcaires du Crétacé, couches cénomaniennes à base de marnes de schiste et grès avec de nombreux îlots du lias). La cédraie de Djurdjura présente beaucoup d'affinités écologiques et floristiques avec celles du Rif marocain (M'hirit et Benzayne, 2006).

En Algérie les massifs de Cédraies sont très dispersés et beaucoup plus petits qu'au Maroc. Les plus vastes sont dans le Djurdjura ; les autres sont répartis dans les monts du Hodna l'Aurès, la Kabylie, l'Atlas de Blida et le massif de l'Ouarsenis. Ces derniers peuplements sont les plus occidentaux de l'Algérie; ils sont séparés des premiers peuplements marocains par l'immense espace qui s'étend entre Touarseuis et le Moyen Atlas (Emberger, 1938).

I.2.3.2. Au Maroc

Au Maroc, l'aire du Cèdre de l'Atlas est aujourd'hui entièrement connue. Cette aire est très morcelée et où se trouve la masse la plus importante. On reconnaît deux blocs, l'un dans le Rif, l'autre dans le Moyen Atlas-Grand Atlas oriental (Emberger, 1938).

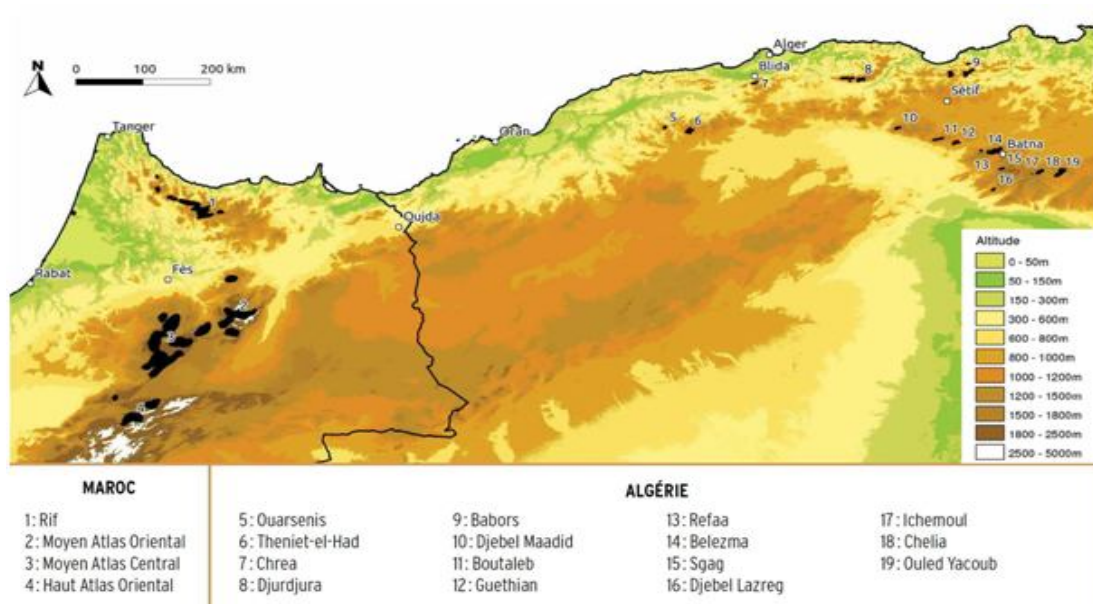


Figure 7 : Air de répartition naturelle du cèdre de l'Atlas (Courbet et al, 2012)

I.2.3.3. Facteurs de répartition du cèdre de l'Atlas

a. L'altitude

L'altitude influence le cèdre par les conditions climatiques, notamment les précipitations et les températures ; plus l'altitude est élevée, plus les précipitations moyennes sont élevées et les températures basses. Les cédraies sont strictement confinées aux hautes altitudes. Le cèdre est dans toute l'Afrique du Nord, un montagnard exclusif. Les limites altitudinales inférieures et supérieures du cèdre de l'Atlas diffèrent d'une cédraie à l'autre, il apparaît entre 1400 et 1500 mètres en versant nord et à partir de 1600 mètres en versant Sud; mais il peut descendre jusqu'à 900-1000 m le long des ravins où existent des conditions pédologiques et microclimatiques propices. La limite inférieure est fonction de la plus ou moins grande humidité de la station. Au Djurdjura, on le retrouve à l'état d'individu isolé à partir de 900 m à basse altitude et à plus de 2150 m en haute altitude sur les sommets du mont de Hizer (Amirat, 2016).

Sa présence dans l'étage méso-méditerranéen jusqu'à 800 m dans les expositions Nord, Nord-est, Nord-ouest se fait sous forme de peuplement clairsemés en mélange avec d'autres feuillus (Amirat, 2016).

b. Exposition

L'exposition joue un rôle très important dans la répartition des précipitations et la variation des températures et par conséquent sur la répartition du cèdre de l'Atlas. En Algérie, les vents

dominants sont de direction nord-ouest, ce qui fait que ces deux versants sont exposés à une pluviométrie plus importante que les versants sud qui sont exposés aux vents chauds et secs tels que le Sirocco et à un ensoleillement quasi permanent (Emberger, 1938).

c. Les températures

La germination et la croissance du cèdre de l'Atlas s'effectuent sous des températures moyennes annuelles comprises entre 8 et 14 °C. Le cèdre est une essence qui peut supporter sans dommage des froids hivernaux importants, mais en même temps, toutes les autres caractéristiques écophysiologicals analysées montrent que son écologie correspond à des climats doux. Il vit dans ses pays d'origine avec des extrêmes absolus de -25 et + 35 °C. Les cédraies du pourtour méditerranéen subissent un climat présentant un à trois mois biologiquement secs dans l'année correspondant à la sécheresse estivale ; où $p \text{ (mm)} < 2T \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Madjour, 2015).

d. Les précipitations

Le cèdre de l'Atlas a besoin d'une pluviométrie annuelle comprise entre 500 et 1500mm (Chafai, 2016). En Algérie, les populations de Cèdre colonisent des milieux allant du semi-aride supérieur froid dans certaines stations de l'Aurès et des monts du Hodna (450 à 500 mm de pluie/an) au subhumide frais à froid dans l'Aurès, le Hodna, l'Ouarsenis et le versant sud du Djurdjura (600-800 mm/an) et à l'humide froid dans les Babor (plus de 2000 mm/an), le versant nord du Djurdjura et l'Atlas Blidéen (1200 - 2000 mm/an) (Abdessemed, 1981).

e. Les exigences climatiques

Le cèdre de l'Atlas possède un optimum se situant en climat méditerranéen humide à variante froide et continentalité peu accentuée (Bahri, 2007). Ces exigences climatiques en font une essence caractéristique de l'étage montagnard. Il est généralement bien venant sous climat méditerranéen humide et froid à continentalité un peu accentuée. Il s'accommode à des climats très différents :

- Très humide (Rif du Maroc) et l'Atlas Mitidjien en Algérie ;
- Humide (Moyens Atlas) ;
- Relativement xérophile dans les Aurès.

Le cèdre de l'atlas est capable de supporter des variations climatiques importantes et peut donc se développer dans des conditions écologiques très différentes de son aire d'origine (Chafai, 2016).

f. Le substrat

L'originalité du cèdre de l'Atlas réside, tout particulièrement dans sa rusticité et son indifférence à la nature lithologique du sol. Le cèdre se rencontre sur des substrats et des sols variés : sur des basaltes, de la dolérite, des marno-calcaires, des marno schistes, des dolomies, des calcaires dolomitiques, des schistes et des grès, au Maroc ; et sur des grès blancs, des dolomies, des calcaires francs, des calcaires dolomitiques et des marnes en Algérie (Amirat, 2016).

Les cèdres sont assez indifférents au pH du sol, entre 4 et 8. Ils acceptent tous types de terrains à l'exception des sols asphyxiants et mal drainés. Les sols trop argileux ne leur conviennent guère. Dans les zones plus chaudes et en basse altitude, les cèdres ne viennent convenablement que sur des substrats profonds et très fissurés leur assurant un accès rapide aux réserves en eau (Amirat, 2016).

Les facteurs édaphiques comme la nature du substrat, la texture et la profondeur jouent un rôle déterminant dans le renouvellement du cèdre. L'influence de ces facteurs varie selon le climat ; plus le climat est sec, plus l'influence du sol est grande. Si le cèdre est indifférent à la nature chimique du sol, il est exigeant du point de vue qualité physique des sols, il joue un rôle plus déterminant : sols meubles, perméables, profonds, caillouteux (Amirat, 2016).

I.4. Caractères botaniques

Il existe des caractères qui sont propres au cèdre de l'Atlas. Ce dernier, est un arbre à port conique pyramidal à l'état jeune. Mais devient tortueux et tabulaire chez les sujets les plus âgés. Il est de première grandeur, dépassant 50 m de hauteur et peut même atteindre les 60 m dans les conditions écologiques les plus favorables. Son unité architecturale est caractérisée par cinq catégories d'axes végétatifs qui sont :

Le tronc, la branche, le rameau long, la ramille et le rameau court. Son écorce est de couleur grise et de forme écailleuse lisse qui se crevasse avec l'âge.

Les racines du cèdre de l'Atlas sont très étendues et ramifiées. De plus elles sont pivotantes, assurent la stabilité de l'arbre. Mais sont rarement pivotantes et la stabilité de l'arbre est assurée. Les racines obliques sont très fortes car elles colonisent les sols profonds et humides (Madjour, 2015). Les feuilles ont des formes d'aiguilles, raides et fines, peu aigues et de

couleur verte ou glauque. Généralement sont arquées et groupées en rosettes denses de 30 à 40 aiguilles sur des rameaux courts (M'hirit, 2006). Leur longueur est légèrement variable, généralement de 10 à 25 mm. D'après M'hirit (2006), elle est de 1 à 2 cm (Madjour, 2015).

Krouchi (2010) a fait des mesures de la longueur des aiguilles au niveau de la cédraie de Tala-Guilef sur deux échantillons, l'un de 30 arbres et l'autre de 79 ; les résultats obtenus sont respectivement 17mm et 19,32 mm (Madjour, 2015).

La figure suivante nous montre les aiguilles du cèdre de l'Atlas et quelques stades de son débourrement.

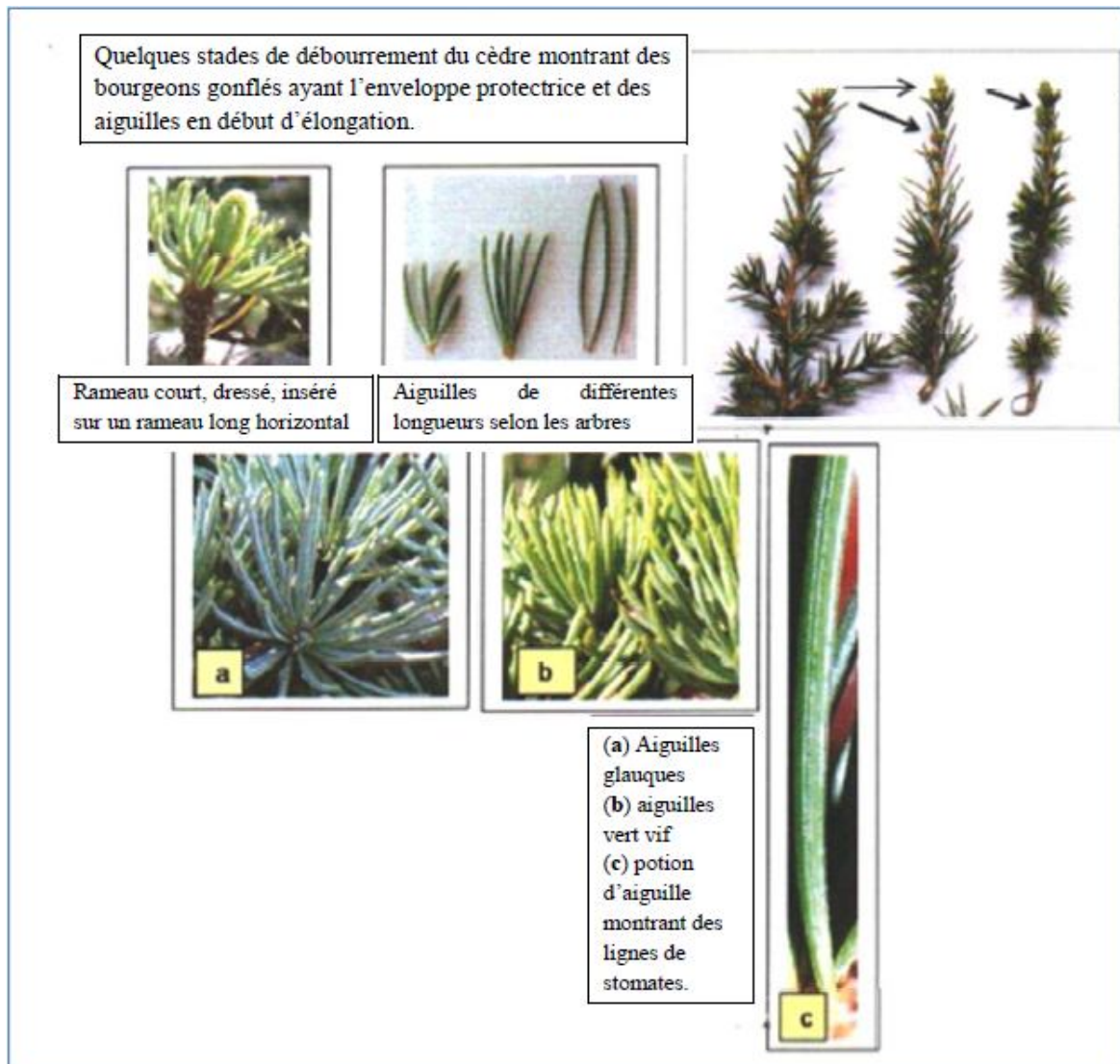


Figure 8 : Les aiguilles de cèdre de l'Atlas et quelques stades de son débourrement (Madjour, 2015).

II.1. Désignation et définition de la phytoremédiation

La phytoremédiation est un terme générique utilisé depuis le début des années 90 pour désigner un groupe de technologies utilisant les plantes, les micro-organismes, les enzymes et la consommation d'eau associés pour éliminer, retenir, immobiliser ou transformer les polluants, principalement d'origine anthropique, du sol, des boues, des sédiments, de l'eau et des eaux usées et même de l'atmosphère (Salt et al, 1998). Elle est relativement peu coûteuse et esthétiquement agréable pour le public, par rapport à d'autres stratégies de dépollution (par exemple, l'excavation ou stabilisation ou la conversion chimique in situ) (Zodrow, 1999).

C'est une technique qui peut être réalisée à la fois in situ et ex situ. Au cours des dernières années, les efforts ont été concentrés sur l'accélération de la dégradation des polluants organiques, généralement de concert avec les microorganismes de la rhizosphère racinaire, ou sur l'élimination des métaux lourds dangereux des sols ou de l'eau (USEPA, 2000).

Les plantes idéales pour la phytoremédiation doivent remplir quatre conditions principales :

1. Elles doivent être à croissance rapide et avoir une biomasse élevée,
2. Avoir des racines profondes,
3. Avoir une partie aérienne facilement récoltable,
4. Accumuler de grandes quantités de métaux (1000 mg/kg) dans la biomasse aérienne (Schnoor, 1997).

La phytoremédiation présente de nombreux avantages par rapport aux autres techniques de remédiation :

- Peut être effectuée avec un minimum de perturbations environnementales ;
- Applicable à une large gamme de contaminants, y compris de nombreux métaux avec des options de remplacement limitées et des radionucléides ;
- Peut-être moins de déchets secondaires d'air et d'eau sont générés par rapport aux méthodes traditionnelles ;
- Les polluants organiques peuvent se dégrader en CO₂ et H₂O, éliminant ainsi la toxicité environnementale ;
- Rentable pour les gros volumes d'eau contenant de faibles concentrations de contaminants ;
- La terre végétale est laissée en état d'utilisation et peut être remise en état pour un usage agricole;
- Le sol peut rester sur le site une fois les contaminants éliminés, au lieu d'être isolés.

- Rentable pour les grandes zones comportant des sols superficiels faiblement à moyennement contaminés ;
- L'absorption par les plantes d'eaux souterraines contaminées peut empêcher la migration hors site ;
- Ne nécessite pas l'utilisation de véhicules lourds et d'appareils qui endommagent le sol.

a. inconvénients et limitations de la phytoremédiation

Cependant, il existe plusieurs inconvénients et limitations de la phytoremédiation :

- il faut souvent beaucoup de temps pour la remise en état ;
- Le traitement est généralement limité aux sols situés à un mètre de la surface et les eaux souterraines à quelques mètres de la surface ;
- Les conditions climatiques ou hydrologiques peuvent limiter la vitesse de croissance des plantes pouvant être utilisées.

II.2. Phytoremédiation du sol

II.2.1. La pollution du sol

Le sol est une ressource naturelle non renouvelable ayant d'importantes fonctions socio-économiques et environnementales. C'est un corps vivant complexe dont la dynamique résulte de l'interaction de la lithosphère, de l'hydrosphère, de la biosphère et de l'atmosphère constituant une interface entre les organismes (biosphère et géosphère), l'eau (atmosphère et hydrosphère), l'air et les roches. La phase solide du sol présente des phases minérale et organique, tandis que l'espace des pores retient l'eau ou l'air. Le sol joue un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs, la productivité de l'écosystème, le carbone et le cycle hydrologique, constituant en même temps une matrice pour la croissance des plantes et l'habitat de nombreuses espèces. C'est également une source de nutriments et de recyclage des déchets organiques.

La contamination des sols en milieu urbain et les conséquences pour la santé humaine associées aux métaux lourds font l'objet d'études émergentes (Wong et al, 2007). La variabilité spatiale élevée des propriétés du sol et la fréquence de contamination locale sont les caractéristiques des sols dans les centres urbains et industrialisés (Pasieczna et al., 2003).

Les émissions provenant de la circulation (combustion de combustibles fossiles, usure des pièces de véhicules, fuites d'huile de moteur), d'activités spécifiques à l'industrie, de l'élimination des déchets municipaux (incinération et mise en décharge) et de la corrosion des bâtiments peuvent

être à l'origine de la pollution des sols. De plus, les sols en milieu urbain sont généralement très perturbés et divers matériaux exogènes, souvent pollués, d'origine inconnue, peuvent être utilisés pour le nivellement et l'aménagement paysager. Les déchets organiques couramment utilisés pour l'amélioration des sols et la fertilisation dans les parcs urbains, les pelouses et les jardins familiaux sont souvent riches en métaux (Alloway, 2004).

II.2.1.1. Contrôle de la pollution des sols

L'état des sols se détériore avec le progrès de la civilisation (Wilden et al, 2001). Il a entraîné de lourdes pertes économiques et des problèmes de santé imparables. En Chine par exemple, chaque année, environ 12 millions de tonnes de cultures céréalières contaminées par des métaux lourds entraînent des pertes économiques directes de plus de 20 milliards de CNY (environ 3 milliards de dollars), en plus des dommages pour la santé. Par conséquent, il est nécessaire d'effectuer diverses interventions pour le nettoyage des métaux toxiques des sols contaminés (Liu et al, 2009), afin de récupérer les sols et de les revitaliser (Schaaf et al., 2004 ; Luster et al., 2008).

Les méthodes d'assainissement des sols contaminés par des métaux font appel à des méthodes physico-chimiques *ex situ* telles que la solidification, la stabilisation des métaux, l'électrocinétique, le rinçage des sols, la séparation pyrométallurgique, l'excavation, l'oxydation chimique par traitement thermique, la dégradation photocatalytique, les technologies de dépollution intégrées (Mulligan et al., 2001 ; Gan et al., 2009). Ces techniques sont coûteuses et inabordable pour les pays en développement. Compte tenu des sites industriels abandonnés et de leur marché de la dépollution aux États-Unis et dans l'Union européenne, les coûts de dépollution devraient dépasser 20 milliards de dollars par an (Boyajian and Carreira, 1997).

Si on utilise des systèmes de lavage, d'excavation, de pompage et de traitement des sols, les frais de dépollution des sols sont estimés à 7 à 8 milliards USD par an aux États-Unis (Bennett et al., 2003a). Les méthodes d'assainissement des sols mentionnées sont souvent incompatibles avec le maintien de la structure et de la fertilité du sol (Pulford and Watson, 2003).

Elles apportent parfois des effets indésirables si leurs sous-produits sont plus dangereux que les composés d'origine au sol. Lors de la dépollution des pesticides, l'utilisation de réactifs chimiques tel qu'un acide fort, un alcali, des oxydants ou une réduction catalytique provoque généralement une désactivation (Chiron et al., 2000).

De plus, l'élimination des émissions de matières organiques par des procédés thermiques pourrait poser davantage de problèmes, e.g. certains essais initiaux peuvent nécessiter des espaces suffisamment grands pour stocker de grandes quantités de polluants indésirables (Johnston and Stringer, 1992).

Les techniques de dépollution des sols précédemment conçues étaient coûteuses et plus risquées. Cela a poussé les scientifiques à la recherche de solutions non invasives, qui pourraient conserver la structure du sol d'origine lors de l'élimination des contaminants du sol (Eapen et al., 2007). En conséquence, la biorestauration ou la phytoremédiation *ex situ* et *in situ* ont été fournies sur le stade des technologies de traitement des sols (Luo, 2009).

La phytoremédiation joue un rôle plus bénéfique que les autres méthodes de nettoyage des sols (Meagher, 2000) mentionnées. Grâce à la performance *in situ* et à l'énergie solaire (LeDuc et Terry, 2005), la phytoremédiation peut être jusqu'à 1000 fois moins chère que les méthodes d'assainissement classiques (Memon and Schröder, 2009). Elle est également respectueuse de l'environnement (Shi et Cai, 2009), durable (McGrath et al, 2002) et avec une demande de maintenance réduite (Cunningham et al, 1995).

La phytoremédiation peut apporter aux agriculteurs des gains économiques étonnants, atteignant respectivement 14 600 et 14 850 € ha⁻¹ sur une période de 20 ans, sur la base du coût de substitution et de l'analyse des prix hédoniques (Lewandowski et al, 2006).

II.2.2. Caractéristiques des plantes utilisées pour la phytoremédiation des métaux lourds

Les plantes appropriées à la phytoremédiation devraient posséder une série de caractéristiques :

- 1- capacité à accumuler des métaux, de préférence dans les parties aériennes,
- 2- tolérance à la concentration en métal accumulée,
- 3- croissance rapide et biomasse élevée,
- 4- système racinaire largement ramifié très répandu,
- 5- facilité de récolte, et non consommable par l'homme et les animaux (Arthur et al., 2005).

Cependant, les espèces végétales ne peuvent que partiellement remplir ces conditions. Par exemple, les quelques plantes qui peuvent accumuler des métaux à des concentrations exceptionnellement élevées dans leurs pousses, sans effets néfastes sur leur croissance (hyper

accumulateurs), sont à la fois petites et à croissance lente et constituent souvent des espèces rares ayant une taille de population limitée et des distributions très limitées (Pollard et al., 2002).

D'autre part, les espèces à forte biomasse, telles que les arbres et les cultures agricoles, ont tendance à absorber des quantités relativement plus faibles de métaux lourds que les hyper accumulateurs. Par rapport aux espèces agricoles, les arbres présentent certains avantages, comme par exemple leur enracinement profond favorisant l'extraction des métaux dans des couches de sol plus profondes (Dos Santos et Wenzel, 2007).

II.2.2.1. Les plantes tropicales

La phytoremédiation implique plus d'efforts que la plantation de végétation attendant la disparition du contaminant. Cela nécessite une compréhension des processus à suivre, des plantes sélectionnées et des mesures à prendre pour assurer la croissance des plantes (USEPA, 2001).

Le choix de la technologie appropriée est basé sur la chimie environnementale du contaminant, ainsi que sur les utilisations et le type de sol ou de cours d'eau contaminés, car ils pourraient influencer dans une large mesure sur la production de biomasse (Dushenkov, 2003). Plusieurs espèces de plantes peuvent stimuler la croissance microbienne et faciliter la biodégradation des hydrocarbures, en particulier ceux qui ne peuvent être absorbés en raison de leur caractère hydrophobe (Paquin et al, 2002).

D'autres ont été rapportés comme absorbant efficacement différents métaux ayant une fonction biologique inconnue, tels que le cadmium, le chrome et le plomb (Tangahu et al., 2011), principalement ceux des environnements tropicaux où les longues saisons de croissance des plantes et l'augmentation de la température du sol peuvent accélérer la dégradation (Paquin et al, 2002).

Les plantes peuvent neutraliser, absorber ou stabiliser différents contaminants, les rendant ainsi indisponibles pour d'autres organismes. Par conséquent, si le contaminant n'est pas phytotoxique, les mécanismes de phytoremédiation deviennent un outil approprié de gestion durable (Merkl et al., 2004).

