

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : *Biotechnologies Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement*

Structure de Recherche : *Botanique et valorisation des ressources végétales et fongiques*

Discipline : *Sciences de l'Environnement*

Spécialité : *Ecophysiologie Végétale et Restauration des écosystèmes miniers*

Présentée et soutenue le 28/07/2023 par :

Meryem EL BERKAOUI

Etude de la flore locale pour la phytostabilisation d'une couverture à base des stériles phosphatés en vue de la réhabilitation de l'ancienne mine de Kettara (Région de Marrakech)

JURY

Mohamed TABYAOUI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Président
Lhou MAJIDI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Rapporteur/Examineur
Mohammed YACOUBI-KHBIZA	PES, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech	Rapporteur/ Examineur
Abdelaziz ABBAD	PES, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech	Rapporteur/ Examineur
Abderrakib ZAHID	PH, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat	Examineur
Ahmed EL ABOUDI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Directeur de Thèse

Année Universitaire : 2022/2023



DEDICACES

A ma très chère maman **SANBI Ratiba**

A mon très cher papa **EL BERKAOUI AHMED**

A mon très cher frère **Aymane** & A mes très adorables soeurs **Chaimae** & **Oumnia**

A tous mes professeurs à qui je dois tout respect et hommage d'avoir contribué à ma formation.

A mes ami(e)s

A tous ceux que ma réussite leur tient à cœur.

A tous ceux qui me sont chers

Je dédie ce travail

(Meryem)

REMERCIEMENTS

Je ne saurais commencer ce rapport sans remercier ALLAH le tout puissant, le tout miséricordieux, qui m'a donné Grâce et bénédiction pour mener à terme ce projet.

Le présent travail a été réalisé au centre de Biotechnologies Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement, Faculté des Sciences-Rabat, Université Mohammed V de Rabat.

Je remercie tout particulièrement Monsieur le Professeur **Najib BENDAOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur, chef de département de Biologie et directeur du laboratoire de physiologie et biotechnologie végétales de la Faculté des Sciences de Rabat, pour m'avoir orienté et encadré. Je tiens également à le remercier pour la confiance qu'il m'a accordée tout au long de cette thèse.

Un grand merci également à Monsieur le Professeur **Ahmed EL ABOUDI**, Professeur de l'Enseignement Supérieur, chef de département de Biologie de la Faculté des Sciences de Rabat, qui a remplacé mon directeur de thèse après son départ à la retraite, pour son aide et son soutien moral, sa présence au quotidien et nos discussions fructueuses.

J'exprime ici aussi toute ma gratitude à l'égard de Monsieur le Professeur **Mohamed TABYAOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur, vice Doyen chargé des Affaires Académiques et Pédagogiques de la Faculté des Sciences de Rabat, pour ses conseils, et d'avoir aimablement accepté de présider le jury de ce travail de thèse.

Je tiens à remercier également Monsieur le Professeur **Lhou MAJIDI**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat d'avoir aimablement accepté d'être rapporteur de ce travail de thèse et de faire partie de mon jury.

C'est avec un grand plaisir que j'adresse toute ma gratitude à Monsieur le **Professeur Mohammed YACOUBI-KHBIZA**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Semlalia de Marrakech d'avoir aimablement accepté d'être rapporteur de ce travail de thèse et de faire partie de mon jury.

J'exprime ma gratitude profonde à Monsieur le Professeur **Abdelaziz ABBAD**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Semlalia de Marrakech d'avoir aimablement accepté d'être rapporteur de ce travail de thèse et de faire partie de mon jury.

Je remercie également Monsieur le Professeur **Abderrakib ZAHID**, Professeur habilité à diriger des travaux de recherche à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II de Rabat pour avoir aimablement accepté d'examiner ce travail et de faire partie de mon jury.

Et merci à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet.

Merci également au ministère marocain de l'Enseignement supérieur (MESRSI) et au CNRST sous le numéro de subvention PPR/2015/64 et au centre de recherche REMINEX (MANAGEMENT) pour leur soutien dans les analyses chimiques.

RESUME

La mine abandonnée de Kettara, située près de Marrakech, au Maroc, est un site minier générateur du drainage minier acide (DMA). Un système de recouvrement hydrogéologique de type SR/SDR construit de déchets de phosphate a été mis en place pour éviter les infiltrations d'eau et la formation de DMA. Ce système de couverture doit être végétalisé avec des plantes appropriées pour assurer sa pérennité et permettre sa réintégration dans l'écosystème environnant.

L'objectif principal de cette thèse est la sélection de plantes pour la phytostabilisation de la couverture de phosphate prévue pour la stabilisation des rejets miniers du site Kettara. Il permettra ainsi de parachever le design de réhabilitation du site. Cette réhabilitation correspond à une nouvelle technique permettant de gérer deux types de rejets dotés chacun d'impacts distincts au service du développement durable. Ce travail a été considéré comme innovant par des pairs scientifiques, car il a un grand potentiel de développement.

Plusieurs espèces végétales indigènes ont été étudiées. Le choix des espèces végétales reposait principalement sur leur tolérance aux trace éléments contenus dans les déchets phosphatés, et leur faible capacité à transloquer ces métaux vers leurs parties aériennes afin de limiter le risque de transfert des polluants le long de la chaîne alimentaire.

Les plantes étudiées ont montré leur capacité à résister aux métaux lourds et pourraient donc être utilisées dans la phytostabilisation des phosphates, et également dans la réhabilitation des sites miniers de phosphate au Maroc.

Mots clés : Phytostabilisation, Phosphates, Développement durable, Réhabilitation, Métaux et métalloïdes.

ABSTRACT

The abandoned Kettara mine, located near Marrakech, Morocco, is an acid mine drainage (AMD) generating mine site. A hydrogeological cover system of SR/SDR type constructed of phosphate waste was built to avoid water infiltration and AMD formation. This cover system must be vegetated with appropriate plants to ensure its sustainability and allow its reintegration into the surrounding ecosystem.

The main objective of this thesis is the selection of plants for the phytostabilization of the phosphate cover planned for the stabilization of the Kettara mine wastes which will thus make it possible to finalize the design of the site's rehabilitation. This rehabilitation corresponds to a new technique allowing for the management of two types of waste, each with distinct impacts, in the service of sustainable development. This work has been considered innovative by scientific peers, as it has great potential for development.

Several native plant species were studied. The choice of plant species was based mainly on their tolerance to trace elements contained in phosphate wastes, and their low capacity to translocate these metals to their aerial parts in order to limit the risk of transfer of pollutants along the food chain.

The plants studied showed their ability to resist heavy metals contamination and could therefore be used in the phytostabilization of phosphates, and also in the rehabilitation of phosphate mining sites in Morocco.

Keywords: Phytostabilization, Phosphates, Sustainable development, Rehabilitation, Metals and metalloids.

PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES

Publications :

1. **El Berkaoui, M.**, El Adnani, M., Hakkou, R., Ouhammou, A., Bendaou, N. and Smouni, A., 2022. Assessment of the Transfer of Trace Metals to Spontaneous Plants on Abandoned Pyrrhotite Mine: Potential Application for Phytostabilization of Phosphate Wastes. *Plants*, 11(2), p.179.
2. **El Berkaoui, M.**, El Adnani, M., Hakkou, R., Ouhammou, A., Bendaou, N. and Smouni, A., 2021. Phytostabilization of Phosphate Mine Wastes Used as a Store-and-Release Cover to Control Acid Mine Drainage in a Semiarid Climate. *Plants*, 10(5), p.900.
3. Zine, H., Ait babahmad, R., **El Berkaoui, M.**, El Adnani, M., Hakkou, R., Smouni, A., Fahr, M., Bouab, N., El Faiz, A. and Ouhammou, A., 2018. Screening for native plant species potential revegetation of phosphatic clay applied as a cover to abandoned Kettara mine tailings Marrakech, Morocco. *Smetox Journal*, 1(1), pp.83-88.

Communications dans les congrès internationaux :

- **EL BERKAOUI M.**, Etude écophysiological de la flore locale pour la phytostabilisation d'une couverture à base des stériles phosphatés en vue de la réhabilitation de l'ancienne mine de Kettara (Région de Marrakech). International workshop « Best practices in biodiversity conservation and local livelihoods in Morocco ». 27-30 May 2015, Marrakech, Maroc.
- **EL BERKAOUI M.**, AKMIR A.M., GUITTONNY LARCHEVEQUE M., BENDAOU N., HAKKOU R., OUHAMMOU A., SMOUNI A. & EL ADNANI M.. Assessment of the transfer of trace metals to wild plants on abandoned Kettara mine site. 2^{ème} International Congress on the Management of the Mining Wastes and Post-Mining. 11-13 April 2016, Marrakech, Maroc.

-
- **EL BERKAOUI M.**, ZINE H., SMOUNI A., HAKKOU R., BENDAOU N., FAHR M., OUHAMMOU A., GUITTONNY LARCHEVEQUE M. & EL ADNANI M.. Assessement of the transfer of metals trace elements to spontaneous plants: potential application for phytostabilization of phosphate limestone wastes. 4^{ème} édition du SYMPHOS – Symposium International sur l’Innovation et la Technologie dans l’Industrie des Phosphates. 8-10 May, Benguerir, Maroc.
 - **EL BERKAOUI M.**, ZINE H., EL ADNANI M., SMOUNI A., HAKKOU R., BENDAOU N., FAHR M., OUHAMMOU A. & GUITTONNY LARCHEVEQUE M.. Assessement of trace metals transfer to spantaneous plants on abandoned Kettara mine site: potential application for phytostabilization of phosphates wastes. 2nd AMSR International Congress « Ambition of Sustainability in the Context of Territorial Complexity and the Society of Risks ». 11-12 October 2017, Rabat, Maroc.
 - **EL BERKAOUI M.**, ZINE H., GUITTONNY LARCHEVEQUE M., HAKKOU R., BENDAOU N., FAHR M., OUHAMMOU A., SMOUNI A. & EL ADNANI M.. Assessement of trace metals transfer to spantaneous plants on abandoned Kettara mine site: potential application for phytostabilization of phosphates wastes. Phosphate Days 2018 – International Conference for Research on Phosphates and Derivatives. 12-13 November 2018, Benguerir, Maroc.
 - **EL BERKAOUI M.**, ZINE H., TAIMOURYA H., GUITTONNY LARCHEVEQUE M., HAKKOU R., BENDAOU N., OUHAMMOU A., FAHR M., SMOUNI A. & EL ADNANI M.. Phytostabilization of phosphates wastes rocks using native species. 1^{er} Congrès International des Territoires Innovants. 26 Février – 01 Mars 2019, Essaouira, Maroc.

Liste des figures

Figure 1: Configuration proposée pour la restauration du site minier Kettara.....	4
Figure 2: Carte montrant les mines abandonnées les plus reconnus au Maroc (✳) (Oufline 2006)	9
Figure 3: Activités du cycle de vie d'une mine (Christmann et al. 2016)	12
Figure 4: Les principaux minéraux sulfureux (Aubertin <i>et al.</i> , 2016)	13
Figure 5: Les étapes de formation de DMA (d'après Kleinman et al. 1979).....	14
Figure 6: Les objectifs de développement durable (UN, 2021)	21
Figure 7: Les piliers de l'économie circulaire (Groupe OCP)	24
Figure 8: Situation de la mine de Kettara.....	28
Figure 9: Roches grossiers de stériles (a) Rejets miniers (b) (Hakkou et al.; 2008, 2009a) ...	29
Figure 10: Sulfure (c) minéraux secondaires (d) (Hakkou et al.; 2008, 2009a).....	29
Figure 11: Localisation de la recette VI de la mine de Gantour (✳✳) (Hakkou et al. 2009) ...	31
Figure 12: Essais en colonnes instrumentées (Bossé et al. 2013)	32
Figure 13: Schéma des parcelles expérimentales instrumentées (Bossé et al. 2013).....	32
Figure 14: Le recouvrement hydrogéologique de type SDR (Knidiri et al. 2015).....	33
Figure 15: Fréquences des familles d'Angiospermes de la mine abandonnée de Kettara.....	36
Figure 16: Localisation géographique du site minier de Kettara et localisation de la zone d'échantillonnage sur les résidus et les sols agricoles.	40
Figure 17: Localisation géographique du site minier de Kettara et localisation de la zone d'échantillonnage sur les cellules expérimentales.	41
Figure 18: Shéma de la culture hydroponique de <i>Peganum harmala</i> et <i>Hirshfeldia incana</i>	47
Figure 19: Corrélation entre la teneur totale (a) en Cu et (b) en Pb et ses fractions biodisponibles dans les résidus, et corrélation entre la teneur totale (c) en As et (d) en Cu et ses fractions biodisponibles dans les sols agricoles	62
Figure 20: Concentration de (a) Cr, (b) As, (c) Cd, (d) Co, (e) Cu, (f) Ni, (g) Pb, et (h) Zn dans les pousses et les racines (mg/kg de poids sec) des espèces poussant dans les résidus et dans le sol agricole de la mine abandonnée de Kettara	65
Figure 21: Plantes candidates pour la phytostabilisation des recouvrements de phosphate par ordre croissant d'accumulation dans les pousses des métaux Cd, Cr et Cu. Les concentrations dans les racines ont été affectées de valeurs négatives pour les besoins du tracé.....	84
Figure 22: Les pourcentages de germination de <i>Hirschfeldia incana</i> , <i>Peganum harmala</i> et <i>Vicia sativa</i>	89
Figure 23: Biomasse des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	92
Figure 24: Longueur des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	94
Figure 25: Surface foliaire des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	96
Figure 26: Chlorophylle a des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	99

Figure 27: Chlorophylle b des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	101
Figure 28: Anthocyane des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates	103
Figure 29: Longueur (a), biomasse (b), surface foliaire (c), chlorophylle a (d), chlorophylle b (e), anthocyane de l'espèce <i>Hirschfeldia incana</i>	110
Figure 30: Longueur (a), biomasse (b), surface foliaire (c), chlorophylle a (d), chlorophylle b (e), anthocyane de l'espèce <i>Peganum harmala</i>	113

Liste des photos

Photo 1: Le recouvrement hydrogéologique de type SR.....	31
Photo 2: Les étapes de construction du recouvrement hydrogéologique SDR (Knidiri et al. 2015).....	34
Photo 3: Méthode de récolte d'une espèce.....	39
Photo 4: Echantillon de végétaux placés entre journaux.....	39
Photo 5: Bloc chauffant.....	43
Photo 6: La culture hydroponique.....	48
Photo 7: La culture en pot (1) : La culture des espèces sous serre (2) : Une plantule (3) : Le dispositif expérimental	51

Liste des tableaux

Tableau 1: Composition chimique des résidus de calcaire phosphaté pour la recette VI (Hakkou et al. 2009, Bossé et al. 2013, Ouakibi et al. 2013).....	31
Tableau 2: Diversité taxonomique des espèces de la mine abandonnée de Kettara.....	36
Tableau 3: Formes de vie et spectres biologiques de la flore vasculaire de la mine de Kettara	36
Tableau 4: Les spectres biologiques et le rapport entre la hauteur totale et la hauteur du système racinaire des espèces les plus abondantes de la mine abandonnée de Kettara (écart type).....	37
Tableau 5: Liste des plantes collectées dans les déchets phosphatés du système de couverture testé à la mine de Kettara, avec leur taille et leur forme de vie.....	42
Tableau 6: La culture hydroponique de <i>Hirschfeldia incana</i> sous différentes concentrations de Cd et Cr.	49
Tableau 7: Concentrations totales et fractions mobiles et mobilisables des métaux et métalloïdes dans les sols rhizosphériques (moyenne \pm écart type, pour trois répétitions) en mg/kg et pH.	59
Tableau 8: Facteur de bioconcentration (BCF) et facteur de translocation (TF) des éléments traces dans les espèces échantillonnées dans les résidus et le sol agricole.	68
Tableau 9: Concentrations totales, fractions mobiles et mobilisables des métaux et métalloïdes dans les sols rhizosphériques (moyenne \pm SD, pour trois répétitions) en mg/kg, pH et indice de pollution des sols (IPs) (sans unité). Les données sur les fractions mobiles et mobilisables sont exprimées en pourcentages des différentes fractions par rapport au total dans les déchets de phosphate.....	93
Tableau 10: Concentration de métaux traces dans les racines (mg/kg de poids sec) des espèces poussant dans la couverture de déchets de phosphate à la mine abandonnée de Kettara (chaque valeur représente la moyenne \pm l'écart-type d'au moins 3 répétitions)	77
Tableau 11: Concentration de métaux traces dans les pousses (mg/kg de poids sec) des espèces végétales collectées poussant dans la couverture de déchets de phosphate dans la mine abandonnée de Kettara (chaque valeur représente la moyenne \pm l'écart-type d'au moins).....	78
Tableau 12: Facteur de bioconcentration (BCF) et facteur de translocation (TF) des éléments traces dans les espèces échantillonnées dans la couverture des déchets de phosphate	81

Liste des abréviations

Al : aluminium

As : arsenic

BCF : facteur de bioconcentration

BD : broughton et dillworth

BRPM : bureau de recherches et de participations minières

°C : degré Celsius (unité de la Température)

CaCl₂ : chlorure de calcium

Cd : cadmium

CdSO₄ : sulfate de cadmium

Chl a : chlorophylle a

Chl b : chlorophylle b

Co : cobalt

Cr : chrome

Cu : cuivre

DMA : drainage minier acide

EDTA : acide éthylènediaminetétraacétique

ET : écarts types

ETM : éléments traces métalliques

Fe : fer

GPS : système de positionnement global

HCl : acide chlorydrique

Hg : mercure

HNO₃ : acide nitrique

ICP-AES : spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif

IPs : indice de pollution des sols

K₂CrO₄ : chromate de potassium

Mn : manganèse

MS : murashige et Skooge

Ni : nickel

OCP : office Chérifien des Phosphates

ODD : objectifs du développement durable

OMS : organisation mondiale de la santé

ONEM : observatoire National de l'Environnement du Maroc

Pb : plomb

pH : potentiel hydrogène

PMP : probable Maximum Precipitation

PTFE : polytétrafluoroéthylène

SDR : store divert and release

SEPYK : société d'Exploitation de Pyrrhotine de Kettara

SR : store and release covers

TF : facteur de translocation

UN : united nations

Zn : zinc

Table des matières

DEDICACES.....	i
REMERCIEMENTS	ii
RESUME.....	iv
ABSTRACT.....	v
PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES.....	vi
LISTES DES FIGURES.....	viii
LISTE DES PHOTOS.....	x
LISTE TABLEAUX.....	xi
LISTE DES ABREVIATIONS.....	xii
INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I: ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
1. Problématique des sites miniers	8
1.1 Phase d'un projet minier.....	10
1.1.1 La phase d'exploitation et d'étude de faisabilité.....	10
1.1.2 La phase de la planification et de la construction	10
1.1.3 La phase de l'exploitation	10
1.1.4 La phase de la fermeture	11
1.2 Le drainage minier acide	12
2. Méthode de restauration des sites miniers.....	15

2.1 Contrôle du DMA.....	15
2.1.1 Enlèvement des sulfures.....	15
2.1.2 Barrières à l’oxygène.....	15
2.1.3 Recouvrements étanches et contrôle des infiltrations d’eau	16
2.2 Stabilisation des rejets miniers	17
2.2.1 Stabilisation physico-chimique	17
2.2.2 Phytoremédiation et phytostabilisation	18
3. La réhabilitation minière dans le cadre du développement durable et l’économie circulaire	20
3.1 Les objectifs du développement durable (ODDs).....	20
3.2 L’économie circulaire.....	22
4. La revégétalisation des sites miniers	24
4.1 Relation entre revégétalisation et phytorestauration	24
4.2 Avantages de la revégétalisation	25
CHAPITRE II: SITE D’ETUDE ET LES TRAVAUX DE REHABILITATION DANS LA MINE DE KETTARA.....	27
1. Présentation du site d’étude.....	28
2. Installation d’un recouvrement alternatif de type « Store and release »	30
3. Installation d’un recouvrement alternatif de type « Store – divert and release ».....	33
4. Etude des plantes vasculaires de la mine Kettara.....	35
CHAPITRE III: MATERIELS ET METHODES.....	38
1. Echantillonnages	39

1.1 Echantillonnage sur les résidus et les sols agricoles.....	40
1.2 Echantillonnage sur les phosphates.....	41
2. Caractérisation et analyses des échantillons.....	42
2.1. Caractérisation des échantillons de sols	42
2.1.1. Détermination du potentiel d'hydrogène (pH_{sol}).....	42
2.1.2. Indice de pollution du sol (IP_{sol}).....	42
2.1.3. Analyse des éléments trace métalliques dans les sols	43
a. Eléments trace métalliques totaux	43
b. Extraction simple des fractions phytodisponibles en éléments traces métalliques	44
1.b. Fraction mobile	44
2.b. Fraction mobilisable.....	44
2.2. Caractérisation des échantillons végétaux.....	44
2.2.1. Analyse des éléments traces métalliques dans les végétaux	44
2.2.2. Indices d'accumulation des éléments traces métalliques dans les végétaux	45
3. Culture des plantes	46
3.1. Cultures en hydroponie	46
3.2. Cultures en pot	49
3.3. Paramètres analytiques	51
3.3.1. Mesure de la biomasse moyenne de la partie aérienne et racinaire des plantes.....	51
3.3.2. Mesure de la longueur moyenne de la partie aérienne et racinaire des plantes.....	51
3.3.3. Mesure la surface foliaire des plantes	52
3.3.4. Dosage des chlorophylles a et b	52

3.3.5. Dosage des anthocyanes	52
4. Analyses statistiques	53
CHAPITRE IV: EVALUATION DU TAUX D'IMPREGNATION DES SUBSTRATS ET DES PLANTES SPONTANÉES SUR LA MINE ABANDONNÉE DE PYRRHOTINE	55
1. Introduction	56
2. Résultat et discussion	58
2.1 Contenu total et disponibilité des métaux et métalloïdes dans les sols	58
2.2 Accumulation de métaux dans les plantes.....	62
2.3 Potentiel de phytostabilisation des espèces végétales	65
3. Conclusion.....	69
CHAPITRE V: PHYTOSTABILISATION DES DÉCHETS DE PHOSPHATE UTILISÉ COMME COUVERTURE DE STORE-AND RELEASE POUR CONTRÔLER LE DRAINAGE MINIER ACIDE DANS UN CLIMAT SEMI-ARIDE	70
1. Introduction	71
2. Résultat et discussion	72
2.1 Accumulation de métaux dans les déchets de phosphate	72
2.2 Dépistage des espèces végétales indigènes dans les déchets de phosphate	74
2.3 Concentrations de métaux lourds dans les tissus végétaux	75
2.4 Facteur de translocation et facteur de bioaccumulation	80
2.5 Espèces végétales candidates à la phytostabilisation	82
3. Conclusion.....	85
CHAPITRE VI: ESSAIS EN POTS DE PLANTES INTÉRESSANTES À LA PHYTOSTABILISATION DES DÉCHETS DE PHOSPHATE	87

1. Introduction	88
2. Résultat et discussion	89
2.1 Germination et effet du type de sol sur la croissance des plantes	89
2.2 Changements de la chlorophylle et de l'anthocyane	97
3. Conclusion.....	104
CHAPITRE VII: EVALUATION DU NIVEAU DE TOLERANCE DE <i>HIRSCHFELDIA</i> <i>INCANA</i> ET <i>PEGANUM HARMALA</i> AUX CHROME ET CADMIUM	105
1. Introduction	106
2. Résultats-Discussion	107
2.1 Effet du stress métallique sur la croissance et le développement végétal	107
2.2 Effet du stress métallique sur la photosynthèse	114
3. Conclusion.....	116
CONCLUSION GENERALE & PERSPECTIVES.....	117
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	121
ANNEXE.....	143
ANNEXE 1	145
ANNEXE 2.....	145

INTRODUCTION GENERALE

Le secteur minier au Maroc est une composante essentielle de l'économie nationale. L'activité minière a connu un développement remarquable dans de nombreuses régions du Royaume grâce au contexte géologique favorable. Il existe environ 240 sites miniers au Maroc. Ces mines vont de l'exploitation minière souterraine à petite échelle produisant 100 tonnes par jour à l'exploitation à ciel ouvert à grande échelle produisant des milliers de tonnes de minerai par jour. Environ 200 mines abandonnées se trouvent au Maroc. Ces anciens sites miniers ont été abandonnés sans véritable plan de fermeture approprié et certains d'entre eux sont devenus une source de dommages environnementaux importants (Hakkou et al., 2009 ; Khalil et al. 2013).

Le Maroc est réputé pour ses exportations minières. Il occupe une position mondiale importante en tant que premier exportateur de phosphate, et le deuxième producteur de phosphate après la Chine et représente environ 73 % des réserves mondiales de roche phosphatée. Le pays représente également 1,4% de la production mondiale de cuivre. Le Maroc est le 17ème et le 11ème producteur d'argent et de cobalt avec respectivement 1,4 % et 1,8 % de la production mondiale. Le pays est également le troisième producteur mondial de barytine après la Chine et l'Inde et avec 11% de production mondiale (US Geological Survey 2011 ; OCP 2012).

Le site de Kettara fait partie des mines abandonnées du Maroc. Le minerai de pyrrhotite était utilisé dans la mine de Kettara comme source de soufre pour la fabrication de l'acide sulfurique utilisé par la société Maroc chimie, pour le traitement des phosphates et la production d'acide phosphorique et ses dérivés. Le drainage minier acide (DMA) est le résultat de l'abandon de la mine lié à l'exposition du gisement sulfuré à l'oxygène et à l'eau. Le lixiviat de ces sites (riche en sulfate, fer et métaux lourds solubles) a le potentiel de polluer les cours d'eau locaux ainsi que les eaux souterraines. L'oxydation des minéraux sulfurés dans les déchets et chantiers miniers peut continuer à libérer des éléments traces métalliques (ETM) dans l'environnement environnant pendant des décennies, voire des millénaires (Hakkou et al., 2008a, b).

Les transferts des ETM par lessivage latéral et par voies éoliennes, lorsque ces sites restent sans végétation, sont également une autre source de dispersion des contaminants vers les milieux adjacents non contaminés. Face à ces constats et suite à la sensibilisation du public aux enjeux environnementaux, il est devenu nécessaire de trouver des solutions à moindre coût pour réduire les risques liés à la pollution des sols par les ETM et d'envisager de reconquérir ces sites pollués pour les rediriger vers une zone en toute sécurité (Nordstrom et Alpers 1999 ; Pyatt et Grattan 2001).