La bioremédiation est considérée comme une technologie prometteuse pour les tropiques, car les conditions climatiques favorisent la croissance et l'activité microbiennes. En outre, la production de biomasse végétale est élevée sous les tropiques, à condition que les nutriments nécessaires

soient disponibles. La sélection d'espèces végétales pour leur capacité à croître et à s'établir dans un sol contaminé est l'une des premières étapes de la sélection d'espèces pour la phytoremédiation sous les tropiques (Merkl et al., 2004), car elles ont évolué dans un très grand nombre en raison comme l'abondance des taxons. En plus, il existe encore de nombreuses régions tropicales dans lesquelles aucune collection de plantes ne s'est concentrée sur les sols métallifères (Reeves, 2003).

Ce processus hautement sélectif a révélé la présence d'espèces de plantes tropicales plus importantes pouvant avoir une importance à la fois pour la phytoremédiation et la phytomérisation; il est certain que d'autres explorations sur le terrain et des analyses détaillées des sols et des plantes restent à découvrir (Reeves, 2003). Une liste de quelques plantes sélectionnées pour la phytoremédiation sous les tropiques est donnée dans le tableau 2.

Tableau 2 : Plantes tropicales utilisées en phytoremédiation (Reeves, 2003).

Classification	Nom scientifique	Rôle en phytoremédiation
Pteridophyta		
<i>Pteridopsida</i>		
<i>Pteridales</i>		
<i>Pteridaceae</i>	<i>Pteris vittata</i> (L.)	Phytoextraction et accumulation du Mg
<i>Salviniales</i>		
<i>Azollaceae</i>	<i>Azolla pinnata</i> (R. Br.)	Accumulation Pb, Cu, Cd, Fe
Magnoliophyta		
<i>Liliopsida</i>		
<i>Commelinales</i>		
<i>Commelinaceae</i>	<i>Tradescantia spathacea</i> (Sw.)	Traitement des eaux usées
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms, 1883	Accumulation Cr, Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Zingiberales</i>		
<i>Heliconiaceae</i>	<i>Heliconia psittacorum</i> (L.f.)	Traitement des eaux usées. Accumulation métaux. Transformation N et élimination de la charge ionique
<i>Alismatales</i>		
<i>Araceae</i>	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott, 1832	Traitement des eaux usées. Accumulation des métaux
	<i>Lemna minor</i> (L.) Griff., 1851	Accumulation métaux
<i>Magnoliopsida</i>		
<i>Araliaceae</i>	<i>Hydrocotyle umbellata</i> (L.)	Accumulation Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Asterales</i>		
<i>Asteraceae</i>	<i>Helianthus annuus</i> (L.)	Accumulation Pb et U. élimination ¹³⁷ Cs et ⁹⁰ Sr dans réacteurs hydroponique

<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica napus</i> (L.)	Remédiation des sols contaminés au ^{137}Cs
	<i>Brassica juncea</i> (L.)	Hyper accumulation des métaux
<i>Ceratophyllales</i>		
<i>Ceratophyllaceae</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> (L.)	Accumulation des métaux. Elimination TNT
<i>Fabales</i>		
<i>Fabaceae</i>	<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth.	Phytoremediation des huiles de pétrole
	<i>Calopogonium mucunoides</i> (Desv.)	Phytoremediation des huiles de pétrole
	<i>Medicago sativa</i> (L.)	Tolerance envers B
	<i>Phaseolus acutifolius</i> (A. Gray)	Accumulation ^{137}Cs
	<i>Vicia faba</i> (L.)	Remediation des hydrocarbures petrole
<i>Lamiales</i>		
<i>Bignoniaceae</i>	<i>Jacaranda mimosifolia</i> (D. Don)	Tolerance envers B
<i>Malpighiales</i>		
<i>Salicaceae</i>	<i>Salix</i> spp. (L.)	Phytoextraction des métaux lourds. Traitement des eaux usées et des eaux de ruissellement
<i>Malvales</i>		
<i>Malvaceae</i>	<i>Hibiscus tiliaceus</i> (L.)	Phytoremediation des HAP
<i>Myrtales</i>		
<i>Myrtaceae</i>	<i>Eucalyptus</i> spp.	Elimination de Na et As
<i>Poales</i>		
<i>Poaceae</i>	<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.)	Phytoremediation des huiles de pétrole
	<i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.)	Phytoremediation des HAP. Traitement des eaux usées
	<i>Cyperus haspan</i> (L.)	Traitement des eaux usées
	<i>Gynerium sagittatum</i> (Aubl.) P. Beauv.	Traitement des eaux usées. Hyper accumulation métaux
<i>Solanales</i>		
<i>Solanaceae</i>	<i>Datura innoxia</i> (Mill.)	Accumulation Ba
	<i>Nicotiana glauca</i> (Graham)	Tolerance envers B
	<i>Solanum nigrum</i> (L.)	Les cultures de cellules pileuses détoxifient les PCB
<i>Urticales</i>		
<i>Cannabaceae</i>	<i>Cannabis sativa</i> (L.)	Hyper accumulation métaux

II.2.3. Techniques et stratégies de la phytoremédiation

Les techniques de phytoremédiation comprennent la phytoextraction (ou phytoaccumulation), la phytofiltration, la phytostabilisation, la phytovolatilisation et la phytodégradation (Alkorta et al, 2004).

II.2.3.1. Phytoextraction

La phytoextraction, appelée aussi phytoaccumulation, phytoabsorption ou phytoséquestration) est l'absorption de contaminants du sol ou de l'eau par les racines des plantes, ainsi que leur translocation et leur accumulation dans la biomasse aérienne, par exemple les pousses (Sekara et al., 2005).

La translocation des métaux vers les pousses est un processus biochimique crucial et est souhaitable pour une phytoextraction efficace, car la récolte de biomasse racinaire n'est généralement pas réalisable (Zacchini et al., 2009; Tangahu et al., 2011).

II.2.3.2. Phytofiltration

La phytofiltration consiste à éliminer les polluants d'eaux de surface contaminées ou des eaux usées par des plantes (Mukhopadhyay et Maiti, 2010).

La phytofiltration peut être une rhizofiltration (utilisation de racines de plantes), une blastofiltration (utilisation de semis) ou une caulofiltration (utilisation de pousses de plantes excisées ; latin caulis = pousses). En phytofiltration, les contaminants sont absorbés ou adsorbés, ce qui permet de minimiser leur déplacement dans les eaux souterraines (Mesjasz-Przybylowicz et al., 2004).

II.2.3.3. Phytostabilisation

La phytostabilisation ou phyto-mobilisation est l'utilisation de certaines plantes pour la stabilisation des contaminants dans les sols contaminés (Singh, 2012). Cette technique est utilisée pour réduire la mobilité et la biodisponibilité des polluants dans l'environnement, empêchant ainsi leur migration dans les eaux souterraines ou leur entrée dans la chaîne alimentaire (Erakhrumen, 2007).

Les plantes peuvent immobiliser les métaux lourds dans les sols par sorption par les racines, précipitation, complexation ou réduction de la valence des métaux dans la rhizosphère (Barcelo et Poschenrieder, 2003 ; Wuana et Okieimen, 2011).

Les métaux de différentes valences ont une toxicité variable. En excréant des enzymes rédox spéciales, les plantes convertissent habilement les métaux dangereux en un état relativement moins toxique et réduisent le stress et les dommages possibles causés par les métaux. Par exemple, la réduction du Cr (VI) en Cr (III) est largement étudiée, ce dernier étant à la fois moins mobile et moins toxique (Wu et al, 2010). La phytostabilisation limite l'accumulation de métaux lourds dans le biote et minimise leur lessivage dans les eaux souterraines. Cependant, la phytostabilisation n'est pas une solution permanente car les métaux lourds restent dans le sol ; seul leur mouvement est limité. En fait, il s'agit d'une stratégie de gestion visant à stabiliser (inactiver) les contaminants potentiellement toxiques (Vangronsveld et al., 2009).

II.2.3.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation est l'absorption de polluants du sol par les plantes, leur conversion en forme volatile et leur rejet ultérieur dans l'atmosphère. Cette technique peut être utilisée pour les polluants organiques et certains métaux lourds tels que le mercure et le sélénium. Cependant, son utilisation est limitée par le fait qu'elle n'élimine pas complètement le polluant ; il est seulement transféré d'un segment (sol) à un autre (atmosphère) d'où il peut être redéposé. La phytovolatilisation est la plus controversée des technologies de phytoremédiation (Padmavathiamma et Li, 2007).

II.2.3.5. Phytodégradation

La phytodégradation est la dégradation des polluants organiques par les plantes à l'aide d'enzymes telles que la déshalogénase et l'oxygénase ; il ne dépend pas de microorganismes rhizosphériques (Vishnoi et Srivastava, 2008).

Les plantes peuvent accumuler des xénobiotiques organiques provenant d'environnements pollués et les détoxifier par leurs activités métaboliques. De ce point de vue, les plantes vertes peuvent être considérées comme un "foie vert" pour la biosphère. La phytodégradation est limitée à l'élimination des polluants organiques uniquement parce que les métaux lourds ne sont pas biodégradables. Des scientifiques ont montré leur intérêt pour étudier la phytodégradation de divers polluants organiques, notamment des herbicides et des insecticides synthétiques. Certaines études ont signalé l'utilisation de plantes génétiquement modifiées (peupliers transgéniques, par exemple) à cette fin (Doty et al., 2007).

II.2.3.6. Rhizodégradation

La rhizodégradation désigne la décomposition de polluants organiques dans le sol par des microorganismes présents dans la rhizosphère (Mukhopadhyay et Maiti, 2010). La rhizosphère s'étend sur environ 1 mm de la racine et est sous l'influence de la plante (Pilon-Smits, 2005). La principale

raison de la dégradation accrue des polluants dans la rhizosphère est probablement l'augmentation du nombre et de l'activité métabolique des microbes. Les plantes peuvent stimuler l'activité microbienne environ 10 à 100 fois plus élevée dans la rhizosphère par la sécrétion d'exsudats contenant des glucides, des acides aminés, des flavonoïdes. La libération d'exsudats contenant des nutriments par les racines des plantes fournit des sources de carbone et d'azote aux microbes du sol et crée un environnement riche en nutriments dans lequel l'activité microbienne est stimulée. Les plantes libèrent également certaines enzymes capables de dégrader les contaminants organiques dans les sols (Kuiper et al., 2004 ; Yadav et al., 2010).

II.2.3.7. Phytodesalination

C'est une technique émergente récemment rapportée (Zorrig et al., 2012). Elle fait référence à l'utilisation de plantes halophytes pour éliminer les sels des sols affectés par le sel afin de leur permettre de soutenir une croissance normale des plantes (Manousaki et Kalogerakis, 2011).

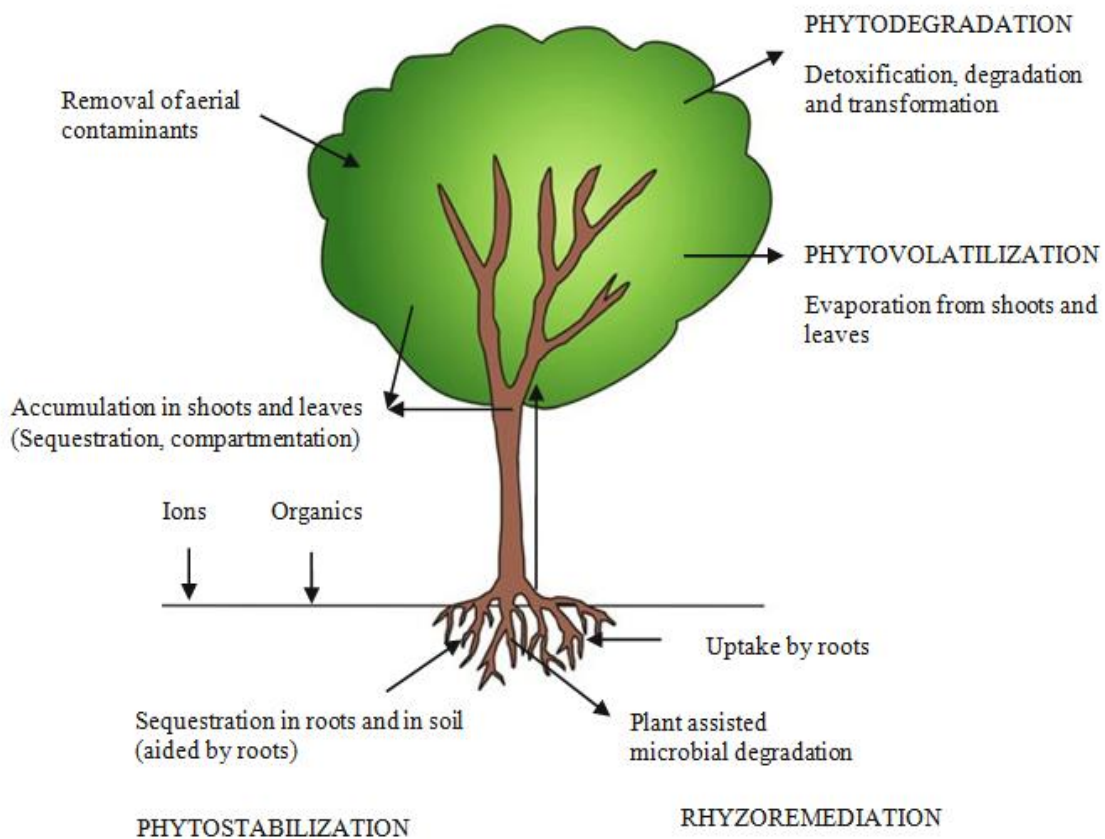


Figure 09 : Mécanismes impliqués dans la décontamination / dégradation des polluants organiques et inorganiques dans les processus de phytoremédiation (Ravindran et al., 2007).

Il a été suggéré que les plantes halophytes sont naturellement mieux adaptées pour faire face aux métaux lourds que les plantes glycophytes (Manousaki et Kalogerakis, 2011). Selon une

estimation, deux halophytes, *Suaeda maritima* et *Sesuvium portulacastrum* pourraient éliminer 504 et 474 kg de chlorure de sodium respectivement sur 1 ha de sol salin sur une période de 4 mois. Par conséquent, *S. maritima* et *S. portulacastrum* pourraient être utilisés avec succès pour accumuler du NaCl provenant de sols très salins et leur permettre de produire des cultures après quelques cultures et récoltes répétées (Ravindran et al, 2007).

Une autre étude a rapporté une accumulation d'environ 1 tonne par hectare d'ions Na^+ dans la biomasse aérienne de l'halophyte obligatoire *S. portulacastrum* cultivé sur un sol salin. La diminution résultante de la salinité et de la sodosité du sol phytodésalinisé a considérablement réduit les effets négatifs sur la croissance de la culture testée de la culture glycophytique, *Hordeum vulgare* (Rabhi et al., 2010).

II.3. Les limites de la phytoremédiation

Bien que la phytoremédiation soit une approche prometteuse pour l'assainissement des sols contaminés par des métaux lourds, elle souffre également de certaines limitations (Clemens, 2001 ; Ramamurthy et Memarian, 2012).

- Temps long requis pour le nettoyage.
- L'efficacité de la phytoremédiation de la plupart des hyper accumulateurs métalliques est généralement limitée par leur faible taux de croissance et leur faible biomasse.
- Difficulté à mobiliser la fraction plus étroitement liée des ions métalliques du sol, c'est-à-dire la biodisponibilité limitée des contaminants dans le sol.
- Il est applicable aux sites présentant des niveaux de contamination en métaux faibles à modérés, car la croissance des plantes ne se poursuit pas dans des sols fortement pollués.
- Il y a un risque de contamination de la chaîne alimentaire en cas de mauvaise gestion et de manque de soins appropriés.

II.4. Mécanismes d'accumulation des polluants dans les plantes

II.4.1. Mobilisation, absorption des racines et séquestration

La séquestration par les racines en tant que milieu de croissance des plantes est une étape très importante pour l'accumulation des métaux, les solutions nutritives, le sol, etc. sont les principales sources de métaux. Kabata-Pendias, 2001 a distingué trois processus fondamentaux responsables de l'absorption de métal par les racines des plantes :

- Echange de cations par les racines,
- Transport à l'intérieur des cellules par des agents chélateurs ou d'autres supports,
- Effets de rhizosphère.

Le contact initial entre un métal et une plante se situe généralement au niveau des racines et au niveau de la membrane, bien que de lourds dépôts d'éléments dans l'atmosphère puissent provoquer l'apparition de l'effet dans les pousses (Clemens et al., 2002).

La biodisponibilité réelle des métaux dépend des propriétés physico-chimiques du sol et des métaux, ainsi que de la teneur en métaux, de la teneur en eau et d'autres éléments de la rhizosphère (Yang et al., 2005) et peut être limitée pour certains métaux en raison de la faible solubilité et de la forte liaison aux particules de sol (Clemens, 2006).

Par exemple, le fer est principalement présent sous forme d'hydroxydes insolubles, mais la disponibilité de Zn est moins limitée, alors que la biodisponibilité de certains des métaux cibles dans la phytoremédiation, en particulier le Pb, est limitée. La faible disponibilité de métaux dans le sol peut être un facteur majeur limitant l'application de la phytoremédiation. Mais les plantes peuvent contribuer activement à la disponibilité des métaux. Elles renforcent l'accumulation de métaux par deux mécanismes fondamentaux : l'acidification de la rhizosphère et l'exsudation de carboxylates (Zhao et al., 2001; Clemens et al., 2002). L'acidification du sol de la rhizosphère a été constatée chez plusieurs espèces végétales accumulant du Cu, du Ni, du Zn et du Cd (Yang et al., 2005). Les exsudats de racines de plantes sont principalement composés d'acides aminés (par exemple, aspartique, glutamique, prolinique) et varient en fonction des espèces de plantes, des associations de micro-organismes et des conditions de croissance des plantes (Kabata-Pendias, 2001).

Par exemple, des espèces de la famille Poaceae sécrètent des phytosidérophores (agents chélateurs) pour solubiliser le Fe dans le sol et accumuler le chélate intact dans les cellules des racines (Chaney et al., 1997). Les racines peuvent réduire les ions métalliques dans le sol en spécifiant des réductases métalliques liées à la membrane plasmique, par ex. les plantes de pois déficientes en Fe et en Cu ont une capacité accrue à réduire Fe^{3+} et Cu^{2+} , ce qui est associé à une absorption accrue de Cu, Mn, Fe et Mg (Raskin et al., 1994).

L'accumulation de fer par les racines des plantes dicotylédones repose sur la réduction du fer ferrique exogène en fer ferreux par les réductases et sur le transport subséquent à travers la membrane plasmique racinaire par des transporteurs de Fe_2 . Des systèmes porteurs similaires transportent une large gamme de cations divalents (Cu^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} et Cd^{2+}) dans les cellules des racines des plantes (Briat et Lebrun, 1999).

L'application de chélateurs tels que l'acide éthylène-dimane-tétra-acétique (EDTA), l'acide éthylène-glycol-tétra acétique (EGTA), l'acide éthylène-diamine-disuccinique (EDDS) au sol pour améliorer la biodisponibilité des métaux, en particulier le Pb, a été étudiée (Wu et al., 1999; Hornik et al., 2009), mais le risque de cette technique est que les complexes de chélate de métal sont très solubles et s'infiltrent facilement dans les eaux souterraines (Römken et al., 2002; Madrid et al., 2003).

Les substances ne pénètrent dans les racines que par les parois cellulaires non incrustées, dépourvues de cuticules. Par conséquent, les racines absorbent des substances beaucoup moins sélectivement que les feuilles. Les contaminants environnementaux pénètrent dans les racines avec l'eau, comme les éléments nutritifs (Kvesitadze et al., 2006).

Les ions métalliques solubilisés peuvent pénétrer dans la racine par la voie extracellulaire (apoplastique) ou intracellulaire (symplastique). La liaison apoplastique de cations métalliques tels que le cuivre et le zinc peut contribuer de manière significative à la teneur totale en cations des racines et peut également servir de pool de stockage transitoire pour les métaux (Briat et Lebrun, 1999). Le transport apoplastique est limité par la capacité d'échange cationique élevée des parois cellulaires, à moins que l'ion métallique ne soit transporté sous forme de chélate de métal non cationique (Raskin et al., 1994). La sélectivité de l'absorption de cations de la solution du sol dépend de sites spécifiques situés dans la membrane plasmique de cellules individuelles. Par exemple, les propriétés chimiques de surface de la paroi des cellules racinaires peuvent, selon leur composition en RCOO/RCOOH, expliquer la différence de tolérance à la toxicité du manganèse et du cuivre présentée par deux géotypes du tabac (Briat et Lebrun, 1999).

Le transport symplastique nécessite que les ions métalliques se déplacent à travers la membrane plasmique, qui présente généralement un potentiel de repos négatif important. Ce potentiel négatif fournit un fort gradient électrochimique pour le mouvement entrant des ions métalliques (Raskin et al., 1994). Les systèmes de transport et les sites de liaison intracellulaires de haute affinité assurent ensuite la médiation et l'absorption à travers la membrane plasmique. Plusieurs acides organiques ont été identifiés comme réactifs positifs pour accélérer l'absorption des métaux lourds par les racines (Wu et al., 2010).

Dans les racines de l'herbe *Deschampsia caespitose*, la concentration en acide citrique a augmenté lorsque les écotypes tolérants au Zn ont été exposés à un excès de Zn (Rauser, 1999). D'après les études sur les levures, il apparaît que la plupart des transporteurs de cations présentent une gamme de substrats assez large, permettant même aux métaux non essentiels, tels que le Cd, de pénétrer

dans les cellules. Cependant, pour la phytoremédiation, la spécificité et l'affinité des systèmes de transport doivent être considérées en relation avec l'abondance relative de différents substrats. Des éléments non ciblés tels que Ca pourraient l'emporter sur les éléments cibles (Clemens et al., 2002).

Même ajouté à l'extérieur, les chélates améliorent la désorption de Pb d'un sol à l'autre, facilitent le transport du Pb dans le xylème et augmentent la translocation du Pb des racines aux pousses (Barona et al., 2001).

II.4.2. Translocation

Le métal absorbé par les racines est transféré vers différents organes de la plante par les mêmes processus physiologiques que ceux utilisés pour transporter les nutriments (Kvesitadze et al., 2006). Généralement, le transport à distance des métaux dans les plantes supérieures est assuré par les tissus vasculaires (xylème et phloème) et est en partie lié à la transpiration (Kabata-Pendias, 2001).

Le continuum apoplaste de l'épiderme de la racine et du cortex est facilement perméable aux solutés. Les parois cellulaires de la couche de cellules endodermiques agissent comme une barrière pour la diffusion apoplastique dans le système vasculaire. Les solutés doivent être absorbés dans le symplasme radiculaire avant de pénétrer dans le xylème. Le système de chargement de xylème contrôle l'accumulation de métal des solutions externes au flux de xylème. Ce processus est médiatisé par les protéines de transport membranaire (Cabañero et Carvajal, 2007 ; Mori et al., 2009).

La chélation avec certains ligands détermine probablement le transport du métal. Par exemple, la nicotianamine est considérée comme nécessaire pour la redistribution de Fe, Zn et Mn via le phloème et pour le transport de Cu dans le xylème. Takahashi et al, 2003 ont constaté qu'il pouvait également être nécessaire à la régulation intracellulaire de protéines de liaison aux métaux, comme les protéines à Zn. La chélation avec d'autres ligands, par exemple l'histidine et le citrate, semble acheminer les métaux principalement vers le xylème (Clemens et al., 2002). Les acides organiques, en particulier le citrate, et les acides aminés sont les principaux chélateurs de métaux pour certains tels que Fe, Pu, Ni et Cd dans le xylème. Dans le cas du nickel, l'augmentation de l'histidine libre dans la sève du xylème augmentait la translocation de ce métal vers les pousses et pourrait expliquer l'hyperaccumulation de nickel dans certaines plantes (Briat et Lebrun, 1999). Par contraste, la chélation avec d'autres ligands, tels que les phytochélatines les métallothionéines,

pourraient conduire les métaux principalement à la séquestration des racines. Les processus de déchargement du xylème constituent la première étape de la distribution contrôlée et de la détoxification des métaux dans les pousses (Clemens et al., 2002).

À l'exception du transport du xylème, qui transporte principalement des ions métalliques et l'eau, une partie des métaux peut se présenter sous la forme d'assimilats redistribués des feuilles aux parties d'une plante situées au-dessous (racines) et au-dessus (rameaux, fruits) des feuilles, passant à travers les tubes criblés dans le phloème (Kvesitadze et al., 2006).

Le transport des métaux entre les organes de la plante dépend du type de métal. En général, Ag, B, Li, Mo et Se sont facilement transportés des racines aux parties aériennes ; Mn, Ni, Cd et Zn sont modérément mobiles; et Co, Cu, Cr, Pb, Hg et Fe sont fortement liés dans les cellules des racines (Kabata-Pendias, 2001).