Parmi les stratégies innovantes de dépollution, figure la phytostabilisation. Il s'agit d'une technique de l'utilisation de plantes tolérantes aux ETM pour prévenir l'érosion massive et réduire le transport aérien et la lixiviation des contaminants. La revégétalisation stabilise le site contaminé en établissant une culture de couverture qui empêche la dispersion des particules de sol contaminées par les ETM à travers l'érosion hydrique ou éolienne et réduit la mobilité et la disponibilité des ETM à travers les processus d'adsorption et de précipitation induits par la rhizosphère. Le choix des végétaux est un aspect des plus cruciaux des techniques de phytostabilisation des métaux. Idéalement, les plantes devraient développer un système racinaire étendu et une grande quantité de biomasse en présence de fortes concentrations d'ETM tout en maintenant la translocation de la racine à la pousse aussi faible que possible. En effet, pour être phytostabilisantes, les plantes ne doivent absorber que de petites quantités de métaux afin d'éviter tout transfert dans la chaîne alimentaire de la faune (EPA, 2000 ; Zhang et al., 2009 ; USEPA, 2000 ; Etim 2012 ; Alkorta et al. 2010).

En vue de la restauration du site Kettara, un recouvrement hydrogéologique de type SR 'store-and-release covers' à base de rejets calcaires phosphatés a été utilisé. Les systèmes alternatifs SR sont constitués de matériaux aux propriétés hydrogéologiques spécifiques. L'objectif est de favoriser le stockage de l'eau météorique pendant les périodes humides aussi que sa libération par des processus physiques d'évaporation durant les périodes sèches. Les phosphates utilisés

sont générés par la mine de Gantour exploitant les phosphates dans une région située non loin de la mine de Kettara (environ 30 km). Cependant, pour que cette couverture puisse remplir pleinement son rôle, d'autres exigences liées à la durabilité du système doivent également être respectées. En effet, outre les problèmes d'érosion, les performances à long terme du recouvrement peuvent en effet être affectées directement ou indirectement par les intrusions biologiques (creusage de terriers par des animaux ou racines des plantes). La végétation de la couverture phosphatée doit être étudiée afin de minimiser les problèmes associés à ces phénomènes (Bossé et al. 2013, 2015 ; Bussière et al. 2021). Cette végétation constituera un outil efficace et assez économique pour (a) stabiliser la couverture, (b) assurer sa pérennité et (c) réintégrer le site dans l'écosystème environnant. Cette phase est la dernière étape pour achever le plan de réhabilitation du site de Kettara. Le concept retenu pour la réhabilitation du site minier Kettara est schématisé dans la (Figure 1). Des plantes indigènes à faible développement racinaire seront utilisées pour assurer une couverture végétale au site.

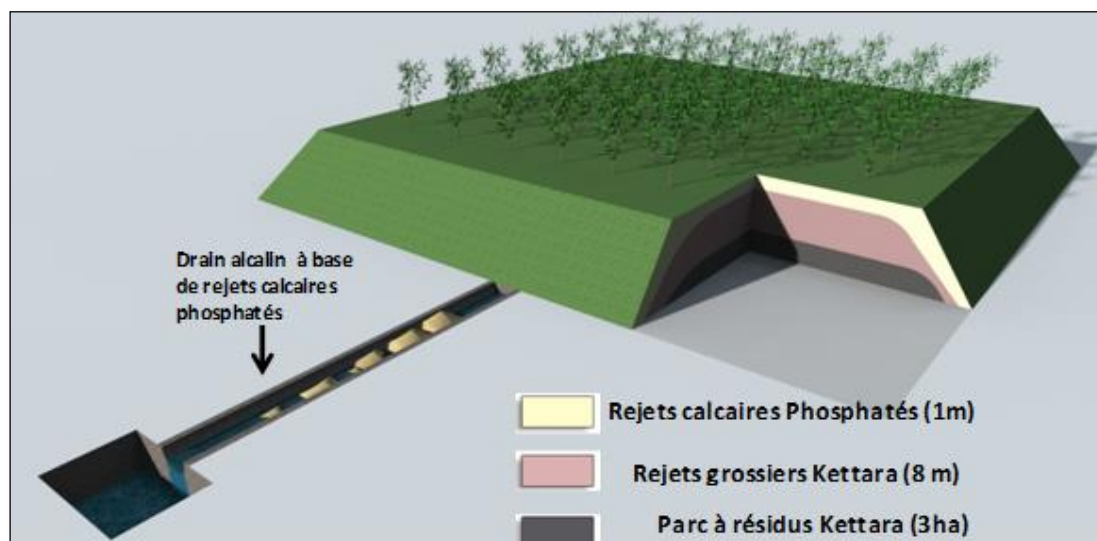


Figure 1: Configuration proposée pour la restauration du site minier Kettara

L'objectif principal de cette étude est de mettre en place, sur la couverture des rejets de Kettara, un peuplement végétal qui permettra la réintégration du site dans l'écosystème environnant et la restauration de la biodiversité associée. Cela comprendra l'identification des espèces appropriées et l'examen de leur capacité à croître dans certaines conditions de croissance. Cet objectif

cadre avec l'approche de protection environnementale, qui vise une réhabilitation écoresponsable des sites miniers exploités, tout en améliorant les conditions socioéconomiques des populations locales, tel que préconisée dans le cadre du programme Economie Circulaire du Group OCP en matière de réhabilitation des sites miniers au bénéfice de la communauté (Groupe OCP, 2019) et dans le cadre de l'Agenda 2030 des Nations Unies pour le développement durable pour prévenir la dispersion des polluants, stabiliser les surfaces, prévenir l'érosion et récupérer les sites miniers abandonnés (UN, 2021).

Cette étude destinée initialement pour le site Kettara, constituera une base solide pour la phytostabilisation des rejets pour d'autres sites miniers marocains ainsi que pour d'autres types de rejets.

Pour atteindre l'objectif de ce travail, la thèse se structura en cinq parties :

1. Evaluation du taux d'imprégnation des substrats et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrhotine

Dans cette partie, l'objectif est d'évaluer la phytodisponibilité et la mobilité des métaux et des métalloïdes à la fois par des procédures d'extraction chimique et par l'analyse du transfert de métaux dans les pousses et les racines des plantes poussant dans la zone du site minier de Kettara. Cette caractérisation visait à identifier les espèces végétales pouvant être utilisées dans la phytostabilisation de la couverture de déchets phosphatés de la mine de Kettara, et également dans les programmes de phytostabilisation des plantes sur les sites miniers.

2. Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

Dans cette partie, l'objectif est de définir une procédure de sélection parmi les plantes poussant sur les déchets phosphatés en fonction de leur capacité d'absorption des métaux et métalloïdes

dans leur système racinaire, permettant ainsi la phytostabilisation des recouvrements phosphatés. Ces résultats peuvent être utilisés également pour la réhabilitation d'autres haldes à stériles de l'exploitation du phosphate qui occupent de vastes superficies au Maroc.

3. Essais en pots de plantes intéressante à la phytostabilisation des stériles de phosphate

Cette étude vise à comparer des espèces indigènes cultivées sur un sol contaminé (stériles de phosphate) avec des témoins cultivés sur un sol non contaminé (tourbe et sol agricole), pour déterminer les effets phytotoxiques sur *Vicia sativa*, *Peganum harmala*, *Hirschfeldia incana*, et *Colocynthis vulgaris* afin d'évaluer leur applicabilité pour la stabilisation des déchets de phosphate.

4. Evaluation du niveau de tolérance de *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux chrome et cadmium

Dans cette partie, des cultures en solution hydroponique ont été utilisées pour tester les capacités de tolérance des espèces *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux Cr et Cd et les mécanismes qu'elles mettent en jeu pour supporter cette contrainte, afin d'assurer leur efficacité dans phytostabilisation des phosphates.

CHAPITRE I :

ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Problématique des sites miniers

Un site minier est un endroit où des minéraux de valeur commerciale sont extraits. La matière résiduelle est déposée dans les zones d'entreposage sous forme concassée (stériles miniers) ou broyée (rejets de concentrateur). La texture des rejets de concentrateur est fine, inférieure à 80 μm , dues au broyage des particules, qui est généralement indispensable pour libérer les minéraux que l'on souhaite récupérer. Les résidus sont composés de matériaux hautement perméables et grossiers dont la porosité et la granulométrie in situ est variables. Ces matières contiennent souvent des minéraux sulfureux qui sont des générateurs potentiels de DMA. En effet, les sulfures stériles (comme la pyrite, pyrrhotite, arsénopyrite, ...) et les sulfures de valeurs résiduelles (chalcopyrite, galène,...) sont capable de s'oxyder pour produire de l'acidité, des métaux plus moins soluble et des anions (sulfates, arséniates, etc.). Ces rejets sont gérés de manière spécifique en fonction des particularités du site, les propriétés des déchets et les caractéristiques de l'exploitation minière. L'impact environnemental varie en fonction de la composition et des propriétés des matériaux traités (Aubertin et al., 2016).

La mise en place d'un projet minier est susceptible d'engendrer de nombreux impacts directs sur l'environnement, et ce, quel que soit le minerai exploité. De plus, les fermetures de sites peuvent avoir des conséquences indirectes si des mesures préventives ne sont pas prévues.

Au Maroc, diverses dispositions légales législatives permettent de garantir la protection de l'environnement. Un certain nombre de mines ont été abandonnés sans réhabilitation puisque d'après le Dahir (décret royal) du 14 avril 1951 et conformément au texte législatif relatif à la réhabilitation des sites miniers, les opérateurs ne sont pas obligés de réhabiliter un site à la fin des opérations et de faire face aux conséquences d'activités pouvant compromettre la sécurité du public et la santé ou mettre en danger l'intégrité de l'environnement ou d'altérer les caractéristiques fondamentales de l'environnement (Babi 2011).

Le secteur de l'industrie minière au Maroc présente une grande variété de structures géologiques, notamment connue par ses concentrations de nombreux matériaux minéraux. La diversité des matériaux exploités et leur valeur (métaux précieux, métaux de base, minéraux industriels, roches et phosphates) ont joué un rôle essentiel dans l'économie nationale. Les principaux produits miniers actuellement extraits sont : plomb, phosphate, charbon, gypse, argent, or, cuivre, antimoine, zinc, mica, cobalt, manganèse, fer, barytine, sel, argile et fluorine.

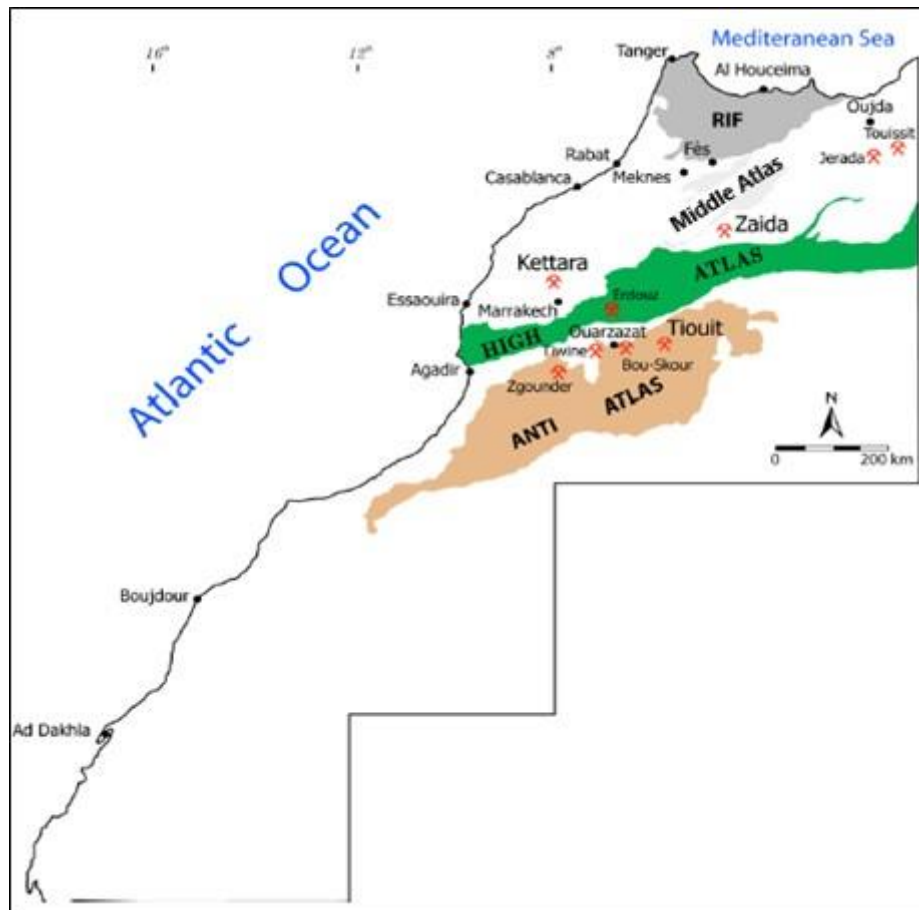


Figure 2: Carte montrant les mines abandonnées les plus reconnus au Maroc (*) (Oufline 2006)

Après la fermeture des mines, une grande quantité de résidus et de stériles sur le site sans aucun travail de réparation et de réhabilitation prévu n'a été entrepris. Ces rejets peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement.

De nombreuses minéralisations de métaux (argent, zinc, plomb et cuivre) ont été identifiées dans la province de Marrakech, avec environ 33 mines exploitées (Oufline 2006). Les plus importants des sites abandonnés sont les sites de Sidi Bou Othmane (Zn et Pb) et de Kettara

(pyrrhotite) (Figure 2) sur le massif des Jebilet, et Goundafa (Zn, Cu et Pb), d'Ardouz (Zn et Pb) et Azegour (Mo, Cu, U et W) sur le versant Nord du Haut Atlas de Marrakech. En outre, il existe une dizaine de mines de barytine dans le Haut Atlas (mines de Adouz, Tafga, Tichka et de Seksaoua). La majorité de ces mines ont été fermées au fil des ans. Une grande quantité de résidus (environ 5 millions de tonnes) composée de roches stériles et de résidus, abandonnées sans réhabilitation (Oufline 2006).

1.1 Phase d'un projet minier

Un projet minier comporte différentes étapes, depuis le début de la prospection minérale jusqu'à la fermeture de la mine. La Figure 3 représente les phases typiques d'un projet minier (Christmann et al. 2016).

1.1.1 La phase d'exploitation et d'étude de faisabilité

Un projet minier ne peut démarrer que lorsque l'extension et la valeur du gisement de minerai sont connues. Les informations sur la localisation et la valeur des dépôts de minerai sont obtenues lors de la phase de prospection, y compris la localisation des anomalies minérales, l'échantillonnage, la découverte, la reconnaissance et la décision quant à la faisabilité économique du projet minier.

1.1.2 La phase de la planification et de la construction

La planification comprend celles de la mine, les aspects environnementaux et sociaux, la fermeture et la réception de divers permis environnementaux et autres. La construction est principalement associée au défrichage, au décapage et à l'excavation à l'aide d'explosifs et d'infrastructures.

1.1.3 La phase de l'exploitation

Une fois que la compagnie minière a construit des routes d'accès et fourni les zones de campement pour loger le personnel et stocker l'équipement, les opérations minières peuvent commencer. Tous les types d'opérations minières ont un aspect commun : l'extraction des métaux du sol

et la concentration (ou enrichissement). Les projets miniers proposés varient considérablement par les méthodes proposées pour la concentration des minerais métalliques et l'extraction.

Dans la plupart des cas, les minerais métalliques sont piégés sous une roche ordinaire ou une couche de sol (appelée « débris de roche » ou « mort-terrain ») et doivent être déplacés ou excavés pour accéder au gisement.

Cette phase inclut également la gestion des eaux usées et des résidus ainsi que la restauration progressive du site.

1.1.4 La phase de la fermeture

Lorsque l'exploitation minière active cesse, les installations et les sites miniers sont fermés et réhabilités. L'objectif du plan de fermeture et de réhabilitation d'un site minier doit toujours viser à restaurer le site à une condition qui ressemble le plus possible à la condition d'avant exploitation. Les mines, connues pour leur énorme impact sur l'environnement, n'ont produit ces impacts que pendant la phase de fermeture, lorsque les travaux miniers ont cessé. Ces impacts peuvent durer pendant des décennies voire des siècles. Les plans de fermeture et de réhabilitation des mines doivent décrire une méthode de restauration du site d'une manière qui ressemble le plus possible à la condition environnementale d'avant exploitation, afin d'éviter la libération des contaminants toxiques provenant de diverses installations minières.

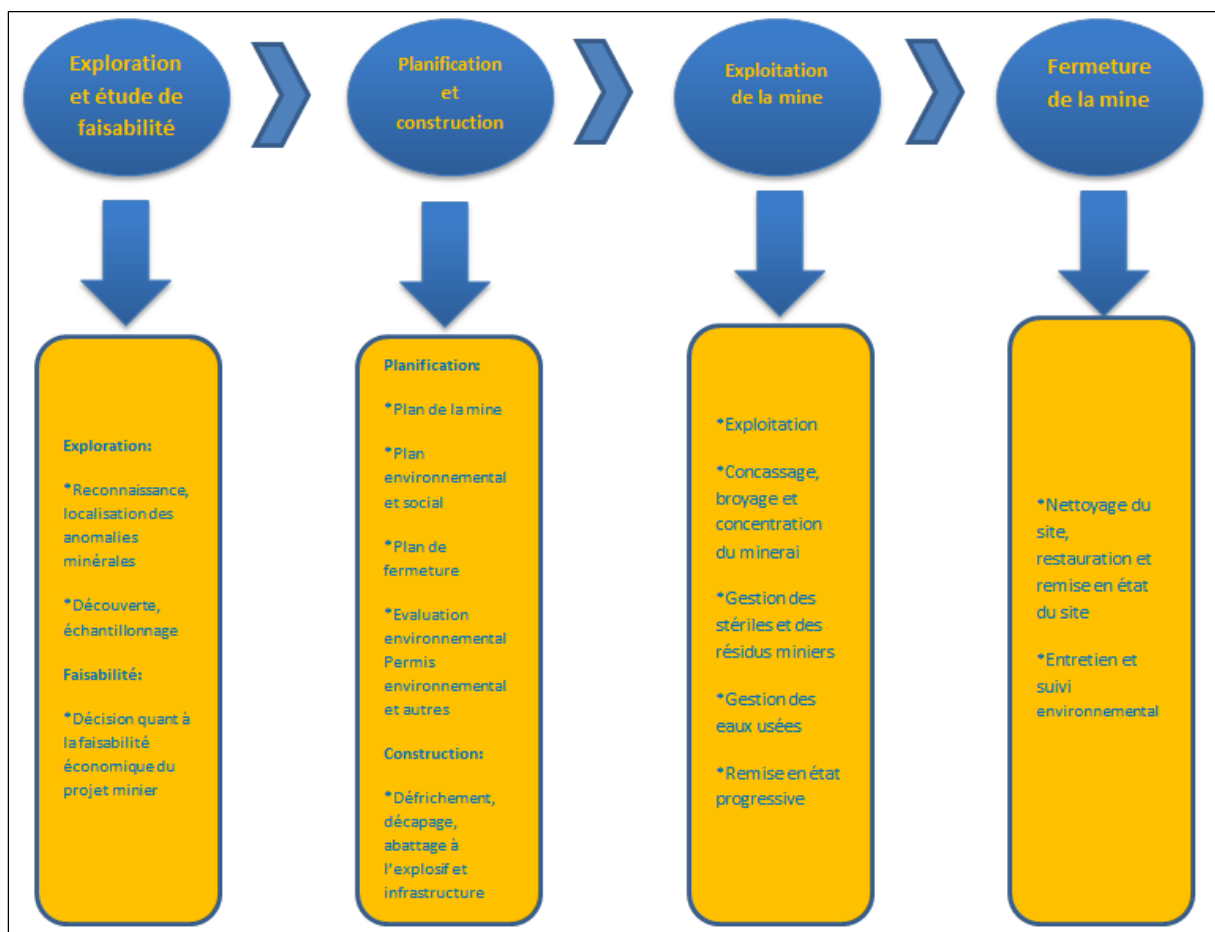


Figure 3: Activités du cycle de vie d'une mine (Christmann et al. 2016)

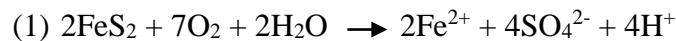
1.2 Le drainage minier acide

Le problème de la pollution des sites miniers actifs ou abandonnés est principalement dû au phénomène de DMA. Le DMA retrouve couramment dans les minerais des mines des minéraux sulfureux (Figure 4). Il se forme naturellement en présence de minéraux sulfureux dans des roches comme la pyrrhotite et la pyrite sont exposés à l'air et à l'eau. L'oxydation naturelle (biologique, électrochimique ou chimique) libère des ions H^+ , acidifiant l'eau. Ce phénomène favorise la dissolution de différents éléments qui deviennent plus solubles à un pH plus bas. Cette acidité, associée à la présence de polluants potentiellement toxiques tels que différents métaux lourds (Cu, Cd, Hg, Ni, Ta, Zn, Pb, Co, As, Fe, Mn, Al, etc.), peut engendrer des impacts négatifs sur les écosystèmes recevant des effluents contaminés (Aubertin et al., 2016).

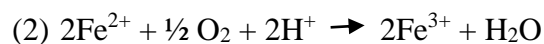
Fe	Greigite	Fe ₃ S ₄	Cu	Bornite	Cu ₃ FeS ₄
	Marcassite	FeS ₂		Chalcopyrite	CuFeS ₂
	Pyrite	FeS ₂		Chalcocite	Cu ₂ S
	Pyrrhotite	Fe _(1-x) S		Covellite	CuS
	Troilite	FeS		Cubanite	CuFe ₂ S ₃
Ni	Pentlandite	(Fe,Ni) ₉ S ₈	Zn	Énergite	Cu ₃ AsS ₄
	Millérite	NiS		Tennantite	Cu ₂ As ₂ S ₁₃
	Violarite	FeNi ₂ S ₄	Sphalérite	ZnS	
Pb Mo Sb	Galène	PbS	Co Cd Hg	Wurtzite	ZnS
	Molybdénite	MoS ₂		Cobaltite	CoAsS
	Stibnite	Sb ₂ S ₃	Linnaeite	Co ₃ S ₄	
As	Arsénopyrite	FeAsS	Mn	Greenockite	CdS
	Orpiment	As ₂ S ₃		Cinabre	HgS
	Proustite	Ag ₃ AsS ₃		Alabandite	MnS
	Réalgar	AsS	Hauerite	MnS ₂	

Figure 4: Les principaux minéraux sulfureux (Aubertin *et al.*, 2016)

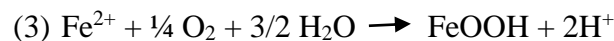
La production du fer ferreux (Fe²⁺), des sulfates (SO₄²⁻), et de l'acidité (H⁺) par l'oxydation directe de la pyrite (FeS₂) par l'oxygène dans la première étape :



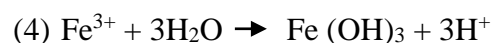
Le fer ferreux est oxydé en fer ferrique (Fe³⁺) dans une deuxième étape :



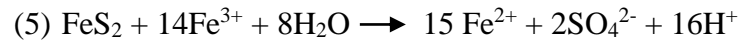
Le fer ferreux (Fe²⁺) peut également être oxydé en hydroxyde de fer (FeOOH), cette réaction produit de l'acidité :



A un pH > 4, le Fe³⁺ est précipité sous forme d'hydroxyde ferrique (Fe(OH)₃), ce qui augmente l'acidité produite :



Si le $\text{pH} < 4$, le fer ferrique (Fe^{3+}) peut rester soluble et oxyder indirectement la pyrite (sans la présence de l'oxygène), cette réaction produit plus d'acide dans l'environnement :



Habituellement l'oxydation directe par l'oxygène (Réaction 1) se produit à un pH près de la neutralité ($5 < \text{pH} < 7$) alors que l'oxydation indirecte (Réaction 5) prédomine à un plus bas pH ($\text{pH} < 4$) (e.g. Aubertin et al., 2016). Ces équations montrent que l'oxydation de 1 mole de pyrite génère 2 moles d'acide sulfurique dans des conditions normales.

En résumé, à faible pH, l'oxygène n'est pas nécessaire pour la génération de DMA jusqu'à ce que le ferrique soit épuisé (Figure 5).

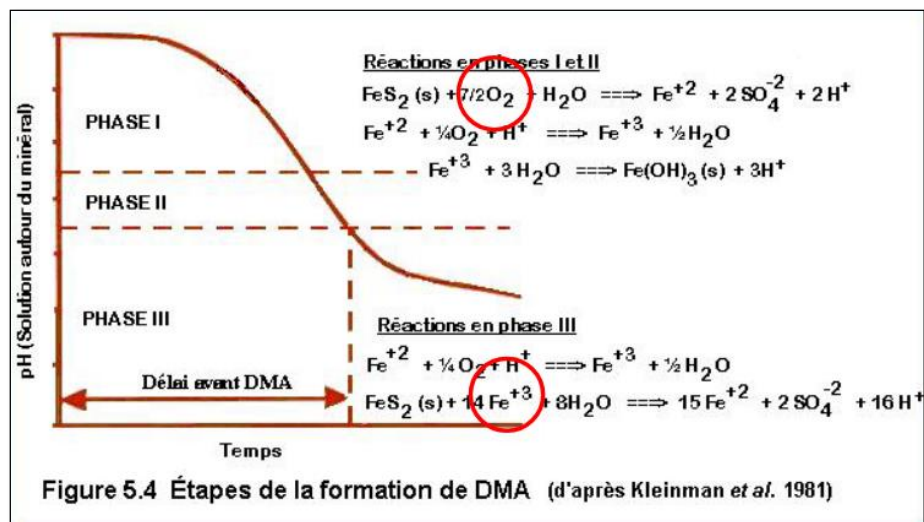


Figure 5: Les étapes de formation de DMA (d'après Kleinman et al. 1979)

Un autre phénomène intervient dans la génération de DMA est l'effet bactériologique. Selon des auteurs (SRK, 1991; Singer et Stumm, 1970), les processus d'oxydation directe peuvent être catalysés de 10 à 100 000 fois par diverses bactéries (e.g. thiobacillus ferrooxidans) lors d'un contact direct avec les sulfures. Les actions de ces bactéries sont plus marquées à un pH relativement bas (environ à $\text{pH} \leq 3,5$).

2. Méthode de restauration des sites miniers

2.1 Contrôle du DMA

Lorsque des rejets sont déterminés comme susceptibles de générer du DMA, il est essentiel de limiter leur impact sur l'environnement. Une façon d'atteindre cet objectif est de contrôler la génération de DMA visant à inhiber les réactions d'oxydation des sulfures à la source. Les méthodes visant à réduire, ou d'éliminer la présence d'eau, de sulfures, ou de l'oxygène atmosphérique à des niveaux très faibles. Ces trois éléments sont les principaux composants de la réaction d'oxydation conduisant au DMA. La production de polluants peut être réduite à des niveaux très bas à travers d'un ou de plusieurs de ces éléments.

2.1.1 Enlèvement des sulfures

Le DMA est formé par la présence de minéraux de sulfure dans les résidus miniers. Si des quantités suffisantes de sulfure sont éliminées des déchets de l'usine de concentration du minerai, la quantité de DMA du matériau désulfuré sera négligeable.