II.4.3. Distribution et stockage des tissus

Les métaux atteignent l'apoplaste des feuilles dans la sève du xylème, d'où ils doivent être récupérés par les cellules des feuilles. Les transporteurs médient l'absorption dans le symplast, et la distribution dans la feuille se fait via l'apoplaste ou le symplast. La séquestration des métaux se produit à l'intérieur de chaque cellule végétale, maintenant les concentrations dans les limites physiologiques spécifiques de chaque organite et assurant la libération des métaux en protéines nécessitant des métaux. L'excès de métaux lourds est séquestré dans des vacuoles à cellules de feuille (Boojar et Goodarzi, 2007).

La liaison et la séquestration intracellulaires entraînent le passage des ions de métaux de transition à travers la membrane plasmique. L'exposition à des métaux lourds toxiques ou à de fortes concentrations de micronutriments induit la synthèse de phytochélatines, l'une des principales réponses des plantes, des animaux et de nombreux champignons (Winge et al., 1998; Gardea-Torresdey et al., 2004). Les phytochélatines sont des thiols de bas poids moléculaire qui se lient aux ions métalliques en utilisant le groupe thiol comme ligand. Ils se composent de trois acides aminés seulement - Glu, Cys et Gly et ont des tailles variées avec la structure générale (-Glu-Cys)_n Gly (n = 2 à 11), synthétisés de novo à partir du glutathion dans un délai très bref après l'exposition à des substances toxiques métaux (Cobbett, 2000).

Les phytochélatines chargées de métaux lourds sont pompées aux dépens de l'ATP dans les vacuoles. En raison de l'environnement acide dans la vacuole, les métaux lourds sont probablement

libérés des phytochélatines et finalement déposés à cet endroit (Heldt, 1997 ; Cobbett, 2000). Le processus de synthèse de la phytochélatine est présenté à la figure 10. Les phytochélatines servent de mécanisme de séquestration des métaux lourds dans la vacuole de la plante et constituent un exemple de biominéralisation (Buchanan et al., 2000). Le déficit en phytochélatine est en corrélation avec l'hypersensibilité au Cd, au Cu et à l'As. Zhang et al., (2005) ont constaté que le traitement au Cd et au As entraînait une forte augmentation du contenu en phytochélatine dans les racines des plants d'ail.

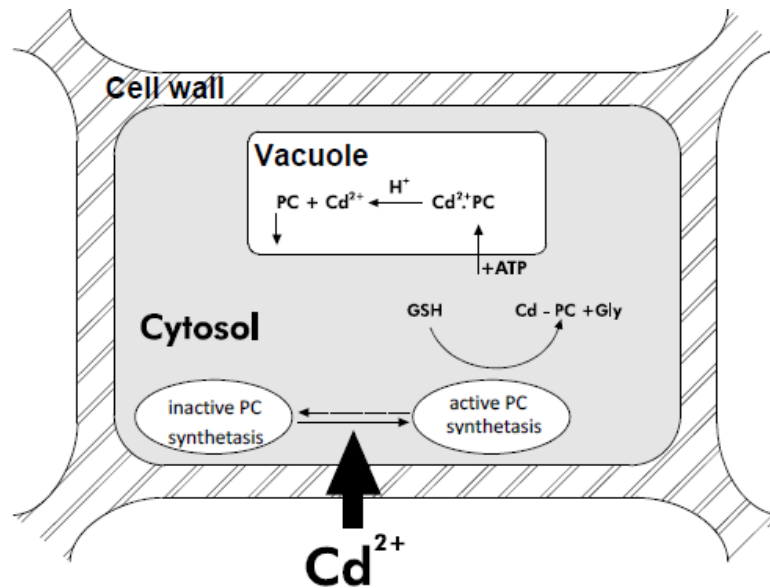


Figure 10 : Procédé de synthèse de la phytochélatine en présence de Cd (adapté de Zenk, 1996).

Parmi les autres médiateurs potentiels de la séquestration et de l'accumulation de métaux, on peut citer les membres de la famille des facilitateurs de diffusion de cation (CDF). Dans les systèmes eucaryotes, ils ont été impliqués dans le déplacement de Zn, Cd et Co du cytosol dans des compartiments cellulaires. Des études sur divers hyper accumulateurs et leurs proches parents respectifs montrent une corrélation possible entre les différences de taux d'expression ou de spécificité de substrat des CDF et le phénotype d'hyperaccumulation (Williams et al, 2000 ; Clemens et al., 2002).

D'autres classes de protéines sont également probablement liées au transport du métal dans les cellules (Briat et Lebrun, 1999).

II.5. L'avenir de la phytoremédiation

Depuis la dernière décennie, la phytoremédiation est devenue une technologie reconnue et considérée comme un domaine de recherche important. Les processus de base de la

phytoremédiation ne sont toujours pas clairs et nécessitent donc davantage de recherche fondamentale et appliquée pour optimiser ses performances sur le terrain. Les informations recueillies lors de recherches fondamentales aux niveaux physiologique, biochimique et génétique sur les plantes seront utiles pour comprendre les processus d'adsorption passive, d'absorption active, de translocation, d'accumulation et de chélation. Les recherches visant à mieux comprendre les rôles interactifs des racines et des microbes des plantes aideront les scientifiques à utiliser leur capacité d'intégration pour la décontamination des sols. En outre, l'évaluation génétique des hyper-accumulateurs poussant dans des sols contaminés par des métaux et des microbes associés fournirait aux chercheurs un pool de gènes à utiliser dans la manipulation génétique d'autres non-accumulateurs et la production de gènes transgéniques.

Cependant, de nouvelles connaissances et du matériel végétal issus de la recherche sont déjà mis en œuvre pour la phytoremédiation sur le terrain. Les premiers tests de terrain avec transgénique donnent des résultats prometteurs. À mesure que plus de résultats démontrant l'efficacité de la phytoremédiation deviennent disponibles, son utilisation pourrait continuer à croître, réduisant les coûts de nettoyage et permettant de nettoyer davantage de sites avec les fonds limités disponibles. Actuellement, de nombreuses recherches sont en cours dans ce sens et son impact se fera bientôt sentir sur le marché de la phytoremédiation. L'adoption d'une approche intégrée à la fois pour la recherche et à des fins commerciales pourrait constituer un développement intéressant de la phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).

Actuellement, la recherche sur la phytoremédiation est effectuée par des scientifiques possédant une expertise dans certains domaines seulement, par exemple la biologie moléculaire végétale, la biochimie végétale, la physiologie végétale, l'écologie, la toxicologie ou la microbiologie, mais la phytoremédiation étant une technologie intégrée, elle bénéficiera davantage d'une équipe de chercheurs d'horizons différents. Sur le plan commercial, pour favoriser l'acceptation du public, la phytoremédiation peut être intégrée à l'architecture du paysage, comme la réhabilitation de sites urbains contaminés, qui peut être combinée à un design attrayant, de sorte que le site puisse être utilisé comme parc de loisirs après le processus de la réhabilitation (Pilon-Smits, 2005).

Il est évident que la phytoremédiation est une technologie efficace pour éliminer et détoxifier les métaux et les métalloïdes tels que le Cd, le Se et l'As de l'environnement en vue de la remise en culture et de la remise en état des sites pollués. La phytoremédiation est plus efficace lorsqu'elle est complétée par des technologies de dépollution non biologique pour la décontamination des

sites les plus pollués. La distribution et la concentration des polluants étant hétérogènes pour les sites, la solution de dépollution la plus efficace et la plus rentable peut être une combinaison de différentes technologies, telles que l'excavation des sites les plus contaminés, suivie du polissage du site à l'aide de plantes. L'identification de gènes uniques provenant d'hyper-accumulateurs naturels et leur transfert ultérieur à des espèces à croissance rapide constituent une autre approche prometteuse. Pour améliorer la phytoremédiation, des améliorations agronomiques sont possibles, allant des techniques de gestion des cultures traditionnelles (utilisation de pesticides, amendements de sol, engrais, etc.) à des approches plus spécifiques à la phytoremédiation, telles que l'amélioration de la solubilité des métaux dans les sols grâce à l'utilisation de chélateurs. Enfin, les progrès dans l'optimisation des plantes pour la phytoremédiation dépendront de l'acquisition de nouvelles connaissances sur le devenir et le transport des métaux/métalloïdes dans les plantes et de technologies innovantes pour améliorer l'acceptabilité des plantes transgéniques pour la phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).

Conclusion

D'après les rapports actuels, la phytoremédiation est en train de devenir une approche potentielle pour la remise en état des sols contaminés par des métaux/métalloïdes. L'acceptation par le public d'un projet de phytoremédiation sur un site peut être très élevée car elle est bénéfique pour l'écosystème sur le site. Cependant, la sélection des différents styles de phytoremédiation doit être effectuée site par site en fonction de l'évaluation du site. Davantage d'essais sur le terrain et d'études sur les mécanismes de la phytoremédiation sont indispensables :

Premièrement, l'identification d'espèces végétales capables d'accumuler de multiples métaux toxiques sera souhaitable.

Deuxièmement, mieux comprendre les mécanismes détaillés de l'accumulation/tolérance des métaux dans les plantes pour exploiter des gènes précieux afin d'améliorer la phytoremédiation assistée par transgénique.

Troisièmement, davantage d'analyses de données quantitatives sur l'essai sur le terrain sont utiles pour construire des modèles de phytoremédiation.

Enfin, davantage d'études sur les exigences réglementaires, l'évaluation de site et de risque sont essentielles pour améliorer l'établissement de normes réglementaires pour la phytoremédiation.

II.6. Phytoremédiation de l'air

II.6.1. Définition de la pollution atmosphérique

Constitue une pollution atmosphérique, l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives. L'expression "mettre en danger la santé humaine" démontre que la pollution a officiellement des effets sanitaires. La pollution de l'air est une question de santé publique (JORA, 1983).

II.6.2. Les Jardins filtrants

Le Jardin filtrant pour l'air est un filtre végétalisé capable de traiter les gaz et les gaz à effet de serre, d'éliminer les mauvaises odeurs et détruire une grande partie des germes (désinfection). Les polluants sont soit biodégradés, soit piégés et séquestrés sous des formes non bio-disponibles et non toxiques, dans un ouvrage étanche dont la fabrication respecte les normes HQE. Adaptable à toutes les typographies de terrain, un jardin filtrant pour l'air peut être horizontal ou vertical, intérieur ou extérieur, il est conçu sur mesure en fonction de combinaisons de polluants, des associations chimiques et des conditions d'implantation (surface et épaisseur disponibles, température d'émission...) (Djemaa, 2011).

II.6.3. Principe de fonctionnement

L'air à traiter est forcé à travers le substrat et la rhizosphère. Le milieu riche en oxygène permet la dégradation des molécules grâce à l'action des microorganismes fixés sur le substrat et les racines. C'est la phytodégradation. Les polluants inorganiques sont piégés et séquestrés dans le substrat de plantation sous des formes non bio-disponibles et donc non toxiques. Il s'agit de la phytofixation (Djemaa, 2011).

L'irrigation forcée du substrat permet le traitement par phytolixiviation des polluants non biodégradables. Cette solution de phytolixiviation est obligatoire dans le cas des polluants très toxiques pour les plantes (souffre, cyanures, arsenics...).

Les Jardins Filtrants traitent alors les polluants gazeux qu'ils soient particuliers, organiques ou inorganiques en solution de traitement de rejets directs canalisés ou diffus, pour l'amélioration de l'air, sa désodorisation, ou son assainissement (Djemaa, 2011).

Les Jardins Filtrants sont constitués d'un système de récupération d'air, d'un support de plantation/substrat (sable, tourbe, pouzzolane...) sur lequel sont plantés des végétaux choisis pour leurs capacités épuratoires, d'un système d'humidification automatique, d'un système de récupération et de traitement (par filtre végétalisé) des percolâts si nécessaire (Djemaa, 2011).

II.6.4. Les industries et les stations d'épuration

Chaque Jardin Filtrant est conçu sur mesure en fonction des caractéristiques des polluants à traiter (Concentration, nature, forme physicochimique). En solution pour le traitement des rejets d'industries, de station d'épuration, des biogaz des décharges (Djemaa, 2011).

II.6.5. L'amélioration de l'atmosphère Exemples de réalisation intérieure

Dans les espaces publics, Jardins Filtrants prennent forme de toitures végétalisées pour :

1. Mise en valeur du parc.
2. Atténuation du bruit de la ville et du trafic aérien.
3. Isolation des immeubles.
4. Régulation thermique des villes.
5. Assainissement de l'air urbain.

En intérieur, l'air est dépollué et désodorisé grâce à des murs végétaux filtrants (Djemaa, 2011).

Tableau 03 : Les résultats du traitement de l'air sur 24 heures (Djemaa, 2011).

Paramètres	Charges entrantes (g/h)	Concentration du flux sortant (mg/Nm ³)
SO ₂	27	41
NH ₃	43	0,1
H ₂ S	41,5	<2
HCl	1,1	11
NO ₂	26	321
CO	7	111
COV	13,4	0,5
CO	2193	<2
Mercaptans	10,8	<0,1
Particules PM10	81	<2
Hydrocarbures Légers	89	0,05
Germes	51200/m ³	< 50/m ³

III.1. Situation géographique de la région de Khenchela

La région de Khenchela est située au Nord de l'Algérie, au Sud-Est du constantinois ; et au contrefort du mont des Aurès entre 34° 06' 36'' et 35° 41' 21'' latitudes Nord ; et entre 6° 34' 12'' et 7° 35' 56 '' de longitudes Est. Elle est située à une altitude moyenne de 1122 m, à une distance de 570 Km de la capitale Alger. Sa superficie est de 9811 Km² (superficie agricole est de 963014 ha) ; 50% actives dans les zones agricoles. Elle est composée de 21 communes et 07 daïra. Elle est limitée géographiquement au :

- **Nord:** par la Wilaya d'Oum El Bouaghi.
- **Sud:** par la Wilaya d'El Oued.
- **Est:** par la Wilaya de Tébessa.
- **Ouest:** par la Wilaya de Batna.
- **Sud-Ouest :** par la Wilaya de Biskra (ANDI, 2015).

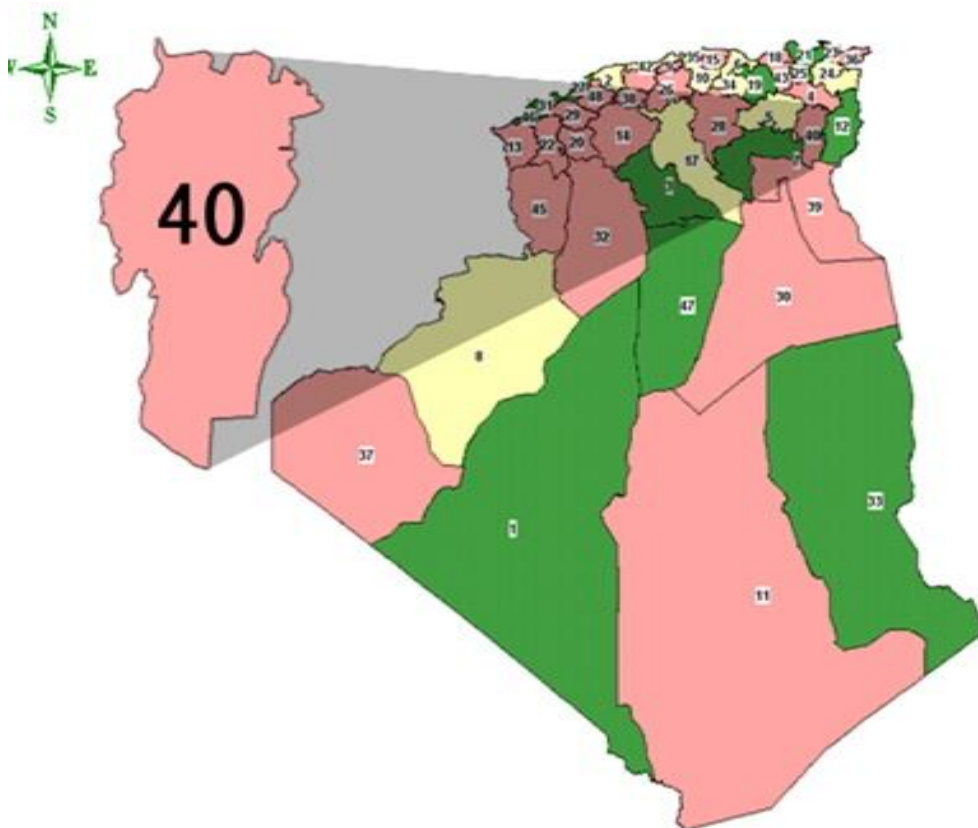


Figure 11 : Situation géographique de la Wilaya de Khenchela (DPAT).

III.2. Le potentiel forestier

La wilaya de Khenchela se caractérise par une richesse et une diversité forestière exceptionnelles avec une superficie de 146303 ha de forêts et de 42000 ha d'alfa.

Le taux de boisement est relativement important (15% de la superficie totale de la wilaya), Il est réparti essentiellement entre trois grands blocs :

- La Forêt des Béni-Imloul : 67 655 Ha ;
- La Forêt des OuledYacoub : 27 307 Ha ;
- La Forêt des Béni-Oudjana : 34 666 Ha ;

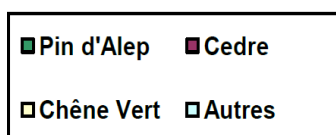
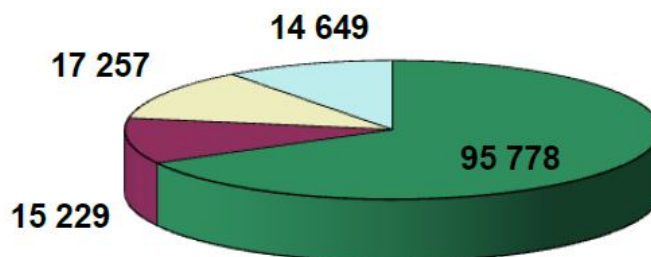


Figure 12: Répartition de la superficie forestière par essence (BNEDER, 2010).

Auxquels s'ajoutent 26027 ha disséminés à travers l'ensemble du territoire de la wilaya.

-Taux De Couverture : 15,03% Composés essentiellement de :

Pin d'Alep (*Pinus halepensis*) : 95778 Ha , soit 68 % ; Chêne vert (*Quercus ilex*) : 17 257 Ha, soit 12 % ; Cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) : 15229 Ha , soit 10 % ; Genévrier de phénicie (*Juniperusphoenicea*) : 13283 Ha soit 9 % ; Genévrier oxycèdre (*Juniperusoxycédrus*) : 1366 Ha soit 1 % ; Espèces endémiques : Frêne dimorphe (*Fraxinusxanthoides*) et Genévrier thuriféraire (*Juniperusthurifera*) qui est une espèce menacée de disparition (BNEDER, 2010).

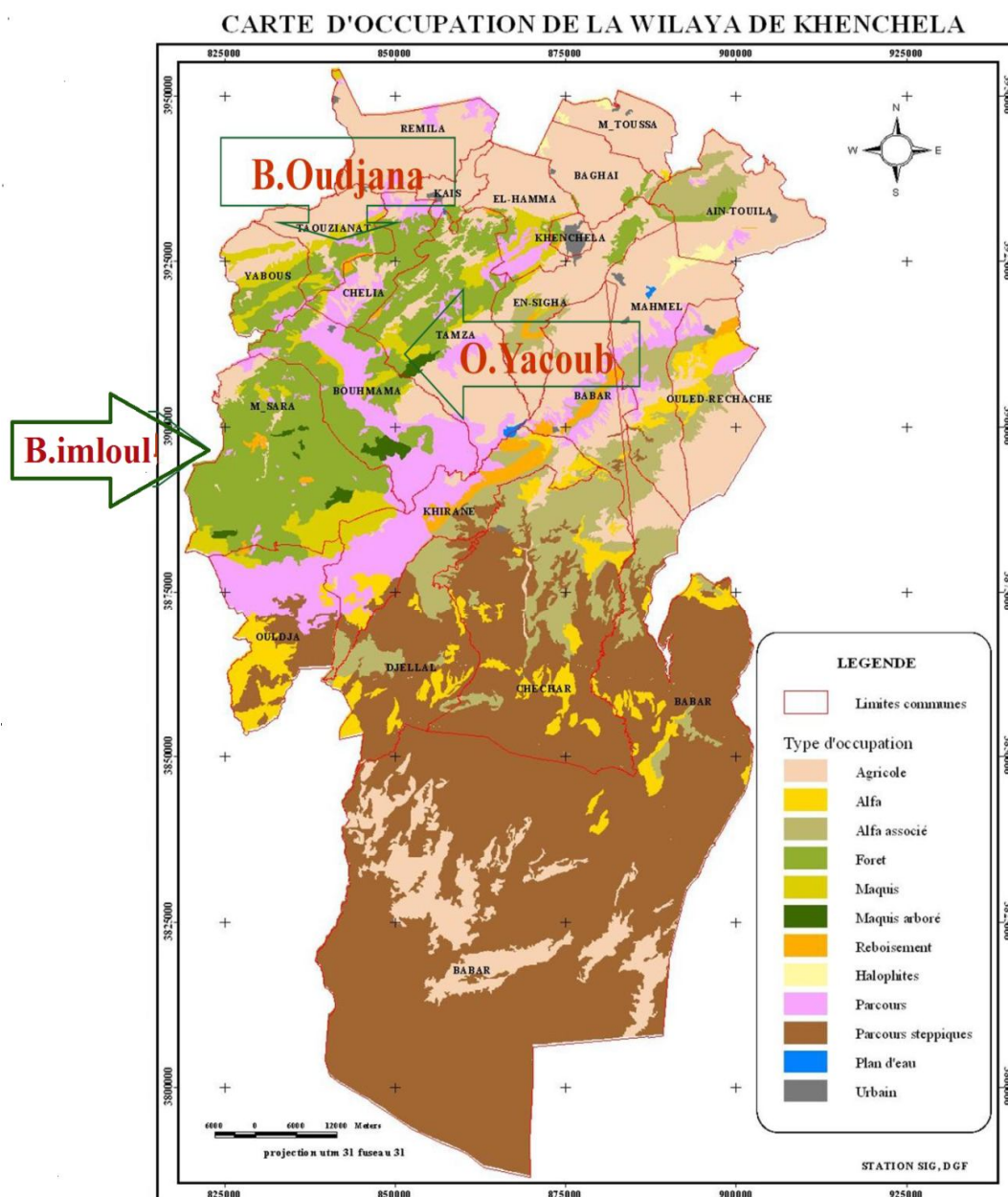


Figure 13: Carte d'occupation forestière de la wilaya de Khenchela (BNEDER, 2010).

III.3. La géomorphologie de la région de Khenchela

III.3.1. Reliefs

Le relief de la Wilaya de Khenchela est composé de quatre grands ensembles géographiques (Figure 14).

➤ **Les montagnes :** On les rencontre essentiellement dans la zone Ouest de la Wilaya (les Aurès) ; dans la zone centrale (les monts des Nememchas) et au Nord-Est (Ain-Touila) (ANDI, 2015).

- **Les plateaux** : Ils sont situés au Nord/Est (plateau d'Ouled Rechache) et s'étendent sur les communes de Mahmel et d'Ouled Rechache (ANDI, 2015).
- **Les plaines** : Elles sont situées au Nord et Nord-Ouest de la Wilaya, elles comprennent Remila, Bouhmama et M'toussa. Il est à noter que ces deux derniers ensembles sont parfois appelés les hautes plaines (ANDI, 2015).
- **Les parcours steppiques et les dépressions** : Ils sont situés dans la partie méridionale de la Wilaya. Ils se caractérisent par des terres sablonneuses et la présence de chotts. Ces derniers constituent ainsi le point de convergence exutoire des oueds drainant le Sud de la Wilaya. La zone steppique, qui couvre 56% des zones naturelles de la Wilaya de Khenchela, se situe dans le centre et le Sud de la Wilaya (ANDI, 2015).

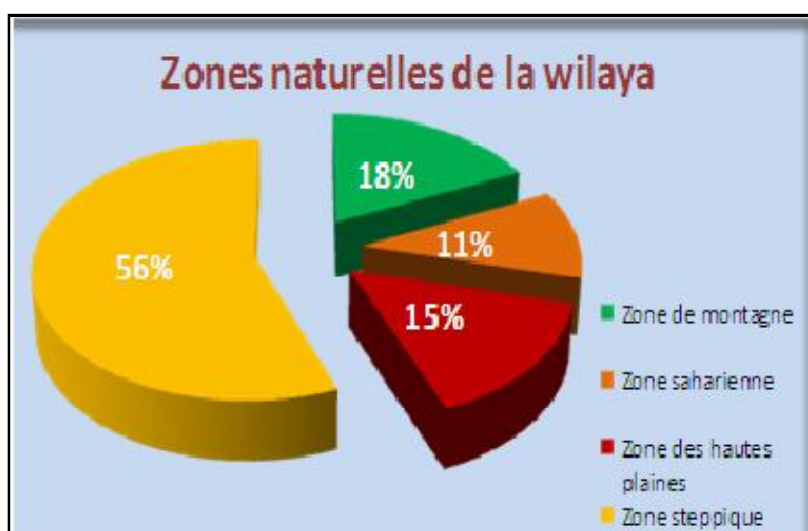


Figure 14: Zones naturelles de la Wilaya de Khenchela (ANDI, 2015).