Des techniques de concentration comme la flottation ou des méthodes gravimétriques sont utilisées pour séparer les sulfures présents dans les résidus (Bussière et al., 1995, 1998a ; Humber, 1995 ; McLaughlin et Stuparyk, 1994). Cette technique est plus adaptée aux sites en cours d'exploitation mais dans le cas très particulier des sites abandonnés, le recyclage des déchets du concentrateur peut être un choix.

2.1.2 Barrières à l'oxygène

L'oxygène est l'un des réactants du processus conduisant à la formation de DMA. Dans un climat humide comme le cas de Québec, réduire de l'apport d'oxygène est la méthode la plus efficace pour prévenir la génération de déchets miniers (SRK, 1989). Un recouvrement à très faible perméabilité au gaz ou à consommation d'oxygène peut être installée pour limiter suffisamment l'apport d'oxygène à une production d'acide négligeable. L'eau, le sol, les matériaux synthétiques et les associations de ces derniers pourraient être utilisés pour créer des couvertures à

faible perméabilité aux gaz, tandis que les matériaux organiques soient généralement utilisés comme composants des couvertures consommant de l'oxygène (MEND, 2001 ; Aubertin et al., 2002a).

2.1.3 Recouvrements étanches et contrôle des infiltrations d'eau

L'eau est l'un des principaux réactifs dans la formation de l'acide sulfurique. En excluant l'apport d'eau au résidu de sulfure, la production d'AMD peut être réduite ou même éliminée. Pour ce faire, nous devons construire une barrière à faible perméabilité qui empêche les eaux souterraines et de surface de pénétrer. Ces barrières peuvent être constituées de matériaux synthétiques peu perméables ou de sols à faibles conductivités hydrauliques (Aubertin et al. 1995 ; Aubertin et Chapuis, 1991 ; Koerner, 1993, 1994 ; Oakley, 1987 ; Daniel et Koerner, 1993).

Pour limiter l'infiltration d'eau plutôt que l'infiltration d'oxygène, des couvertures à effets barrière capillaire ont été proposées dans un climat semi-aride et un les climats aride (Morris et Stormont, 1998 ; Williams et al., 2006 ; Morel-Seytoux, 1994 ; Ross, 1990 ; Fayer et al., 1992).

Pour ce genre de couverture, de type décharge (store and release) et emmagasinement (ou stockage), les couches de rétention d'eau doivent être exposés aux conditions extérieures afin qu'elles s'évaporent et perdent le plus d'eau possible pendant la saison sèche.

Lorsqu'il pleut, la couche de matériaux à granulométrie fine stocke le nouvel apport d'eau jusqu'à la prochaine période d'évaporation, afin d'empêcher la percolation. En outre, en inclinant la surface de couverture, l'efficacité est améliorée en contrôlant l'écoulement latéral le long de l'interface entre les matériaux grossiers et fins. Dans de tels cas, la couverture est de type emmagasinement, décharge (store divert and release) et déviation (Bussière et al. 1998b, 2003 ; Zhan et al., 2001).

2.2 Stabilisation des rejets miniers

2.2.1 Stabilisation physico-chimique

La stabilisation physico-chimique est une méthode utilisée notamment pour traiter des sols, des boues ou des sédiments pollués par des métaux. Le principe de la stabilisation physico-chimique consiste à piéger ou immobiliser les polluants.

La stabilisation physico-chimique peut être divisée en deux techniques particulières : la stabilisation et la solidification (d'où l'appellation courante de stabilisation/solidification).

La stabilisation repose sur la formation de composés chimiquement stables suite à l'ajout de réactifs. Deux mécanismes de stabilisation sont généralement décrits :

- La transformation chimique d'un polluant lessivable en un composé peu ou pas soluble
- L'augmentation des capacités de sorption du polluant avec les matériaux, par mélange avec différents adjuvants afin de le rendre moins mobilisable.

La solidification consiste à lier ou piéger physiquement les polluants dans une masse stable, dure et inerte. La solidification doit être appliquée à l'ensemble de la matrice contaminée. Son but est de réduire le contact eau/contaminant, principalement en réduisant sur la réduction de la porosité de la matrice (réduction de la perméabilité).

La stabilisation et la solidification sont souvent associées, notamment lorsque les réactifs utilisés sont des liants minéraux, qui entraînent une diminution de la solubilité de certains polluants tout en les emprisonnant physiquement dans des composés minéraux.

Dans tous les cas, la stabilisation et la solidification n'impliquent ni une destruction des composés potentiellement polluants, ni une diminution significative de leur concentration, mais bien une réduction de leur impact potentiel sur l'environnement.

Les techniques de stabilisation physico-chimique sont essentiellement utilisées sur les polluants non biodégradables (le plus souvent des éléments métalliques ou des métalloïdes, certains polluants organiques) (Dutré et Vandecasteele, 1995).

2.2.2 Phytoremédiation et phytostabilisation

La phytostabilisation est une technique de phytoremédiation qui vise à immobiliser et séquestrer les contaminants dans un sol pollué grâce aux plantes. Cette technique a la capacité de stabiliser la couverture végétale dans les zones polluées avec peu ou pas de couverture, d'améliorer la biodiversité et de réduire la teneur en métaux par les plantes et de limiter l'accumulation des métaux par celles-ci.

La phytostabilisation (immobilisation in situ) est l'utilisation combinée d'amendements et d'un couvert végétal adapté pour limiter la biodisponibilité des contaminants, notamment en réduisant les risques de transfert de pollution dans l'environnement. Elles protègent les sols pollués de l'érosion par l'eau et le vent et réduisent les infiltrations d'eau à travers le sol, limitant ainsi le phénomène de lixiviation des polluants. Par ailleurs, les plantes immobilisent les contaminants en les accumulant dans leurs racines, et en interaction avec les microorganismes, ont le potentiel pour altérer leurs formes chimiques en modifiant les paramètres du sol autour des racines.

L'immobilisation est basée sur :

- La formation de particules isolant les métaux dans leur structure. L'immobilisation des minéraux peut être provoquée par une modification des conditions physiques et chimiques du sol, comme une augmentation du pH causée par certains amendements.
- La sorption des métaux sur des surfaces organiques ou minérales

Les végétaux utilisables doivent donc avoir un certain nombre de caractéristiques précises :

- Tolérance aux métaux aux conditions de culture de la zone à traiter ;
- Induire une couverture végétale importante ;
- Avoir des racines moyennement profondes pour stabiliser le sol ;

- Accumuler les polluants plutôt dans les racines pour éviter la présence de contaminants dans les parties aériennes des espèces végétales (pour éviter les risques de contamination de la chaîne alimentaire, à travers la consommation directe par l'homme ou la consommation de fourrage par les animaux).

Pour atteindre l'objectif d'immobilisation in situ des métaux, les matériaux proposés sont les suivants :

- Les minéraux phosphatés (hydroxyapatite, scories phosphatées)
- Les amendements calciques (CaCO_3 , $(\text{Ca}, \text{Mg}) \text{CO}_3$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$)
- Les alumino-silicates associés ou purs (la béringite, cendres cycloniques comme l'agile, zéolites)
- Les hydroxydes ou oxydes de Mn, Al et Fe
- Divers substrats organiques (composts, tourbes, ...).

La stabilisation par l'introduction dans le sol peut être améliorée en immobilisant les métaux par une couverture végétale tolérante aux contaminants. Cette technique combinée démontre que les processus biologiques peuvent compléter la fonctionnalité des processus physico-chimiques en piégeant les contaminants.

La grenaille d'acier, la béringite, l'hydroxyapatite et l'association grenaille d'acier-béringite se sont révélées être des amendements efficaces pour la stabilisation des métaux du sol. Leurs effets semblent se reproduire dans des sols aux propriétés physiques et chimiques contrastées et contaminés par des sources différentes.

Le fondement scientifique de la phytostabilisation repose sur les relations et les transferts de métaux entre le sol-plante :

- Résistance/tolérance de certaines espèces végétales au métal ou à la multi-contamination,
- Les propriétés de fixation des métaux de certains amendements incorporés seuls ou en combinaison à la surface du sol,

- Effet de l'établissement de couvertures végétales résistantes sur la stabilisation chimique et physique du sol,
- Développement agricole et domestication de plantes sauvages hypertolérantes,
- Effet combiné d'amendements et de cultures de plantes hypertolérantes sur la quantité de métaux mobiles et biodisponibles dans le sol (Mahar et al. 2016).

3. La réhabilitation minière dans le cadre du développement durable et l'économie circulaire

3.1 Les objectifs du développement durable (ODDs)

Le 25 septembre 2015, en parallèle de l'Assemblée générale des Nations Unies, 193 dirigeants mondiaux se sont engagés sur 17 objectifs mondiaux pour atteindre trois objectifs principaux d'ici 2030 (Figure 6) :

- Régler le problème du dérèglement climatique.
- Lutter contre les inégalités et l'injustice.
- Mettre fin à l'extrême pauvreté.

Le secteur minier fait face à des défis pour assurer son développement durable. Dans ce sens le programme de développement durable à l'horizon 2030 fait également référence à cette question. D'ici 2030, la cible 15.3 des ODD vise à restaurer les terres et les sols dégradés, y compris les sites miniers abandonnés. Dans ce contexte, des stratégies de réhabilitation ont été développées pour prévenir la dispersion des polluants, stabiliser les surfaces, prévenir l'érosion et récupérer les sites miniers abandonnés (UN, 2021). Egalement, au Maroc, les programmes de réhabilitation des sites miniers présentent une solution en matière de gestion intégrée et durable des Mines.

Le secteur minier a toujours constitué une composante essentielle dans l'économie nationale notamment pour les phosphates. Le contexte géologique favorable a permis depuis longtemps le développement d'une activité minière dans de nombreuses régions du Royaume.

Ce secteur est confronté à de nombreux défis, notamment la nécessité de découvrir de nouveaux gisements miniers, d'améliorer la valeur ajoutée des substances minérales exploitées et le développement durable. Il s'agit de concilier la valorisation minière et réduction de l'empreinte écologique de ces activités.

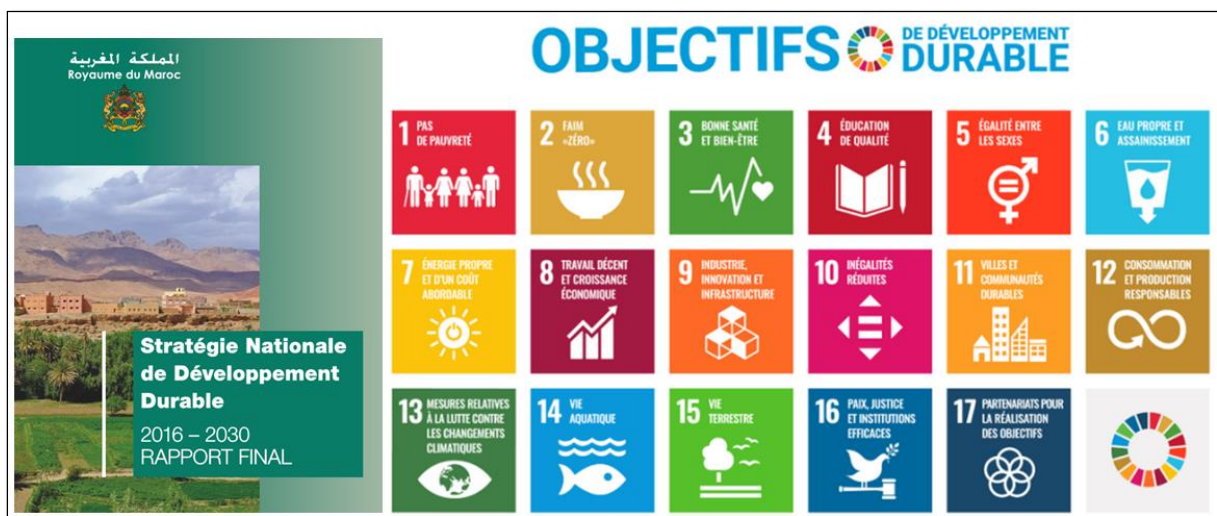


Figure 6: Les objectifs de développement durable (UN, 2021)

Le développement durable et la protection de l'environnement font partie des objectifs prioritaires et tous les projets miniers devrait s'inscrire dans une approche intégrée qui respecte les normes environnementales et visant à réduire la consommation d'eau, d'énergie et des émissions de gaz à effet de serre. La démarche Qualité, les engagements en matière du respect la législation et la réglementation environnementale, les exigences concernant la maîtrise des rejets, la gestion rationnelle des ressources naturelles et l'intégration de la composante environnementale dès la conception des projets miniers sont autant de facteurs qui traduisent l'engagement de la mine dans toute démarche garantissant son développement durable et sa pérennité (Ministère de l'Energie, des Mines et du Développement Durable, 2017).

3.2 L'économie circulaire

L'exploitation minière est, dans la grande majorité des cas, la première source de production de produits, notamment de produits métalliques.

L'économie circulaire vise à minimiser les contaminants et à éliminer la pollution. Elle agit dans ce sens en fermant les cycles. Elle améliore le cycle de vie des produits depuis leur conception jusqu'à leur fin de vie, en passant par leur production, leur utilisation et leur réutilisation. Elle vise à s'assurer que les produits sont non toxiques, qu'ils ont la plus longue vie possible et, qu'en fin de vie, ces produits et leurs matériaux retournent en début de cycle pour être utilisés dans la fabrication de nouveaux biens. Dans le cas des produits à vie courte, il s'agit de pouvoir les restituer en toute sécurité à la Terre, en enrichissant celle-ci, non sans en avoir extrait des particules utiles ou de l'énergie. Cette stratégie en boucle fermée minimise les déchets et réduit les apports de ressources naturelles vierges qui devraient autrement être extraites avec des répercussions environnementales importantes, libérant ainsi des polluants et la pollution associée. Lors de la mise en œuvre de cette boucle « extraction-production-utilisation-valorisation », il est essentiel de s'assurer que le rejet de polluants est minimisé à chacune des étapes.

Toutes les activités liées à l'économie circulaire visant à réutiliser, partager les ressources, valoriser une meilleure durabilité ou allonger la durée d'usage des produits, permettant de réduire l'impact de la pollution liée à l'extraction et à la transformation des matières premières pour la production de nouveaux biens.

Dans une économie circulaire, on évitera totalement de mélanger les matières, valorisant ainsi les résidus organiques par méthanisation et compostage dans le but de les restituer au sol et de les utiliser en agriculture. Cependant, pour la valorisation agricole, les produits chimiques synthétiques non dégradables dans l'environnement ou par des éléments traces qui ne se dégradent pas (cadmium, cuivre, arsenic, plomb, mercure, etc.) ne doivent pas contaminer les résidus organiques. Par conséquent, il est essentiel de s'assurer que le secteur technologique qui utilise et

produit cette pollution chimique fonctionne en cycle fermé sans entrer en contact avec d'autres déchets organiques susceptibles d'être pollués, et il sera donc difficile de les récupérer en retournant à la terre.

L'utilisation du concept d'économie circulaire dans l'exploitation minière au potentiel d'augmenter l'approvisionnement en métaux pour satisfaire les besoins accrus en métaux et de diminuer la pollution ([Lottermoser, 2011](#)). Cependant, sur la base des entretiens, les chaînes de valeur pour soutenir l'utilisation des flux secondaires font défaut dans l'industrie minière ([Kinnunen et Kaksonen, 2019](#)). Les sociétés minières ont également souligné que les quantités de déchets générés sont si importantes qu'elles ne peuvent pas être pleinement utilisées pour respecter l'approche de l'économie circulaire ([Kotarska et al., 2018](#)). Même si l'utilisation technique serait possible, les coûts logistiques et les impacts environnementaux seraient souvent élevés en raison de l'emplacement généralement éloigné des mines. [Tayebi-Khorami et al. \(2019\)](#) ont souligné que les solutions techniques peuvent échouer sans la compréhension du contexte économique, législatif et réglementaire.

Pour l'industrie du phosphate, la préservation de l'environnement passe aussi par la mise en place des principes de l'économie circulaire au sein du Groupe OCP.



Figure 7: Les piliers de l'économie circulaire (Groupe OCP)

L'approche consiste à passer d'un modèle linéaire de consommation des ressources à une approche circulaire, qui propose une approche différente. L'objectif est d'innover pour construire un écosystème vertueux, basé sur une meilleure utilisation des ressources naturelles en accord avec la démarche d'éco-conception et de durabilité du Groupe, et une gestion plus complète des déchets, tant pour les activités minières qu'industrielles de l'OCP. Le programme économie circulaire se compose de quatre programmes principaux : préservation des ressources, production durable, consommation raisonnée, et création de valeur par le recyclage et la transformation (Figure 7). Cette démarche circulaire vise non seulement à créer une nouvelle dynamique verte au sein du groupe, mais aussi à favoriser la symbiose avec l'écosystème industriel et la collaboration avec les communautés (Groupe OCP).

4. La revégétalisation des sites miniers

4.1 Relation entre revégétalisation et phytorestauration

La revégétalisation est simplement définie comme le rétablissement de la végétation, souvent appelée reverdissement. Selon les objectifs poursuivis, cela peut conduire à une réaffectation

(réutilisation de l'écosystème), à une récupération du milieu (sans retour à son état d'origine) voire à une restauration écologique du milieu d'origine.

Dans l'un ou l'autre de ces cas, le site dégradé peut être reverdi afin d'éliminer la source de pollution que le site génère ou constitue. Cela pourrait donc représenter une sorte de phytorestauration. De nombreuses techniques de phytorestauration existent et elles diffèrent selon les objectifs recherchés. Celles-ci sont notamment : la phytovolatilisation, la phytodégradation, la phytoextraction, la phytoséquestration, la rhizodégradation et la phytostabilisation (Tsao, 2003 ; Dowling and Ma-cek, 2006). Chacun s'adapte à un type de dégradation spécifique. Les méthodes de phytoextraction et de phytoséquestration sont utilisées pour traiter les éléments inorganiques, alors que la phytodégradation, la phytovolatilisation et la rhizodégradation sont utilisées pour les éléments organiques. La phytostabilisation ne dépollue pas le sol, mais élimine les sources de production en empêchant la dégradation des sols et la lixiviation des métaux.

4.2 Avantages de la revégétalisation

Le rétablissement d'un couvert végétal sur les sites miniers dégradés offre plusieurs avantages. Il s'agit notamment d'éviter l'élimination des couches de sol de surface en réduisant les facteurs d'érosion (précipitations, vents, etc.) et en réduisant le ruissellement de l'eau de la végétation tout en améliorant l'infiltration. Cela régule le débit hydrique et réduit le transport des sédiments. Les systèmes racinaires des plantes permettent la formation d'une litière végétale qui contribue à la rétention d'eau et améliore la cohésion du sol. En effet, la formation des acides fulviques et humiques par la décomposition des résidus végétaux permet la fixation des éléments minéraux et provoque la croissance des agrégats (Jaffré et al., 1994 ; Dubourguier et al., 2001). Les plantes sont également un important réservoir d'azote, de carbone, et d'autres éléments minéraux. Ils jouent le rôle de régulateur thermique en réduisant le réchauffement du sol lors des canicules (Rey et al., 2004) et servent d'habitat à la faune. Cette dernière, à son tour, participe au fonctionnement des flores en favorisant leur développement par transfert de graines

et pollinisation. Tous ces avantages qu'offrent les plantes font de la revégétalisation une technique de restauration efficace.

CHAPITRE II :

Site d'étude et les travaux de réhabilitation dans la mine de Kettara

1. Présentation du site d'étude

La mine abandonnée de Kettara est une mine souterraine de pyrrhotite, située à 30 km au nord-ouest de Marrakech (Maroc), qui compte environ 2000 habitants (Figure 8). La mine a été exploitée de 1964 à 1981. Le climat du site est semi-aride. La température et l'humidité relative passent d'une moyenne de 12°C et 73% en janvier à 29°C et 33% en juillet. La précipitation annuelle est irrégulière et faible (150 mm) avec une saison sèche de juin à septembre et une saison pluvieuse d'octobre à avril (ONEM, 1997).



Figure 8: Situation de la mine de Kettara

Dès 1959, le BRPM s'intéresse à la pyrrhotite de Kettara. En effet, le BRPM entreprend en 1960 une importante campagne de travaux préparatoires et de recherches à Kettara. En 1964, la Société d'exploitation de pyrrhotite de Kettara (SEPYK) est fondée.

La pyrrhotine contient environ 28% de soufre, 48% de fer et 0,58% de cuivre, aussi que d'autres éléments. Les gisements de péridotite sont exploités pour leur teneur en soufre car la séparation du fer coûte très cher. Pour la production d'acide sulfurique, les gisements de Kettara étaient principalement exploités pour fournir du dioxyde de soufre au complexe chimique de Safi (Maroc Chimie).

La mine était équipée de deux puits d'extraction. Après concassage, le minerai est concentré par séparation gravimétrique humide jusqu'à une granulométrie de 0 à 15 mm.

En juin 1981, les travaux de SEPYK ont cessé de fonctionner et l'OCP a préféré remplacer la pyrrhotite de Kettara par du soufre natif importé, ce qui a permis de réaliser des économies importantes. De plus, le DMA a entraîné la corrosion de l'infrastructure et de l'équipement miniers.

Les opérations à la mine de Kattala ont produit près de 3 millions de tonnes de résidus et stériles riches en sulfure, déposés sur une superficie d'environ 16 hectares (Figure 9).

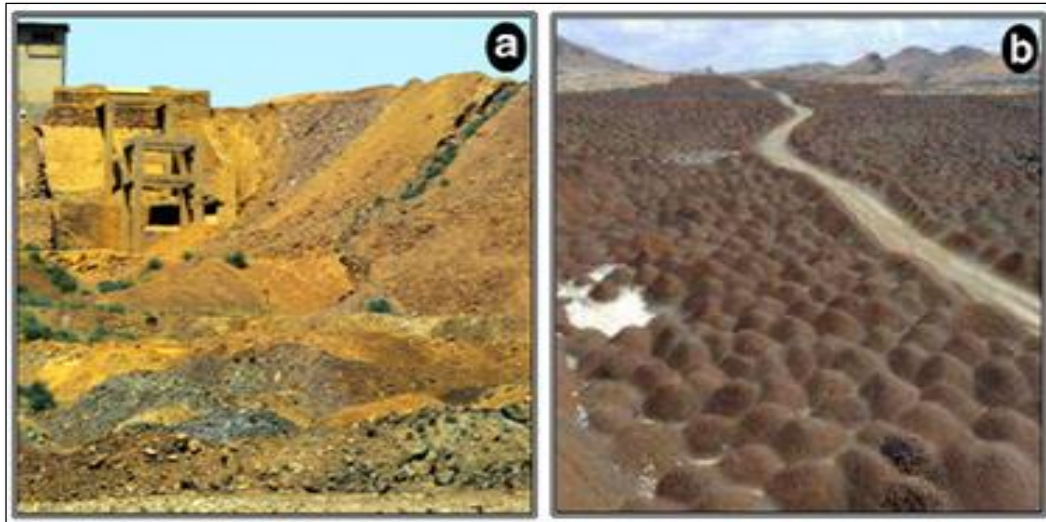


Figure 9: Roches grossiers de stériles (a) Rejets miniers (b) (Hakkou et al.; 2008, 2009a)

Le parc à résidus miniers est entouré de stériles abandonnés qui se présentent principalement sous forme d'une halde principale dont la hauteur est d'environ 15 m. On note également la présence de précipités de minéraux secondaires en période sèche sur le site (Hakkou et al.; 2008, 2009a) (Figure 10).



Figure 10: Sulfure (c) minéraux secondaires (d) (Hakkou et al.; 2008, 2009a)

Le DMA est une source de contamination des eaux surface et souterraines. De plus, l'analyse chimique et physique a montré que les eaux de surface en aval des déchets miniers sont acides ($\text{pH} < 3$) et contaminée par des contaminants tels que magnésium, le cobalt, le cuivre, les sulfates, le zinc et l'aluminium (Hakkou et al., 2006). Ces teneurs sont 4 à 5 fois supérieures aux normes de l'OMS (Organisation mondiale de la santé, 1996). D'autres analyses physico-chimiques ont révélé que l'eau des puits en aval des résidus miniers de Kettara est affectée par le DMA et est contaminée par le sulfate, le potassium, le fer, le magnésium et les métaux lourds (Lghoul et al., 2012). Par temps sec, les vents dominants transportent l'émanation de soufre du parc à résidus et les poussières jaunes vers les zones agricoles ou habitées, avec tous les risques environnementaux et sanitaires qui peuvent en résulter.

Une étude a été menée sur la réhabilitation de la mine abandonnée de Kattara. Deux approches ont été envisagées pour limiter les principaux impacts environnementaux des déchets miniers abandonnés. La première approche vise à stabiliser chimiquement les résidus miniers sulfurés avec des stériles calcaires riches en calcaire provenant de l'extraction de phosphate. La seconde approche consiste à réduire le lessivage des résidus en réduisant l'infiltration en plaçant une couche de matériaux alcalins fins à base de stériles riches en calcaire sur des résidus miniers abandonnés.

2. Installation d'un recouvrement alternatif de type « Store and release »

En vue de la restauration du site Kettara, des études récentes (Hakkou et al. 2009, Bossé et al. 2013) ont suggéré l'utilisation de rejets calcaires phosphatés comme composante d'un système de recouvrement hydrogéologique de type SR (Photo 1). Ces rejets, inertes et peu valorisés, sont générés par la mine de Gantour (recette 6) exploitant les phosphates dans une région située non loin de la mine de Kettara (environ 30 km) (Figure 11).