De ce point de vue, l'hétérogénéité du relief de la Wilaya implique un extrême des aspects climatiques. En général le climat est de type continental au Nord et presque saharien au Sud. Les hivers, sont très rigoureux et les étés chauds et secs (ANDI, 2015).

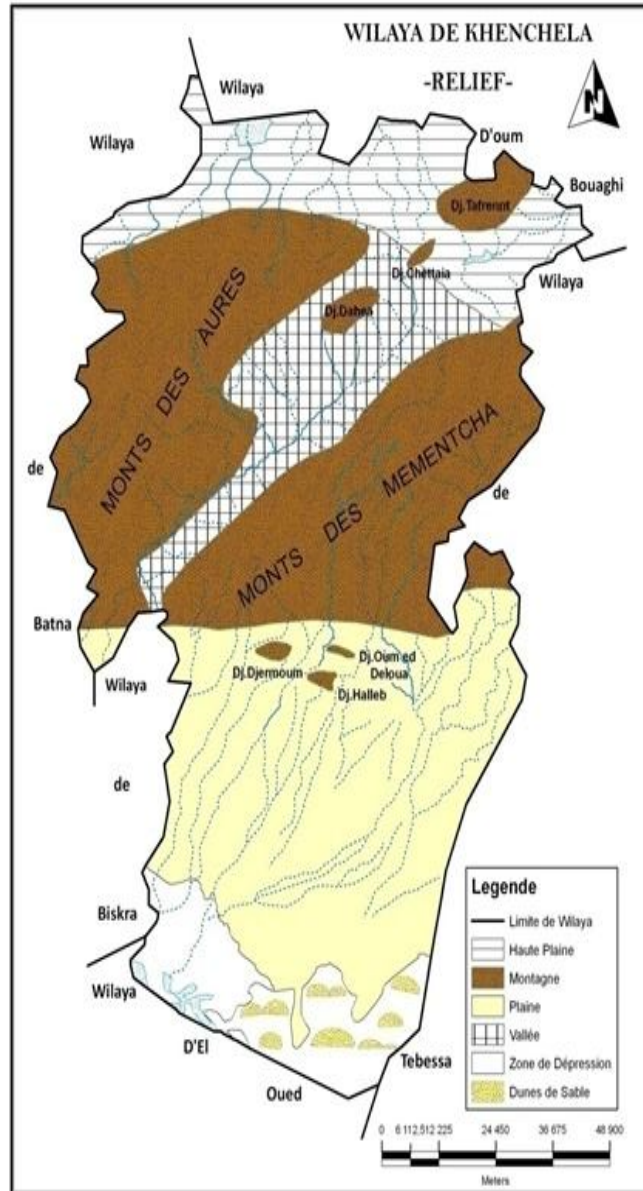


Figure 15: Carte des reliefs de la Wilaya de Khenchela (ANDI, 2015).

III.4. Géologie générale

La région de Khenchela est caractérisée par trois (03) zones naturelles qui peuvent être distingué comme suit :

- Au Nord : c'est le bassin miocène de Timgad et de Douffana. C'est une zone plate, steppique qui correspond à la bordure méridionale de la grande dépression de Garat El Taref ;
- les parties occidentales et centrales constituent la terminaison périclinale Nord/Est de la chaîne des Aurès, région caractérisée par les Diapirs triasiques ;

- La zone méridionale au Sud constitue les monts des Nememchas ; et plus au Sud, c'est la zone plate qui correspond à la bordure septentrionale du pays des chotts.

Du point de vue tectonique, le territoire de la Wilaya de Khenchela est situé au Nord de la flexure Sud atlasique. Les reliefs montagneux sont très accidentés par des failles. On rencontre deux principales familles : La première correspond aux plus grande failles de direction Est/Ouest à Nord-Est/ Sud-Ouest. La seconde celle des plus petites et dont la direction est de Nord-Ouest/ Sud-Est. Ces deux types de failles sont verticaux (Khaldoun, 2015).

Il est à noter que les Diapirs ou dômes triasiques, qui se rencontrent dans la partie orientale, empruntent généralement les zones de failles et de faible résistance pour remonter à la surface du sol et affleurer. Du point de vue lithologie et pétrographie, on rencontre des calcaires, des marnes, des argiles, du gypse, des sables, des grès et des conglomérats (Khaldoun, 2015).

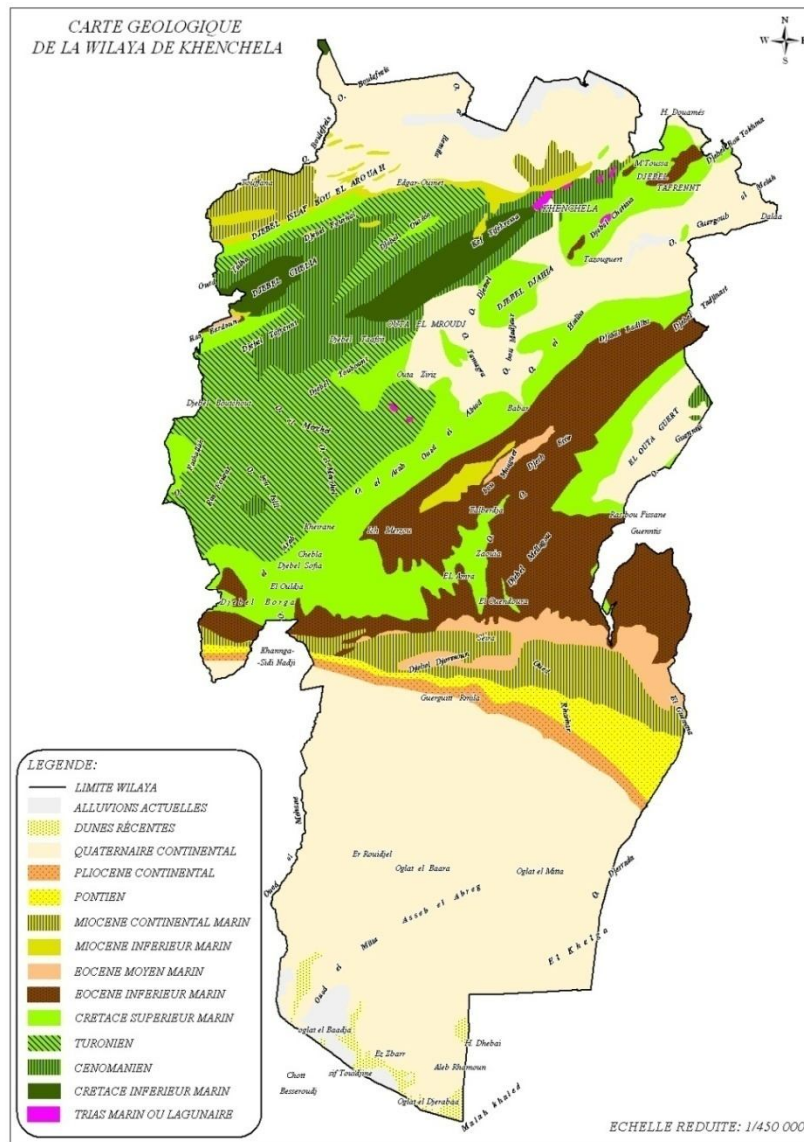


Figure 16: Carte géologique de la Wilaya de Khenchela (DPAT).

III.5. Pédologie

D'après DPAT les sols de la Wilaya sont en grande partie, pauvres et peu profonds à l'exception des plaines du Nord où le sol est relativement plus profond. Ainsi, et mis à part quelques rares endroits isolés où la roche mère affleure. On rencontre au niveau des hautes plaines du Nord, là où le réseau hydrographique est très dense, des sols alluviaux profonds, de texture limoneuse ou argileuse. Ces sols peuvent porter une richesse pour une diversité des cultures.

Au niveau de la zone centrale montagneuse, on rencontre sur les monts des Aurès des sols insaturés humifères (sols formés sur des roches non calcaires et perméables), des sols

calcaires humifères (formés sur les roches mères calcifères). La roche mère affleure en quelques rares endroits isolés (DPAT).

Le plateau du Mahmel et la vallée de l'Oued El Arab sont formés de sols calciques ; la roche mère affleure uniquement sur les hauteurs (DPAT,).

Sur les monts des Nememcha et à l'exception d'une bande centrale de direction Nord-Est / Sud-Ouest formée de sols calciques, la roche mère affleure sur presque toute la sous-zone. Ceci explique le degré d'érosion atteint au niveau de cette région (DPAT, 2011).

Quant à la zone Sud de la Wilaya, l'influence désertique sur les sols est apparente. Ainsi, et mis à part quelques hauteurs où la roche mère affleure, on rencontre des sols éoliens d'ablation (zone des parcours steppiques), des sols basiques (au pays de la céréaliculture par épandage de crues), et surtout des Solontchaks (sols dont le teneur en Cl est supérieurs à 1.8%) sur la majeure partie de la zone. L'extrême sud de la Wilaya se caractérise par des sols éoliens d'accumulation (dunes de sable) (DPAT, 2011).

Ben Aroua et al, (2010) a dénombré six classes de sols, au quelles il convient d'ajouter la classe des sols minéraux bruts (affleurement de roche mère) et la classe des sols halomorphes (sols salés) :

- **Les sols calcaires humifères** : Ils sont rencontrés sur les monts et les prés monts de l'Aurès, à une altitude comprise entre 1000 et 1500 mètres ;
- **Les sols insaturés humifères** : Ces sols rencontrés sur les reliefs les plus élevés (plus de 1500 mètres d'altitude) de l'Aurès, ils sont occupés par des forêts ;
- **Les sols calciques** : Ces sols sont rencontrés sur les bas piémonts, et sur hautes plaines longeant la route qui mène de Khenchela à fais en passant par Kais et Remila. Ils s'étendent à l'Est jusqu'à Ain-Touila et Sud jusqu'à Babar en partant de Khenchela ;
- **Les sols éoliens d'ablation** : Ces sols sont rencontrés au Sud de la Wilaya, sur les piémonts des monts Nememcha, dont l'altitude est située entre 200-500 mètres ;
- **Les sols éoliens d'accumulation** : Ils sont localisés uniquement dans la zone Sud de la Wilaya, près de chott Melghir (sols sablonneux) ;
- **Les sols alluviaux basiques** : Ces sols sont localisé sur des zones de changement de pente, c'est-à-dire les zones où la pente devient plus douce, on les rencontre

principalement dans les plaines entourant les dépressions (dépression de Gaart El Taraf, cuvette de bas Sahara, et la dépression de Tazougart), mais aussi au niveau des vallées encaissées de Babar, de Bouhmama et de la plaine de Guentis ;

- **Les sols salins ou Solontchak :** Ces sols caractérisés les dépressions sont rencontrés au niveau des zones d'accumulation, ils sont le résultat d'une hydrologie à écoulement endoréique ou de la présence de roche triasique (gypse : roche saline) (Ben Aroua et al, 2010).

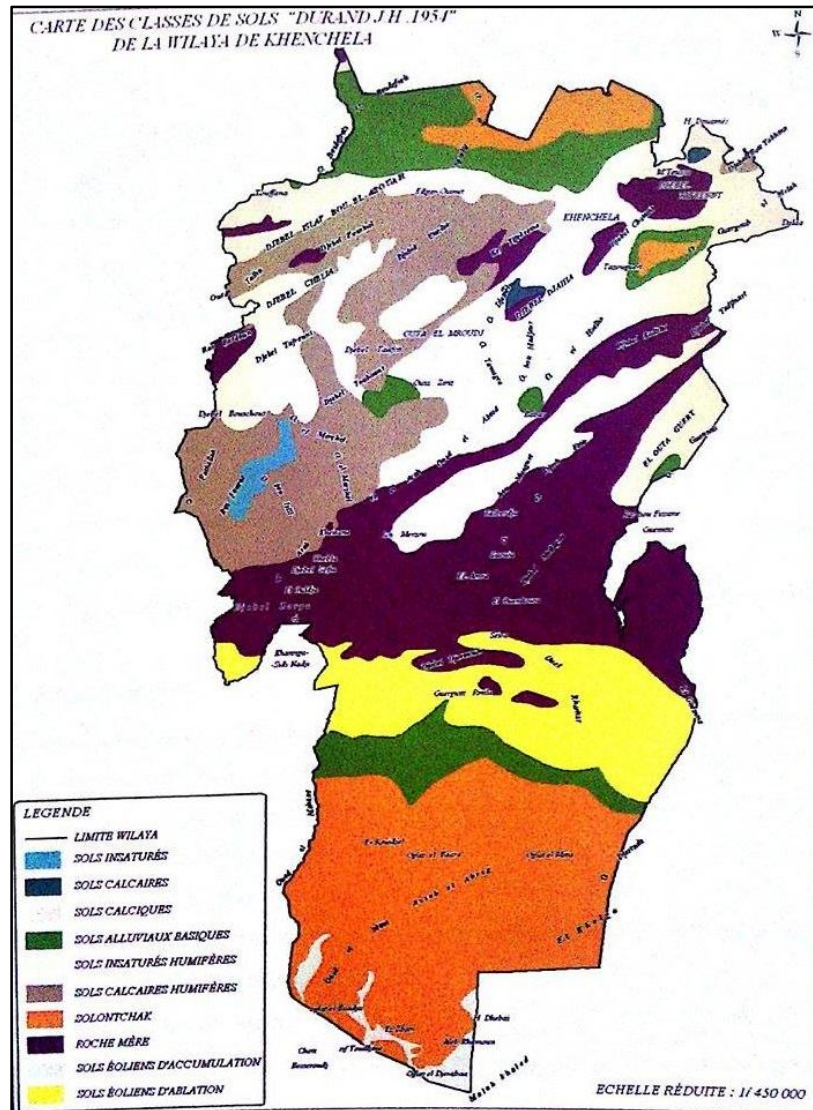


Figure 17: Carte des classes des sols de la Wilaya de Khenchela (DPAT).

III.6. Analyse de la zone d'étude

III.6.1. Chélia et Ouled Yagoub

La zone d'étude occupe une superficie de 32 609ha, appartient au climat méditerranéen et elle se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride et subhumide froid. Elle est caractérisée par la prédominance des terres très accidentées à pentes fortes (plus de 25%) et évolue sur

des altitudes élevées allant de 1000 à 2 328m dont la classe d'altitude de 1 200 à 1 800m est dominante puisqu'elle occupe 75,62% de la superficie totale de la zone d'étude (BNEDER, 2010).

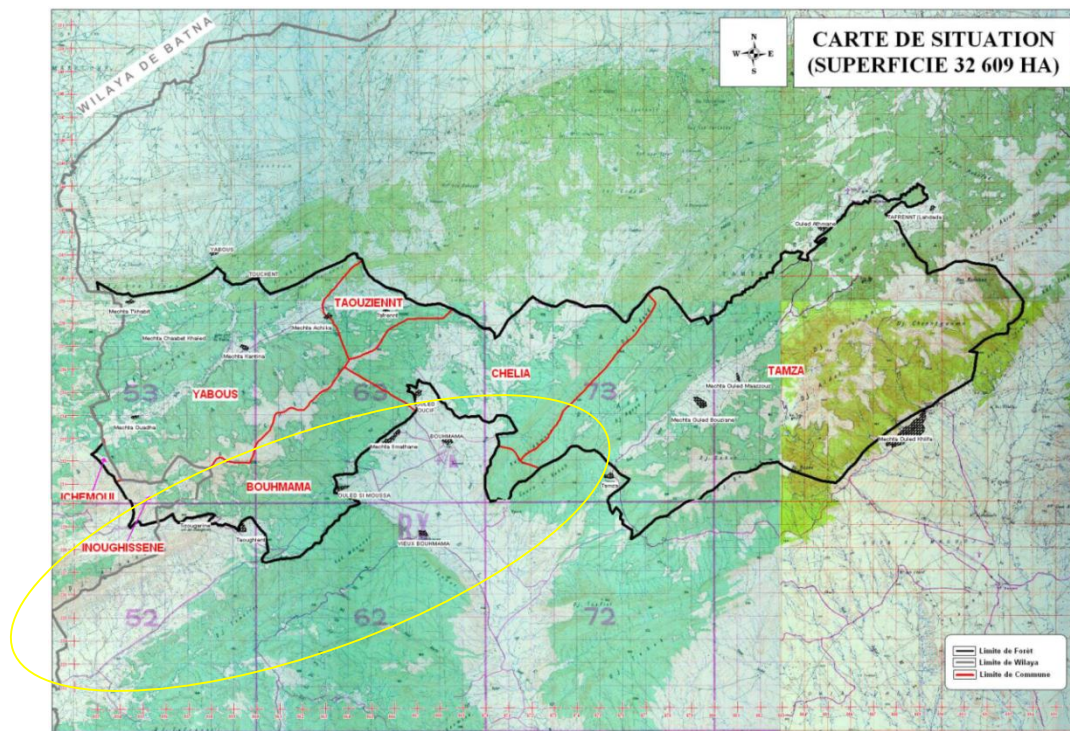


Figure18 : Carte des de la situation géographique de la zone d'étude (Chélia et Ouled Yagoub) (BNEDER, 2010).

III.6.1.1. Milieu physique

La zone d'étude est constituée de deux grandes entités distinctes :

- Le bloc montagneux d'Ouled Yagoub à l'Est, de forme longitudinale, composé d'une série de monts dont les plus imposants sont Djebel Aidel (2173m), Djebel Bezez(2141m), Djebel Chenntgouma (2113m), Djebel Feraoun(2093m).
- Le bloc de Chélia, situé plus au Nord, de forme beaucoup plus ovale où culmine à 2 328m Ras Keltoum, représentant le plus haut sommet de l'Atlas-Algérien (BNEDER, 2010).

Entre ces deux blocs montagneux, s'insère une unité représentant le début de la vallée agricole de Bouhmama, à vocation agro-sylvo-pastorale (BNEDER, 2010).

Les deux massifs montagneux se caractérisent par des altitudes assez élevées avec des dénivelés importants et de fortes pentes qui expliquent la configuration et la nature orographique du terrain (BNEDER, 2010).

En effet, la quasi-totalité des terrains constituant les deux massifs se situe sur des pentes supérieures à 25%, ce qui confère à la zone un relief chahuté, escarpé, de type montagneux comportant des chaâbets très encaissés et accidentés. En ce qui concerne l'exposition des versants, considérée comme facteur écologique important dans l'orientation du terrain, nous distinguons :

- Un versant dominant à exposition Sud- Est occupant 62% de la surface de la zone, qui se caractérise par des températures rigoureuses en hiver et torrides en été où on note des vents secs et chauds.
- Un versant à exposition Nord –Ouest occupant le reste de la zone et présentant un contraste assez marqué avec le premier avec un microclimat à nuance humide sous l'influence de précipitations plus conséquentes et de températures plus élevées (BNEDER, 2010).

Toutefois, on relève certaines expositions locales, dues aux ruptures de relief opérées par le réseau hydrographique, organisé en système aréique ou endoréique dense et ramifié (BNEDER, 2010).

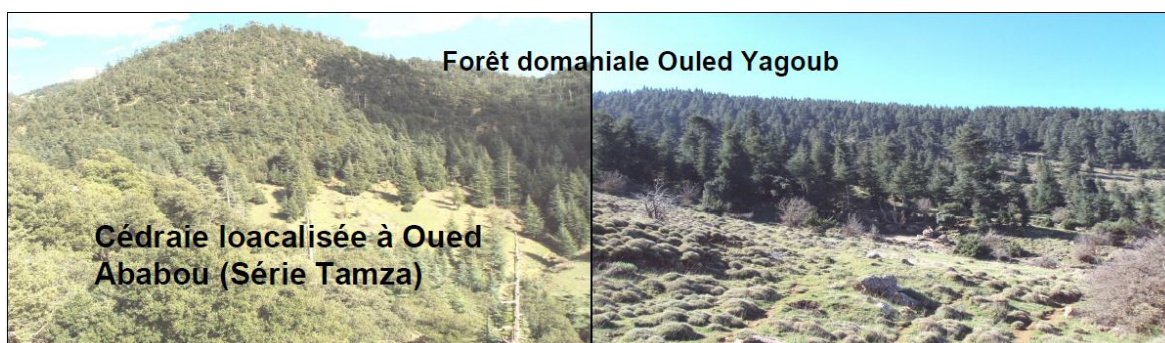


Figure 19: Cédraie localisée à Oued Ababou (Forêt Ouled Yagoub) (BNEDER, 2010).

III.6.1.2. Diversité biologique (Patrimoine floristique et faunistique)

La zone d'étude abrite une richesse et une diversité floristique et biologique avec des espèces rares et endémiques ainsi que des paysages et sites remarquables, elle revêt un intérêt écologique, constituant un lieu de détente, de tourisme de randonnées, d'activités éducatives, de sport, de santé, d'études et de recherches scientifiques qui nécessitent une valorisation et une protection contre toute forme de dégradation (BNEDER, 2010).

III.6.1.2.1. Diversité floristique

La flore est diversifiée par des espèces appartenant à différents éléments phytogéographique (méditerranéenne, endémique, Euro-méditerranéenne). Cette flore est formée par une couverture dense, moyennement dense et claire selon l'état de dégradation, d'une physionomie hétérogène, présente une végétation composée d'espèces dominantes et qui sont par ordre d'importance : le Cèdre, le Pin d'Alep, le Chêne vert, le Frêne dimorphe, le genévrier oxycèdre et le chêne zeen. Une richesse floristique exceptionnelle avec un taux d'endémisme important (BNEDER, 2010).

A l'échelle écosystémique (habitats) on rencontre les cédraies pures et mixtes, la yeuseraie (chênaie verte), la pinède et les peuplements à base de frêne dimorphe et de genévrier oxycèdre, les garrigues à xérophytes épineux et les pelouses sylvatiques.

La richesse floristique de la zone s'explique par la diversité très remarquable des habitats naturels qu'on y trouve. L'inventaire floristique compte 468 espèces appartenant à 258 genres qui couvrent 56 familles. Cette richesse correspond bien à un taux de 43 % de la richesse totale en familles botaniques des spermaphytes de la flore d'Algérie évaluée à 130 familles) (BNEDER, 2010).

Notons que 08 familles parmi les 56 recensées totalisent 63,17 % de la diversité spécifique de cette flore. Ce taux est considéré comme extrêmement élevé si on le compare au rapport de la superficie du site rapportée à l'ensemble de la superficie du territoire Algérien. Sur le plan phyto- géographique, c'est l'élément floristique méditerranéen qui domine au niveau de la zone d'étude, qui compte 218 espèces soit 46,6b % du total des espèces inventoriées à l'échelle de la zone, ceci s'explique par l'appartenance de la zone d'étude à la région méditerranéenne (BNEDER, 2010).



Figure 20 : Pin d'Alep à versant sud Djbel Chélia (BNEDER, 2010).

Du point de vue valeur patrimoniale, la flore renferme:

a. Des espèces endémiques

Les espèces endémiques représentent 58 espèces soit 12,39% du total des espèces inventoriées au niveau de la zone (*Festucaaltantica*, *Sileneatlantica*, *Bivonaealutea*, *Helianthemumcanum*, *Anthemismonilicostata*, *Armeriaalliacea*, *Catananchemontana*, *Centaureaivolucrata*, *Cynosurusbalansae*, *Elichrysumlacteam*, *Festucaaltantica*...).

Ces espèces endémiques dont le nombre est relativement important, constituent une richesse floristique et ont un rôle primordial par leur contribution dans le maintien de la biodiversité et de la conservation du sol (BNEDER, 2010).

b. Des espèces rares

Au plan rareté, l'analyse de la composition floristique de la zone d'étude met en évidence l'existence de 174 espèces rares soit 38% de l'inventaire floristique à l'échelle de la zone d'étude. On citera quelques espèces (*Juniperusthurifera* **Var.** *africana*, *Lamiumlongiflorum*, *Lathyrusannuus*, *Leontodonhispanicus*, *Loniceraarborea*, *Loniceraetrusca* ...) (BNEDER, 2010).

c. Des espèces protégées par la loi n°83-03 du 05 février 1983 relative à la protection de l'environnement.

La zone étudiée renferme 12 espèces protégées, il s'agit de : *Acer opalus*, *Cedrus atlantica*, *Crepis faureliana*, *Crupina vulgaris*, *Fraxinus xanthoxyloides*, *Juniperus communis* ssp. *eu communis*, *Juniperus thurifera* var. *africana*, *Orchis langicornu*, *Pistacia atlantica*, *Romulea vaillantii*, *Sorbus aria*, *Taxus baccata* (BNEDER, 2010).

d. Des espèces à intérêt écologique et économique

Parmi les espèces on citera : cèdre de l'Atlas, Pin d'Alep, Chêne vert, Chêne zéen, Frêne dimorphe, genévrier oxycèdre, genévrier thurifère, Diss... (BNEDER, 2010).

e. Des Espèces à intérêt médicinal et pharmaceutique

Sur les 468 espèces végétales, 61 ont un intérêt médical ou pharmaceutique, cela représente 13% de la flore de zone d'étude.