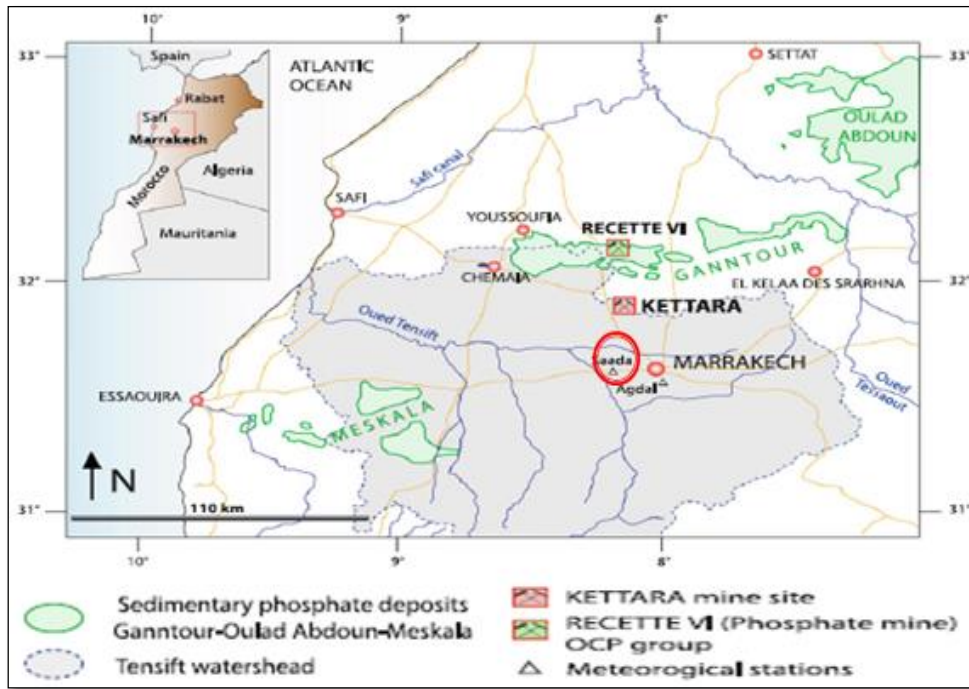


Figure 11: Localisation de la recette VI de la mine de Gantour (↔) (Hakkou et al. 2009)



Photo 1: Le recouvrement hydrogéologique de type SR

Tableau 1: Composition chimique des résidus de calcaire phosphaté pour la recette VI (Hakkou et al. 2009, Bossé et al. 2013, Ouakibi et al. 2013)

Eléments majeurs (wt%)														
SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	F	S	C			
11,6	0,89	0,38	43,0	3,28	0,46	0,12	0,07	16,9	1,73	0,3	5,2			
Eléments mineurs (ppm)														
As	Ba	Be	Cd	Cl	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sr	U	Y	Zn	V
8	79,2	0,82	33	108	137	31,8	31,8	34	13	769	88	97,8	195	56

Les résultats obtenus au laboratoire et à l'échelle pilote sur le terrain (parcelles expérimentales instrumentées) ont montré qu'une couche de rétention constituée de 1 m de hauteur de rejets calcaires phosphatés peut limiter les infiltrations profondes. Dans des conditions climatiques naturelles, plus de 94% de l'infiltration nette annuelle sont libérées dans l'atmosphère par évaporation. Ces recouvrements de 1 mètre limitent également l'infiltration profonde même au moment des événements de précipitation extrêmes (PMP= 155 mm/j) calculée à partir des données météorologiques de Marrakech (Bossé et al. 2013) (Figure 12, 13 ; Tableau 1).

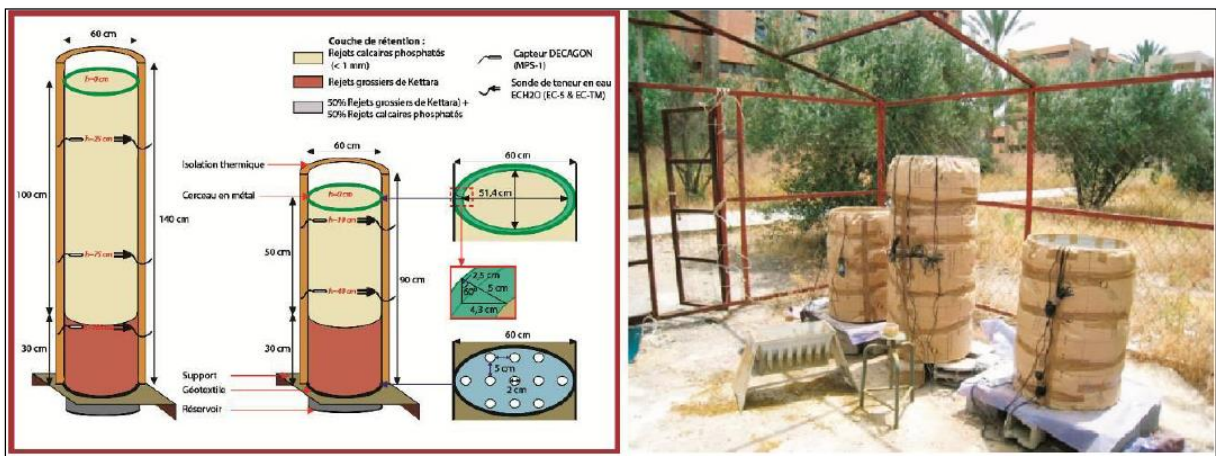


Figure 12: Essais en colonnes instrumentées (Bossé et al. 2013)

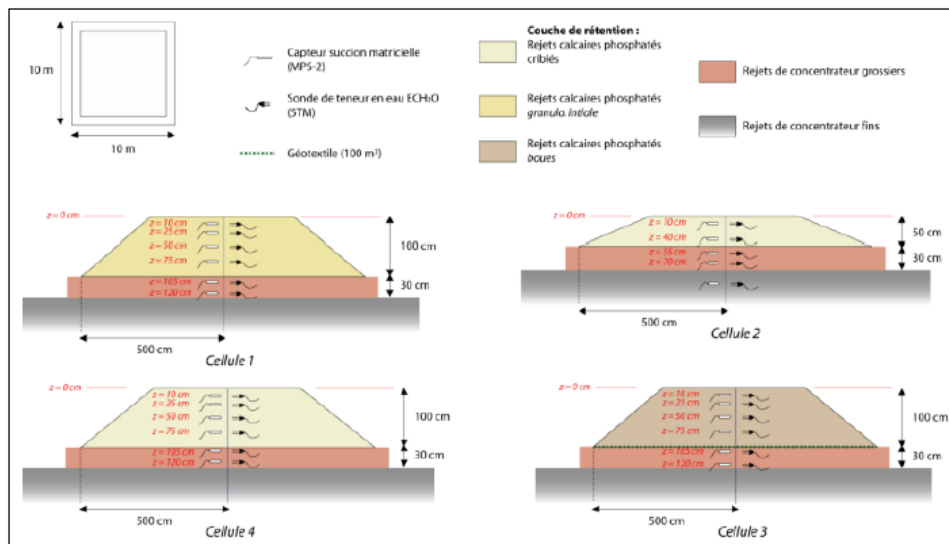


Figure 13: Schéma des parcelles expérimentales instrumentées (Bossé et al. 2013)

Grâce à leurs propriétés géotechniques et hydrogéologiques, les rejets calcaires phosphatés permettent de limiter les échanges entre les déchets acidogènes sous-jacents et le milieu extérieur - l'eau en particulier - principal vecteur de pollution vers l'environnement.

3. Installation d'un recouvrement alternatif de type « Store – divert and re-lease »

La cellule expérimentale inclinée a été construite sur le site minier de Kettara en mars 2014. La configuration SDR testée consistait en deux couches : une SRL constituée de 0,8 m (épaisseur basée sur une étude précédente ; voir [Bossé et al. 2013](#)) de déchets miniers de phosphate directement au-dessus d'une digue de rétention constituée de déchets miniers à gros grains de la mine Kettara pour agir comme une couche de rupture capillaire (CBL). Aucune végétation n'a été installée ou laissée pousser pendant la période d'essai. La pente avait une largeur de 10 m, une hauteur totale de 8 m, un angle d'inclinaison de couverture d'environ 14,5 degrés et une longueur de pente d'environ 31,5 m. Une représentation schématique en 3D de la cellule expérimentale du champ SDR incliné est présentée à la figure 14. Le matériau SDR était similaire aux déchets miniers de phosphate d'origine qui ont été utilisés dans la cellule 1 dans l'étude précédente ([Bossé et al. 2015a](#), [Knidiri et al. 2015](#)).

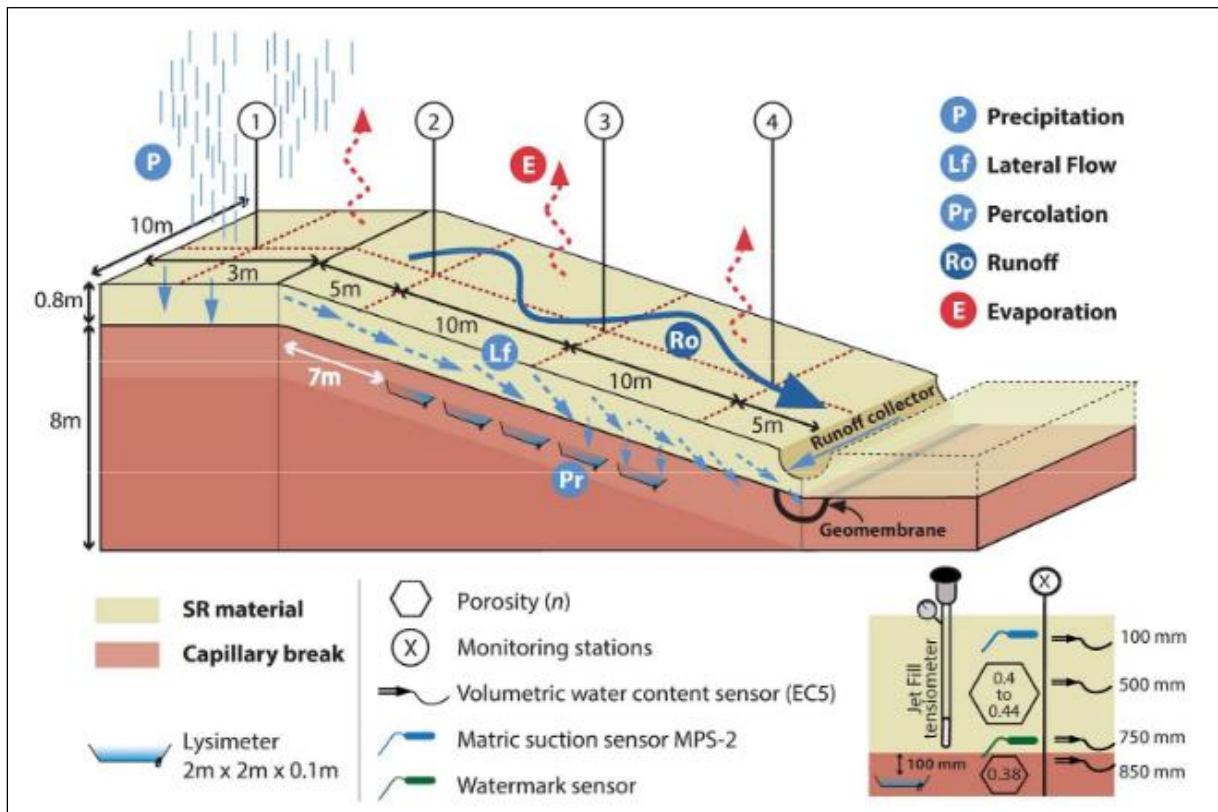


Figure 14: Le recouvrement hydrogéologique de type SDR (Knidiri et al. 2015)

La cellule expérimentale a été construite en trois étapes (Figure 14) :

Étape 1 : La pente de la digue a d'abord été aplanie et compactée (Photo 2, étape 1) à une porosité cible (n) d'environ 0,37 (poids unitaire sec = 18 kN/m³).

Étape 2 : Cinq lysimètres volumétriques ont été installés dans le CBL et recouverts de 100 mm du même matériau pour surveiller la percolation de l'eau à la base du système de couverture (Photo 2, Étape 2) et pour estimer l'emplacement du point DDL lors d'événements pluvieux importants. Chaque lysimètre était relié à un tuyau de drainage indépendant, permettant au l'eau de s'écouler par gravité. Chacun des lysimètres possédait son propre collecteur et le débit d'eau était mesuré manuellement lors des pluies artificielles.

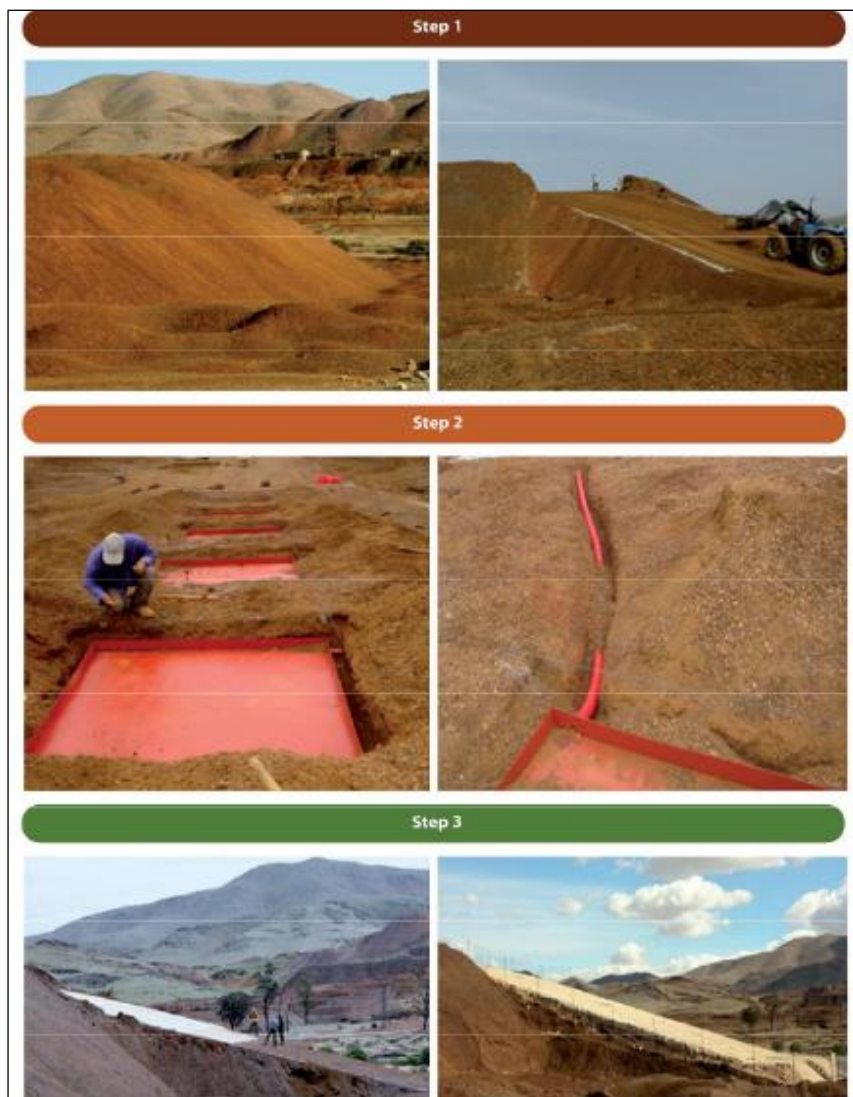


Photo 2: Les étapes de construction du recouvrement hydrogéologique SDR (Knidiri et al. 2015)

Étape 3 : Les déchets miniers de phosphate ont ensuite été placés et compactés à leur teneur en eau gravimétrique initiale ($w \approx 6\%$) (Photo 2, Étape 3). Le matériau a été compacté par couches successives d'environ 200 mm d'épaisseur pour assurer une densité uniforme. Des échantillons ont été prélevés lors de la construction de chaque ascenseur pour le contrôle qualité des propriétés des matériaux. Les principaux paramètres de contrôle étaient la distribution granulométrique à l'aide de tamis avec différentes tailles d'ouverture, la porosité et la densité sèche in situ à l'aide de cylindres de volume connu. Les résultats du contrôle de qualité ont montré que la porosité variait de 0,40 à 0,44 (correspondant à environ 90 % de la densité sèche maximale Proctor modifiée). Les résultats de la distribution granulométrique ont montré que les déchets miniers de phosphate utilisés dans cette étude étaient légèrement plus grossiers que ceux utilisés dans Bossé et al. (2015a). De plus amples détails sur la construction de la couverture SDR inclinée expérimentale sur le terrain peuvent être trouvés dans Knidiri (2015).

4. Etude des plantes vasculaires de la mine Kettara

La richesse de la mine abandonnée de Kettara s'élève à 182 espèces vasculaires réparties en 139 genres et 44 familles, alors que le Maroc compte 155 familles (Zine et al. 2018). La famille des Astéracées est la plus représentée dans notre inventaire, ce qui est en accord avec son premier rang dans la flore marocaine avec plus de 600 espèces (Fennane and Ibn Tattou 2012). Cette flore se répartit entre les groupes Conifères, Gnétophytes, Monocotylédones et Dicotylédones (Tableau 2, 3).

La famille des Astéracées est la plus riche en espèces (40) et en genres (27). Les Leguminosae occupent la seconde place avec 17 espèces, viennent ensuite les Poaceae (12), les Chenopodiaceae (11), les Caryophyllaceae, les Cruciferae toutes deux avec 9 espèces, et les Asparagacées avec 7 espèces (Figure 15).

Tableau 2: Diversité taxonomique des espèces de la mine abandonnée de Kettara (Zine et al. 2018)

	Familles	Genres	Espèces	Pourcentage
Conifère	1	1	1	0.55
Gnétophytes	1	1	1	0.55
Monocotylédones	5	20	33	18.13
Dicotylédones	37	117	147	80.77
Totale	44	139	182	100

Tableau 3: Formes de vie et spectres biologiques de la flore vasculaire de la mine de Kettara (Zine et al. 2018)

Forme de vie	Effective	Spectres biologiques %
Thérophytes	99	54.40
Hémicryptophytes	45	24.73
Chamaephytes	17	9.34
Géophytes	11	6.04
Phanérophytes	10	5.49
Totale	182	100

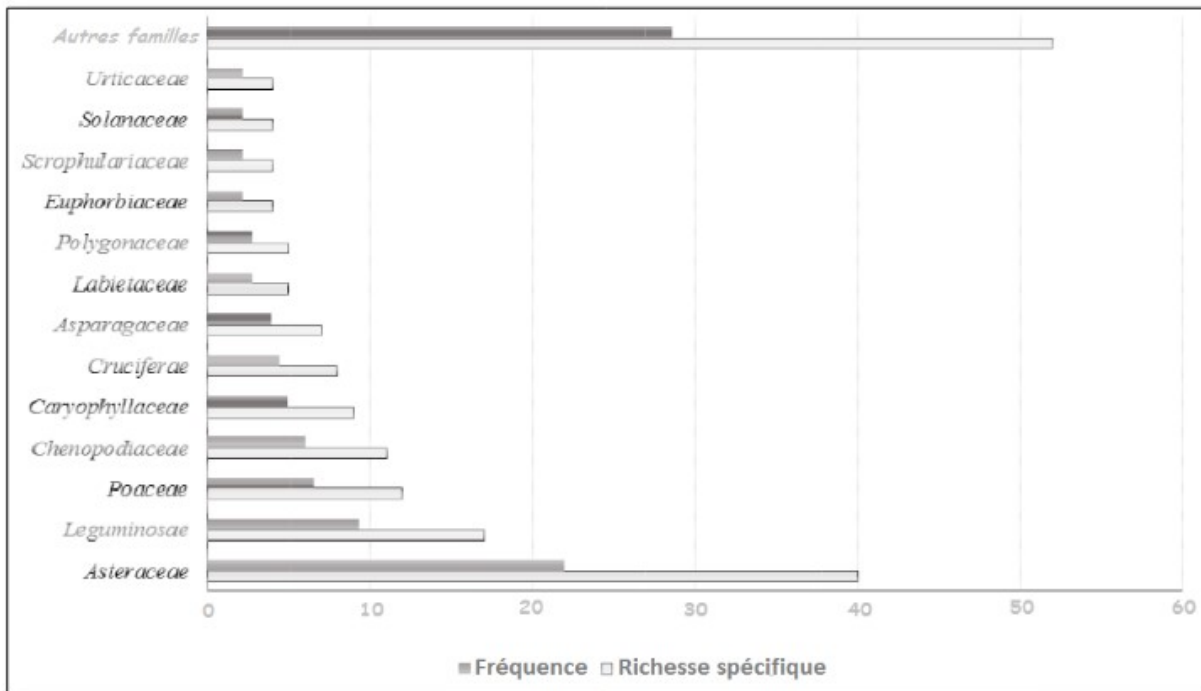


Figure 15: Fréquences des familles d'Angiospermes de la mine abandonnée de Kettara (Zine et al. 2018)

Pour la taille des racines et comme le montre le tableau 4, le rapport R est proche de 1/3 pour chaque forme de vie. Ceci est cohérent avec l'estimation précédente selon laquelle la longueur moyenne des plantes sur le site est 2 fois supérieure à la taille de leurs racines. Parmi les espèces

abondantes mesurées, les thérophytes et les hémicryptophytes occupent toujours les places les plus importantes en termes de spectre biologique, avec respectivement 38,55 % et 33,73 %. Les phanérophytes et les chamaephytes ont des systèmes racinaires assez importants, respectivement 52,5 cm et 28,22 cm, tandis que les hémicryptophytes, les géophytes et les thérophytes ont des systèmes racinaires peu développés, inférieurs à 17 cm. (Tableau 4).

Tableau 4: Les spectres biologiques et le rapport entre la hauteur totale et la hauteur du système racinaire des espèces les plus abondantes de la mine abandonnée de Kettara (écart type) (Zine et al. 2018)

Forme de vie	Effective	Spectres biologiques %	Hauteur totale (cm) Moyenne (ET)	Système racinaire (cm) Moyenne (ET)	Rapport
Thérophytes	32	38.55	44.6 (26.5)	15.6 (8.6)	34.94
Hémicryptophytes	28	33.73	45.14 (31.44)	16.89 (10.7)	37.42
Chamaephytes	9	10.84	78.67 (37.67)	28.22 (14.96)	35.8
Géophytes	6	7.23	32.67 (43.62)	9.17 (10.5)	28.06
Phanérophytes	8	9.64	158.9 (78.6)	52.5 (26.5)	33.04

Notre étude révèle une très grande abondance de formes de vie thérophytes, qui reflètent directement les bioclimats arides et semi-arides. Selon les formes de vie de Raunkiaer, la position du bourgeon est une conséquence des conditions climatiques (Smith 1909). D'après le tableau 3, les chaméphytes, hémicryptophytes, géophytes et thérophytes sont très intéressantes pour la revégétalisation et la restauration de la mine de Kettara.

Ces formes de vie sont les plus abondantes et donc les mieux adaptées à la plantation dans la couche de phosphate. Elles peuvent maintenir la performance à long terme des couches de phosphate, directement ou indirectement par l'intermédiaire de leurs systèmes racinaires. Certaines espèces abondantes dans cette zone ont des capacités de phytostabilisation des métaux lourds et peuvent donc être utilisées pour la restauration. Les espèces du genre *Atriplex*, telles que *Atriplex colerei*, *Atriplex semibaccata* et *Atriplex halimus*, devraient être envisagées pour la phytostabilisation (Bouda 2012).

Les plantes indigènes peuvent donc augmenter les chances de réduire les métaux dans le sol du site minier de Kettara grâce à la phytoremédiation et à la revégétalisation du milieu, ce qui conduira à une restauration judicieuse du site.

CHAPITRE III :

MATERIELS ET METHODES

1. Echantillonnages

L'échantillonnage, composé de 3 individus de chaque espèce, avec leurs parties aériennes et racinaires, a été réalisé durant les mois de mai et juin afin d'assurer un nombre maximum d'espèces résistantes à la sécheresse dans la région d'étude (Photo 3).



Photo 3: Méthode de récolte d'une espèce

Les plantes ont été ramenées au laboratoire de physiologie et biotechnologie végétales à la Faculté des Sciences, Agdal, Rabat. Après avoir été lavés à l'eau du robinet et rincés à l'eau distillée, ils ont été placés dans des papiers journal (Photo 4).



Photo 4: Echantillon de végétaux placés entre journaux

Les espèces ont été prélevées avec leurs sols rhizosphériques. Les échantillons ont été séchés à l'air libre, homogénéisés et tamisés à 2 mm, puis ils ont été stockés dans des sachets en plastiques (Marguí et al. 2005).

1.1. Echantillonnage sur les résidus et les sols agricoles

La zone d'échantillonnage comprend deux sites : la zone des résidus et la zone des sols agricoles, représentant les alentours des recouvrements phosphatés de la mine abandonnée de Kettara.

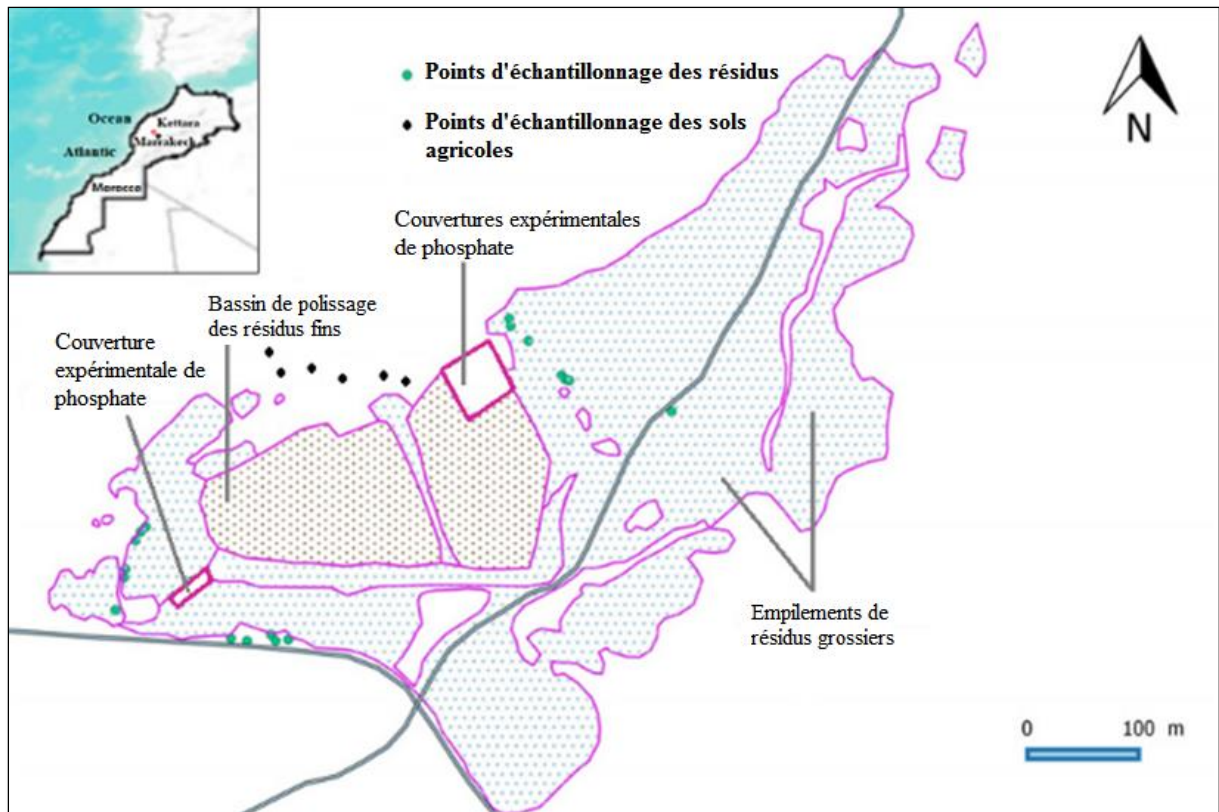


Figure 16: Localisation géographique du site minier de Kettara et localisation de la zone d'échantillonnage sur les résidus et les sols agricoles (El Berkaoui et al. 2022)

Neuf espèces végétales ont été identifiées comme dominantes et poussant spontanément dans deux zones de la mine de Kettara (Figure 16). Des individus de chaque espèce, avec leurs parties aériennes et racinaires et avec leurs sols rhizosphériques, ont été échantillonnés. Les 9 espèces appartenant à 6 familles selon la nomenclature de la « Flore Pratique du Maroc » (Fennane et al. 1999, 2014), dont 3 appartiennent aux Astéracées et 2 appartiennent aux Poacées. Les espèces échantillonnées dans les sols agricoles étaient *Festuca ovina* (Poaceae), *Glaucium corniculata* (Papaveraceae), *Colocynthis vulgaris* (Cucurbitaceae), *Peganum harmala* (Asteraceae), *Cleome brachycarpa* (Capparaceae) et *Stipa retorta* (Poaceae). Les espèces présentes dans les

résidus étaient *Festuca ovina* (Poaceae), *Scolymus hispanicus* (Asteraceae), *Salvia aegyptiaca* (Lamiaceae), *Peganum harmala* (Asteraceae), *Colocynthis vulgaris* (Cucurbitaceae), *Carlina involucrata* (Asteraceae) et *Cleome bracharaceae* (Capparaceae). Quatre espèces végétales communes (*Peganum harmala*, *Colocynthis vulgaris*, *Festuca ovina* et *Cleome brachycarpa*) ont été trouvées dans les deux zones. Les coordonnées géographiques des points de prélèvement ont été obtenues avec un GPS (système de positionnement global) avec une précision de ± 5 m et une projection cartographique Lambert Nord Maroc.

1.2. Echantillonnage sur les phosphates

13 espèces de plantes, poussant naturellement sur les phosphates, ainsi que leurs sols rhizosphériques ont été sélectionnées (Figure 17). Les coordonnées géographiques des points d'échantillonnage ont été déterminées à l'aide d'un système de positionnement global (GPS) avec la projection cartographique Lambert Nord Maroc et une précision de ± 5 m.

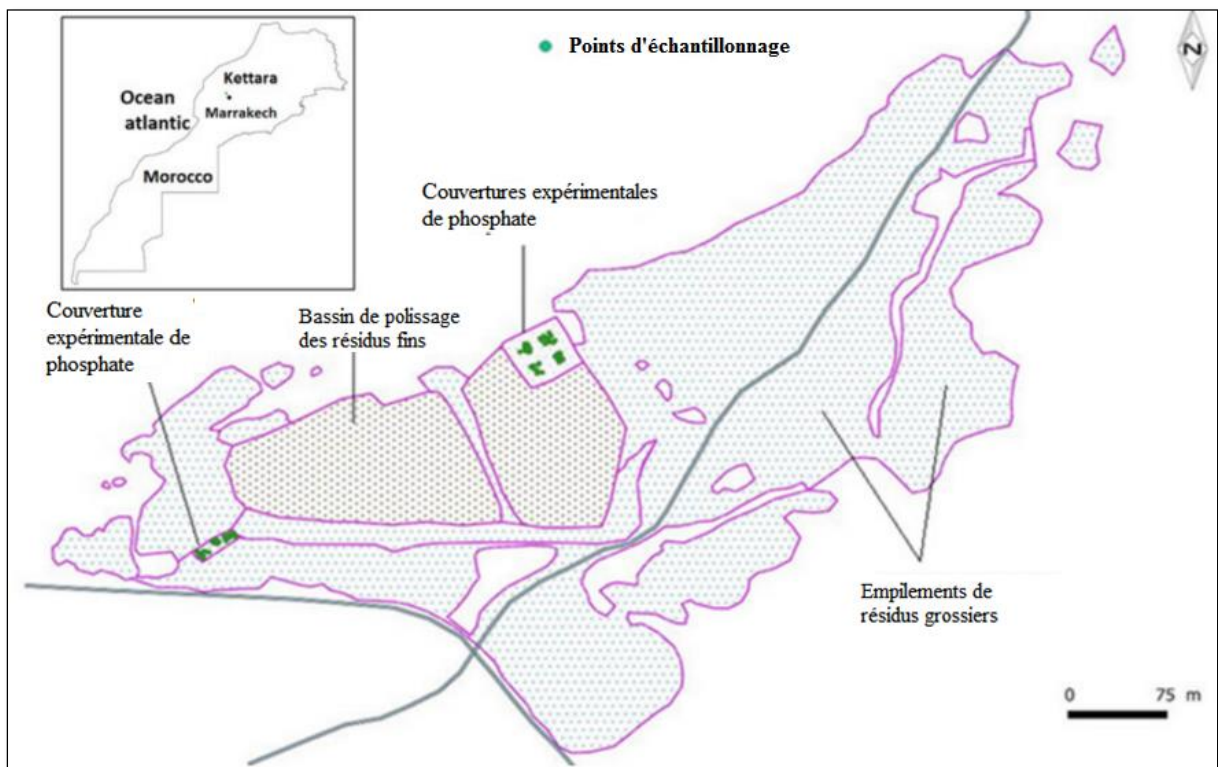


Figure 17: Localisation géographique du site minier de Kettara et localisation de la zone d'échantillonnage sur les cellules expérimentales (El Berkaoui et al. 2021)

L'échantillonnage des plantes a consisté en la sélection de 3 individus de chacune des 13 espèces prélevées pour un total de 39 échantillons. Selon la nomenclature de « Flore Pratique du Maroc » les espèces appartenant à 11 familles (Fennane et al. 1999, 2014), dont 3 appartiennent à Astéracées. Ces espèces étaient principalement des annuelles (10 sur 13). Les espèces végétales sélectionnées ainsi que leurs tailles et formes de vie sont présentées dans le [tableau 5](#).

Tableau 5: Liste des plantes collectées dans les déchets phosphatés du système de couverture testé à la mine de Kettara, avec leur taille et leur forme de vie (El Berkaoui et al. 2021)

Famille	N° Espèces	Espèces	Forme de vie	Taille des pousses (cm)	Taille des racines (cm)
Aizoaceae	1	<i>Aizoon hispanicum</i>	Annuel	9.67 ± 4.04 ^a	5.83 ± 2.25 ^a
Asphodelaceae	2	<i>Asphodelus tenuifolius</i>	Annuel/vivace	20.00 ± 5.00 ^a	9.17 ± 2.47 ^a
	3	<i>Chrysanthemum coronarium</i>	Annuel	36.67 ± 15.28 ^{ab}	14.83 ± 3.25 ^a
Asteraceae	4	<i>Reichardia tingitana</i>	Annuel	27.33 ± 6.43 ^{ab}	8.33 ± 3.21 ^a
	5	<i>Scolymus hispanicus</i>	Biennial/vivace	12.50 ± 1.32 ^{ab}	9.67 ± 1.53 ^a
Boraginaceae	6	<i>Echium plantagineum</i>	Annuel	24.67 ± 17.79 ^{ab}	14.33 ± 3.79 ^a
Polygonaceae	7	<i>Emex spinosus</i>	Annuel	22.50 ± 5.22 ^{ab}	7.33 ± 2.08 ^a
Apiaceae	8	<i>Eryngium ilicifolium</i>	Annuel	4.33 ± 0.58 ^a	10.43 ± 0.93 ^a
Brassicaceae	9	<i>Hirschfeldia incana</i>	Annuel	69.67 ± 21.50 ^b	19 ± 11.27 ^a
Poaceae	10	<i>Festuca ovina</i>	Annuel	25.67 ± 5.51 ^{ab}	12.33 ± 4.93 ^a
Caryophyllaceae	11	<i>Herniaria cinerea</i>	Annuel	11 ± 12.17 ^a	6.77 ± 4.61 ^a
Plantaginaceae	12	<i>Plantago afra</i>	Biennial/ vivace	13.67 ± 2.93 ^a	6.33 ± 1.76 ^a
Plumbaginaceae	13	<i>Spergularia rubra</i>	Annuel	14.50 ± 5.07 ^a	5.33 ± 3.33 ^a

La même lettre dans chaque colonne indique l'absence de différence significative selon le test de Student-Newman-Keuls à une limite de confiance de 95 % ($p \leq 0,05$).

2. Caractérisation et analyses des échantillons

2.1. Caractérisation des échantillons de sols

2.1.1. Détermination du potentiel d'hydrogène (pH_{sol})

Pour déterminer le pH du sol rhizosphérique, 10 g de sol ont été mis en suspension dans 50 mL d'eau distillée. Le mélange est agité pendant 1 h à l'aide d'un agitateur magnétique puis décanté pendant 30 min. Le pH a été déterminé directement sur le surnageant à l'aide d'un pH-mètre (Moreno et al. 1996).

2.1.2. Indice de pollution du sol (IP_{sol})

L'indice de pollution des sols (IPs) est un critère d'évaluation de la toxicité des sols. Il identifie la contamination multi-éléments qui se traduit par une élévation de la toxicité métallique (Emoyan et al. 2009 ; Nishida et al. 1982). Cet indice est calculé en faisant la moyenne des

rapports des concentrations de métaux multi-éléments à leur niveau de concentration tolérable correspondant tel que défini par l'équation (1). Un PIs supérieur à 1 correspond à un sol pollué.

$$PIs = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal concentration in soil}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metals}} \quad (1)$$

2.1. 3. Analyse des éléments trace métalliques dans les sols

a. Eléments trace métalliques totaux

Les échantillons de sol de rhizosphérique correspondant à chaque échantillon végétal ont été séchés à température ambiante puis broyés à une granulométrie inférieure à 180 μm . Les substrats ont ensuite été digérés selon la procédure suivante : (1) pour 100 mg de sol, 2 mL de HNO_3 concentré ont été ajoutés ; (2) la solution a ensuite été chauffée à 110 $^\circ\text{C}$, et 3 ml d'acide fluorhydrique concentré ont été ajoutés après avoir maintenu la solution pendant 15 h à 140 $^\circ\text{C}$; (3) la solution a été refroidie à 110 $^\circ\text{C}$ et 2 mL de HNO_3 concentré ont été ajoutés ; cette opération est répétée trois fois pour un total de 6 mL de HNO_3 (Photo 5). (4) Enfin, 25 mL de HCl 2 M ont été ajoutés aux extraits secs avant d'être analysés (Marguí et al. 2005). La détermination de la concentration totale en métaux et métalloïdes a été déterminée par ICP-AES (spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif).



Photo 5: Bloc chauffant

b. Extraction simple des fractions phytodisponibles en éléments traces métalliques

1.b. Fraction mobile

Les fractions métalliques mobiles ont été estimées en utilisant 10 millimolaires (mM) de CaCl₂. La solution était neutre à pH 7. De chaque échantillon de sol, 2 g ont été mis en suspension dans 20 ml de CaCl₂, et agités pendant 2 h. Les suspensions ont ensuite été centrifugées à 8000 rpm pendant 12 min et les concentrations mobiles des métaux ont été déterminées dans les surnageants par ICP-AES (Marguí et al. 2005).

2.b. Fraction mobilisable

Les fractions métalliques mobilisables ont été estimées en utilisant 50 mM d'EDTA, respectivement. La solution était neutre à pH 7. De chaque échantillon de sol, 2 g ont été mis en suspension dans 50 mM d'EDTA pour le mobilisable, et agités pendant 2 h. Les suspensions ont ensuite été centrifugées à 8000 rpm pendant 12 min et les concentrations mobiles et mobilisables des métaux ont été déterminées dans les surnageants par ICP-AES (Marguí et al. 2005).

2.2. Caractérisation des échantillons végétaux

2.2.1. Analyse des éléments traces métalliques dans les végétaux

Les espèces végétales ont été séparés, soigneusement lavés à l'eau du robinet et rincés à l'eau distillée. Ensuite, les échantillons ont été séchés au four à 80 °C pendant 3 jours consécutifs. Les tissus séchés ont finalement été broyés en poudre et minéralisés. A l'aide d'une balance de précision, nous avons pesé plusieurs lots de 0,2 g de matière végétale que nous avons placés dans des tubes en Polytétrafluoroéthylène (PTFE). Deux millimètres (ml) d'acide nitrique concentré et 0,5 ml d'acide fluorhydrique concentré ont ensuite été ajoutés au matériel végétal dans chaque tube et mélangés doucement pour humidifier l'ensemble de l'échantillon. Ces tubes de digestion ont ensuite été fermés, placés dans le bloc chauffant et laissés une nuit à température ambiante. Le lendemain, les tubes ont été chauffés 4 h à 110 °C légèrement ouverts. A la fin de

cette étape, les couvercles sont retirés et 0,2 mL d'eau oxygénée est ajouté à la solution encore chaude ; l'addition de peroxyde d'hydrogène est répétée deux fois sous agitation. A la fin de la réaction (environ 10 s) les tubes ont été remis à chauffer. Après cela, 1 ml d'acide nitrique concentré a été ajouté, les couvercles ont été remis en place sans être complètement fermés et nous avons continué à chauffer pendant 4 h. Les couvercles ont ensuite été retirés pour permettre à la solution de s'évaporer jusqu'à un volume final d'environ 2 ml. Ensuite, 2 ml d'acide nitrique dilué ont été ajoutés, la température du bloc a été abaissée et le chauffage s'est poursuivi pendant 5 à 10 min, en s'assurant que la solution ne commençait pas à bouillir. Après refroidissement et éventuellement filtration des résidus, le mélange a été déplacé dans un tube de 10 mL, complétant le volume jusqu'à 10 mL avec de l'eau distillée (Temminghoff et al. 2004).

2.2.2. Indices d'accumulation des éléments traces métalliques dans les végétaux

Plusieurs indices ont été définis pour étudier la capacité des plantes à absorber les ETM et à les transférer dans leurs différents organes. Parmi ces indices, le facteur de bioconcentration (BCF) et le facteur de translocation (TF). Le facteur de bioconcentration (BCF) est la capacité d'une plante à accumuler un métal dans ses racines à partir du sol, et il est calculé en divisant la concentration de métal dans la racine par la concentration de métal total dans le sol, comme indiqué dans l'équation (2) (Mishra et al. 2019). Un FBC supérieur à 1 indique une concentration plus élevée dans le système racinaire. Le facteur de translocation (TF) indique la translocation du métal lourd de la racine à la pousse de la plante, et est calculé en divisant la concentration de métal des tissus aériens de la plante par la concentration de métal dans la racine comme indiqué par l'équation (3) (Mishra et al. 2019).

$$BCF = \frac{C\text{-root}}{C\text{-soil}} \quad (2)$$

$$TF = \frac{C\text{-shoot}}{C\text{-root}} \quad (3)$$

3. Culture des plantes

3.1. Cultures en hydroponie

Les graines d'*Hirschfeldia incana* (Brassicaceae) et *Peganum harmala* (Asteraceae) sont récoltées entre les mois d'Avril et Juin à partir de populations qui poussent spontanément dans les couvertures phosphatées installées sur la mine Kettara en vue de la réhabilitation du site abandonné. Le choix des espèces a été basé sur la capacité de germination élevée des deux plantes. Les graines ont été séchées au soleil ensuite conservées dans des boîtes jusqu'à leurs utilisations.

Concernant *Hirschfeldia incana*, les graines ont été traitées séparément pendant 15 minutes avec l'eau de Javel, puis rincées 4 fois avec de l'eau distillée stérile. Ensuite, ces graines ont germé sur un milieu MS/2 (Murashige et Skoog, 1962), additionné de 1% (m/v) de saccharose et de 8g/l de MS d'agar (agar-agar, Sigma) dans des boîtes de Pétri. Les boîtes ont été placées pendant 48h à une température de 4 °C pour synchroniser la germination des graines. Les boîtes ont été ensuite placées verticalement dans une chambre de culture à 22 °C, avec une photopériode de 16h de jour pendant 15 jours. Pour *Peganum harmala*, les graines ont été trempées dans l'eau pendant une heure sous agitation magnétique. Les graines flottantes ont été éliminées.

La surface des graines a été désinfectée avec de l'eau de Javel et 2 gouttes de Twin 20 pendant dix minutes sous agitation, suivie d'un rinçage dans trois bains d'eau stérile. Ces graines ont été ensuite germées sur milieu MS/2, additionné de 1% (m/v) de saccharose et de 8 g/l de MS d'agar (agar-agar, Sigma) dans des boîtes de Pétri carrées (12 x 12 cm). Les boîtes ont été ensuite placées verticalement dans une chambre de culture à 22°C, avec une photopériode de 16h de jour pendant 20 jours (Figure 18).

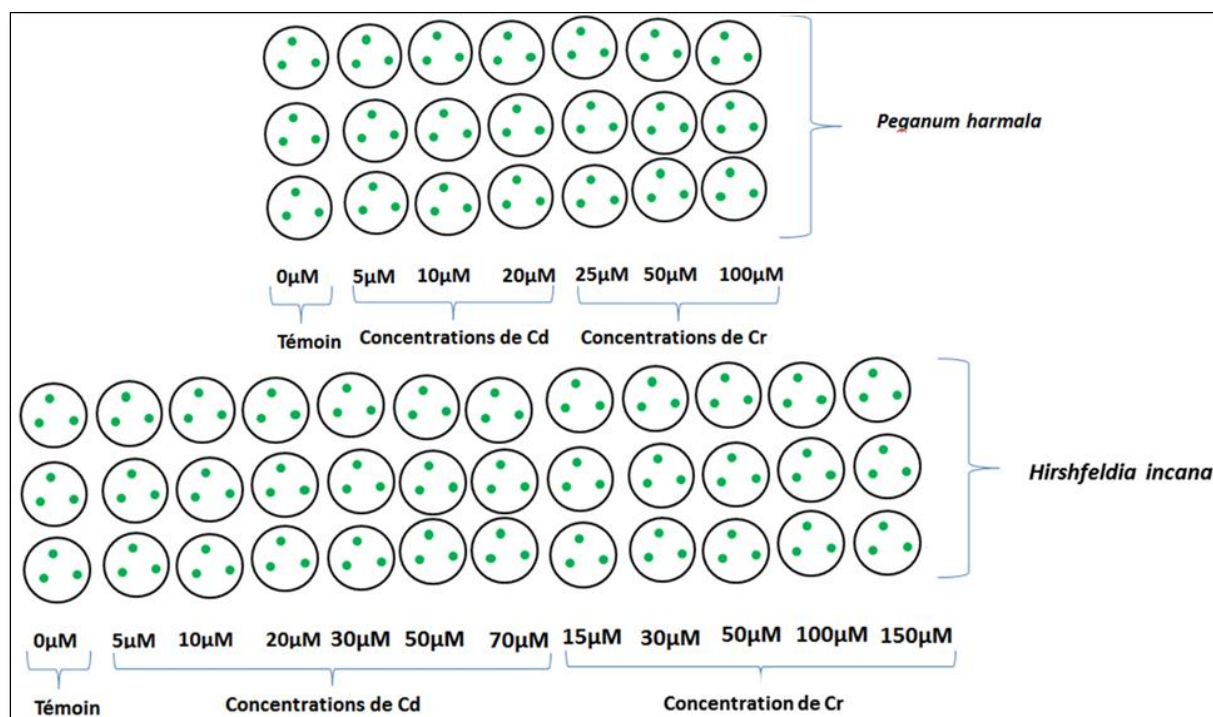


Figure 18: Schéma de la culture hydroponique de *Pegalum harmala* et *Hirshfeldia incana*

Après germination en conditions stériles, les germes de taille plus homogènes et droits sont transférés dans des supports individuels d'un système de culture hydroponique. Les plantules ont été transférées en hydroponique en présence d'une solution nutritive BD (Broughton and Dilworth, 1971). Ces plantules ont été traitées avec différentes concentrations de sulfate de cadmium [CdSO_4] et de chromate de potassium [K_2CrO_4]. Les pots (3 plantules/pot) sont placés dans une chambre de culture à 25°C et sous une photopériode de 16h d'éclairément et 8h d'obscurité. Le niveau de la solution nutritive est réajusté chaque semaine pour compenser le volume consommé (Photo 6).



Photo 6: La culture hydroponique

Le choix de ces deux métaux (Cr et Cd) a été basé sur les résultats de notre étude du chapitre V (El Berkaoui et al. 2021), et ces résultats ont montré des concentrations élevées en Cd et Cr dans les stériles de phosphates.

Pour le choix des différentes concentrations de Cr et Cd on s'est appuyé sur le seuil de toxicité et la bibliographie. Pour le Cr, les différentes concentrations qui ont été déterminées dans cette étude sont : 25, 50, et 100 μM pour *Peganum harmala* et 15, 30, 50, 100, et 150 μM pour *Hirschfeldia incana*. Concernant le Cd, les concentrations sont : 5, 10, et 20 μM pour *Peganum harmala* et 5, 10, 20, 30, 50 et 70 μM pour *Hirschfeldia incana* (Tableau 6).

Le traitement aux métaux s'est déroulé en 3 semaines pour *Hirschfeldia incana* et 4 semaines pour *Peganum harmala*. Le niveau de la solution a été ajusté chaque semaine pour compenser le volume consommé.

Tableau 6: La culture hydroponique de *Hirschfeldia incana* sous différentes concentrations de Cd et Cr

Plantes	Métaux (μM)		
	Témoin	Cd	Cr
<i>Peganum harmala</i>	0	5	25
	0	10	50
	0	20	100
<i>Hirschfeldia incana</i>	0	5	15
	0	10	30
	0	20	50
	0	30	100
	0	50	150
	0	70	-

3.2. Cultures en pot

Quatre espèces appartenant à quatre familles selon la nomenclature de la « Flore Pratique du Maroc » (Fennane et al. 1999, 2014) ont été sélectionnées : *Peganum harmala* (Nitrariaceae), *Hirschfeldia incana* (Brassicaceae), *Colocynthis vulgaris* (Cucurbitacées), et *Vicia sativa* (Fabaceae). La sélection de ces plantes a été basée sur la base de 5 critères : 1) La sélection des espèces avec un système racinaire moins profond pour empêcher les fissures provoquées par les racines des plantes dans les recouvrements de phosphates jusqu'aux rejets; 2) Le choix des espèces vivaces qui peuvent vivre plusieurs années, et en effet offrent un maintien de la couverture ; 3) La sélection des espèces avec une partie aérienne qui accumule moins de métaux,

pour empêcher le transfert des éléments toxiques à la chaîne alimentaire ; 4) Le choix des espèces qui contiennent une quantité importante de graines; 5) Le choix des plantes qui ont un pouvoir de germination élevé.

Pour la culture de ces plantes, trois types de sol ont été utilisés, un sol contaminé (phosphate) et deux sols non contaminés (tourbe et sol agricole). Nous avons utilisé 200g de substrat par pot pour la culture dans la tourbe, et 400g de substrat pour la culture dans les stériles de phosphates et dans le sol agricole.

Les graines des plantes sont mises à germer dans un dispositif expérimental constitué de 2 bacs. Chaque bac a été subdivisé en 21 parcelles, et chaque parcelle contient 3 graines. Les essais ont été réalisés en culture pure sans l'ajout des amendements et avec des graines sans aucun traitement préalable. Le semis a été effectué par enfouissement des graines de 2 à 3 cm de profondeur, et les bacs ont été arrosés chaque jour avec l'eau. Nous avons considéré qu'une graine a germé lorsque ses cotylédons apparaissaient au-dessus du sol.

Après la germination en conditions stériles, un total de 14 plantules a été utilisé pour chaque type de sol, avec une seule plantule dans chaque pot. La culture des espèces a été effectuée sous serre (Photo 7). Après une période de culture, les paramètres morphologiques et un dosage des pigments ont été déterminés après une période de culture pour chaque espèce (22 jours pour *Hirschfeldia incana*, *Peganum harmala* et *Vicia sativa*, et 47 jours pour *Colocynthis vulgaris*).



Photo 7: La culture en pot (1) : La culture des espèces sous serre (2) : Une plantule (3) : Le dispositif expérimental

3.3. Paramètres analytiques

3.3.1. Mesure de la biomasse moyenne de la partie aérienne et racinaire des plantes

Après prélèvements des plantules, nous avons procédé en une séparation des parties racinaires et aériennes, les racines sont rincées par l'eau distillée et épongées entre deux papiers filtres. Les parties racinaires et aériennes ont été placées dans du papier aluminium préalablement taré, puis la masse de matière fraîche a été mesurées en mg à l'aide d'une balance de précision.

3.3.2. Mesure de la longueur moyenne de la partie aérienne et racinaire des plantes

Après prélèvements des plantules, nous avons procédé en une séparation des parties racinaires et aériennes, les racines sont rincées par l'eau distillée et épongées entre deux papiers filtres. La longueur moyenne des parties aériennes et racinaires de chaque plantule a été exprimée en cm. La longueur moyenne de chaque partie a été mesurée avec une règle graduée.

3.3.3. Mesure de la surface foliaire des plantes

Après prélèvements des plantules, nous avons procédé en une séparation des parties racinaires et aériennes, les racines sont rincées par l'eau distillée et épongées entre deux papiers filtres. La surface foliaire a été déterminée à l'aide du logiciel ImageJ, les surfaces des feuilles de la plante ont été mesurées en Cm^2 .

3.3.4. Dosage des chlorophylles a et b

Les parties aériennes des plantules sont broyées dans de l'azote liquide. Environ 0,1 g de broyat est homogénéisé en présence de 1 ml d'acétone à 80%. Le liquide obtenu est centrifugé pendant 1 min à 10 000 rpm pour éliminer tout tissu solide restant. Après avoir étalonné l'appareil avec une solution témoin d'acétone à 80 %, la lecture est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre aux longueurs d'onde de 645 nm et 663 nm. Les valeurs des taux de chlorophylles a et b sont calculées à l'aide de l'équation suivante : $\text{Chl a} = 0.999A_{663} - 0.0989A_{645}$ et $\text{Chl b} = -0.328A_{663} + 1.77A_{645}$ (Bassa et al. 2012).

3.3.5. Dosage des anthocyanes

Les parties aériennes des plantules sont broyées dans de l'azote liquide. Environ 10-15 mg de broyat sont homogénéisés dans 1,5 mL de la solution d'extraction. Les échantillons sont ensuite incubés à 90°C pendant 3 minutes, puis centrifugés à 10 000 rpm pendant 2 minutes et le surnageant est ainsi récupéré dans un nouveau tube. La teneur totale en anthocyanes est estimée par spectrométrie. L'absorbance du surnageant est mesurée à 535 et à 650 nm, en utilisant la solution d'extraction comme blanc. La teneur en anthocyanes est exprimée en absorbance ($A_{535} - A_{650}$) par mg de matériel frais (Ticconi et al. 2001).

4. Analyses statistiques

Les données ont été analysées à l'aide d'un test de regroupement de Student-Newman-Keuls. Les moyennes et les écarts-types (ET) ont été calculés. Le test de Student-Newman-Keuls consiste en une procédure de comparaisons multiples par étapes utilisée pour identifier les différences statistiquement significatives entre les moyennes des échantillons. Dans cette étude, la signification statistique a été déclarée lorsque $p \leq 0,05$. L'analyse statistique des concentrations de métaux était basée sur le test d'analyse de variance (ANOVA) en utilisant le logiciel SPSS version 21.