Sur le plan socio-économique, elle offre de très grandes opportunités en matière d'activités liées directement aux ressources du milieu. Le nombre d'espèces à usage médicinale et aromatique, le bois, les espèces fourragères, les essences frutescentes offrent à ces zones de grandes opportunités de développement (BNEDER, 2010).

III.6.1.2.2. Diversité faunistique

La zone d'étude (futur parc) est un espace particulièrement remarquable sur le plan écologique et faunistique, grâce à la diversité de ses écosystèmes et paysages naturels, elle abrite une faune riche et diversifiée relativement bien conservée (BNEDER, 2010).

III.6.1. 3. Caractéristiques Physiques Du Milieu

a. Relief

La zone d'étude des massifs forestiers d'Ouled Yagoub et Chélia, fait partie du grand massif montagneux des Aurès (Monts des Aurès), qui appartient à son tour au domaine montagneux de l'Atlas Saharien. Ces monts des Aurès, surplombent les hautes plaines au Nord et la dépression d'Outa El Mroudj et les monts des Nememtcha au Sud. L'aire d'étude se compose de deux blocs montagneux bien distincts séparés par la vallée à vocation agricole de l'Oued Mellagou au Nord et de l'A.C.L de Bouhmama au Sud (BNEDER, 2010).

Le relief est constitué pour les deux blocs par une chaîne montagneuse formée de plis parallèles orientés du Sud-Ouest vers le Nord-Est avec comme exposition dominante, un versant Sud-Est et un versant Nord-Ouest. Les deux unités (blocs) montagneuses sont disposées en parallèles l'une à l'autre où le bloc de Chélia se trouve plus au Nord que celui d'Ouled Yagoub, mais toujours selon l'orientation précédente (Sud-Ouest au Nord-Est). A l'Est, on trouve le bloc montagneux d'Ouled Yagoub. Il est de forme longitudinale et s'étend d'Oued El Azreg et la localité de Djaarir à l'Ouest à Kef Tifekressa au Nord- Est sur une longueur de 24 Km environ et une largeur de quelques 10 Km. Ce bloc, se compose d'une série de monts (sommets) dont les plus imposants sont :

Djebel Beker à 2080 m, Djebel Bezez à 2141m, Djebel Aidel à 2173 m, Djebel Faraoun à 2093 m, Djebel Chenntgouma à 2 113m, Kef El Hammam à 1698 m, Ras Kodalene à 1945 m, Kef Tissekla à 1737 m, Kef El Abiod à 1807 m, Kef Tifekressa à 1950 m surplombant enfin Ras Serdoun à 1700 m qui à son tour domine la ville de Khenchela et celle d'El Hamma avec sa station Thermale dite Hammam Es Salhine (BNEDER, 2010).

Plus au Nord de l'unité des Ouled Yagoub et à l'Ouest de cette dernière se situe le deuxième bloc montagneux de Chélia. Contrairement au premier bloc, il est de forme beaucoup plus ovale, mais il est tout aussi imposant par la présence du majestueux sommet du Djebel Chélia où Ras Keltoum culminant à 2328 m, représentant le plus haut sommet de tout l'Atlas Algérien et le deuxième au niveau national (BNEDER, 2010).

Chélia est la montagne la plus imposante de toute l'Algérie et ce par le nombre de sommets élevés où nulle part ailleurs le relief n'atteint pareille énergie. En plus de Djebel Chélia, qui se situe au Sud de Oued Talha, on a aussi la station de Djebel Tkhizrannt culminant à 1795 m jusqu'à Djebel Bou Djeza plus au Nord sur les hauteurs escarpées de Djebel Islaf Bou El Arouah (BNEDER, 2010).

b. Altimétrie

Pour les deux unités montagneuses, les altitudes sont variées et croisent des limites extérieures, Nord et Sud, vers l'intérieur des massifs pour converger sur les lignes de crêtes formés par les séries de sommets disposés d'une manière beaucoup plus alignée pour chaque massif (BNEDER, 2010).

Le tableau suivant reflète bien cette variation des altitudes.

Tableau 04 : Répartition des terres par tranche altimétrique (BNEDER, 2010).

Tranches altimétriques (m)	Surfaces (ha)	Taux (%)
1000-1200	1 807	6
1200-1400	10 500	32,19
1400-1600	8 420	25,82
1600-1800	5 745	17,61
1800-2000	4 590	14
>2000	1 547	4,38
Total	32609	100

Pour le massif d'Ouled Yagoub, l'altitude la plus basse tourne autour de 1029 m sur l'Oued Issouel dans sa partie encaissée insérée entre Djebel TiziAla et Djebel Tarzout au Nord-Est du massif, qui représente d'ailleurs l'altitude la plus basse de toute l'aire d'étude, pour atteindre un maximum sur Djebel Aidel culminant à 2173 m.

Cette variation hypsométrique, nous donne une altitude moyenne de 1601 m environ, soit une forte dénivelée de 1144 m pour une distance courte de 5,4 Km entre le point le plus bas et celui le plus haut (pour chaque Kilomètre de distance parcourue, l'altitude augmente de 212 mètres). Quant au massif du Chélia, c'est le même scénario qui se répète, car l'altitude moyenne est de 1763 m, entre le point bas du massif (1200 m) se trouvant à proximité de Oued El Askeur au Sud du massif et le point haut au milieu bien évidemment sur le pic du Djebel Chélia (Ras Keltoum 2328 m). La dénivelée est tout aussi forte, puisqu'elle est de l'ordre de 1128 m pour 6 Km de distance entre les points haut et bas, soit une forte augmentation de 188 mètres pour chaque kilomètre de distance parcourue (BNEDER, 2010).

c. Pente

Le facteur pente est l'un des facteurs les plus déterminants pour l'explication de la configuration et la nature orographique du terrain, à côté bien sûr de l'hypsométrie. La carte des pentes au 1/50000^{ème}, montre que la superficie de la zone d'étude est répartie selon trois classes de pente bien distinctes (BNEDER, 2010). Elles sont caractérisées comme suit :

Tableau 5 : Répartition des superficies par classe de pente (BNEDER, 2010).

Classes	Catégories	Superficie (Ha)	%
2	3-12,5 %	5170	15,86
3	12,5-25%	1683	05,16
4	> 25%	25756	78,98
Totale		32609	100

La quasi-totalité de l'aire des deux massifs montagneux des Ouled Yagoub et Chélia se situe sur des pentes fortes supérieures à 25 % de déclinaison où elles englobent 79 % environ des terres, et atteignant même les 100 % par endroits sur les bandes rocheuses formant des falaises. Néanmoins, on trouve des pentes moyennes à assez douces sur les zones d'enclaves agricoles et l'alignement des sommets des pics montagneux le long de la ligne de crête qui est formée par des sommets à forme arrondie et allongée. La classe de pente à inclinaison la plus faible de 3 à 12,5 % au niveau de la zone ne détient que 16 % de la surface totale de l'aire délimitée et se situe pour la plupart entre les deux massifs sur les rives des Oueds Tarhit et El Azreg représentant la partie agricole du site étudié. Cette analyse reflète la configuration du relief chaoté, escarpé, de type montagneux où le versant abrupt représente le principal modelé du relief (BNEDER, 2010).

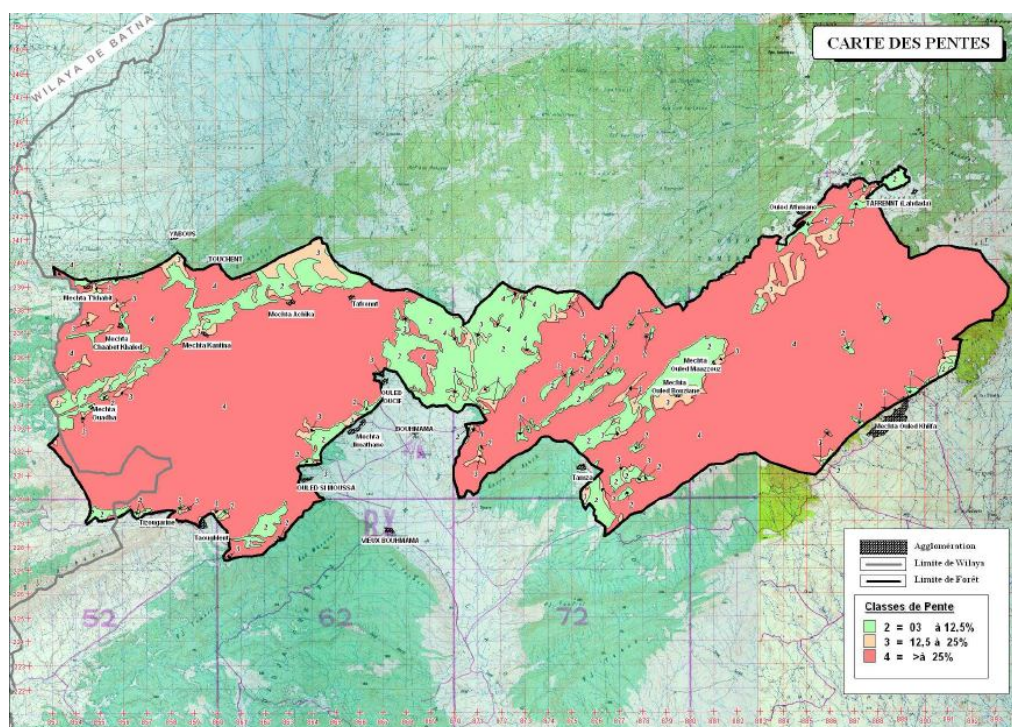


Figure 21 : Carte des pentes de la Wilaya de Khenchela (BNEDER, 2010).

d. Hydrographie

Le territoire de la zone d'étude où se situent les deux massifs du cèdre de l'Atlas, d'Ouled Yagoub et Chélia, correspond en partie à deux bassins hydrographiques selon le découpage A.N.R.H :

- Le bassin hydrographique n°6 du Chott Melghir, occupant 20273 ha
- Le bassin hydrographique n°7 des Haut Plateaux Constantinois, occupant 12336 ha

Ce découpage en deux bassins hydrographiques est intimement lié à la ligne de crête citée précédemment dans le chapitre exposition, constituant la dernière barrière au-devant des influences climatiques chaudes du Sud (Sahara). De par cette appartenance, elle possède un réseau hydrographique hiérarchisé, dense et ramifié qui a participé à façonner le relief à dominance de versants accidentés (BNEDER, 2010).

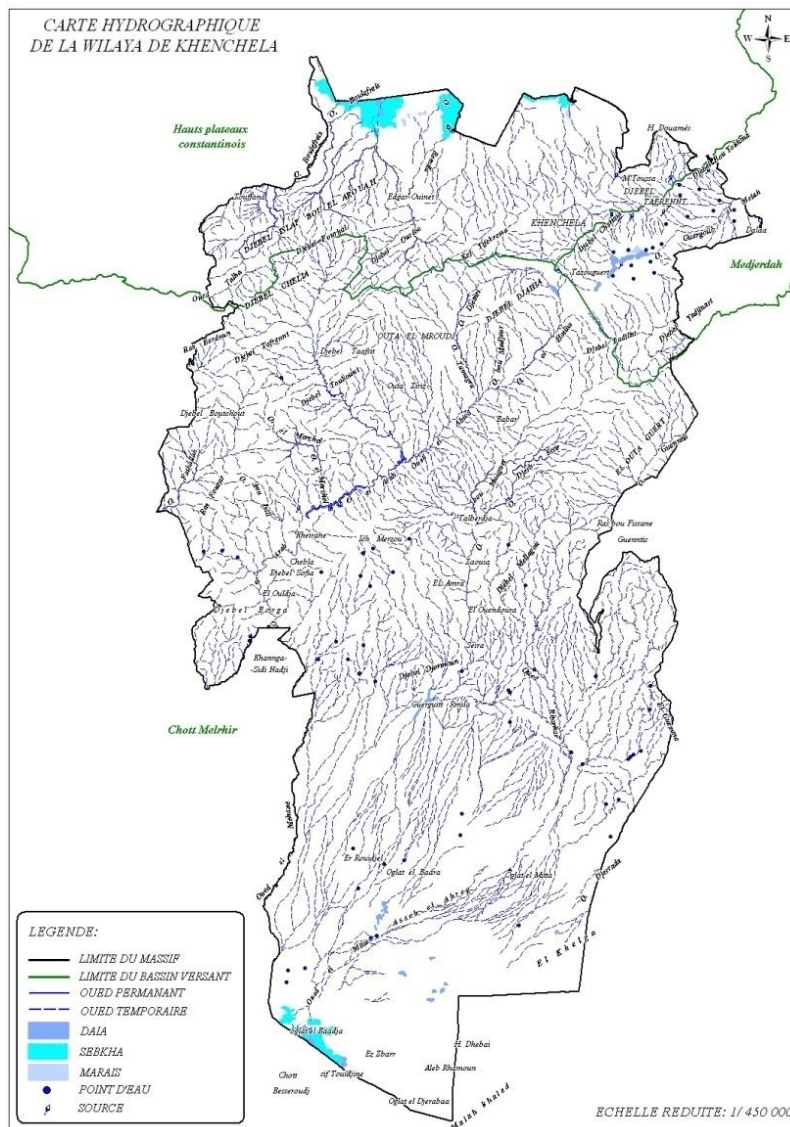


Figure 22 : Carte d'hydrologie de la Wilaya de Khenchela (BNEDER, 2010).

III.6.1.3.5. Occupation du sol

a. Types d'occupations du sol

La nature d'occupation du sol a été identifiée comme suit :

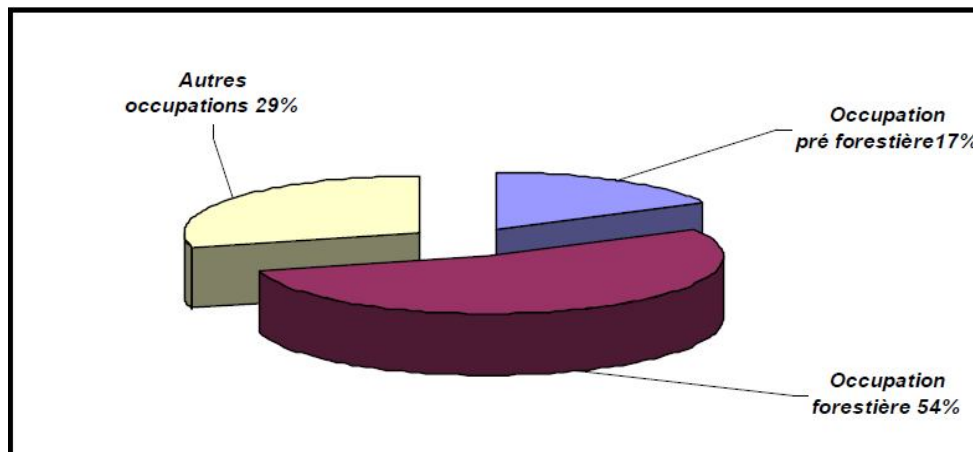


Figure 23 : Types d'occupation rencontrés au niveau de la zone d'étude Chélia et Ouled Yagoub (BNEDER, 2010).

a.1. Occupation forestière

Cette rubrique représente tous les peuplements arborescents, elle occupe une superficie de 17497 ha représentant 54% de la surface d'intervention. La formation arborescente est située au niveau des Djebel (Ifersane, Tkhizrannt, Chélia, Al el Aoud, Aourès, Beker, Bezeze, TiziAla, Aidel, Feraoun, Chenntgouma), et dans la partie Sud du périmètre (Oued Tider...). Les formations résineuses (cèdre et pin d'Alep) occupent 17 125ha soit 75% du total des formations forestières ; les formations feuillues essentiellement constituées par le chêne vert en taillis et en taillis sous futaie, s'étendent sur 372ha soit 2% de toutes les formations forestières ; elles sont localisées dans la zone Tkhizrannt. Il apparaît nettement que les forêts, quel que soit leur stade de dégradation, prédominent la zone d'étude. Ces forêts sont composées à base de peuplements de : Cèdre, Pin d'Alep, Chêne vert et des groupements mixtes ainsi que des essences forestières mélangées (BNEDER, 2010).

a.2. Occupation pré forestière

Il s'agit de formations subforestières issues de l'action anthropozoiq. Ces formations occupent 5449hasoit 17% de la superficie de la zone d'étude, elles sont localisées au Nord et au Sud du périmètre, bas versant de Djebel Chélia.

Cette occupation caractérise le plus souvent une végétation arbustive dont le taux du couvert végétal varie d'une station à l'autre selon les conditions écologiques du milieu (BNEDER, 2010).

Elle est à dominance de peuplements sclérophylles à base de chêne vert. Elle est caractérisée également par des formations à frêne dimorphe et genévrier oxycèdre. Ces formations sont considérées comme terrains de parcours. La plupart des maquis sont soumis à la forte pression anthropozoiq, attestée par la présence des espèces de dégradation (BNEDER, 2010).

a.3. Autres occupations

Dans cette rubrique sont regroupés les terrains agricoles et les parcours d'altitude, les terrains rocheux, les pelouses sylvatiques et les enclaves. Ces occupations non forestières représentent 9 663 ha soit 29%.L'utilisation actuelle de ces terrains prédestine à une vocation agricole et pastorale (BNEDER, 2010).

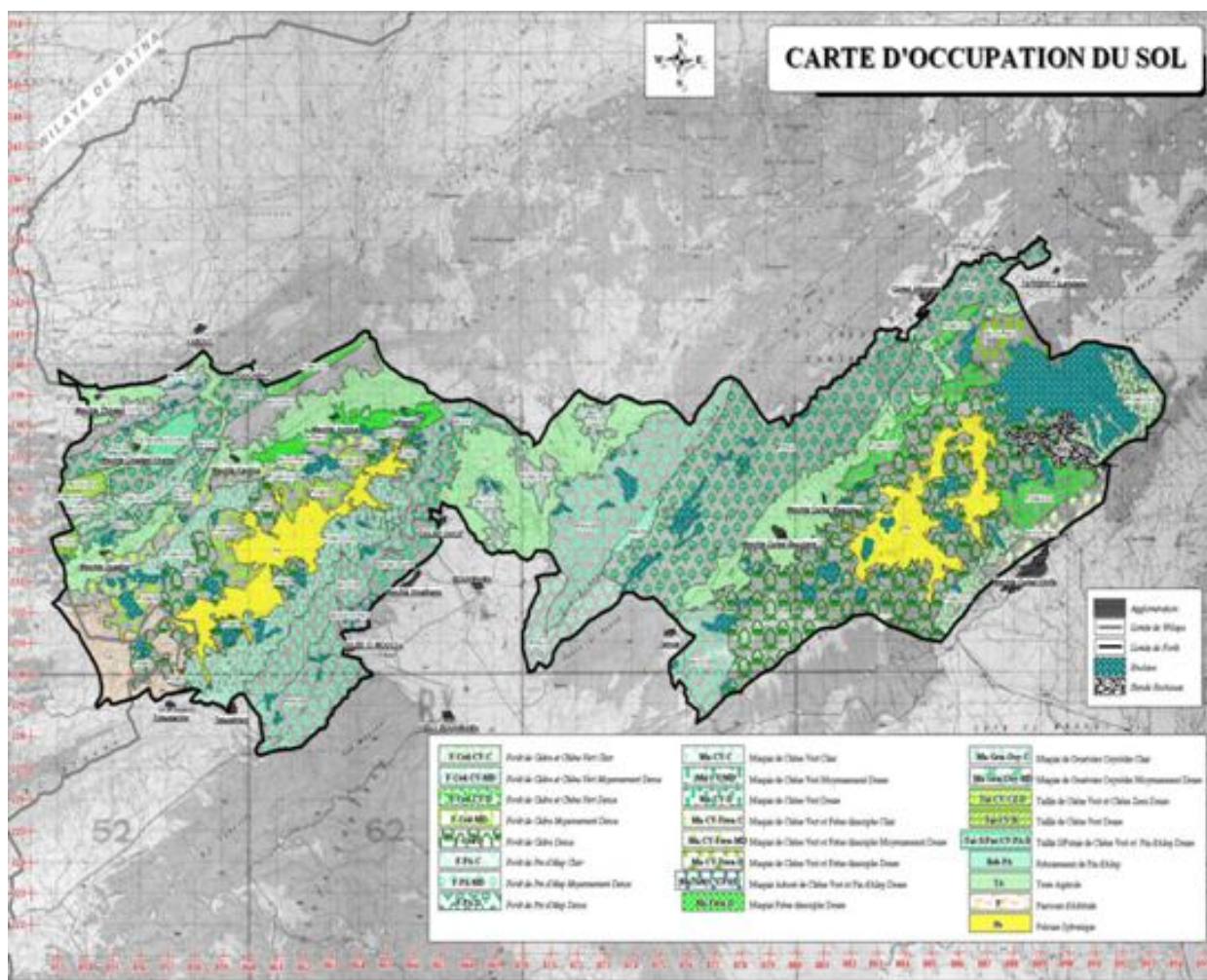


Figure 24: Carte d'occupation des sols de la Wilaya de Khenchela (BNEDER, 2010).

Les parcours herbacés (pelouse, enclave, parcours) occupent une superficie plus importante (4 815 ha) que les terrains agricoles (4511 ha). On note, que certains parcours occupent les hautes altitudes (pelouses sylvatiques) au-delà de 2000 mètres d'altitude sur les crêtes des sommets.

La pelouse recèle des potentialités fourragères importantes. Quant à l'occupation agricole, elle est située autour des Oueds (terrasses alluvionnaires) et vallées disséquant les paysages tourmentés des massifs. Parmi ces oueds, nous citerons la vallée de Bouhmama le long d'oued Mellagou, d'amont en aval, qui recèle des potentialités indéniables en matière de terres agricoles à sols fertiles. Même, la plaine de noughis (oued de Tamza) possède des potentialités importantes en agriculture, ou domine l'arboriculture fruitière (BNEDER, 2010).

III.6.2. Ain Mimoun

La région Ain Mimoun se trouve dans la partie orientale du massif montagneux des Aurès qui s'étend à la direction Nord-Est les flancs Septentrionaux de l'anticlinal de Khenchela qui se caractérise par un relief montagneux typique. Le gisement de barytine d'Ain Mimoun est situé sur le territoire de la wilaya de Khenchela, à 28 km à l'ouest de chef-lieu (Baladah, 2012).

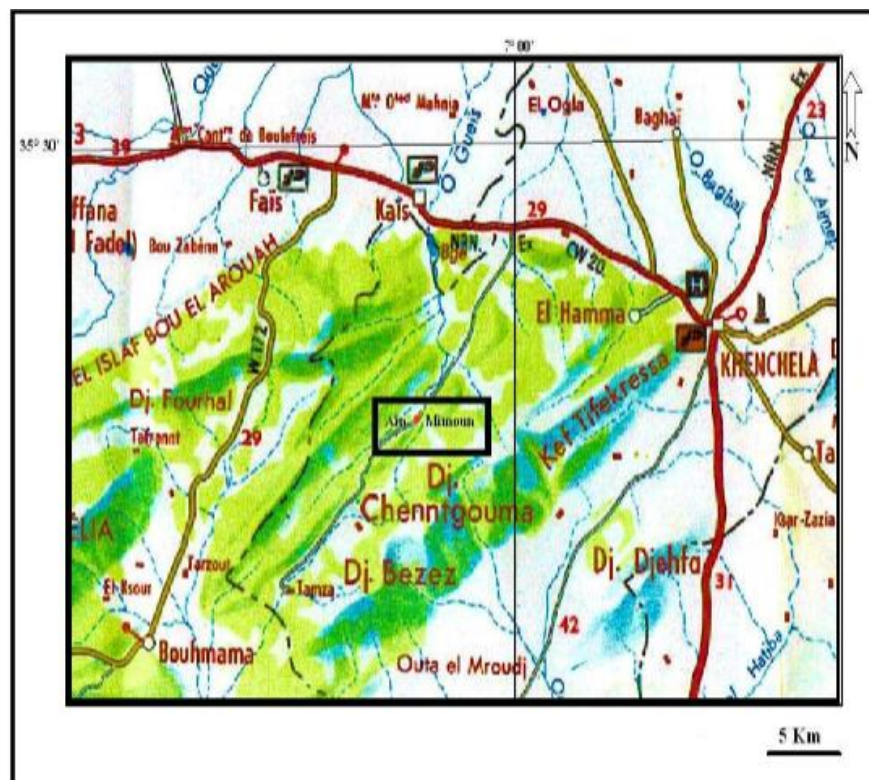


Figure 25 : Localisation géographique d'Ain Mimoun (D'après la carte touristique de l'Algérie) (Baladah, 2012).

III.6.2.1. Composition chimique du minerai d'Ain Mimoun

Le tableau ci-dessous affiche les différentes compositions chimiques de la baryte d'Ain Mimoun.