CHAPITRE IV :

Evaluation du taux d'im- prégnation des substrats et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrotine

1. Introduction

Parmi les principaux polluants générés par les activités minières, les métaux et les métalloïdes sont particulièrement préoccupants. Ces éléments, naturellement non biodégradables, présentent une écotoxicité élevée et causent des dommages importants à l'environnement. Ainsi, il est essentiel de trouver des solutions pérennes pour limiter leur potentiel polluant (Briffa et al. 2020). Le programme de développement durable à l'horizon 2030, qui comprend 17 objectifs de développement durable (ODD), fait également référence à ce problème. D'ici 2030, la cible 15.3 des ODD vise à restaurer les terres et les sols dégradés, y compris les sites miniers abandonnés. Dans ce contexte, des stratégies de réhabilitation ont été développées pour prévenir la dispersion des polluants, stabiliser les surfaces, prévenir l'érosion et récupérer les sites miniers abandonnés (UN 2021 ; Peco et al. 2021).

Les plantes ont un rôle essentiel dans l'élimination des polluants et des substances dangereuses de l'environnement, et leur utilisation est efficace pour restaurer la fertilité des sols. L'utilisation de plantes dans les zones minières abandonnées pour prévenir l'érosion et pour la stabilisation des plantes est une technique de phytoremédiation qui vise à immobiliser et stabiliser les contaminants dans les sols pollués (Hughes et al. 2000 ; Wei et al. 2020).

La technique la plus importante dans la phytoremédiation est la phytostabilisation, qui permet d'établir un couvert végétal à la surface des sols pollués pour réduire non seulement la biodisponibilité et la mobilité des contaminants mais aussi leur disponibilité et ainsi empêcher le transfert d'éléments dans la chaîne alimentaire (Mendez et al. 2007 ; Pulford et al. 2003 ; Marques et al. 2009 ; Wang et al. 2017).

Ce type de technique de phytoremédiation doit non seulement se baser sur l'accumulation des métaux lourds mais aussi sur leur adaptation aux conditions édaphoclimatiques de la région. La solution est de sélectionner des plantes dominantes qui poussent spontanément dans la région

avec une capacité de phytoremédiation. La sélection des espèces végétales des zones contaminées est un critère important pour une future phytoremédiation systémique car elle permet de cibler des plantes capables de tolérer une forte concentration en métaux (Sarwar et al. 2017 ; Saxena et al. 2019 ; Rufo 2010 ; Liu et al. 2020 ; Párraga-Aguado et al. 2013 ; Zhu et al. 2018 ; Stylianou et al. 2020 ; Wu et al. 2021).

La mine de pyrrhotite abandonnée de Kettara, est une zone riche en métaux (Hakkou et al. 2008a, 2008b). Le problème de pollution de ce site minier est principalement dû au phénomène de DMA. Afin de réduire le DMA de ce site minier, des travaux antérieurs ont abouti à la construction d'un système de couverture hydrogéologique à base de déchets de phosphate pour réduire l'infiltration d'eau, afin de réhabiliter cet ancien site minier. Pour finaliser le plan de réhabilitation, une étude de végétation doit être réalisée, d'une part, pour développer un moyen efficace et peu coûteux de stabilisation du couvert et, d'autre part, pour assurer sa pérennité et donc la réintégration du sol (Bossé et al. 2013 ; Bossé et al. 2015 ; Khalil et al. 2013 ; Lghoul et al. 2012, 2014 ; Ouakibi et al. 2013).

Dans cette partie, l'accent a été mis sur la végétation indigène et spontanée dominante dans la mine de Kattara. Cette végétation a la capacité de tolérer de fortes concentrations de métaux, ainsi que de s'adapter aux conditions climatiques du site contaminé. En effet, il convient de sélectionner des végétaux capables de stabiliser la mine de Kettara en vue de développer la technique de phytoremédiation de la zone contaminée. Dans cette étude, une recherche a été faite pour évaluer la mobilité des métalloïdes, la phytodisponibilité et des métaux à la fois par des procédures d'extraction chimique et par l'analyse du transfert de métaux dans les pousses et les racines des plantes poussant dans la zone du site minier de Kettara. Cette caractérisation visait à identifier les espèces végétales pouvant être utilisées dans les programmes de phytostabilisation des plantes sur les sites miniers.

2. Résultat et discussion

2.1 Contenu total et disponibilité des métaux et métalloïdes dans les sols

La teneur totale en huit métaux et les écarts-types relatifs dans la zone des résidus et la zone des sols agricoles sont indiqués dans le tableau 7. Le Cu était significativement la teneur totale en métaux la plus élevée ($p < 0,05$) dans les deux zones, et elle était 2 fois plus élevée que les niveaux de toxicité avec une moyenne de 177,64 mg/kg dans les résidus et de 251,96 mg/kg dans le sol agricole. Le Pb était significativement la teneur totale en métal la plus élevée ($p < 0,05$) dans les résidus avec une moyenne de 116,80 mg/kg dépassant les niveaux de toxicité du Pb. Les teneurs en As enregistrées sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) que les niveaux de toxicité dans le sol agricole, avec une moyenne de 25,07 mg/kg.

CHAPITRE IV : Evaluation du taux d'imprégnation des substrats
et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrotine

Tableau 7: Concentrations totales et fractions mobiles et mobilisables des métaux et métalloïdes dans les sols rhizosphériques (moyenne ± écart type, pour trois répétitions) en mg/kg et pH.

	Zones	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	pH
Totale	Résidus	17.57 ± 2.07 ^{ab}	0.25 ± 0.05 ^b	8.41 ± 4.21 ^b	59.78 ± 17.73 ^c	177.64 ± 28.52 ^b	24.48 ± 3.44 ^b	116.80 ± 28.72 ^c	150.99 ± 49.22 ^b	6.87
	Sol agricole	25.07 ± 18.20 ^b	0.32 ± 0.12 ^b	8.81 ± 4.06 ^b	42.74 ± 4.78 ^b	251.96 ± 161.76 ^b	31.05 ± 4.44 ^c	94.48 ± 3.48 ^b	115.97 ± 8.49 ^b	7.34
Mobilisable EDTA	Résidus	0.15 ± 0.04 ^a	0.02 ^a	0.08 ± 0.05 ^a	-	7.37 ± 1.93 ^a	-	4.64 ± 3.53 ^a	2.89 ± 1.82 ^a	
	Sol agricole	0.26 ± 0.08 ^a	0.02 ^a	0.53 ± 0.45 ^a	-	4.72 ± 3.43 ^a	-	1.75 ± 0.90 ^a	2.07 ± 0.94 ^a	
Mobile CaCl ₂	Résidus	0.05 ^a	0.02 ^a	0.05 ^a	-	0.02 ^a	-	0.08 ± 0.04 ^a	0.05 ± 0.04 ^a	
	Sol agricole	0.05 ^a	0.02 ^a	0.05 ^a	-	0.02 ^a	-	0.07 ± 0.02 ^a	0.01 ^a	

La même lettre dans chaque colonne indique l'absence de différence significative selon le test de Student-Newman-Keuls à une limite de confiance de 95 % ($p \leq 0,05$).

En ce qui concerne le pH, les échantillons de sol rhizosphérique provenant de deux endroits différents ont révélé que le pH des sols variait entre 6,87 et 7,34. La zone environnante du site minier était légèrement alcaline, avec une acidité moyenne (6,87) dans les résidus et un pH neutre du sol agricole (7,34), ce qui est approprié pour une croissance et un développement normaux de la végétation.

Cette étude est en accord avec celle de [Khalil et al. \(2013\)](#) sur la contamination des sols de la mine de pyrrhotite au Maroc. Ils ont également trouvé des concentrations totales élevées d'As et de Cu dans les sols. Selon [Khalil et al. \(2013\)](#), le Cu a été rejeté principalement à partir des résidus miniers situés du côté nord de la zone d'étude, qui étaient associés aux stériles miniers provenant de l'exploitation de la pyrite et de la pyrrhotine. L'origine du Cu dans les résidus miniers était la chalcoppyrite ([Hakkou et al. 2008](#)), qui était présente dans la paragenèse minérale de Kettara ([Hibti et al. 1999](#)). Pour As, selon [Khalil et al. \(2013\)](#), la distribution spatiale de l'As dans le sol de Kettara a montré que l'origine de ce métal est anthropique dans les résidus miniers déposés. Ce minéral s'est répandu dans la zone d'étude principalement par les eaux de surface et le vent, suite à un lessivage des résidus miniers par AMD avec le processus d'altération. Concernant le Pb, cet élément a été lixivié de la galène contenue dans les résidus miniers par génération AMD. La galène a été laissée dans les déchets miniers lors de l'exploitation minière de Kettara.

De plus, ces résultats sont en accord avec une étude réalisée par [Wu et al. \(2021\)](#) sur l'accumulation de métaux dans les plantes indigènes d'une mine de pyrite en Chine. Semblables aux résultats de la présente étude, ils ont trouvé des concentrations élevées de Cu total dans les résidus et dépassaient de loin la norme de classe II pour la qualité de l'environnement et du sol en Chine.

Dans les deux zones, la fraction mobile (CaCl₂) des métaux et métalloïdes (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn) était proche de zéro et pratiquement insoluble ([Tableau 7](#)). Ceci indique que le

lessivage dans des conditions naturelles est très faible. Ces résultats sont probablement dus à la nature du substrat de pH qui était neutre à légèrement alcalin. Dans les deux zones d'étude, l'extraction à l'EDTA ne permet pas le relargage d'As (0,15 mg/kg dans les résidus, et 0,26 mg/kg dans le sol agricole), de Cd (0,2 dans les résidus, et 0,02 dans le sol agricole) et Co (0,08 dans les résidus et 0,53 dans le sol agricole). Cependant, il génère une quantité de métaux (Cu, Pb et Zn) suggérant qu'ils sont potentiellement disponibles. Cette fraction contenant des éléments traces acceptables peut être rejetée dans les solutions du sol. En fait, la disponibilité potentielle du métal peut être exprimée comme suit : $Cu > Pb > Zn > As > Co > Cd$.

L'impact toxique des métaux sur les écosystèmes et la santé humaine est causé par le contenu de leurs formes biodisponibles. Pour identifier les facteurs affectant la teneur en Cu, Pb et As biodisponibles, une analyse de corrélation a été effectuée et les résultats sont présentés à la [figure 19](#).

Pour Cu, les résultats de la teneur totale en Cu dans les résidus présentaient 2 % ($R^2 = 0,02$) de Cu biodisponible, et dans le sol agricole, la teneur totale en Cu présentait 0,4 % ($R^2 = 0,004$) de Cu biodisponible, ce qui signifie une très faible corrélation entre la teneur totale en Cu et ses fractions biodisponibles. Il en a été de même pour l'As dans le sol agricole dont la teneur totale en As présentait 1 % ($R^2 = 0,01$) d'As biodisponible. En revanche, le Pb a montré dans les résidus une corrélation moyenne avec une teneur en Pb total présentant 38 % ($R^2 = 0,383$) de Pb biodisponible.

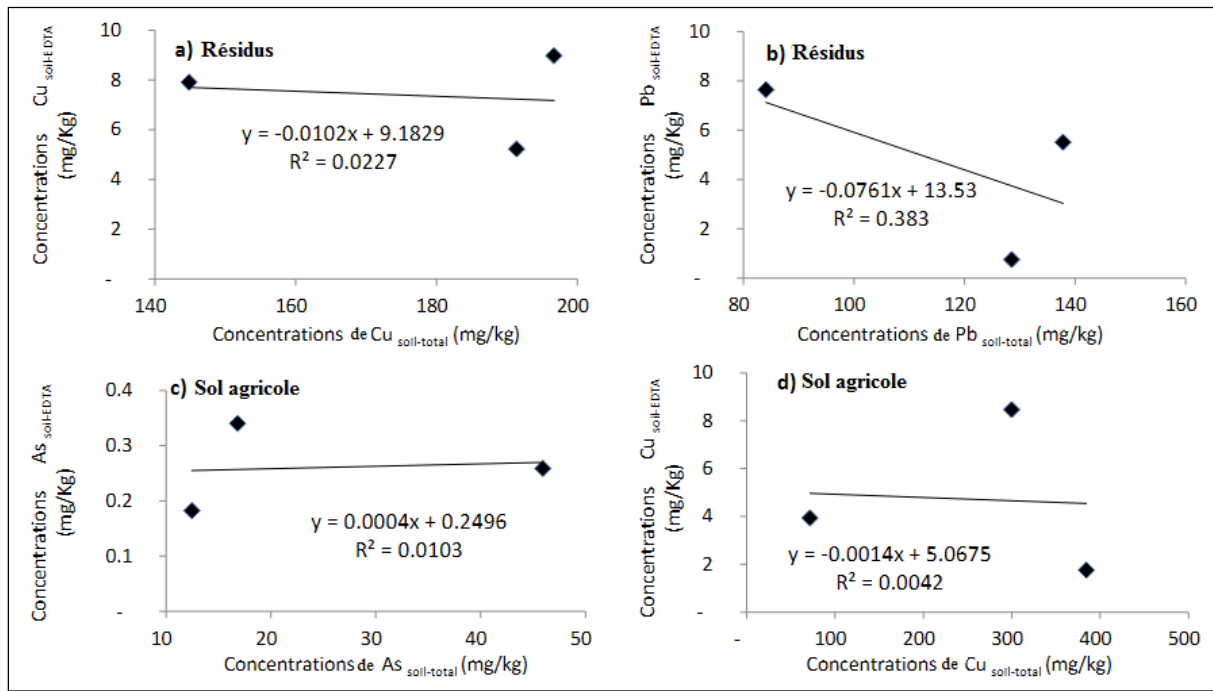


Figure 19: Corrélation entre la teneur totale (a) en Cu et (b) en Pb et ses fractions biodisponibles dans les résidus, et corrélation entre la teneur totale (c) en As et (d) en Cu et ses fractions biodisponibles dans les sols agricoles.

La faible corrélation est probablement conditionnée par la capacité de Cu et As à s'incorporer et à se lier à la matière organique du sol. Ils ne sont pas facilement lessivés dans le sol agricole et les résidus et deviennent biologiquement indisponibles (Ghazaryan et al. 2019).

2.2 Accumulation de métaux dans les plantes

Les métaux et métalloïdes dans les pousses et les racines des plantes dominantes collectées dans les deux zones sont présentés à la figure 20.

Les métaux Co, Cr et Pb présentait une concentration élevée et dépassaient le niveau de toxicité (Kabata-Pendias et al. 2010) dans les pousses et les racines de toutes les plantes des deux zones d'étude (Figure 18). Selon les différentes tolérances aux métaux d'une plante donnée, des gammes phytotoxiques de métaux et de métalloïdes examinés ont été rapportées par (Kabata-Pendias et al. 2010 ; Krämer et al. 2010), qui étaient <2–80 mg/kg pour As, 6–10 mg/kg pour Cd, 0,4– plusieurs mg/kg pour Co, 0,2–1 mg/kg pour Cr, 20–30 mg/kg pour Cu, 10–50 mg/kg pour Ni, 0,6–28 mg/kg pour Pb et 100–300 mg/kg pour Zn. La plus forte teneur en Cr a été

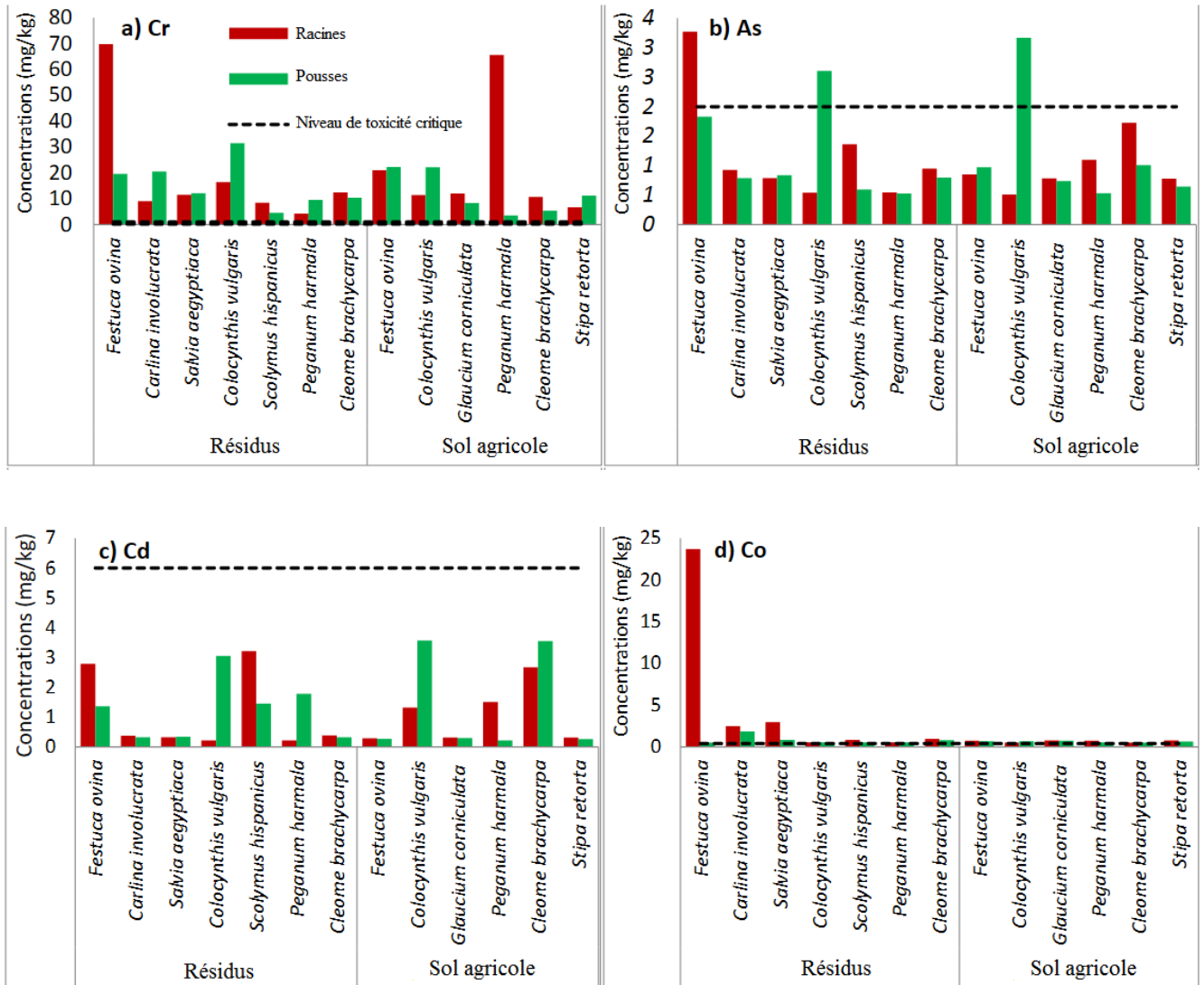
enregistrée dans les tissus de *Festuca ovina* des deux zones : avec une valeur de 69,69 fois le niveau de toxicité pour les racines dans les résidus, et avec une valeur de 22,27 fois le niveau de toxicité pour la partie aérienne dans le sol agricole. Un niveau élevé de Cr a également été enregistré dans les racines de *Peganum harmala* (65,4 fois, sol agricole) et dans les pousses de *Colocynthis vulgaris* (31,42 fois, résidus). La concentration la plus élevée de Co a été trouvée dans la zone des résidus, dans les racines de *Festuca Ovina* (59,17 fois le niveau de toxicité du Co) et dans les pousses de *Carlina involucrate* (4,6 fois le niveau de toxicité du Co). De plus, la concentration de Co dans les racines est beaucoup plus élevée que dans les pousses. Le rapport de la concentration de Co dans les racines aux pousses peut indiquer qu'un mécanisme de protection a été initié par les plantes fortement exposées au Co pour réduire l'absorption des métaux (Bakkaus et al. 2005). La valeur la plus marquante en Pb dans les pousses était dans *Colocynthis vulgaris* dans les deux zones (1,63 fois dans les résidus et 32,22 fois dans le sol agricole), et dans les racines de *Festuca ovina* (27,07 fois dans les résidus) et dans *Cleome brachycarpa* (33,02 fois dans le sol agricole).

Les résultats ont également montré des teneurs élevées en Cu dans les différentes parties de *Festuca ovina* (1,59 fois dans la pousse, 8,58 fois dans les racines) et de *Carlina involucrate* (30,70 fois dans les pousses, 5,36 fois dans les racines) poussées dans les résidus. Les concentrations d'As, Cd, Cu, Ni et Zn dans les tissus végétaux ont montré des valeurs inférieures à leur niveau de toxicité dans les pousses et les racines. Cela est probablement dû à la faible teneur biodisponible dans le sol, qui a entraîné un transfert réduit de métaux vers ces plantes avec des particularités physiologiques des plantes (Ghazaryan et al. 2019). Dans cette étude, les résultats n'ont indiqué aucune hyperaccumulation puisqu'aucune des concentrations d'As, Cr, Ni, Co, Cd, Cu, Pb et Zn dans les tissus végétaux n'a atteint des niveaux critiques, et ils se sont accumulés moins > 1000 mg/kg pour Pb, >100 mg/kg pour Cd, >1000 mg/kg pour As, >1000 mg/kg pour Cu, >1000 mg/kg pour Cr, >1000 mg/kg pour Co, >1000 mg/kg pour Ni, et > 10 000

CHAPITRE IV : Evaluation du taux d'imprégnation des substrats et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrotine

mg/kg pour Zn, respectivement, comme rapporté par (Kabata-Pendias 2010 ; Krämer 2010).

On peut conclure que les espèces végétales échantillonnées peuvent accumuler des métaux et des métalloïdes (As, Cu, Co, Cd, Ni, Cr, Pb et Zn) dans leurs pousses et leurs racines. Ces résultats pourraient indiquer que les espèces végétales poussant dans la mine abandonnée de Kettara tolèrent ces métaux.



CHAPITRE IV : Evaluation du taux d'imprégnation des substrats et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrhotine

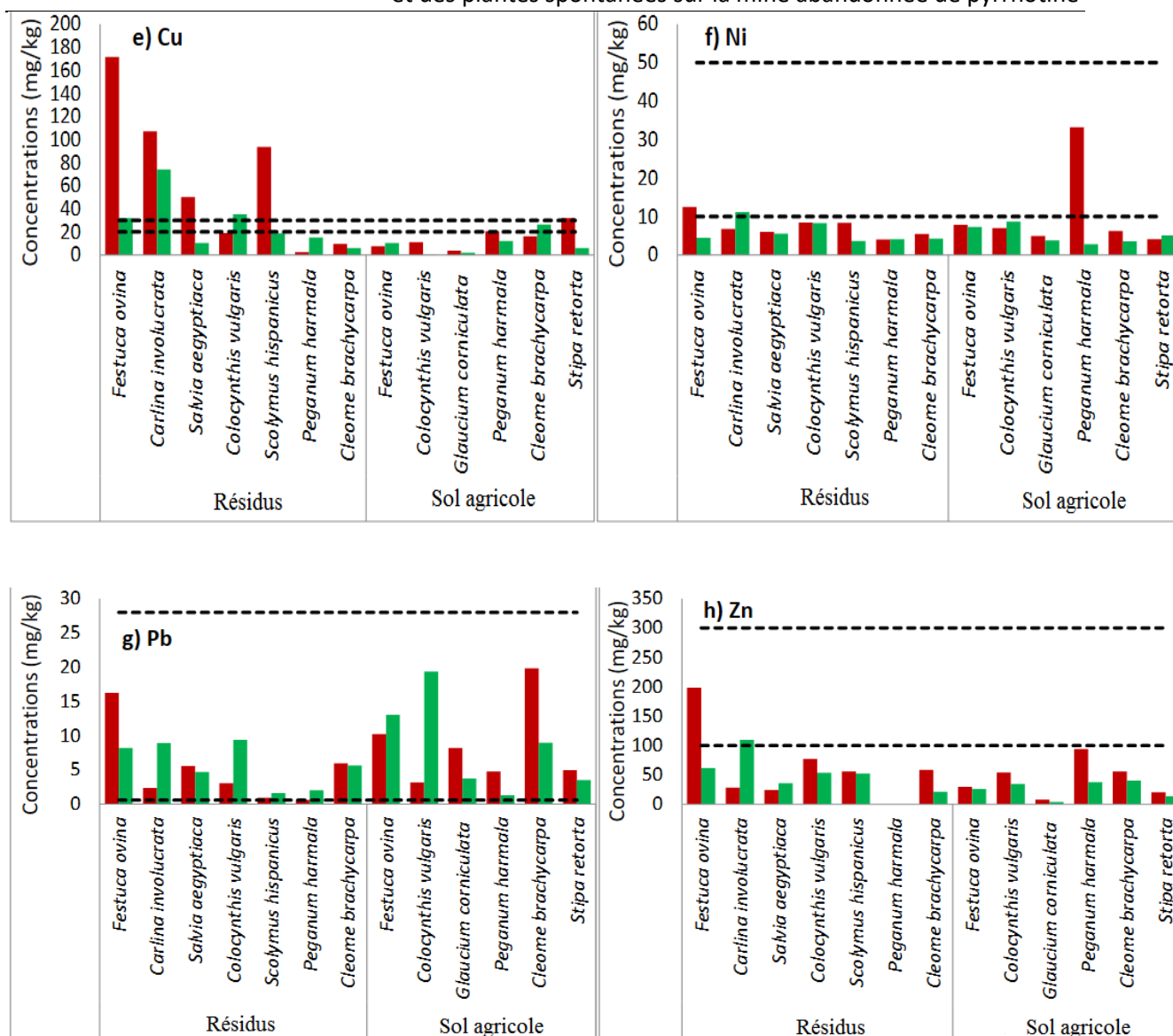


Figure 20: Concentration de (a) Cr, (b) As, (c) Cd, (d) Co, (e) Cu, (f) Ni, (g) Pb, et (h) Zn dans les pousses et les racines (mg/kg de poids sec) des espèces poussant dans les résidus et dans le sol agricole de la mine abandonnée de Kettara.

2.3 Potentiel de phytostabilisation des espèces végétales

La phytostabilisation des résidus miniers nécessite l'utilisation de plantes tolérantes aux métaux pour l'immobilisation des métaux et des métalloïdes dans le substrat des résidus (Mendez et al. 2008). Le facteur de bioconcentration est un indicateur significatif des espèces végétales pour l'aptitude à la phytostabilisation (Ghazaryan et al. 2019). Dans cette étude, aucune des plantes étudiées ne peut être classée comme hyperaccumulatrice (Kabata-Pendias 2010 ; Krämer 2010 ; Maestri et al. 2010). Cependant, la capacité de ces plantes à accumuler et à tolérer les métaux

sera utile pour la phytostabilisation. Le facteur de bioconcentration (BCF) et le facteur de translocation (TF) peuvent être utilisés pour estimer le potentiel d'une plante à des fins de phytostabilisation. Le FBC est défini comme le rapport de la concentration en métal dans les racines à celle dans le sol (Yoon et al. 2006 ; Sloan et al. 1997 ; Gupta and Sinha 2007). Selon Mac Farlane et al. (2007), TF est défini comme le rapport des concentrations de métaux dans les feuilles par rapport à ceux dans les racines. Les valeurs de FBC pour neuf espèces végétales dominantes des deux zones sont présentées dans le tableau 8. Les valeurs de FBC racinaire les plus élevées ont été enregistrées pour le Cd chez *Scolymus hispanicus* (12,61) et chez *Festuca ovina* (10,90) poussant dans les résidus ainsi que chez *Cleome brachycarpa* (8,35) dans le sol agricole. Ces espèces végétales sont bien développées dans ces zones et peuvent être utilisées à des fins de phytostabilisation. La teneur en Cd biodisponible dans le sol diminuera, ainsi la pollution du sol diminuera et le transfert de Cd aux chaînes alimentaires en quantités toxiques sera réduit.