Tableau 6 : Composition chimique du minerai d'Ain Mimoun

Minerai	Composition	Densité g/cm ³	Dureté	Couleur
Baryte	BaSO ₄	4,4	3,5	Blanche
Calcite	CaCO ₃	2,72	2,5 - 3	Incolore ou blancopaque
Quartz	SiO ₂	2,5 - 2,6 - 5	7	Blanche
Hématite	Fe ₂ O ₃	5,26	5-6	Gris ou noir
Galène	PbS	7,58	2,5	Gris de plomb
Covelline	CuS	4,6 - 4,76	1,5 - 2	Bleu
Malachite	Cu ₂ CO ₃ (OH) ₂	3,9 - 4,05	3,5 - 4	Vert brillant
Feldspath	KAISi ₃ O ₃	2,5 - 2,6	6 - 6,5	Incolore
Bauxite	Al ₂ O ₃	2,5	Friable	Gris bleuté

Introduction

Le climat est la composante directe déterminante de la distribution des organismes vivants, et le facteur primordial influant sur l'activité des biocénoses (Dajoz, 1982). L'information climatologique est observée ponctuellement dans l'espace géographique en des stations pourvues de capteurs variés (thermomètre, pluviomètres, anémomètres et girouettes, etc.) et a intervalle plus ou moins serré dans le temps (Joly, 2007).

IV.1. Facteurs climatique de la région de Khenchela

IV.1.1. Température

La température est l'un des éléments importants pour la caractérisation du climat (Ramade, 1984). En effet la température joue un rôle important dans la répartition des êtres vivants, leurs aires des répartitions sont souvent déterminées par ce paramètre qu'est considéré comme facteur limitant (Dajoz, 1985).

Les températures collectées durant la période allant de 2004 à 2018 sont présentées dans le tableau 7 pour la région de Khenchela.

Tableau 7 : Températures moyennes, maximales et minimales (°C) durant la période (2004-2018) et de l'année 2018 dans la région de Khenchela.

Périodes		Mois												
		Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Mois
2004-2018	T moy	6,55	7,25	10,27	13,83	17,94	23,08	26,84	26,11	21,31	18,98	10,83	7,25	15,85
	T max	12	11,84	15,83	20,18	24,79	30,45	35	33,63	27,69	22,20	16,29	11,22	21,76
	T min	2,67	2,25	4,86	7,76	10,34	15,43	18,93	18,18	15,19	11,34	6,32	3,39	9,72
2018	T moy	8,2	5,6	10,7	14,2	16	21,8	29	22	15	14,5	10,7	11,09	14,89

O.N.M (2004/2018).

D'après le tableau 7, la région de Khenchela se caractérise par une faible température, car la moyenne annuelle des températures enregistrée durant la période 2004 à 2018 est de 15,85°C, alors que la température maximale du mois le plus chaud (Juillet) est de 35°C ; par contre la température minimale du mois le plus froid (Janvier) est de 2,25°C. Par ailleurs, la figure 26 montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les températures moyennes mensuelles de l'année 2018 et celle de la période 2004 à 2018, vu que les courbes correspondantes suivent une allure similaire.

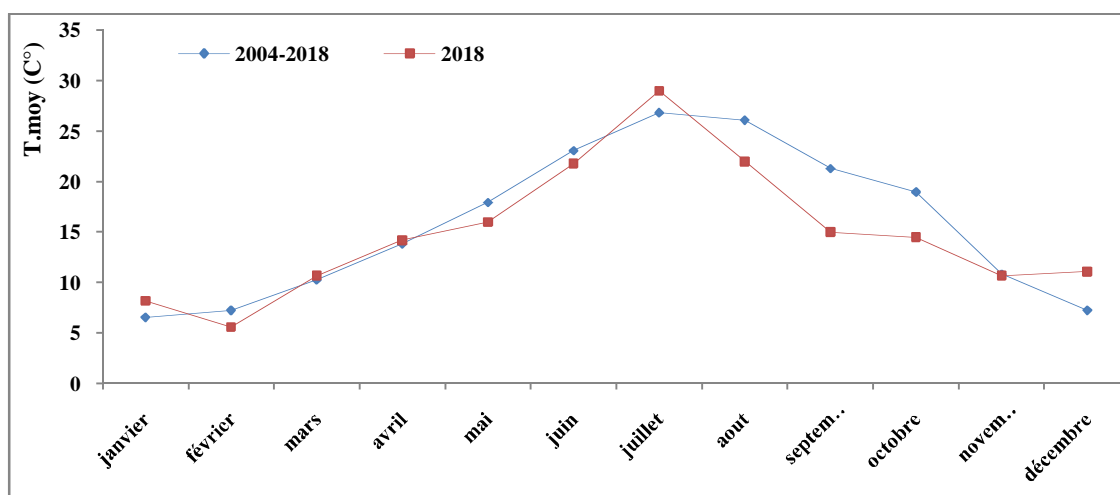


Figure 26 : Températures moyennes mensuelles de la période 2004–2018 et celle de l’année 2018 dans la région de Khenchela

IV.1.2. Pluviométrie

Les précipitations constituent un facteur écologique d’importance fondamentale dans l’alternance de la saison des pluies et la saison sèche qui joue le rôle régulateur des activités biologique (Ramade, 1984).La répartition moyenne mensuelle des précipitations de la période 2004-2018 sont présentés dans le tableau 8 pour la région Khenchela.

Tableau 8 : Précipitations moyennes mensuelles (mm) sur 15 ans de (2004-2018) et celles de l’année 2018 dans la région de Khenchela.

Périodes	Mois												Total
	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	
2004-2018	37,29	31,91	48,22	49,76	67,43	27,51	16,76	32,88	54,44	40,32	30,96	43,78	481,26
2018	1	9	40	49	80	23	6	72	41	97	6	4,4	428,4

O.N.M (2004/2018).

La hauteur moyenne des précipitations enregistrées sur la période de 2004 à 2018, de la région de Khenchela est égale à 481,26 mm dont le mois le plus pluvieux est Mai avec 67,43mm. Les mois les moins arrosées sont Juin avec 27,51 mm, Juillet avec 16,76 mm et Novembre avec 30,96 mm. Par contre, la quantité de pluies enregistrée durant l’année 2018 est plus petite que la précédente. Elle est de 428,4 mm. Ces pluies sont réparties irrégulièrement à travers les saisons de l’année.

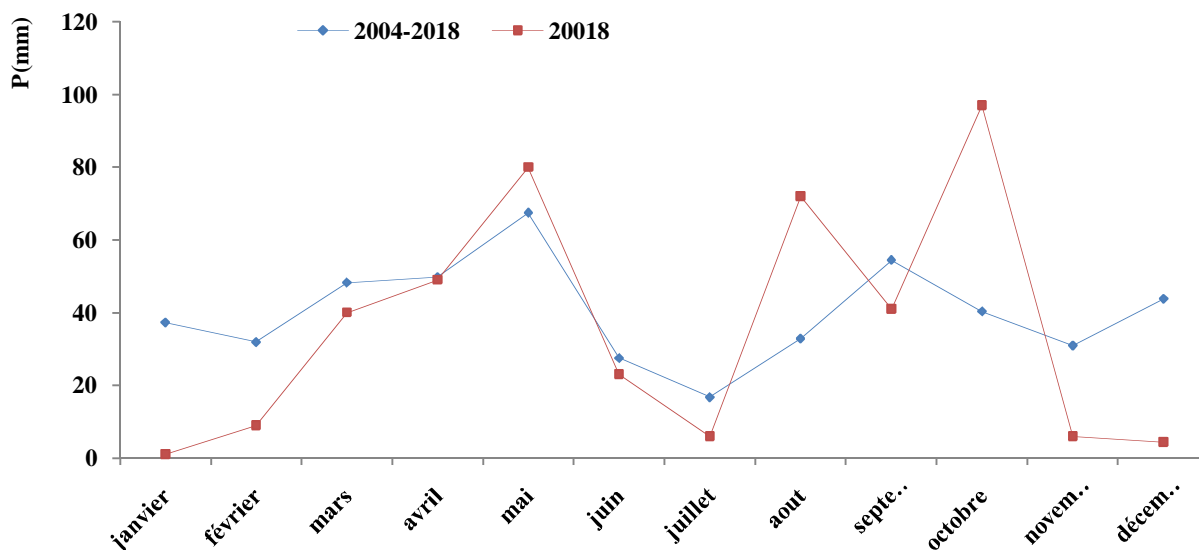


Figure 27 : Précipitations moyennes durant la période 2004/2018 et celles de l’année 2018 dans la région de Khenchela.

Les mois les plus pluvieux sont Mai avec 80 mm, Aout avec 72 mm et Octobre avec 97 mm. Par contre, les autres mois sont de faible à très faible pluviosité (Figure 27).

IV.1.3. Les vents

Le vent assure le remplacement de l’air plus ou moins saturé au contact de la surface évaporant par des nouvelles couches ayant une température et une humidité généralement plus faible. Il favorise donc l’évaporation, d’autant plus que sa vitesse et sa turbulence sont grandes (Ramade, 1984).

Tableau 9 : Les vitesses moyennes des vents (m/s) de la période (2004/2018) et celles de l’année 2018 dans la région de Khenchela.

	Mois												
Périodes	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy annuel
2004-2018	3,46	4	4,21	3,68	3,34	3,29	2,99	2,89	2,79	2,76	3,20	3,10	3,08
2018	4,2	3,7	5,2	3,4	2,8	3	3,6	2,12	2,11	2,7	0,94	0,53	2,86

O.N.M (2004/2018).

Selon les données affichées dans le tableau 9, on peut remarquer que la vitesse des vents pour la période 2004-2018 varie entre 2,76 m/s au mois d’Octobre et 4,21 m/s au mois de Mars, avec une vitesse moyenne annuelle de 3,08 m/s. De même pour l’année 2018, elle

varie entre 0,53 m/s au mois de Décembre et 5,2 m/s au mois de Mars avec une vitesse moyenne annuelle de 2,86 m/s. La figure 28, montre que les vitesses moyennes des vents enregistrées durant la période 2004-2018 sont généralement plus fortes par rapport à celles enregistrées dans l'année 2018.

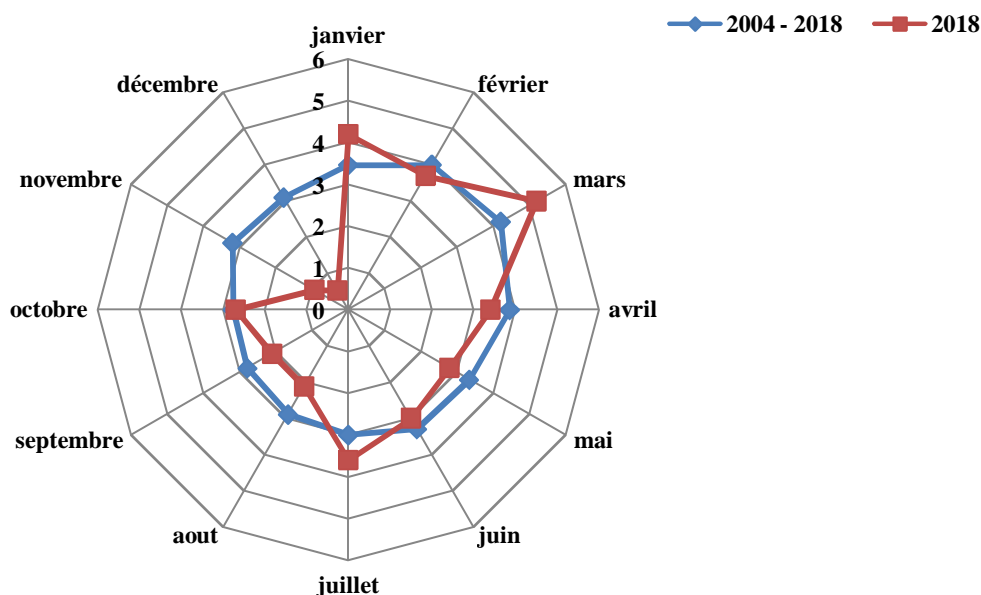


Figure 28 : Vitesses moyennes des vents (m/s) de la période 2004/2018 et de l'année 2018 dans la région de Khenchela.

III.1.4. L'humidité relative

L'humidité relative est la quantité d'eau présente dans une particule d'air sur la quantité d'eau que peut contenir la particule d'air. Notions souvent utilisées en météorologie, est le rapport de la teneur en vapeur d'eau de l'atmosphère à la teneur en vapeur d'eau de l'air saturé à température égale (Arlery, 1973).

Tableau 10 : Les moyennes mensuelles de l'humidité relative de l'air (%) de la période (2004-2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela.

Périodes	Mois												Moyenne
	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	
2004-2018	69,90	67,72	63,19	61,61	57,42	48,37	39,59	46,62	56,84	56,80	65,59	71,58	58,80
2018	59,7	71,3	58,6	61	59,6	51	30	61,4	60,3	71	68	69	60,075

Source : O.N.M (2004/2018).

Dans la région de Khenchela, pour la période de (2004-2018), les valeurs les plus élevées de l'humidité relative de l'air sont enregistrées durant la période hivernale, correspondant notamment aux mois de Décembre (71,85%), Janvier (69,90%) et Février (67,72%), la période printanière correspondant aux mois de Mars (63,19%), Avril (61,61%) et la période automnale correspondant aux mois d'Octobre (56,80%) et Novembre (65,59%). Par contre les valeurs les plus faibles sont enregistrées en été, en particulier au cours des mois de Juin (48,37%), Juillet (39,59%) et Août (46,62%). Pour l'année 2018, les valeurs maximales sont celles des mois de Février avec (71,3%), Octobre avec (71 %) et Décembre avec 69 %, et les valeurs minimales sont celles des mois de Juin avec (51%) et Juillet avec 30%.

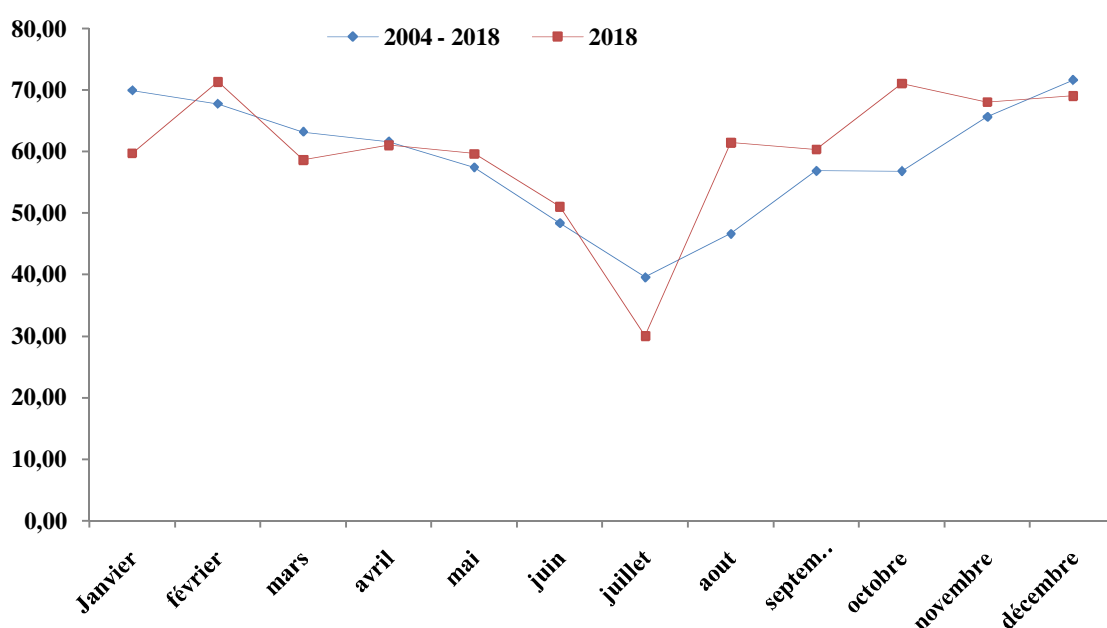


Figure 29 : Les moyennes mensuelles de l'humidité relative de l'air (%) de la période (2004–2018) et celles de l'année 2018 dans la région de Khenchela.

IV.2. Synthèse climatique de la région de Khenchela

IV.2.1. Diagramme Ombrothermique de Gaussen

Le diagramme Ombrothermique permet de caractériser le climat d'une région donnée pendant une période donnée. Il tient compte de la pluviosité moyenne mensuelle et la température moyenne mensuelle. Il permet également de définir la période sèche (Mutin, 1977).

La sécheresse s'établit lorsque la pluviométrie mensuelle (P) exprimée en (mm) est inférieure au double de la température moyenne mensuelle (T) exprimée en degré Celsius

(Dajoz, 1985 ; Dreux, 1971 et 1980). L'intersection de la courbe thermique avec la courbe ombrique détermine la durée de la période sèche (Gausсен et al, 1957).

Le diagramme Ombrothermique de Gausсен appliqué à la région de Khenchela pour la période 2004-2018, montre que la période sèche occupe la période estivale (Figure30).

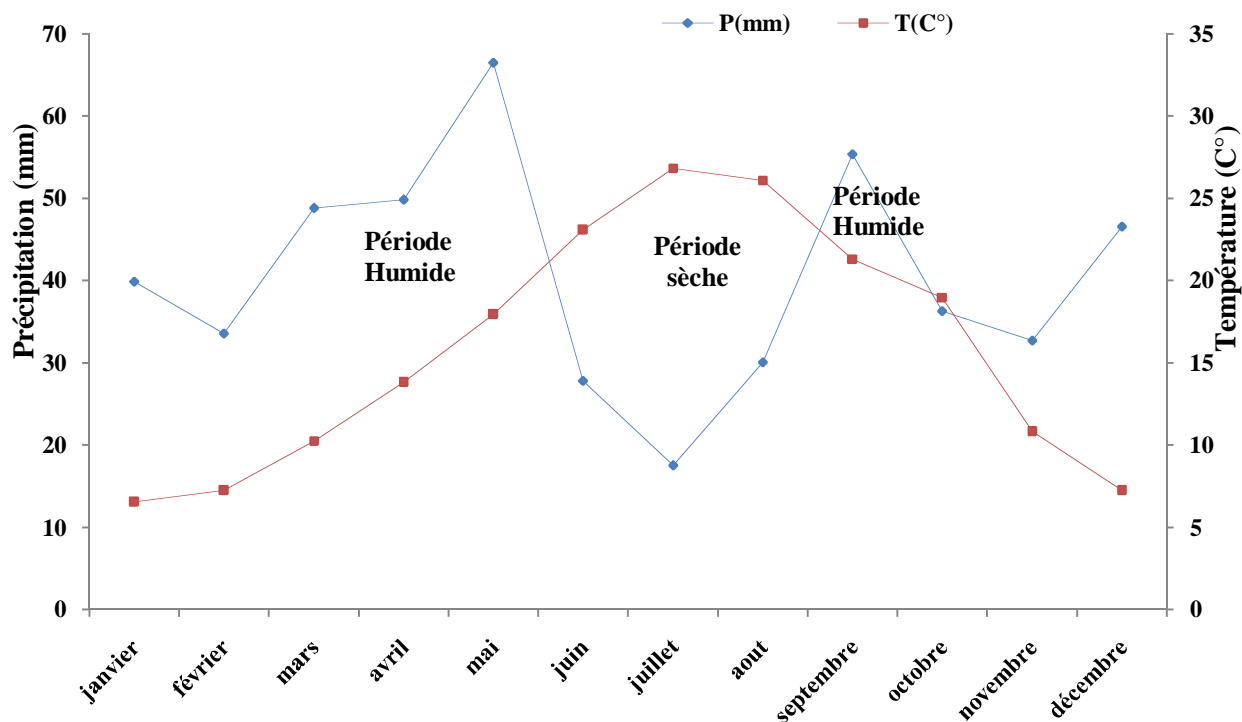


Figure 30 : Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN de la région de Khenchela pour la période 2004/2018.

Le diagramme Ombrothermique de GAUSSEN de la région de Khenchela révèle l'existence de deux périodes, l'une sèche et l'autre humide. La période sèche s'étale depuis le mois de Mai jusqu'au début de Septembre. La période humide s'étend du mois d'Octobre jusqu'au début du mois d'Avril.

IV-2-2- Climagramme d'EMBERGER

Le climagramme d'EMBERGER permet la classification des différents types de climats méditerranéens (Dajoz, 1971). Pour caractériser le climat d'une région d'étude et de le classer dans l'étage bioclimatique qui lui correspond, il est nécessaire de calculer le quotient pluviométrique d'EMBERGER (Q). Ce quotient est d'autant plus élevé que le climat de la région est humide (Dajoz, 1985). Pour l'Algérie, la valeur du quotient pluviométrique est calculée selon la formule de STEWART (1969) :

$$Q = 3.43 \times \frac{P}{(M - m)}$$

Q : Est le quotient pluviométrique d'EMBERGER.

P : Est la pluviométrie annuelle en mm.

M : Est la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud.

m : Est la moyenne des températures minimales du mois le plus froid.

Selon Ben Salah(2009), Emberger (1955, 1971) a proposé l'établissement d'un Climagramme comportant m en abscisse et Q2 en ordonnée. Celui-ci est subdivisé en zones correspondant à divers étages bioclimatiques méditerranéens selon un gradient d'aridité.

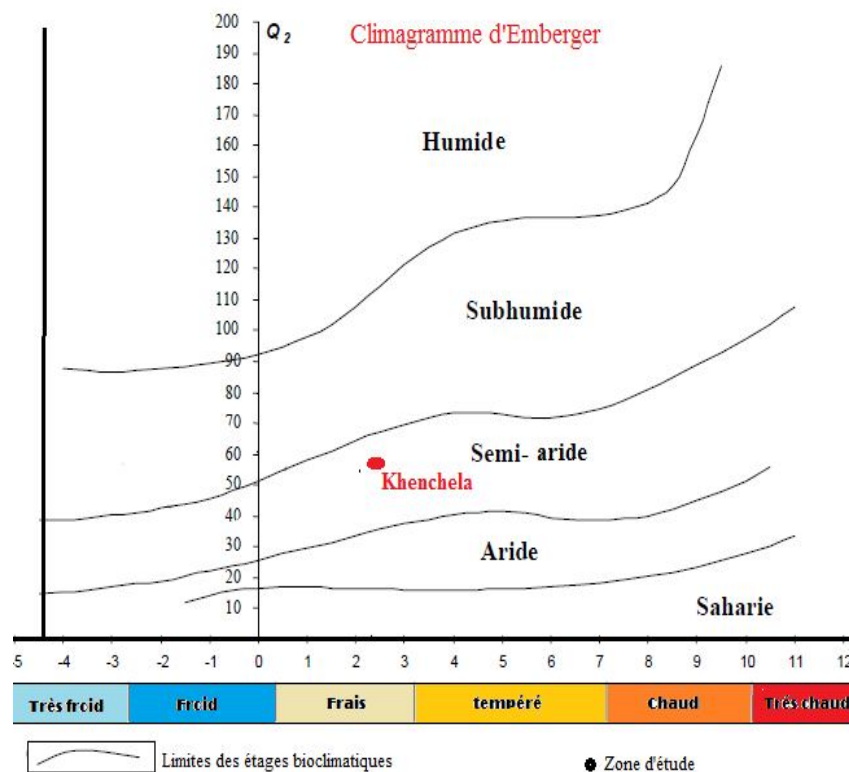


Figure 31 : Localisation de la région de Khenchela sur le climagramme d'emberger.

Le quotient Q de la région de Khenchela, pour la dernière période allant de 2004 jusqu'à 2018, est égal à 50.40. En rapportant cette valeur avec la moyenne des températures minimales du mois le plus froid ($m=2,25^{\circ}\text{C}$) sur le climagramme d'EMBERGER, on constate que notre région d'étude se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (Figure 31).

V.1. Dosage des chlorophylles

La teneur en chlorophylle est le critère le plus utilisé pour quantifier l'état de la plante. C'est un excellent bio indicateur de la pollution et du stress (Landis et Yu, 1995).

V.2. Le matériel végétal utilisé



Figure 32 : Echantillon de Cèdre d'Atlas (a) et de Pin d'Alep (b)

L'utilisation des boîtes noires pour éviter le mécanisme de photosynthèse et l'oxydation rapide de la chlorophylle.



Figure 33 : Boîtes noires avec des étiquetages pour les trois stations.

Un mélange d'acétone et d'éthanol absolu va macérer et va détruire mécaniquement les membranes des cellules dans le but d'en extraire les organites, principalement les chloroplastes.

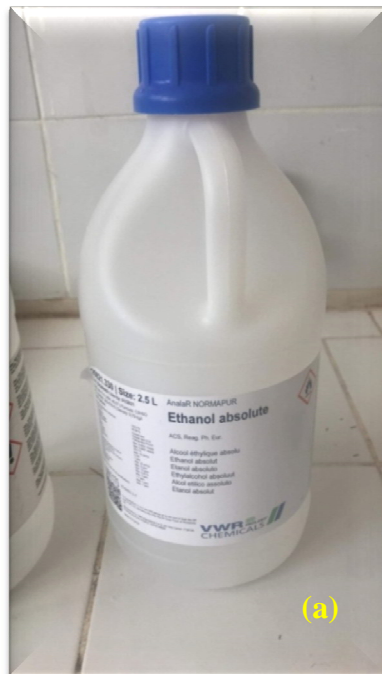


Figure 34 : Ethanol absolu.

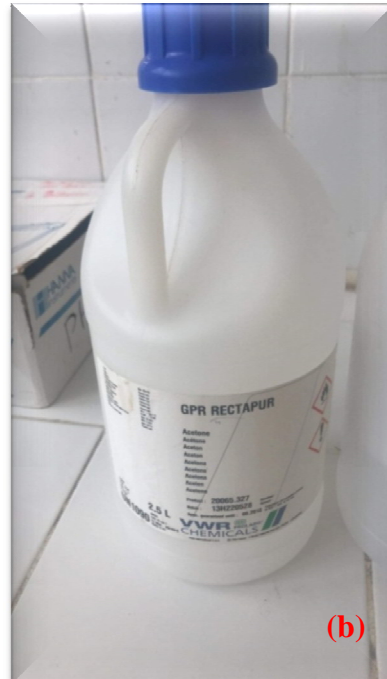


Figure 35 : Acétone.

La spectrophotométrie est une méthode d'analyse qui permet de déterminer l'absorbance d'une substance chimique en solution, c'est-à-dire sa capacité à absorber la lumière qui la traverse.

L'absorbance d'une substance chimique dépend de la nature et de la concentration de cette substance ainsi que de la longueur d'onde à laquelle on l'étudie.

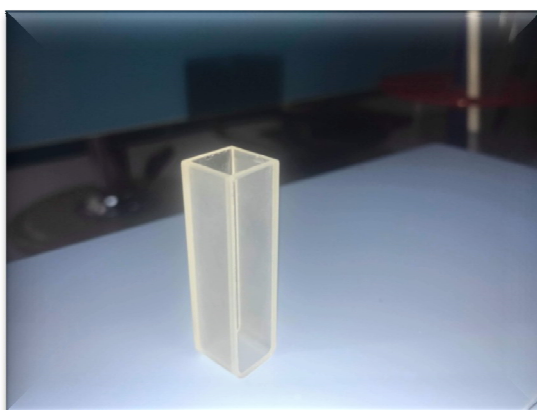


Figure 36 : Cuvette.



Figure 37 : Spectrophotomètre.

Un spectrophotomètre mesure l'absorbance d'une solution à une longueur d'onde donnée. Dans la pratique, l'appareil réalise une mesure de l'intensité de la lumière après son passage au travers d'une cuve contenant la solution à étudier. L'intensité de la lumière monochromatique émise est connue. À partir de la mesure de l'intensité de la lumière transmise l'appareil donne l'absorbance.



Figure 38 : Une balance.



Figure 39 : Eprouvette graduée 10 ml.

V.3. L'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé dans des trois stations différentes, s'éloignant de l'usine de baryte progressivement, comme suit :

Station 1: située à Noughiss, dans la localité d'Ain Mimoun,

Station 2: située dans la forêt d'Ouled Yagoub,

Station 3 : préconisée comme station témoin, située dans le point le plus culminant de la montagne de Chélia, loin de toute activité anthropique apparente.

Les échantillons sont mis dans des sacs noirs en plastique (pour éviter le mécanisme de photosynthèse et l'oxydation rapide de la chlorophylle) (Figure 40).



Figure 40 : l'échantillonnage (Station 01, Noughis à Ain Mimoun).

V.4.Extraction de chlorophylle

V.4.1. La chlorophylle

La chlorophylle, de part sa couleur verte, est le principal pigment contenu dans les plantes. Elle se trouve dans les chloroplastes des cellules végétales. Elle est indispensable pour l'activité photosynthétique de la plante qui consiste à produire de l'énergie chimique (ATP) à partir de l'énergie lumineuse du soleil. En effet la lumière du soleil est captée par la chlorophylle.

On distingue plusieurs formes de chlorophylles (a, b, c, d et f) qui n'ont pas la même structure chimique. Les plus courantes sont les chlorophylles A et B que l'on retrouve chez les plantes supérieures et chez les algues.

V.4.2. Le principe

L'extraction de la chlorophylle des végétaux permet d'obtenir une solution chlorophyllienne qui va servir à réaliser la suite des manipulations du protocole. Les feuilles de la plante sont mises en contact avec un mélange à 75 % d'acétone et 25 % d'éthanol absolu.

La chlorophylle est extraite suivant la méthode de Witham et al, (1970) qui consiste à : Couper les verticilles en petits morceaux et les placer dans des boîtes noires. Ensuite, nous pesons 0,100 g d'échantillon à l'aide d'une la balance de précision de marque Kern.



Figure 41 : La pesée de l'échantillon.

D'autre part nous avons préparé dans une éprouvette graduée 10 ml d'un mélange de 7,5 ml d'acétone et 2,5 ml d'éthanol. Nous avons mis l'échantillon dans la boîte noire et avons versé le contenu de l'éprouvette.



Figure 42 : Mélangé l'échantillon avec l'acétone et l'éthanol.

Après, les boîtes sont hermétiquement fermées et placées dans un sac noir puis dans un endroit sec, à l'obscurité pendant 48 heures.

Après 48 heures d'incubation, la chlorophylle est extraite (Figure 43). La lecture des densités optiques est réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Spectrum, à deux longueurs d'onde 663 et 645 nm après l'étalonnage de l'appareil avec la solution témoin éthanol-acétone, en utilisant des cuves en quartz.



Figure 43 : Extrait de chlorophylle dans une cuve en quartz.

Les teneurs en chlorophylle sont déterminés selon les formules de Witham et al, (1971) :

$$\text{Chl a (mg/100 mg MF)} = 12,7 \text{ DO}(663) - 2,5 \text{ DO}(645). V/(1000.W)$$

$$\text{Chl b (mg/100 mg MF)} = 22,9 \text{ DO}(663) - 4,68 \text{ DO}(663). V/(1000.W)$$

$$\text{Chltotale} = \text{Chl a} + \text{chl b}$$

Avec V= volume de chlorophylle extraite

W = poids de matière fraîche utilisée de l'échantillon qui est de 0,100 g.

Résultats et discussion

Les figures de ce chapitre affichent les teneurs en chlorophylles *a*, *b*, *a+b* et *a/b* des espèces considérées.

Tous les résultats montrent que la station témoin S1 révèle les teneurs les plus basses, alors que les stations S2 localisée à Ain Mimoune et S3 située à Ouled Yagoub, à proximités de l'usine de barytine, expriment les teneurs les plus élevées pour les deux espèces de conifères.

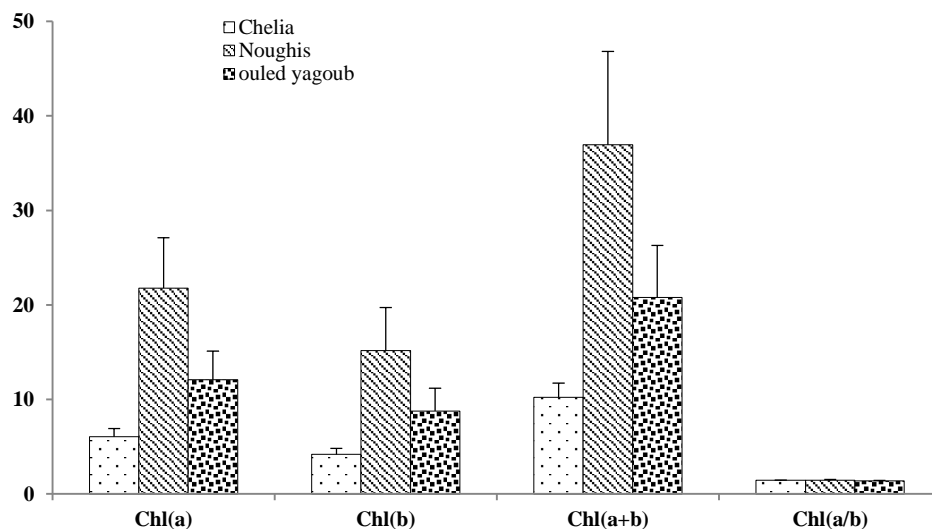


Figure 44 : Teneurs en chlorophylles chez le cèdre d'Atlas (*Cedrus atlantica* Man.).

D'après les résultats avancés sur les figures (44 et 45) on note que les plus faibles teneurs en chlorophylle ont été observées en station témoin (S1). Contrairement aux stations S2 et S3, au niveau desquelles, on enregistre une plus importante accumulation de la Chlorophylle totale.

Pour ces résineux, les teneurs en chlorophylle totale au niveau de la station témoin (S1) sont de $(10,24 \pm 1,49 \text{ mg/g MF})$ chez *Cedrus atlantica* Manetti; et $(26,42 \pm 1,21 \text{ mg/g MF})$ chez *Pinus halepensis*.

On observe une forte concentration en chlorophylle totale au niveau des deux autres stations S2 $(36,93 \pm 9,88 \text{ mg/g MF})$ chez *Cedrus atlantica* Manetti ; $(27,01 \pm 6,10 \text{ mg/g MF})$ chez *Pinus halepensis* Mill. et S3 $(20,8 \pm 5,48 \text{ mg/g MF})$ chez *Cedrus atlantica* Manetti ; $(23,89 \pm 2,81 \text{ g MF})$ chez *Pinus halepensis*.

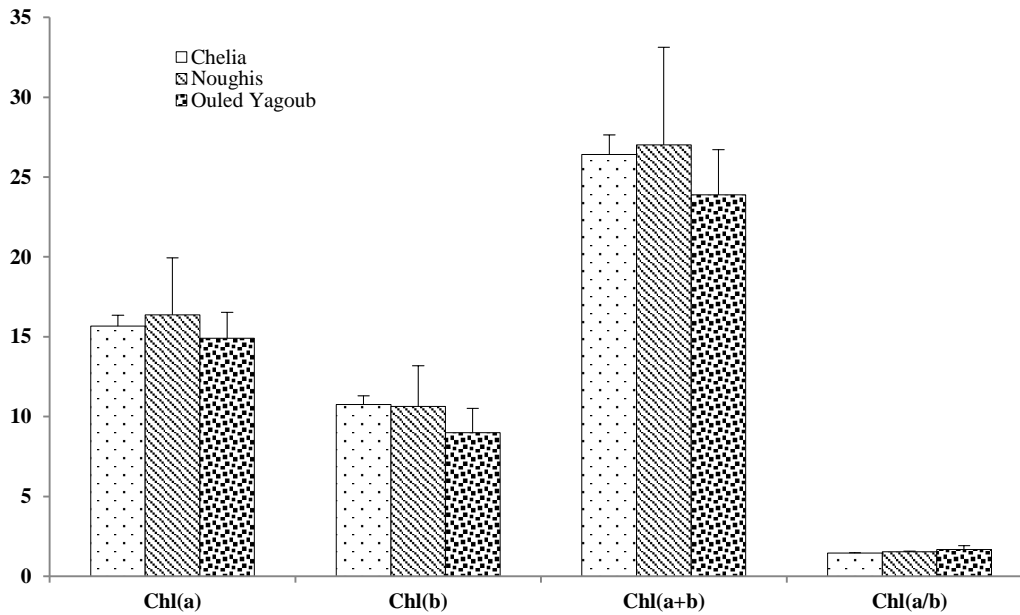


Figure 45 : Teneurs en chlorophylles chez le pin d'Alep (*Pinus halpensis* Mill.).

On a mentionné que les stations S2 et S3 sont proche a l'usine de barytine et malgré ça la teneur en chlorophylle dans les espèces considérées est très élevée par rapport au témoin qui est plus loin.

L'hypothèse proposée : Peut être que la barytine stimule la synthèse de la chlorophylle.

Les changements biochimiques dans les plantes suivent les tendances de la qualité de l'air ; donc les paramètres biochimiques semblent convenir comme marqueurs de pollution de l'air et peuvent être utilisés pour établir des cartes de qualité de l'air (Shyam et al., 2008).

La photosynthèse est le processus qui permet aux plantes de vivre en fabriquant leur propre nourriture et leur réserve d'énergie. Des échanges gazeux se produisent de façon continue lors du processus et les gaz échangés sont le dioxyde de carbone, l'oxygène et la vapeur d'eau. Les feuilles des plantes relâchent de la vapeur d'eau et de l'oxygène et absorbent du dioxyde de carbone (Wolverton, 1986).

La chlorophylle, qui donne la couleur verte aux feuilles, capte la lumière du soleil et la transforme en énergie nécessaire à la synthèse des substances absorbées (Laugier, 2009). Les plantes avec des teneurs en chlorophylle plus élevée sont capables de capter plus de lumière et

donc d'augmenter la photosynthèse. Ceci implique rectement la chlorophylle dans les processus de phytoremédiation et d'épuration de l'air.

Les échanges entre la plante et l'environnement se font grâce aux stomates et aux cuticules. Les stomates sont la partie de la feuille à l'intérieur desquelles ont lieu les échanges gazeux. Ce sont de petites ouvertures qui s'ouvrent et se ferment selon la quantité de lumière disponible, la concentration de dioxyde de carbone, le statut hydrique de la plante et la température (Hopkins, 2003).

Les stomates se retrouvent généralement sur la face inférieure des feuilles (Laugier, 2009). Sous des conditions de stress hydrique, les stomates se ferment afin de limiter les échanges de vapeurs d'eau et par conséquent les effets du dessèchement. Une augmentation de température, provoque, quant à elle, l'ouverture des stomates, mais ceci jusqu'à une certaine limite. Des températures trop élevées ferment les stomates pour minimiser les échanges gazeux (Hopkins, 2003).

En plus de participer aux échanges de dioxyde de carbone, d'oxygène et de vapeur d'eau, les stomates sont capables d'absorber d'autres substances présentes dans l'air ambiant (Wolverton, 1986), tels les polluants. Seuls les composés organiques très volatils (de faible structure moléculaire) comme le formaldéhyde, le benzène ou le toluène peuvent pénétrer les stomates (Laugier, 2009). Ils sont ensuite envoyés dans les racines où des microorganismes transforment les polluants en nourriture pour les plantes (Kobayashi et al., 2007).

La cuticule, quant à elle, est une fine couche cireuse qui protège la surface des feuilles. Les polluants composés de molécules plus lourdes et plus volumineuses, qui ne peuvent entrer par les stomates, restent sur les feuilles et sont synthétisés grâce à la cuticule (Laugier, 2009).

Les chlorophylles a et b, sont les plus importants des pigments assimilateurs, et sont donc pratiquement indispensables à la conversion de l'énergie lumineuse en énergie chimique stockée qui alimente la biosphère. De perspective physiologique, le contenu foliaire en Chlorophylles est donc un paramètre d'intérêt significatif en soi (Richardson et al., 2001).

Des microorganismes présents dans le terreau s'attachent aux racines des plantes. Certains sont des bactéries qui vivent en symbiose avec les racines de la plante et qui jouent un rôle de barrière

contre les éléments pouvant nuire au sol et qui participent à l'absorption des éléments nutritifs de la plante par les racines (Chaudet et Boixière-Asseray, 2010).

Des recherches démontrent que les microorganismes présents dans le terreau jouent un rôle important dans l'élimination des COV et que le rôle des plantes est plutôt d'établir et de maintenir la communauté microbienne (Orwell et al., 2006). Godish et Guindon (1989), cités par Orwell et al., (2006) ont exposé des plantes araignées (chlorophytum) au formaldéhyde dégagé par des panneaux de particules. Suite à une défoliation complète, l'élimination du formaldéhyde se produisait encore. Ils ont alors conclu que la dépollution était due à différents éléments du terreau tels que l'humidité du sol, les racines de la plante, la surface du sol, les microorganismes ou une combinaison de ces éléments (Orwell et al., 2006).

Les concentrations de pigments sont liées au stress des plantes (lumière solaire directe en excès, irradiation UV-B, basse température, stress hydrique, carences en azote etc.) et à la sénescence (Huang et al., 2015). La réponse sélective des feuilles aux poussières peut être utilisée pour la surveillance de la pollution atmosphérique (Prusty et al., 2005).

Selon Kobayashi et al., (2007), les plantes dégagent aussi de la vapeur d'eau par transpiration ce qui augmente le taux d'humidité de la pièce. Cette transpiration crée un courant de convection qui attire l'air pollué vers le terreau qui entoure les racines où des microorganismes décomposent les polluants pour en faire de la nourriture et de l'énergie (Kobayashi et al., 2007).

Chaque espèce de plante développe une communauté de microorganismes vivant en symbiose avec elle. La plante distribue aux microorganismes de 25 à 45% des produits de la photosynthèse pour leur survie (Wood et al., (2001/2002).

Dans les plantes, les polluants peuvent être soit emmagasinés ou décomposés selon leur composition et leur concentration. De plus, puisque les microorganismes augmentent dans le terreau avec le temps, les plantes deviennent de plus en plus efficaces dans leur processus de dépollution et maintiennent leur efficacité (La Roche, (2008) ; Wood et al., (2001/2002). Elles arrivent aussi à retirer de très faibles concentrations de Composés organiques volatiles (Wood et al., 2001/2002).

Les arbres jouent un rôle important dans l'amélioration de la qualité de la vie urbaine, en raison de la capacité d'interception de la matière dans l'atmosphère ; les plantes peuvent donc largement être utilisées comme indicateurs passifs de la pollution ou dans l'épuration de l'air (Shyam, 2008).

Les conifères sont souvent considérés comme meilleurs bioindicateurs temporaires d'une contamination de l'environnement car leur qualité de bois réduit le transfert latéral des polluants à travers les anneaux (Hireche, 2006).

Conclusion et Perspectives

I. Conclusion générale

Le développement industriel et socio-économique de l'Algérie n'a pas toujours tenu compte de son impact sur la qualité de l'environnement et sur la conservation des milieux et des ressources naturelles. Mais à partir des années 1990, cette lacune a été comblée par la définition et la mise en œuvre d'une politique de protection de l'environnement.

Au fil des années, la phytoremédiation s'est imposée comme une alternative attrayante ou un complément intéressant des techniques physicochimiques et biologiques dans la biosurveillance, la protection et la dépollution de l'environnement, notamment dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques, la dépollution de l'air et l'amélioration du cadre de vie dans le milieu urbain.

La phytoremédiation est une nouvelle technologie de nettoyage innovante pour le développement durable pour dépolluer l'eau contaminée, les sols, l'atmosphère, les cendres et scories, en utilisant des plantes en pleine croissance. De nombreuses recherches ont été appliquées et elles ont démontré que certaines espèces végétales ont un potentiel pour enlever, dégrader, métaboliser, ou immobiliser un large éventail de contaminants. La phytoremédiation est innovante, économique, écologique et est une approche pour l'enlèvement des polluants à partir de sites de déchets dangereux. Les applications de la phytoremédiation, dans nos conditions climatiques, sont positives et ceci après avoir la confirmation scientifique, le soutien du développement durable dans la réduction de la pollution et le nettoyage en place des lieux contaminés par des déchets est l'objet des recherches actuelles.

La présente étude nous a permis d'acquérir des informations importantes sur les conifères, les applications de la phytoremédiation de la pollution atmosphérique dans la wilaya de Khenchela, au niveau de la région Ouled yagoub et Chelia, ainsi que les espèces utilisées. Les résultats enregistrent la réponse des espèces et leurs capacités phytoremédiantes possibles, les contraintes d'application, et les propositions pour améliorer la situation.

En effet, on peut constater que l'application de la phytoremédiation de la pollution atmosphérique à travers l'utilisation des espaces verts connaît un grand retard, restant méconnues chez la majorité des acteurs du domaine est ignorées, où il est remarqué que le

Conclusion et Perspectives

terme phytoremédiation jamais figuré dans les textes législatifs ou les programmes de recherche.

En général, les plantes qui constituent les espaces verts restent tributaires de l'aspect esthétique ; ornemental, loisirs, et qui ne répond pas aux caractéristiques écologiques de chaque région et aux besoins de dépollution de l'environnement.

Conclusion et Perspectives

II. Perspectives de recherche

Cette étude ouvre les perspectives pour d'éventuelles recherches d'approfondissement du thème qui attirent l'attention de toutes les disciplines vu l'importance des biotechnologies notamment la phytoremédiation dans la protection des ressources naturelles, la vitalité et la nécessité de la valorisation des résultats de la recherches scientifique sur l'intérêt des ressources biologiques nationales dans la préservation de l'environnement, de la santé publique et du bien-être de l'humain.

Enfin, nous recommanderons aux responsables de l'environnement d'adopter et de développer les stratégies de phytoremédiation pour une meilleure protection des ressources naturelles, dans un contexte de développement durable, à travers les points suivants :

- La valorisation des résultats de la recherche scientifique dans le domaine et la formation du personnel impliqué dans la gestion de l'environnement sur les techniques de phytoremédiation.
- Accroître la superficie des espaces verts selon les normes internationales, notamment celle des forêts urbaines et des alignements routiers ;
- Bien entretenir les espaces verts actuels ;
- Détermination des sources de pollution (usines, foyers, trafic routier, etc.),
- Identification et quantification des polluants, en plus l'établissement des cartes de pollution atmosphérique de chaque région, afin de pouvoir rétablir la stratégie de phytoremédiation convenable ;
- Implication de la biotechnologie dans le domaine via l'utilisation des ressources végétales autochtones, endémiques de chaque région, capables d'accumuler et de dégrader les polluants atmosphériques voire réduire les nuisances visuelles et olfactives.

Références bibliographiques

Abdessemed K., (1981). Le Cèdre de l'Atlas dans les massifs de l'Aurès et du Belezma : Étude phytosociologique et problèmes de conservation et d'aménagement. Thèse Doctarat. Fac. S.t. Jérôme. Marseille. 202 p.

ADEME, (2013). La contamination des sols : une menace pour l'Homme et les écosystèmes. Sites pollués et sols. Rapport de travail.

ANDI., (2015). Invest in Algeria, Wilaya de kenchela.

Ali H., Ezzat K., Mohamed A.S., (2013). Phytoremediation of heavy metals, concept and application chemosphere 91, (7) : 869-881.

Alkorta I., Hernandez-Allica J., Becerril J., Amezaga I., Albizu I., Garbisu C., (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 3, 71–90.

Alloway B.J., (2004). Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. Land Contam Reclam 12:179–187.

Amirat Y., (2016). Analyse structurale de la cédraie en quelques points du Djurdjura nord-ouest (Thala-Guilef et Thabourth-El-Inser), 5-7p.

Arlery R., (1973). Climatologie méthode et pratique, Edition, Laois Jean, Paris, 432 p.

Arthur E.L., Rice P.J., Rice P.J., Anderson T.A., Baladi S.M., Henderson K.L.D., Coats J.R., (2005). Phytoremediation-an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24 : 109 – 122.

Azzaoui B., (2010). Etude comparative entre les propriétés physique de base du bois de pin d'Alep et de pin maritime (Tiaret, Algérie) ingénieur d'état en agronomie.

Bahri B., (2007). Contribution à l'étude de l'influence des facteurs édaphiques, orographiques et biologiques sur la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*. M) dans les monts des Ouled Yagoub. Thèse de Magister. Université Hadj Lakhdar, Batna.

Baladah F., (2012). Revalorisation des rejets barytiques issues des jigs et impact environnemental cas de la mine d'Ain Mimoun, kenchela. Mémoire de magister. Université Badji mokhtar annaba.

Barcelo J., Poschenrieder C., (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. Contrib. Sci. 2, 333–344.

Barona A., Aranguiz I., Elías A., (2001). Metal associations in soil before and after EDTA extractive decontamination: implications for the affections of further clean-up procedures. *Environmental Pollution*, 113, 79-85.

Ben Aroua A., Madani O., (2010). Ressource et essai de gestion intégrée des eaux dans la Wilaya de Kenchela. Mémoire de fin d'étude d'ingénieur. Institut de biologie centre universitaire Kenchela. 72 p.

Ben Salah M.K., (2009). Etude de quelques aspects bioécologiques du criquet pèlerin *Schistocerca gregaria* (Forsk., 1775) (*Orthoptera*, *Acrididae*) durant l'invasion 2004/2005 dans la région de Biskra. Mémoire de Magister. Agro. Inst. Nat. Agro. El Harrach, 149 p.