Il convient de noter que le BCF indique différents contenus dans différents domaines. Dans les résidus, une teneur plus élevée en BCF en Co (2,82 mg/kg), Cr (1,17 mg/kg) et Zn (1,31 mg/kg) a été trouvée dans *Festuca ovina*, et une teneur plus élevée en Cd a été trouvée dans *Carlina involucrata* (1,45 mg/kg) et *Cleome brachycarpa* (1,49 mg/kg). Dans le sol agricole, *Peganum harmala* avait une teneur plus élevée en Cd (4,70 mg/kg) et en Cr (1,3 mg/kg). Cela peut s'expliquer par les différences de concentration des métaux dans le sol de ces deux zones, ainsi que par les activités physiologiques de certaines espèces végétales, qui peuvent avoir un impact direct sur la mobilisation des métaux. Toutes ces plantes avaient des valeurs de TF très faibles et peuvent être utilisées en phytostabilisation. Ces résultats sont en accord avec l'étude d'El Berkaoui et al. (2021) qui ont étudié la phytostabilisation du phosphate. Semblables aux résultats de la présente étude, ils ont trouvé que l'espèce *Festuca ovina* convenait à la phytostabili-

sation des phosphates. De plus, cette étude rejoint celle de [Wu et al. \(2021\)](#) sur la phytoremédiation d'une mine de pyrite en Chine. Comme les résultats de la présente étude, ils ont également trouvé des Asteraceae adaptées à la phytostabilisation des résidus miniers (*Chrysanthemum indicum*, *Conyza canadensis*, *Senecio scandens*). Les valeurs de TF étaient différentes dans les deux zones. Dans les résidus, les valeurs de TF les plus élevées (>1) ont été enregistrées dans la *Salvia aegyptiaca* pour As (1,06), Cr (1,06) et Zn (1,47) ; dans *Colocynthis vulgaris* pour As (4,81), Cd (14,06), Cr (1,91), Cu (1,84) et Pb (3,08); dans *Paganum harmala* pour Cd (8,11), Cr (2,25), Cu (6,31), Ni (1,03) et Pb (3,37). Les valeurs de TF les plus élevées dans le sol agricole ont été détectées chez *Festuca ovina* pour As (1,15), Cr (1,06), Cu (1,41) et Pb (1,27) ; dans *Colocynthis vulgaris* pour As (6,20), Co (1,34), Cr (1,94), Ni (1,24) et Pb (6,10) ; chez *Cleome brachycarpa* pour Cu (1,62) ; dans *Stipa retorta* pour Cr (1,67) et Ni (1,25). Cela indique que ces plantes ont transféré des métaux à leurs pousses. Toutes ces plantes avaient de faibles valeurs de BCF et peuvent convenir à des fins de phytoextraction.

CHAPITRE IV : Evaluation du taux d'imprégnation des substrats
et des plantes spontanées sur la mine abandonnée de pyrrhotine

Tableau 8: Facteur de bioconcentration (BCF) et facteur de translocation (TF) des éléments traces dans les espèces échantillonnées dans les résidus et le sol agricole.

Zones	Espèces	BCF								TF							
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Résidus	<i>Festuca ovina</i>	0.19	10.90	2.82	1.17	0.97	0.51	0.14	1.31	0.56	0.49	0.02	0.28	0.19	0.36	0.50	0.31
	<i>Carlina involucrata</i>	0.05	1.45	0.30	0.15	0.60	0.28	0.02	0.19	0.85	0.85	0.74	2.27	0.69	1.65	3.75	3.87
	<i>Salvia aegyptiaca</i>	0.04	1.23	0.35	0.19	0.28	0.25	0.05	0.16	1.06	1.06	0.28	1.06	0.21	0.92	0.84	1.47
	<i>Colocynthis vulgaris</i>	0.03	0.85	0.06	0.27	0.11	0.35	0.03	0.51	4.81	14.06	0.96	1.91	1.84	0.98	3.08	0.69
	<i>Scolymus hispanicus</i>	0.08	12.61	0.10	0.14	0.53	0.34	0.01	0.37	0.44	0.45	0.63	0.54	0.20	0.43	1.76	0.94
	<i>Peganum harmala</i>	0.03	0.86	0.07	0.07	0.01	0.16	0.01	nd	0.96	8.11	0.96	2.25	6.31	1.03	3.37	nd
	<i>Cleome brachycarpa</i>	0.05	1.49	0.11	0.21	0.05	0.22	0.05	0.39	0.84	0.84	0.84	0.83	0.62	0.78	0.95	0.37
	Sol agricole	<i>Festuca ovina</i>	0.03	0.89	0.08	0.49	0.03	0.25	0.11	0.25	1.15	0.92	0.92	1.06	1.41	0.93	1.27
<i>Colocynthis vulgaris</i>		0.02	4.12	0.06	0.27	0.04	0.22	0.03	0.47	6.20	2.70	1.34	1.94	0.02	1.24	6.10	0.64
<i>Glaucium corniculata</i>		0.03	0.98	0.09	0.28	0.01	0.16	0.09	0.07	0.94	0.94	0.94	0.69	0.53	0.76	0.46	0.50
<i>Peganum harmala</i>		0.04	4.70	0.08	1.53	0.08	1.07	0.05	0.81	0.49	0.14	0.73	0.05	0.59	0.08	0.27	0.40
<i>Cleome brachycarpa</i>		0.07	8.35	0.06	0.25	0.06	0.20	0.21	0.48	0.58	1.33	0.98	0.50	1.62	0.57	0.45	0.72
<i>Stipa retorta</i>		0.03	0.97	0.09	0.16	0.13	0.13	0.05	0.18	0.82	0.82	0.82	1.67	0.19	1.25	0.71	0.68

3. Conclusion

Cet article visait à déterminer le potentiel des espèces végétales abandonnées de la zone de la mine Kettara pour la phytoremédiation des sols contaminés. L'étude a montré que les résidus miniers sont contaminés par du Cu et du Pb alors que les sols agricoles sont contaminés par de l'As et du Cu. Une corrélation significative a été trouvée entre le sol total et la fraction métallique Pb biodisponible, alors qu'une faible corrélation a été trouvée pour As et Cu. Les teneurs en métaux de neuf espèces examinées récoltées dans deux zones ont révélé que les espèces végétales diffèrent dans leur capacité à accumuler des métaux. Les pousses de la plupart des espèces végétales accumulent moins de métaux que leurs racines, ce qui montre la capacité de la plante à absorber/fixer ces métaux par les racines mais ensuite à limiter leur mobilité à l'intérieur. Cela indique la capacité des plantes à équilibrer la translocation et l'absorption des métaux dans des conditions polluées. *Scolymus hispanicus*, *Festuca ovina*, *Cleome brachycarpa*, *Carlina involucrata* et *Peganum harmala* ont montré des valeurs de FBC plus élevées que les quatre autres espèces végétales dominantes. Dans les espèces végétales mentionnées ci-dessus, les valeurs de TF sont faibles, ce qui montre leur capacité de phytostabilisation. En effet, ces espèces sont adaptées à une utilisation dans la phytoremédiation de la zone minière de Kettara. La sélection des espèces est basée sur l'accumulation de métaux dans les racines et les pousses des plantes, et des études détaillées sont nécessaires pour étudier le potentiel de phytoremédiation de ces espèces dans la culture en pot et la recherche sur le terrain. Ces espèces pourraient également être de bons modèles pour la phytostabilisation des déchets phosphatés et, par conséquent, la réalisation de la dernière phase du projet de réhabilitation de la mine Kettara.

CHAPITRE V : Phytostabili- sation des déchets de phos- phate utilisé comme cou- verture de Store-and Re- lease pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

1. Introduction

L'exploitation minière et les opérations de traitement des minéraux associées génèrent souvent des impacts environnementaux sur la qualité de l'air, de l'eau et du sol. La surface des déchets miniers peut entraîner une perte de biodiversité et les déchets sont exposés à l'érosion (Sonter et al. 2018 ; More et al. 2003 ; Wasi et al. 2012). Les métaux et les métalloïdes sont les principaux polluants générés par les activités minières. Il est intéressant de trouver des solutions durables pour éliminer ou limiter leurs risques sur l'environnement. Malgré des niveaux de toxicité élevés, la plupart des sites contaminés par des métaux ont souvent une flore diversifiée qui tolère apparemment leurs niveaux de toxicité. L'étude de la capacité de détoxification, d'immobilisation ou d'absorption des métaux par ces flores résistantes à la toxicité pourrait permettre d'évaluer les risques associés au transfert potentiel de métaux au sein de l'écosystème ; en outre, il peut également être utilisé comme outil de remédiation du sol.

La mine abandonnée de Kettara, est un bon exemple de zone génératrice de DMA. Une conception de réhabilitation réussie pour ce site minier a été testée dans des cellules expérimentales utilisant un système récupération hydrogéologique de type stockage, dérivation et libération (SDR). Ce système de couverture permet de réduire les infiltrations d'eau et est considéré comme l'une des technologies les moins chères et les plus prometteuses, adaptée aux pays à climat sec comme le Maroc. Le système de couverture SDR testé consistait à recouvrir les déchets générateurs de DMA d'une couche de 1 m de déchets de phosphate qui réduisait l'infiltration d'eau et diminuait efficacement la production de DMA (Bossé et al. 2013, 2015, 2016 ; Knidiri et al. 2017).

Les déchets de phosphate ont été générés par la mine de Gantour, qui exploite le phosphate dans une région proche de la mine de Kettara. Afin de finaliser et de compléter la conception proposée, des recherches supplémentaires sont nécessaires. Une couverture végétale doit être construite pour stabiliser la couverture des déchets miniers de phosphate et contrôler son érosion.

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

La revégétalisation vise également à permettre au site minier de revenir progressivement à l'écosystème naturel ainsi qu'à préparer son utilisation future. Cette réhabilitation est jugée efficace et assez écologique et économique (Cooke et al. 2002). Le choix des essences candidates à la revégétalisation se fait selon plusieurs critères. Premièrement, les plantes doivent pouvoir pousser sur les déchets de phosphate avec le moins d'amendement possible. Deuxièmement, ils ne doivent pas avoir un système racinaire développé qui pourrait compromettre l'intégrité de la couverture. Il est également nécessaire de choisir des végétaux à faible concentration en métaux et à faible potentiel de translocation afin de limiter le risque de transfert de polluants tout au long de la chaîne alimentaire.

Des investigations préliminaires ont été réalisées sur le site afin d'inventorier les espèces indigènes et d'orienter le choix des espèces végétales à étudier pour la revégétalisation (Zine et al. 2018). Dans cette partie, l'approche est appliquée directement à la végétation spontanée de la couverture phosphatée en évaluant et en comparant les concentrations des différents métaux et métalloïdes existants. L'objectif est de définir une procédure de sélection parmi les plantes spontanées en fonction de leur capacité d'absorption des métaux et métalloïdes dans leur système racinaire, permettant ainsi la phytostabilisation du site minier de Kettara.

2. Résultat et discussion

2.1 Accumulation de métaux dans les déchets de phosphate

Les concentrations totales moyennes de métaux et de métalloïdes dans la couverture de déchets de phosphate et leurs écarts-types sont reportées dans le [tableau 9](#). En général, par rapport à leurs valeurs critiques, les résultats montrent que la concentration totale de Cd (10,67 mg/kg) était plus de trois fois supérieure à sa valeur critique (3,0 mg/kg). De même, les teneurs totales en Chrome (Cr) et Cuivre (Cu) représentent 138,04 mg/kg et 119,86 mg/kg, dépassant les niveaux critiques de toxicité de 100 mg/kg. Ces résultats révèlent que les déchets de phosphate étaient contaminés par Cr, Cu et Cd. En revanche, les concentrations totales en As, Co, Ni, Pb

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride et Zn étaient inférieures à leurs valeurs critiques, le Co présentant le pourcentage le plus faible (1,44 %) de son niveau tolérable. Par rapport à leurs niveaux tolérables, ces concentrations en métaux varient d'environ 25,07 % pour le Ni à 53,15 % pour l'As, indiquant ainsi une contamination faible à modérée (Tableau 9).

Tableau 9: Concentrations totales, fractions mobiles et mobilisables des métaux et métalloïdes dans les sols rhizosphériques (moyenne \pm SD, pour trois répétitions) en mg/kg, pH et indice de pollution des sols (IPs) (sans unité). Les données sur les fractions mobiles et mobilisables sont exprimées en pourcentages des différentes fractions par rapport au total dans les déchets de phosphate.

Paramètres	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	IPs	pH
Totale	Moyenne	10.63 \pm 1.91	10.67 \pm 4.03	0.72 \pm 0.16	138.04 \pm 47.72	119.86 \pm 59.89	25.07 \pm 9.35	27.28 \pm 15.42	104.70 \pm 14.34	
	Valeurs critiques ^a	20.00	3.00	50.00	100.00	100.00	100.00	100.00	300.00	
Mobilisable	Moyenne	0.11 \pm 0.06	0.22 \pm 0.07	< 0.05	-	2.35 \pm 0.64	-	0.24 \pm 0.13	2.57 \pm 1.05	0.94 7.53
EDTA	Pourcentage moyen	0.011 \pm 0.006	0.02 \pm 0.01	< 0.07	-	0.02 \pm 0.01	-	0.011 \pm 0.007	0.03 \pm 0.01	
Mobile CaCl2	Moyenne	< 0.05	< 0.02	< 0.05	-	< 0.02	-	< 0.06	< 0.01	
	Pourcentage moyen	< 0.005	< 0.002	< 0.07	-	< 0.002	-	< 0.003	< 0.0001	

^a Les concentrations maximales admissibles d'éléments traces dans les sols agricoles (Kabata-Pendias et al. 2010)

Les fractions mobile et mobilisable sont exprimées en pourcentage de la concentration extraite par rapport à la concentration totale des déchets phosphatés (Tableau 9). Nos résultats ont montré que la fraction mobilisable était systématiquement supérieure à la fraction mobile pour tous les métaux considérés. En général, la fraction mobile était presque nulle pour la plupart des métaux considérés. Les fractions mobilisables sont restées faibles, représentant 0 à 2,57% de la concentration en métal, Zn étant la plus élevée suivie de Cu puis Pb, Cd, As et Co. Ainsi, les métaux étudiés n'étaient vraisemblablement pas solubles et donc difficilement assimilables par les plantes. Les plantes spontanées qui se sont développées sur la couverture de déchets de phosphate peuvent avoir une certaine tolérance au substrat, qui a fourni des conditions de croissance relativement favorables. En effet, l'analyse a montré que le sol présentait un faible pourcentage moyen d'EDTA et de CaCl2 de la concentration totale en As, Cd, Co, Cu, Pb et Zn. Ces résultats sont en accord avec les découvertes précédentes Galfati et al. 2011 qui ont étudié l'accumulation des métaux dans les plantes indigènes poussant sur un sol riche en phosphate en

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride Tunisie. Semblables aux résultats de la présente étude, ils ont trouvé des concentrations totales élevées de Cr et de Cu dans le sol. Ils ont indiqué que le sol était contaminé par du Cr et du Cu, dont la fraction mobile était presque nulle, suggérant que leur lessivage était faible dans les conditions naturelles. En général, les fractions mobiles et mobilisables disponibles sont plus indicatives que la quantité totale de métaux lourds, car ces formes peuvent prédire le risque d'absorption de métaux par les plantes et sa mobilité dans le système (Li et al. 2007). Nos résultats indiquent que la valeur du pH (7,53) était neutre à légèrement alcaline sur les déchets phosphatés, en raison de sa nature calcaire, qui a probablement contribué à l'immobilisation des métaux, et ne présentait donc aucun risque immédiat pour l'environnement. Selon Hakkou et al. (2009), il subsistait une forte concentration de phosphates dans les déchets de couverture (P₂O₅ 9,7–19,6 % en poids). Comme on sait que le phosphate immobilise le Pb, cela pourrait expliquer la faible concentration et disponibilité du Pb. Une approche pour estimer les concentrations globales de métaux dans un échantillon de sol repose sur l'indice de pollution du sol (IP). Pour les résultats de cette étude, la valeur PI_s (0,94) était légèrement inférieure à 1, suggérant que dans l'ensemble, les déchets de phosphate n'étaient pas contaminés par des métaux malgré une forte contamination par Cd, Cu et Cr.

2.2 Dépistage des espèces végétales indigènes dans les déchets de phosphate

Les plantes sont apparues en plus grand nombre sur le substrat de couverture que sur les conditions édaphiques dominantes de la région. Cette observation peut être liée au potentiel de survie et aux caractéristiques de ces plantes, comme leur capacité à se développer rapidement, à survivre dans des sites arides et à être résistantes à la sécheresse (Yang et al. 2014). De plus, les plantes herbacées à graines fines ou légères peuvent être facilement distribuées par le vent et sont plus susceptibles de former une tolérance aux métaux lourds (Mikołajczak et al. 2017). Les différentes espèces ont montré une différence significative ($p \leq 0,05$) entre la longueur des par-

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

ties aériennes qui variait de 4 à 70 cm. Quant aux racines, elles étaient peu profondes et n'entraient pas profondément dans le couvert. Ils variaient entre 5 et 19 cm de profondeur. Ces tailles de racines confirment le choix initial de plantes au système racinaire peu développé afin de préserver l'intégrité du couvert (Tableau 5).

2.3 Concentrations de métaux lourds dans les tissus végétaux

La concentration des métalloïdes et métaux étudiés dans les pousses et les racines des espèces végétales sont présentées dans les tableaux 10 et 11, respectivement. Les concentrations de Cr et Co étaient significativement plus élevées ($p \leq 0,05$) que les autres métaux, tant dans les racines que dans les pousses, dans la plupart des échantillons de plantes de la couverture phosphatée. Une différence statistiquement significative a été observée entre les concentrations de Cr dans les plantes ($p \leq 0,05$). La concentration de Cr dans les racines variait de 3,08 à 49,77 mg/kg et dans les pousses de 3,05 à 14,70 mg/kg, les concentrations maximales étant trouvées dans les racines d'*Herniaria cinerea* et les pousses d'*Asphodelus tenuifolius*. Les concentrations de Cr dans les parties racinaires et les pousses de *Chrysanthemum coronarium* et *Herniaria cinerea*, dans les racines de *Herniaria cinerea* et *Festuca ovina* et dans les pousses de *Plantago afra* ont dépassé le niveau phytotoxique (Kabata-Pendias 2010). Les concentrations moyennes de Co dans les différentes parties des plantes étudiées variaient de 0,51 à 2,02 mg/kg. La concentration la plus élevée de Co a été observée dans les racines de *Festuca ovina* (2,02 mg/kg) et les pousses d'*Echium plantagineum* (<0,68 mg/kg). Les concentrations de Co dans la plupart des plantes étudiées dépassaient largement le niveau phytotoxique (Krämer 2010), ce qui était probablement lié à une concentration élevée de Co dans les déchets de phosphate du site minier de Kettara. L'*Aizoon hispanicum*, l'*Emex spinosa*, le *Plantago afra* et le *Spergularia rubra* ont accumulé du Co dans les deux pousses. La concentration de Co était plus élevée dans les racines que dans les pousses sauf chez *Emex spinosa* et *Hirschfeldia incana*, suggérant une translocation restrictive vers les pousses. Dans une moindre mesure, la concentration de Ni et de Zn

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

présentait une différence significative chez les plantes et était légèrement supérieure au niveau minimum pour certaines espèces de plantes ($p \leq 0,05$). Les concentrations de zinc variaient de 43,91 mg/kg à 182,88 mg/kg dans les racines et de 22,73 à 211,97 mg/kg dans les pousses ($p \leq 0,05$), avec la valeur la plus élevée dans les racines de *Plantago afra* et les pousses de *Spergularia rubra*. Concernant les niveaux phytotoxiques de Zn (100–300 mg/kg) (Kabata-Pendias 2010), cinq espèces végétales ont accumulé une quantité excessive de Zn dans les racines : *Aizoon hispanicum*, *Plantago afra*, *Herniaria cinerea*, *Spergularia rubra* et *Reichardia tingitana* et trois autres dans leurs pousses : *Hirschfeldia incana*, *Reichardia tingitana* et *Spergularia rubra*. La concentration moyenne de Ni dans les racines et les pousses des espèces végétales variait de 1,98 à 45,93 mg/kg avec un maximum dans les racines d'*Herniaria cinerea* et les pousses d'*Asphodelus tenuifolius*. En revanche, les concentrations d'As et de Pb dans la biomasse des plantes étaient significativement faibles ($p \leq 0,05$) parmi les espèces végétales étudiées, allant de 0,54 à 15,98 pour l'As et de traces non détectables à 55,96 mg/kg pour le Pb. Par rapport à la teneur en éléments traces dans les plantes générales (Kabata-Pendias 2010), les concentrations d'As et de Pb dans les espèces étudiées sont inférieures au niveau phytotoxique excessif. Au total, les concentrations de Cd et de Cu dans les espèces végétales étaient faibles, allant de traces non détectables à 28,72 mg/kg pour le Cd et de traces non détectables à 111,22 mg/kg pour le Cu.

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

Tableau 10: Concentration de métaux traces dans les racines (mg/kg de poids sec) des espèces poussant dans la couverture de déchets de phosphate à la mine abandonnée de Kettara (chaque valeur représente la moyenne \pm l'écart-type d'au moins 3 répétitions).

Espèces	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>Aizoon hispanicum</i>	2.03 \pm 1.22 ^a	3.65 \pm 1.43 ^a	0.96 \pm 0.54 ^a	8.12 \pm 2.65 ^{ab}	23.77 \pm 7.03 _{abc}	3.64 \pm 1.56 ^{ab}	22.55 \pm 3.02 ^b	162.86 \pm 64.97 ^{bc}
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	1.30 \pm 0.07 ^a	7.10 \pm 3.20 ^a	1.30 \pm 0.07 ^a	30.01 \pm 17.88 _{ab}	6.53 \pm 3.81 ^a	9.48 \pm 4.04 ^{ab}	12.51 \pm 2.56 ^{ab}	50.90 \pm 12.98 ^a
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	2.37 \pm 0.68 ^a	5.36 \pm 2.93 ^a	0.69 \pm 0.18 ^a	46.95 \pm 15.29 ^c	9.94 \pm 4.11 ^{ab}	3.86 \pm 0.66 ^{ab}	14.22 \pm 1.55 ^{ab}	60.59 \pm 7.71 ^a
<i>Echium plantagineum</i>	1.85 \pm 1.55 ^a	nd	1.3 \pm 0.74 ^a	6.21 \pm 1.42 ^{ab}	24.28 \pm 8.34 _{abc}	5.21 \pm 0.21 ^{ab}	nd	43.91 \pm 25.7 ^a
<i>Emex spinosa</i>	1 \pm 0.44 ^a	6.95 \pm 1.78 ^a	0.52 \pm 0.02 ^a	4.37 \pm 0.28 ^{ab}	30.63 \pm 9 _{abc}	3.98 \pm 1.59 ^{ab}	2.83 \pm 0.75 ^a	70.62 \pm 5.82 ^{ab}
<i>Eryngium ilicifolium</i>	2.80 \pm 0.99 ^a	2.04 \pm 1.61 ^a	0.56 \pm 0.05 ^a	6.22 \pm 1.47 ^{ab}	4.34 \pm 2.30 ^a	3.89 \pm 1.54 ^{ab}	3.19 \pm 0.58 ^a	54.55 \pm 22.25 ^a
<i>Festuca ovina</i>	2.02 \pm 0.61 ^a	8.17 \pm 3.41 ^a	2.02 \pm 0.61 ^a	31.67 \pm 10.93 ^c	48.23 \pm 24.63 ^c	15.11 \pm 6.54 ^c	5.40 \pm 0.25 ^a	74.32 \pm 10.77 ^{ab}
<i>Herniaria cinerea</i>	15.98 \pm 5.74 ^b	6.18 \pm 2.14 ^a	<0.91 ^b	49.77 \pm 27.13 ^c	111.22 \pm 34.36 _d	45.93 \pm 5.10 ^d	55.96 \pm 19.92 ^c	127.92 \pm 7.47 ^{abc}
<i>Hirschfeldia incana</i>	<0.69 ^a	4.59 \pm 1.95 ^a	<0.54 ^a	3.08 \pm 0.56 ^a	5.1 \pm 1.27 ^a	3.14 \pm 2.01 ^a	0.88 \pm 0.49 ^a	44.19 \pm 9.52 ^a
<i>Plantago afra</i>	1.94 \pm 0.16 ^a	28.72 \pm 19.15 ^b	<2.25 ^a	7 \pm 1.67 ^{ab}	32.97 \pm 17.66 _{abc}	10.89 \pm 4.55 ^{bc}	5.33 \pm 2.28 ^a	182.88 \pm 60.18 ^c
<i>Reichardia tingitana</i>	0.84 \pm 0.29 ^a	nd	<0.63 ^a	4.62 \pm 1.08 ^{ab}	nd	3.95 \pm 0.32 ^{ab}	0.85 \pm 0.21 ^a	120.97 \pm 82.59 _{abc}
<i>Scolymus hispanicus</i>	0.73 \pm 0.3 ^a	4.73 \pm 1.4 ^a	<0.51 ^a	6.02 \pm 3.78 ^{ab}	27.91 \pm 12.08 _{abc}	2.27 \pm 0.01 ^a	2.57 \pm 0.63 ^a	64.9 \pm 31.5 ^{ab}
<i>Spergularia rubra</i>	1.21 \pm 0.54 ^a	6.01 \pm 0.35 ^a	<0.7 ^a	7.87 \pm 4.54 ^{ab}	9.59 \pm 5.36 ^{ab}	5.53 \pm 2.45 ^{ab}	<0.80 ^a	151.50 \pm 89.51 _{abc}
Niveaux de toxicité ¹	<2-80	6-10	0.4-several	0.2-1	20-30	10-50	0.6-28	100-300
Niveaux critiques d'hyperaccumulation ²	>1000	>100	>1000	>1000	>1000	>1000	>1000	>10,000

La même lettre dans chaque colonne indique l'absence de différence significative selon le test de Student-Newman-Keuls à une limite de confiance de 95 % ($p \leq 0,05$). 1 Niveau de toxicité critique ; 2 Seuil pour les hyper-accumulateurs (Kabata-Pendias et al. 2010 ; Krämer et al. 2010).