Références bibliographiques

- Bennett LE., Burkhead JL., Hale KL., (2003a). Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal contaminated, mine tailings. *J Environ Qual.* 32, 432- 440.
- Bneder, (2010). Etude de classement de la cédrie de Beni Oudjana et d'Ouled Yagoub en parc national.
- Boojar M.M.A., Goodarzi F., (2007). The copper tolerance strategies and the role of ant oxidative enzymes in three plant species grown on copper mine. *Chemosphere*, 67, 2138-2147.
- Boudy P., (1950). Economie forestière Nord-Africaine. Monographie et traitement des essences. Ed Larousse, Paris, pp 29 – 249.
- Boyajian GE. Carreira LH., (1997). Phytoremediation : A clean transition from laboratory to marketplace? *Nat Biotechnol.* 15(2), 127-128.
- Briat J.F., Lebrun, M., (1999). Plant responses to metal toxicity. *Plant biology and pathology*, 322, 43-54.
- Buchanan B.B., Gruissem W., Jones R.L., (2000). *Biochemistry and Molecular Biology of Plants*. Courier Companies, Inc., 843-845.
- Cabañero F.J., Carvajal M., (2007). Different cation stresses affect specifically osmotic root hydraulic conductance, involving aquaporins, ATPase and xylem loading of ions in *Capsicum annuum*, L. plants. *Journal of Plant Physiology*, 164, 1300-1310.
- Camus A., (1914). Les Cyprès (Genre *Cupressus*) : Monographie, systématique, biologie, culture et principaux usages. Ed. Paul Le chevalier. Paris, 106p.
- Carpenter D.O. (2006). Polychlorinated biphenyls (PCBs): routes of exposure and effects on human health. *Reviews on environmental health* 21(1): 1-24.
- Chafai C., (2016). Contribution à l'étude de la dynamique spatiale et de la biomasse du frêne dimorphe dans la cédraie d'Ouled Yagoub W. de Khenchela.
- Chagne D., (2004). Développement de marqueurs moléculaires chez le pin maritime (*Pinus pinaster* Ait.) et cartographie génétique comparée des conifères, thèse de doctorat en biologie forestière. Université Henri Poincaré, Nancy 1. 113p.
- Chaney R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J.M., (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 279-284.
- Chaudet G., Boixière, A. (2007). Les plantes dépolluantes. Purifier l'air de la maison ou du bureau avec des plantes. Rustica éditions.
http://www.plantairpur.fr/web2/upload_fich/plantes_depolluantes_web.pdf
- Chaumeil P., (2006). Plasticité moléculaire de deux écotypes de pin maritime soumis à un stress osmotique. Thèse de doctorat en biologie forestière. Université Henri Poincaré, NancyI. 268p
- Chiron S., Fernandez-Alba A., Rodriguez A., (2000). Pesticide chemical oxidation: State-of-the-art. *Water Res* (Oxford). 34, 366-377.

Références bibliographiques

- Clemens S., (2001). Developing tools for phytoremediation: towards a molecular understanding of plant metal tolerance and accumulation. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health* 14, 235–239.
- Clemens S., (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88, 1707-1719.
- Clemens S., Palmgren M.G., Krämer U., (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in plant science*, 7, 309-315.
- Cobbett C.S., (2000). Phytochelatins and Their Roles in Heavy Metal Detoxification. *Plant Physiology*, 123, 825-832.
- Courbet F., Lagacherie M., Marty P., Ladier J., Ripert C., Riou-Nivert P., Huard F., Amandier L. Paillassa É., (2012). Le cèdre en France face au changement climatique : bilan et recommandations. RMT AFORCE. 29p.
- Cunningham SD., Ow DW., (1996). Promises and prospects of phyto-remediation plant physiology 110 (3) : 715.
- Cunningham, SD; Berti, WR; Huang, JW., (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13, 393-397.
- Dajoz R., (1971). Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 434 p.
- Dajoz R., (1982). Précis d'écologie. Ed. Gauthier – Villars, 503 p.
- Dajoz R., (1985). Précis d'écologie. Ed. DUNOD, Paris, 505 p.
- Dercová, K., Makovníková, J., Barančíková, G., Nuffa, J., (2005). Bioremediácia toxických kovov kontaminujúcich vody a pôdy. *Chemické listy*, 99, 682-693.
- DPAT de la Wilaya de Khenchela., (2011). Monographie de la wilaya de Khenchela.
- Dos Santos M., Wenzel W., (2007). Cadmium and zinc accumulation in willow and poplar species grown on polluted soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 265- 272.
- Doty S.L., Shang Q.T., Wilson A.M., Moore A.L., Newman L.A., Strand S.E., (2007). Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian P450 2E1. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 97, 6287–6291.
- Dreux P., (1971). Recherches de terrain en autoécologie des Orthoptères. *Acrida*, vol 1 : 305–330.
- Dreux P., (1980). Précis d'écologie. Ed. Presses universitaires de France, Paris, 231 p.
- Dushenkov S., (2003). Trends in phytoremediation of radionuclides. *Plant and Soil* 249:167–175.
- Edwards A.L., (2003). Implementing Institutional Controls at Brownfields and Other Contaminated Sites, American Bar Association.
- Emberger L., (1938). Contribution à la connaissance des Cèdres et en particulier du Deodar et du Cèdre de l'Atlas p87.

Références bibliographiques

- Emberger L., (1955). Projet d'une classification géographique des climats. L'année de biologie, 3^e série, T.31 : 249- 255 pp.
- Emberger L., (1971). Travaux de botanique et écologie. Ed. Masson et cie, Paris, 520 p.
- Gan S., Lau EV., Ng HK., (2009). Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *J Hazard Mater.* 172, 532-549.
- Gardea-Torresdey J.L., Peralta-Videa J.R., Montes M., de la Rosa G., Corral-Diaz B., (2004). Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology*, 92, 229-235.
- Gausson H., Bagnouls F., (1957). Les climats biologiques et leur signification. *Ann. Géogr.*, (395) : 193-220 p.
- Gerhardt K.E., Huang X.D., Glick B.R., Greenberg B.M., (2009). Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science* 176 (1): 20-30.
- Heldt, H-W., (1997). *Plant Biochemistry and Molecular Biology*. Oxford University Press, 296-297.
- Hites R.A., foran G.A., Carpenter D.O., Hamilton M.S., Knuth B.A., (2004). Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science* 303(5655): 226-229.
- Hopkins W.G., (2003). *Physiologie végétale*, 1ère édition. De Boeck et Larcier s.a. 514p.
- Hornik M., Pipiska M., Maresova J., Augustin J., (2009). Uptake and Translocation of Metal Complexes in Vascular Plants. *Proceedings of 1st Conference on Biotechnology and Metals, Kosice, Slovakia*, 29-32.
- Johnston PA; Stringer RL., (1992). Unwanted pesticides-Options for disposal. *Pestic Outlook*. 31, 33-37.
- Joly D., (2007). *Information géographiques et climatologie*.
- Jones K.C., De Voogt P., (1999). Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* 100 (1): 209-221.
- JORA., (1983). Loi N°83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement.
- Kabata-Pendias A., (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*. Third Edition, CRC Press.
- Kadik B., (1987). Contribution à l'étude du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Algérie : Ecologie, dendrométrie, morphologie. pp : 181 – 206.
- Khaldoun L., (2015). Recherche phréatobiologique dans la région de Khenchela (Sud Est Algérien) : Qualité de l'eau des puits, biodiversité, écologie, et biogéographie des espèces stygobies. Thèse de doctorat. Larbi Ben Mhidi, Oum Bouaghi.

Références bibliographiques

- Kobayashi K.D., Kaufman A.J., Griffis J., McConnell J., (2007). Using Houseplants to Clean Indoor Air. College of Tropical Agriculture and Human Resources. Department of Tropical Plant and Soil Sciences. University of Guam.
- Kuiper I., Legendijk E.L., Bloemberg G.V., Lugtenberg B.J.J., (2004). Rhizo remediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Mol. Plant-Microbe Interact.* 17, 6–15.
- Kvesitadze G., Khatisashvili G., Sadunishvili T., Ramsden J.J., (2006). *Biochemical Mechanisms of Detoxification in Higher Plants*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Laleg A., (2017). Contribution à l'étude de la productivité du pin d'Alep dans la forêt de Zariffet (Wilaya de Telemcen). Mémoire de master en foresterie 32p.
- Laugier M-H. (2009). Mieux vivre avec les plantes dépolluantes. Éditions ESI: Paris, France.
- LeDuc DL., (2005). Norman terry phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *J Ind Microbiol Biotechnol.* 32, 514-520.
- Lewandowski I., Schmidt U., Londo M., (2006). The economic value of the phytoremediation function—assessed by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* ssp). *Agric Syst.* 89 (1), 68–89.
- Lieutaghi P., (2004). Le livre des Arbres, Arbuustes & Arbisseaux, ACTES SUD. 998 – 1002.
- Liu Z., He X., Chen W., (2009). Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyper accumulator—*Lonicera japonica* Thunb. *J Hazard Mat.* 169, 170- 175.
- Luo YM., (2009). Current Research and Development in Soil Remediation Technologies. *Prog Chem.* 21 (2-3), 558-565.
- Luster J; Menon M; Hermle S., (2008). Initial changes in refilled lysimeters built with metal polluted topsoil and acidic or calcareous subsoil as indicated by changes in drainage water composition. *Water Air Soil Pollut.* 8, 163-176.
- M'hirit O., Benzayne M., (2006). Le cèdre de l'atlas-mémoire du temps- p 43.
- Maatoug M., (1998). Evolution de quelques propriétés de base du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction de l'âge du peuplement.
- Madjour K., (2015). Régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) au niveau du Parc National du Djurdjura (Secteur de Tala-Guilef) 5p.
- Madrid F., Liphadzi M.S., Kirkham M.B., (2003). Heavy metal displacement in chelate-irrigated soil during phytoremediation. *Journal of Hydrology*, 272, 107-119.
- Manousaki E., Kalogerakis N., (2011). Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils. *Ind. Eng. Chem. Res.* 50, 656–660.
- McGrath SP; Zhao FJ; Lombi E., (2002). Phytoremediation of metals, metalloids and radio nuclides. *Adv Agron.* 75, 1-56.

Références bibliographiques

- Meagher RB., (2000). Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr Opin Plant Biol.* 3, 153-162.
- Memon AR., Schröder P., (2009). Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environ Sci Pollut Res.* 16, 162-175.
- Merkl N., Schultze-Kraft R., Infante C., (2004). Phytoremediation in the tropics—the effect of crude oil on the growth of tropical plants. *Bioremediation J* 8(3–4):177–184.
- Mesjasz-Przybylowicz J., Nakonieczny M., Migula P., Augustyniak M., Tarnawska M., Reimold W.U., Koeberl C., Przybylowicz W., Glowacka E., (2004). Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyper accumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biol. Cracov. Bot.* 46, 75–85.
- More D., White J., (2005). Encyclopédie des Arbres, plus de 1800 espèces et variétés du monde, flammariion. 230 – 231.
- Mori S., Uruguchi S., Ishikawa S., Araoa T., (2009). Xylem loading process is a critical factor in determining Cd accumulation in the shoots of *Solanum melongena* and *Solanum torvum*. *Environmental and Experimental Botany*, 67, 127-132.
- Mukhopadhyay S., Maiti S.K., (2010). Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *Global J. Environ. Res.* 4, 135–150.
- Naees M., Ali Q., Shahbaz M., Ali F., (2011). Role of rhizo bacteria in phytoremediation of heavy metals: an overview. *Int. Res. J. Plant Sci.* 2, 220– 232.
- Mulligan CN., Yong RN., Gibbs BF., (2001). Remediation technologies for metal contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Eng Geol.* 60, 193-207.
- Mutin L., (1977). La Mitidja, Décolonisation et espace géographique. Ed. Off. Pub. Univ., Alger, 607 p.
- Nahal I., (1962). Le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.). étude taxonomique, phytogéographique, écologique et sylvicole. *Ann. Eco. Natio. Des Eaux et forets.* 208 p.
- Orwell R.L., Wood R.A., Burchett M.D., Tarran J., Torpy F., (2006). The potted-plant microcosm substantially reduces indoor air VOC pollution: II. Laboratory study. University of Technology: Sydney, Australia.
- Padmavathiamma P.K., Li L.Y., (2007). Phytoremediation technology: hyper accumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184, 105–126.
- Paquin D., Ogoshi R., Campbell S., Li QX., (2002). Bench-scale phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated marine sediment with tropical plants. *Int J Phytoremediat* 4(4):297–313.
- Pasieczna A., Małecka J., Lipnicka T., (2003). Atlas of urban soils contamination in Poland. *PIG*, Warszawa.
- Pilon-Smits E., (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15–39.

Références bibliographiques

- Pollard A.J., Powell K.D., Harper F.A., Andrew J., Smith C., (2002). The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21: 539 – 566.
- Pulford I.D., Watson C., (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environ Int.* 29, 529-40.
- Quezel P., (1986). Les pins du groupe *Halepensis*. Ecologie, végétation, écophysiologie. CIHEAM – options méditerranéennes. 1 : 11 – 23.
- Rabhi M., Ferchichi S., Jouini J., Hamrouni M.H., Koyro H.-W., Ranieri A., Abdelly, C., Smaoui A., (2010). Phytodesalination of a salt-affected soil with the halophyte *Sesuvium portulacastrum* L. to arrange in advance the requirements for the successful growth of a glycophytic crop. *Bioresour. Technol.* 101, 6822–6828.
- Ramade F., (1984). *Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale.* Mac Graw-Hill, Paris. 397 p.
- Ramamurthy A.S., Memarian R., (2012). Phytoremediation of mixed soil contaminants. *Water Air Soil Pollut.* 223, 511–518.
- Raskin I., Nanda Kumar P.B.A., Dushenkov S., Salt D.E., (1994). Bioconcentration of Heavy Metals by Plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5, 3, 285-290.
- Rausser W.E., (1999). *Structure and Function of Metal Chelators Produced by Plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins* *Cell Biochemistry and Biophysics*, 31, 19-48.
- Ravindran K.C., Venkatesan K., Balakrishnan V., Chellappan K.P., Balasubramanian T., (2007). Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2661–2664.
- Reeves R.D., (2003). Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plant and Soil* 249 : 57–65.
- Römken P., Bouwman L., Japenga J., Draaisma C., (2002). Potentials and drawbacks of chelate enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution*, 116, 109-121.
- Salt D.E., Smith R.D., Raskin I., (1998). *Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 49, 643- 668.
- Schaaf W., Wecker B., Pan, T., (2004). Changes in top soil properties of forest soils in northeastern Germany due to long-term element accumulation. *Plant Soil.* 264: 85-95.
- Schnoor J.L., (1997). *Phytoremediation. Technology evaluation report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Iowa.*
- Sekara A., Poniedzialek M., Ciura J., Jedrzejczyk E., (2005). Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Pol. J. Environ. Stud.* 14, 509–516.
- Shi G., Cai Q., (2009). Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotech Advances.* 27, 555-561. Singh, S., (2012). Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. *Int. J. Gr. Herb. Chem.* 1, 133–139.

Références bibliographiques

Shyam S., Nath K., Singh D., (2008). Harmful effects of air pollutants in biochemical parameters of plants. *Research in Environment and Life Sciences*. 65 – 68.

Stewart P., (1969). Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. Quelques réflexions. *Bull. Doc. hist. natu. agro., El Harrach* : 24 – 25 P.

Storch D. (S.D.). *Phytoremediation of Atmospheric Pollution. The Effects of Plants on Indoor and Outdoor Air Pollution and Relevant Hot Topics*. Colorado State University. http://rydberg.biology.colostate.edu/Phytoremediation/2001/Diana_web/HOME.html

Taibi M., Ziani N., (2017). Effet de la contrainte thermique (hautes et basses températures) sur les jeunes plants du pin d'Alep (*pinus halepensis Mill.*) dans la région de M'sila. Mémoire de master, khenchela, 45P.

Takahashi M., Terada Y., Nakai I., Nakanishi H., Yoshimura E., Mori S., Nishizawa N.K., (2003). Role of Nicotianamine in the Intracellular Delivery of Metals and Plant Reproductive Development. *The Plant Cell*, 15, 1263-1280.

Tangahu BV., Abdullah SRS., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M., (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *Int J Chem Eng* 2011: Article ID 939161.

USEPA., (2000). *Introduction to phytoremediation*; EPA/600/R-99/107; Office of Research and Development: Cincinnati, OH, USA.

USEPA., (2001). *Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites, Ground water issue*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC

Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens, A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., Van der Lelie D., Mench M., (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 765–794.

Vishnoi S.R., Srivastava P.N., (2008). Phytoremediation-green for environmental clean. In: *The 12th World Lake Conference*, pp. 1016–1021.

Wang FY., Lin XG., Yin R., (2007). Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungus *Acaulospora mellea* decreases Cu phytoextraction by maize from Cu-contaminated soil. *Pedobiologia* 51:99–109.

Wilden R; Schaaf W; Huttl RF., (2001). Element budgets of two afforested mine sites after application of fertilizer and organic residues. *Ecol Eng.* 17, 253-273.

Williams L. E., Pittman J.K., Hall J.L., (2000). Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1465, 104-126.

Winge D.R., Jensen L.T., Srinivassan, Ch., (1998). Metal-ion regulation of gene expression in yeast. *Current Opinion in Chemical Biology*, 2, 216-221.

Wolverton B.C. (1986). Houseplants, indoor air pollutants and allergic reactions. NASA: Mississippi. http://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19930072972_1993072972.pdf

Références bibliographiques

- Wood R., Orwell R., Tarran J., Burchett M., (2001/02). Pot-plants really do clean indoor air. The Nursery Industry Levy. FAIH Plants and Environmental Quality Group, University of Technology: Sydney, Australia.
- Wu G., Kang H., Zhang X., Shao H., Chu L., Ruan C., (2010). A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *J. Hazard. Mater.* 174 : 1–8.
- Wu J., Hsu F.C., Cunningham S.D., (1999). Chelate-Assisted Pb Phytoextraction: Pb Availability, Uptake, and Translocation Constraints. *Environmental Science and Technology*, 33, 1898-1904.
- Wuana R.A., Okieimen F.E., (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology* 2011, 1–20.
- Yadav R., Arora P., Kumar S., Chaudhury A., (2010). Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology* 19, 1574–1588.
- Yang X., Feng Y., He Z., Stoffella P.J., (2005). Molecular mechanisms of heavy metal hyper accumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18, 339-353.
- Zacchini M., Pietrini F., Mugnozza G.S., Iori V., Pietrosanti L., Massacci A., (2009). Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air Soil Pollut.* 197 : 23–34.
- Zemirli Merouane., (2006). Contribution à l'étude écodendrométrique du *Cedrus atlantica* Manetti (cèdre de l'Atlas) dépéris dans le parc national de Theniet el Had (W Tissemsilt) Algérie. 10 – 12p.
- Zenk M.H., (1996). Heavy metal detoxification in higher plants – a review. *Gene* 179, 21-30.
- Zhang H., Jiang Y., He Z., Ma M., (2005). Cadmium accumulation and oxidative burst in garlic (*Allium sativum*). *Journal of Plant Physiology*, 162, 977-984.
- Zhao F.J., Hamon R.E., McLaughlin M.J., (2001). Root exudates of the hyper accumulator *Thlaspi caerulescens* do not enhance metal mobilization. *New Phytologist*, 151, 613-620.
- Zodrow J.J., (1999). Recent application of phytoremediation technologies remediation. N°2: 29-36.
- Zorrig W., Rabhi M., Ferchichi S., Smaoui A., Abdelly C., (2012). Phytodesalination : a solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *J. Arid Land Stud.* 22 : 299–302.

العنوان

استخدام الصنوبريات في علاج الغابات

الملخص

تم إجراء الدراسة في منطقة أولاد يعقوب ، نوغيس ، ويتم أخذ الشواهد في محطة شيليا بولاية خنشلة ، التي تركز على استخدام الصنوبريات في معالجة نباتات الغابات. الأنواع الموصى بها في هذه الدراسة هي أرز الأطلس والصنوبر الحلبي. أجرينا أخذ عينات من الإبر من هذين النوعين في المحطات الثلاث لتحليل محتوى اليخضور في مختبر معهد العلوم والطبيعة. تم العثور على تباينات تركيز بين محطة عينة الشواهد السليمة والمحطتين الأخرين اللتين تعتبران متأثرتين بغبار مصنع الباريت. كشفت النتائج عن ارتفاع تركيز اليخضور في محطتي أولاد يعقوب و نوغيس ، وهما قريبتان من معمل الباريت في منطقة عين ميمون. مقارنة بالمستويات في محطة شيليا البعيدة عن المصدر. لذلك ، على ما يبدو ، لا يؤثر الباريت سلباً على تخليق اليخضور في النوعين الموصى بهما ، الأرز والصنوبر ، كما أن محتوى اليخضور المرتفع يشجع على المعالجة النباتية وبالتالي الاستخدام النهائي لهذين النوعين في عملية علاج النبات.

الكلمات المفتاحية: خنشلة, معالجة بالنباتات, الارز الاطلسي , الصنوبر الحلبي, اليخضور, خنشلة.

Intitulé

L'utilisation des conifères dans la phytoremédiation des forêts

Résumé

L'étude est réalisée dans la région d'Ouled Yagoub, Noughis et les témoins sont prélevés au niveau de la station de Chélia, Wilaya de Khenchela, et qui est consacré à l'utilisation des conifères dans la phytoremédiation des forêts. Les espèces préconisées dans cette étude sont le cèdre d'Atlas et le pin d'Alep. Nous avons réalisé des prélèvements d'échantillons sur les aiguilles de ces deux espèces dans les trois stations pour analyser les teneurs en chlorophylle au niveau du laboratoire de l'institut des sciences de la nature et de la vie. Des variations de concentrations entre la station de prélèvement témoin saine et les deux autres stations considérées comme atteintes ont été trouvées. Les résultats ont révélé une importante concentration en chlorophylle dans les stations Ouled Yagoub et Noughis qui sont à proximité de l'usine de barytine dans la région d'Ain Mimoun par rapport aux teneurs dans la station de Chélia qui est plus loin de la source de baryte. Donc, apparemment, la baryte n'affecte pas négativement la synthèse de chlorophylle dans les deux espèces préconisées, cèdre et pin, et la teneur élevée de chlorophylle favorise la phytoremédiation et par la même, l'éventuelle utilisation de ces deux espèces dans le processus de phytoremédiation.

Mots clés : Khenchela, Phytoremédiation, *Cedrus atlantica*, *Pinus halepensis*, Chlorophylle.

The use of conifers in forest phytoremediation

The study is carried out in the region of Ouled Yagoub, Noughis and the controls are taken at the Chélia station, Wilaya de Khenchela, which focuses on the use of conifers in forest phytoremediation. The species recommended in this study are and *Cedrus atlantica* and *Pinus halepensis*. We carried out needle sampling of these two species at the three stations to analyze the chlorophyll contents at the laboratory of the Faculty of Nature Sciences and Life. Concentration variations between the healthy control sample station and the two other stations considered us affected by dust deposits have been found. The results revealed a high concentration of chlorophyll in the Ouled Yagoub and Noughis stations, which are close to the barite industry in the Ain Mimoun region compared to the levels in the Chelia station, which is farther away from the source of barite. So, apparently, barite does not negatively affect chlorophyll synthesis in the two recommended species, cedar and pine, and the high chlorophyll content promotes phytoremediation and thus the eventual use of these two species in the phytoremediation process.

Key Words: Khenchela, Phytoremediation, *Cedrus atlantica*, *Pinus halepensis*, Chlorophyll.



République Algérienne Démocratique et Populaire



Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

UNIVERSITE ABBAS LAGHROUR - KHENCHELA -

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

DEPARTEMENT DE L'ÉCOLOGIE ET L'ENVIRONNEMENT

Présenté par :

SAIDIA Safa

ZERDOUM Aziza

Intitulé

L'utilisation des conifères dans la phytoremédiation des forêts

Résumé

L'étude est réalisée dans la région d'Ouled Yagoub, Noughis et les témoins sont prélevés au niveau de la station de Chélia, Wilaya de Khenchela, et qui consacré à l'utilisation des conifères dans la phytoremédiation des forêts. Les espèces préconisées dans cette étude sont le cèdre d'Atlas et le pin d'Alep. Nous avons réalisé des prélèvements d'échantillons sur les aiguilles de ces deux espèces dans les trois stations pour analyser les teneurs en chlorophylle au niveau du laboratoire de l'institut des sciences de la nature et de la vie. Des variations des concentrations entre la station de prélèvement témoin saine et les deux autres stations considérées comme atteintes ont aient trouvées. Les résultats ont révélé une importante concentration en chlorophylle dans les stations Ouled Yagoub et Noughis qui sont à proximités de l'usine de barytine dans la région d'Ain Mimoun par rapport aux teneurs dans la station de Chélia qui est plus loin de la source de baryte. Donc, apparemment, la baryte n'affecte pas négativement la synthèse de chlorophylle dans les deux espèces préconisées, cèdre et pin, et la teneur élevée de chlorophylle favorise la phytoremédiation et par la même, l'éventuelle utilisation de ces deux espèces dans le processus de phytoremédiation.

Soutenu le : 07/07/2019

Jury de soutenance :

**MEZHOUD Amel
DELAA Yasmina
HAMADA Youcef**

**MAA
MCB
MAA**

**PRESIDENTE
ENCADREUR
EXAMINATEUR**

**Univ-Khenchela.
Univ-Khenchela.
Univ-Khenchela.**

Promotion : JUILLET 2019