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

Tableau 11: Concentration de métaux traces dans les pousses (mg/kg de poids sec) des espèces végétales collectées poussant dans la couverture de déchets de phosphate dans la mine abandonnée de Kettara (chaque valeur représente la moyenne \pm l'écart-type d'au moins)

Espèces	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>Aizoon hispanicum</i>	1.58 \pm 0.74 ^{ab}	7.59 \pm 3.62 ^a	<0.51 ^a	6.34 \pm 3.46 ^{abc}	25.68 \pm 4.52 ^a	3.24 \pm 0.33 ^{ab}	12.89 \pm 3.94 ^{abc}	83.57 \pm 12.82 ^{ab}
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	0.64 \pm 0.1 ^a	2.61 \pm 0.07 ^a	<0.57 ^a	14.70 \pm 6.74 ^c	11.45 \pm 8.02 ^a	6.69 \pm 1.52 ^{ab}	4.72 \pm 0.32 ^a	22.73 \pm 5.79 ^{ab}
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	<0.54 ^a	3.40 \pm 1.15 ^a	<0.52 ^a	4.19 \pm 1.90 ^a	10.83 \pm 1.47 ^a	3.97 \pm 1.01 ^{bc}	4.91 \pm 2.02 ^a	50.20 \pm 8.01 ^c
<i>Echium plantagineum</i>	2.52 \pm 0.91 ^b	6.75 \pm 1.85 ^a	<0.68 ^a	6.94 \pm 3.89 ^{abc}	0.24 \pm 0.07 ^a	4.09 \pm 1.81 ^a	17.71 \pm 4.74 ^{bcd}	93.42 \pm 25.63 ^{ab}
<i>Emexspinosa</i>	<0.56 ^a	8.75 \pm 2.80 ^a	<0.53 ^a	3.05 \pm 0.90 ^a	9.29 \pm 3.87 ^a	2.19 \pm 0.53 ^{ab}	1.45 \pm 0.41 ^{abc}	44.95 \pm 9.02 ^{ab}
<i>Eryngium ilicifolium</i>	1.39 \pm 0.62 ^{ab}	5.11 \pm 3.71 ^a	<0.54 ^a	9 \pm 1.68 ^{abc}	9.74 \pm 0.06 ^a	4.41 \pm 0.23 ^a	1.62 \pm 0.73 ^a	33.21 \pm 13.19 ^{ab}
<i>Festuca ovina</i>	<0.55 ^a	2.56 \pm 0.89 ^a	<0.58 ^a	8.33 \pm 3.66 ^{abc}	11.30 \pm 5.12 ^a	3.92 \pm 0.14 ^{ab}	4.79 \pm 2.88 ^{cd}	97.31 \pm 50.53 ^{ab}
<i>Herniaria cinerea</i>	1.58 \pm 0.54 ^{ab}	nd	<0.52 ^a	13.74 \pm 7.63 ^{bc}	30.62 \pm 13.54 ^a	4.29 \pm 1.67 ^a	13.90 \pm 7.49 ^{cd}	99.84 \pm 27.58 ^{ab}
<i>Hirschfeldia incana</i>	1.27 \pm 0.94 ^{ab}	2.44 \pm 0.69 ^a	<0.57 ^a	9.54 \pm 2.67 ^{abc}	<0.23 ^a	2.72 \pm 1.1 ^{ab}	11.68 \pm 6.2 ^{abc}	100.4 \pm 47.11 ^{ab}
<i>Plantago afra</i>	2.49 \pm 1.39 ^b	5.61 \pm 3.52 ^a	<0.54 ^a	10.53 \pm 0.63 ^{abc}	60.56 \pm 32.752 ^b	4.24 \pm 1.27 ^a	7.27 \pm 0.99 ^{abc}	81.14 \pm 13.46 ^{ab}
<i>Reichardia tingitana</i>	<0.55 ^a	nd	<0.55 ^a	4.84 \pm 1.39 ^a	31.24 \pm 20.34 ^a	4.24 \pm 0.64 ^{ab}	3.01 \pm 2.05 ^d	147.13 \pm 107.06 ^{ab}
<i>Scolymus hispanicus</i>	1.20 \pm 0.98 ^{ab}	5.20 \pm 0.11 ^a	<0.51 ^a	5.31 \pm 3.26 ^{ab}	nd	1.98 \pm 0.30 ^{ab}	nd	82.91 \pm 7.9 ^{bc}
<i>Spergularia rubra</i>	2.34 \pm 1.21 ^{ab}	7.23 \pm 1.71 ^a	0.52 \pm 0.01 ^a	8.80 \pm 0.19 ^{abc}	16.43 \pm 6.14 ^a	6.21 \pm 0.94 ^c	2.22 \pm 1.26 ^{abc}	211.97 \pm 90.41 ^{ab}
Niveaux de toxicité ¹	<2–80	6–10	0.4–several	0.2–1	20–30	10–50	0.6–28	100–300
Niveaux critiques ² d'hyperaccumulation	>1000	>100	>1000	>1000	>1000	>1000	>1000	>10,000

La même lettre dans chaque colonne indique l'absence de différence significative selon le test de Student-Newman-Keuls à une limite de confiance de 95 % ($p \leq 0,05$). 1 Niveau de toxicité critique, 2 Seuil pour les hyper-accumulateurs (Kabata-Pendias et al. 2010 ; Krämer et al. 2010).

Les concentrations de Cd dans les espèces végétales étaient inférieures au niveau phytotoxique excessif sauf pour *Plantago afra* avec 28,72 mg/kg dans les racines. La concentration en Cu était significativement plus élevée que les niveaux de toxicité, au sens statistique ($p \leq 0,05$) dans les parties aériennes et racinaires de *Plantago afra* (60,56 et 32,97 mg/kg, respectivement), et dans la partie racinaire de *Herniaria cinerea* (111,22 mg /kg) et *Festuca ovina* (48,23 mg/kg). La concentration de Cu dans toutes les autres espèces était inférieure au niveau phytotoxique excessif. La présente étude révèle que de nombreuses espèces végétales spontanées peuvent coloniser les déchets phosphatés. Au total, 13 espèces végétales appartenant à 10 familles ont été collectées. Des études antérieures (Kabata-Pendias 2010 ; Chaney 1989) ont indiqué que les concentrations phytotoxiques de métaux dans toutes les plantes spontanées avaient tendance à

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

être beaucoup plus élevées dans les racines que dans les pousses et ont attribué cela à une éventuelle immobilisation de métaux lourds dans les vacuoles des cellules racinaires (Shanker et al. 2004), rendant ainsi les moins toxiques. Dans le même contexte, notre analyse révèle que toutes les espèces avaient une concentration en Cr significativement plus élevée ($p \leq 0,05$) dans les racines que dans les pousses sauf pour *Eryngium ilicifolium*, *Hirschfeldia incana*, *Plantago afra* et *Sperularia rubra* qui avaient une concentration en Cr plus élevée dans les pousses que dans les racines. Pour *Emex spinosus*, *Festuca ovina* et *Herniaria cinerea*, leurs racines avaient une concentration plus élevée de Cu dans les racines que dans les pousses, et de même pour *Plantago afra*, *Asphodelus tenuifolius* et *Festuca ovina*, leurs racines avaient une concentration élevée en Cd. Il est important de noter que le système racinaire avait une capacité d'absorption des métaux et inhibait l'accumulation excessive dans les pousses. Il s'agit probablement d'une réponse naturelle des plantes à un niveau élevé de toxicité.

Le Cr n'est pas un élément essentiel, mais il existe des rapports sur sa stimulation de la croissance des plantes à de faibles concentrations en culture en solution ou lorsqu'il est ajouté directement au sol. Cependant, ces observations restent encore inexplicables et nécessitent des investigations complémentaires (Bollard 1983). Co est un métal de transition non essentiel pour les plantes, tandis que le cuivre est un métal important pour la croissance des plantes et joue un rôle nécessaire dans la composition enzymatique pour la photosynthèse et la synthèse des protéines (Yang et al. 2014 ; Małecka et al. 2009 ; Pålsson et al. 1989 ; Castagna et al. 2014 ; Bonanno et al. 2010 ; Rodriguez et al. 2015). Généralement, les concentrations de métaux dans les espèces végétales est une préoccupation majeure pour la revégétalisation d'un site contaminé par des métaux. Selon les normes internationales (NCR 2005), notre étude a révélé que la concentration des métaux dans les parties aériennes des espèces échantillonnées étaient inférieures aux limites réglementaires des normes américaines de toxicité pour les animaux domestiques pour le pâturage du bétail (Cd < 10 mg /kg, Zn < 500 mg/kg, Pb < 100 mg/kg). Selon Baker

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride (1981), les plantes ont deux stratégies de tolérance aux métaux, soit par exclusion, soit par accumulation de métaux. Dans cette étude, une concentration élevée de certains métaux dans l'espèce végétale indique une accumulation de ces métaux lourds, dans le cadre de sa stratégie de tolérance. Concernant la stabilisation des métaux dans les zones contaminées, Wei et al. (2005) soutiennent que l'exclusion des métaux est préférable car les plantes ont une tolérance élevée aux métaux et une faible translocation vers les tissus aériens, ce qui réduit le risque de transfert de métaux vers l'écosystème par les tissus aériens des plantes et de contamination de la chaîne alimentaire.

2.4 Facteur de translocation et facteur de bioaccumulation

Le tableau 12 présente les facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) des espèces végétales et des métaux étudiés. Toutes les espèces végétales ont présenté un FBC < 1 pour Cr et Cu. Cependant, certains d'entre eux avaient la capacité de transloquer Cr et Cu (TF > 1) vers leurs parties aériennes. Ceux-ci comprenaient *Echium plantagineum*, *Eryngium ilicifolium*, *Hirschfeldia incana*, *Plantago afra*, *Reichardia tingitana* et *Spergularia rubra* pour la translocation de Cr ; et *Aizoon hispanicum*, *Asphodelus tenuifolius*, *Chrysanthemum coronarium*, *Eryngium ilicifolium*, *Plantago afra* et *Spergularia rubra* pour la translocation de Cu. Outre ces espèces végétales, toutes les autres ont limité l'accumulation de Cr et de Cu dans leur biomasse aérienne. Toutes les espèces végétales ont montré un FBC < 1 pour le Cd, à l'exception de *Plantago afra* (FBC = 2,69). Toutes les espèces végétales ont limité l'accumulation de Cd dans leurs racines. Cinq espèces végétales n'avaient pas la capacité de transférer le Cd qu'aux parties aériennes avec des valeurs de TF significativement supérieures à 1 ($p \leq 0,05$) (*Scolymus hispanicus*, *Emex spinosus*, *Echium plantagineum*, *Spergularia rubra* et *Aizoon hispanicum*). Parmi les plantes échantillonnées, six espèces à savoir *Aizoon hispanicum*, *Asphodelus tenuifolius*, *Echium plantagineum*, *Festuca ovina*, *Herniaria cinerea* et *Plantago afra* ont montré des valeurs de BCF significativement supérieures à 1 ($p \leq 0,05$) et TF < 1 pour Co, indiquant que

ces espèces retenaient le Co dans leurs racines et limitaient sa mobilité des racines aux pousses une fois absorbées par les racines des plantes. Par conséquent, ils pourraient être étiquetés comme de bons candidats pour la phytostabilisation du Co. Toutes les espèces végétales ont montré un faible FBC pour As, Pb et Ni, à l'exception de *Herniaria cinerea* qui présentait un FBC remarquablement élevé et un faible niveau de TF pour ces métaux (Tableau 12). Cette espèce peut être utilisée pour la phytostabilisation de Pb, Ni et As. En revanche, *Echium plantagineum*, *Hirschfeldia incana*, *Plantago afra*, *Scolymus hispanicus* et *Spergularia rubra* ont montré des valeurs de TF significativement supérieures à 1 ($p \leq 0,05$) pour Pb et As. Parmi les plantes échantillonnées, trois espèces étaient les plus adaptées à la phytostabilisation du Zn. Ce sont *Aizoon hispanicum*, *Plantago afra* et *Herniaria cinerea* qui ont montré des valeurs de BCF significativement supérieures à 1 ($p \leq 0,05$) et TF < 1. Cependant, quatre autres espèces ont présenté un TF élevé de Zn qui a atteint 2,28 et 2,40 en *Echium plantagineum* et *Hirschfeldia incana*, respectivement (Tableau 11).

Tableau 12: Facteur de bioconcentration (BCF) et facteur de translocation (TF) des éléments traces dans les espèces échantillonnées dans la couverture des déchets de phosphate.

Espèces	BCF								TF							
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>Aizoon hispanicum</i>	0.19 ^a	0.34 ^a	1.34 ^a	0.06 ^{ab}	0.20 ^{abc}	0.15 ^{ab}	0.83 ^b	1.56 ^{bc}	0.80 ^a	2.36 ^a	0.64 ^{cdef}	0.74 ^{ab}	1.11 ^{ab}	0.95 ^{abcd}	0.56 ^a	0.56 ^a
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	0.12 ^a	0.67 ^a	1.81 ^a	0.22 ^{abc}	0.05 ^{ab}	0.38 ^{abc}	0.46 ^{ab}	0.49 ^a	0.49 ^a	0.42 ^a	0.43 ^{abcd}	0.60 ^{ab}	1.88 ^{ab}	0.77 ^{abcd}	0.39 ^a	0.45 ^a
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	0.22 ^a	0.66 ^a	0.96 ^a	0.34 ^c	0.08 ^{abc}	0.15 ^{ab}	0.52 ^{ab}	0.58 ^{ab}	0.24 ^a	0.54 ^a	0.78 ^{defg}	0.09 ^a	1.23 ^{ab}	1.07 ^{abcd}	0.34 ^a	0.83 ^a
<i>Echium plantagineum</i>	0.17 ^a	0.12 ^a	1.81 ^a	0.04 ^{ab}	0.20 ^{abc}	0.21 ^{ab}	0.07 ^a	0.42 ^a	2.06 ^a	14.07 ^a	0.55 ^{bcde}	1.09 ^{ab}	0.01 ^a	0.78 ^{abcd}	14.07 ^b	2.28 ^b
<i>Emex spinosa</i>	0.09 ^a	0.65 ^a	0.72 ^a	0.03 ^{ab}	0.26 ^{abc}	0.16 ^{ab}	0.10 ^a	0.67 ^{ab}	0.65 ^a	1.26 ^a	1.02 ^g	0.70 ^{ab}	0.35 ^{ab}	0.59 ^{abcd}	0.56 ^a	0.65 ^a
<i>Eryngium ilicifolium</i>	0.26 ^a	0.19 ^a	0.78 ^a	0.05 ^{ab}	0.04 ^a	0.16 ^{ab}	0.12 ^a	0.52 ^a	0.49 ^a	6.60 ^{ab}	0.96 ^{fg}	1.49 ^b	2.67 ^b	1.26 ^d	0.49 ^a	0.62 ^a
<i>Festuca ovina</i>	0.19 ^a	0.77 ^a	2.80 ^a	0.23 ^{bc}	0.40 ^c	0.60 ^c	0.20 ^a	0.71 ^{ab}	0.28 ^a	0.34 ^a	0.30 ^{abc}	0.28 ^{ab}	0.26 ^{ab}	0.30 ^{ab}	0.88 ^a	1.29 ^{ab}
<i>Herniaria cinerea</i>	1.50 ^b	0.58 ^a	16.91 ^b	0.36 ^c	0.93 ^d	1.83 ^d	2.05 ^c	1.22 ^{abc}	0.11 ^a	0.21 ^a	0.05 ^a	0.28 ^{ab}	0.30 ^{ab}	0.09 ^a	0.24 ^a	0.78 ^a
<i>Hirschfeldia incana</i>	0.06 ^a	0.43 ^a	0.74 ^a	0.02 ^a	0.04 ^{ab}	0.13 ^{ab}	0.03 ^a	0.42 ^a	2.08 ^a	0.56 ^a	1.08 ^g	3.21 ^c	0.05 ^a	0.96 ^{abcd}	16.99 ^b	2.40 ^b
<i>Plantago afra</i>	0.18 ^a	2.69 ^b	3.13 ^a	0.05 ^{ab}	0.28 ^{abc}	0.43 ^{bc}	0.20 ^a	1.75 ^c	1.33 ^a	0.31 ^a	0.25 ^{ab}	1.57 ^b	2.63 ^b	0.41 ^{abc}	1.42 ^a	0.47 ^a
<i>Reichardia tingitana</i>	0.08 ^a	0.81 ^a	0.87 ^a	0.03 ^{ab}	0.38 ^{bc}	0.16 ^{ab}	0.03 ^a	1.16 ^{abc}	0.67 ^a	0.84 ^a	0.88 ^{efg}	1.04 ^{ab}	0.76 ^{ab}	1.07 ^{abcd}	3.83 ^a	1.20 ^{ab}
<i>Scolymus hispanicus</i>	0.07 ^a	0.44 ^a	0.71 ^a	0.04 ^{ab}	0.23 ^{abc}	0.09 ^a	0.09 ^a	0.62 ^{ab}	1.95 ^a	1.13 ^a	1.00 ^{fg}	0.88 ^{ab}	0.44 ^{ab}	0.87 ^{abcd}	1.86 ^a	1.41 ^{ab}
<i>Spergularia rubra</i>	0.11 ^a	0.57 ^a	0.71 ^a	0.06 ^{ab}	0.08 ^{abc}	0.22 ^{ab}	0.03 ^a	1.45 ^{abc}	0.80 ^a	2.36 ^a	0.64 ^{cdef}	0.74 ^{ab}	1.11 ^{ab}	0.95 ^{abcd}	0.56 ^a	0.56 ^a

La même lettre dans chaque colonne indique l'absence de différence significative selon le test de Student-Newman-Keuls à une limite de confiance de 95 % ($p \leq 0,05$).

En ce qui concerne les résultats actuels, le facteur de bioconcentration (BCF) des espèces végétales étudiées était significativement plus élevé pour Co ($p \leq 0,05$) suivi de Zn, Cd, Pb, Ni et As. Six espèces ont montré des valeurs de FBC > 1 pour un, deux, trois ou quatre métaux : Cd, Co, As, Zn, Ni et Pb. *Herniaria cinerea* est apparue la plus efficace pour la bioconcentration

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

quatre métaux dans ses racines (As, Co, Ni, Pb et Zn), et *Herniaria cinerea*, avec son bon potentiel d'accumulation d'As, Co, Ni, Pb et Zn, peut être proposée à utiliser dans la phytostabilisation de ces métaux à la fois dans les couvertures de déchets de phosphate ainsi que dans les sites contaminés par Cd, Co et Cu en général. *Plantago afra* avait la capacité d'accumuler du Cd, du Co et du Zn dans ses racines et peut être utilisé dans la phytostabilisation du Cd, du Co et du Zn. On sait que la plupart des espèces du genre *Plantago afra* sont apparues comme capables d'accumuler de grandes quantités de Zn (Gutiérrez-Ginés et al. 2015). *Aizoon hispanicum* avait le potentiel d'accumuler du Co et du Zn et peut donc être un bon candidat pour la phytostabilisation du Co et du Zn, alors qu'*Asphodelus tenuifolius*, *Festuca ovina*, *Spergularia rubra* et *Echium plantagineum* avaient la capacité d'accumuler un seul métal (Co). Ces espèces tolérantes aux métaux avec un FBC significativement élevé et un faible TF peuvent être utilisées pour la phytostabilisation de la couverture de déchets de phosphates du site minier de Kettara.

2.5 Espèces végétales candidates à la phytostabilisation

Dans une technique de phytostabilisation pour l'assainissement de sites contaminés, la sélection d'espèces végétales appropriées est essentielle. En présence de fortes concentrations de métaux, les plantes doivent avoir un faible taux de translocation des métaux des racines vers les pousses (Wong 2003 ; Alvarenga et al. 2008 ; Tordoff et al. 2000 ; Mendez and Maier 2007). Dans la présente étude, le choix et l'évaluation des plantes candidates pour la phytostabilisation de la couverture des déchets phosphatés dépendent du facteur de bioconcentration (BCF) et du facteur de translocation (TF) (Wu et al. 2011). Selon Yoon et al. (2006), les espèces végétales avec un BCF supérieur à 1 et un faible TF pourraient être considérées comme candidates à la phytostabilisation, tandis que les espèces végétales avec un TF supérieur au BCF pourraient être utilisées pour la phytoextraction. D'après cette caractérisation et parmi les 13 espèces végétales

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride étudiées, *Hernaria cinerea* (As, Co, Ni, Pb et Zn), *Plantago afra* (Cd, Co et Zn), *Aizoon hispanicum* (Co et Zn), *Echium plantagineum* (Co), *Asphodelus tenuifolius* (Co) et *Festuca ovina* (Co) avaient un BCF supérieur à 1 et un faible TF. De plus, ces espèces ont des racines peu profondes qui peuvent s'étendre horizontalement pour coloniser les revêtements phosphatés et développer une bonne couverture en un temps relativement court. De plus, six de ces espèces ont accumulé des concentrations beaucoup plus faibles de métaux et de métalloïdes dans leurs parties aériennes. La faible translocation des racines vers les parties aériennes indique que ces espèces ont des caractéristiques utiles pour la phytostabilisation des revêtements phosphatés. Cependant, ces six espèces présentaient de grandes différences dans leurs valeurs de concentration maximale. Pour faciliter la comparaison, les concentrations de métaux dans leurs pousses et leurs racines ont été normalisées en divisant les concentrations des pousses et des racines par leurs maximas respectifs, et les concentrations des racines ont reçu des valeurs négatives à des fins de tracé. Les résultats sont ensuite triés par ordre croissant en fonction de la concentration des pousses. Cette procédure de normalisation a été effectuée pour les 6 espèces végétales et les 3 métaux qui ont enregistré des niveaux de concentration supérieurs à la fourchette autorisée, à savoir Cd, Cu et Cr (Figure 21). Cette analyse révèle que l'espèce végétale ayant la plus faible concentration de métal dans sa partie aérienne pour un métal lourd donné est le meilleur candidat pour la phytostabilisation du substrat vis-à-vis de ce métal.

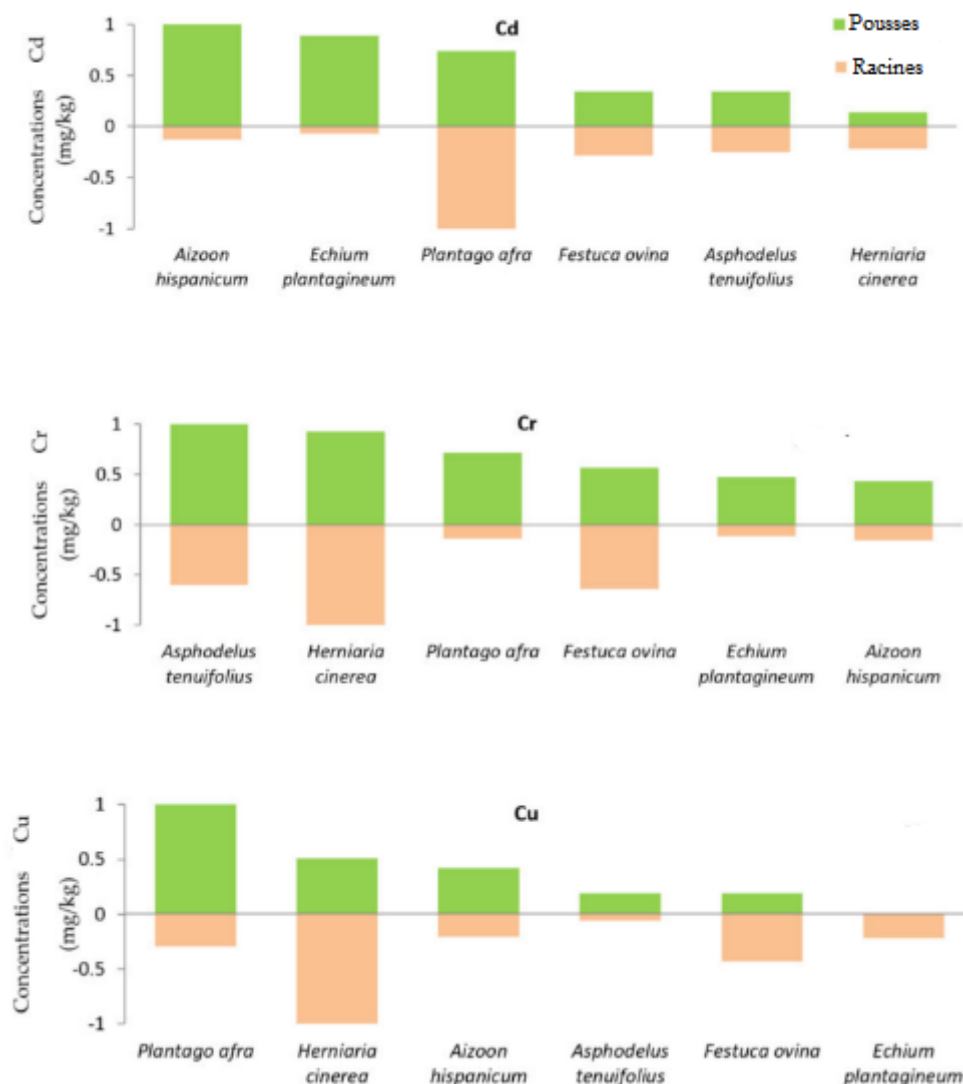


Figure 21: Plantes candidates pour la phytostabilisation des recouvrements de phosphate par ordre croissant d'accumulation dans les pousses des métaux Cd, Cr et Cu. Les concentrations dans les racines ont été affectées de valeurs négatives pour les besoins du tracé

Nos résultats ont également montré qu'un total de 6 espèces avec un TF supérieur à 1 et un FBC faible pourraient être idéales pour la phytoextraction d'un ou de tous les métaux dans les sols contaminés. Il convient toutefois de noter que *Aizoon hispanicum*, *Asphodelus tenuifolius*, *Echium plantagineum*, *Festuca ovina* et *Plantago afra* peuvent avoir un potentiel de phytostabilisation et/ou de phytoextraction différent selon les régions où la saison de croissance et d'autres stress environnementaux peuvent affecter les performances et les caractéristiques de l'accumulation de métaux lourds de la plante. De plus, la colonisation des déchets miniers par

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride

ces espèces tolérantes aux métaux réduirait efficacement la mobilité des métaux et l'érosion des sols, et limiterait également la dégradation de l'environnement.

Plus précisément, nous avons pu identifier au plus une plante appropriée pour la phytostabilisation des déchets calcaires phosphatés pour le Cd (*Plantago afra*), et six plantes pour la phytoextraction du phosphate pour chacun des Cu (*Aizoon hispanicum*, *Asphodelus tenuifolius*, *Chrysanthemum coronarium*, *Eryngium ilicifolium*, *Plantago afra* et *Spergularia rubra*) et Cr (*Echium plantagineum*, *Eryngium ilicifolium*, *Hirschfeldia incana*, *Plantago afra*, *Reichardia tingitana* et *Spergularia rubra*). Les espèces végétales sont classées par ordre croissant de la plante la moins accumulatrice de métal à la plante la plus accumulatrice de métal dans les pousses, donc la plus adaptée à la phytostabilisation des déchets calcaires phosphatés pour le métal. Ces plantes comprennent *Aizoon hispanicum*, *Asphodelus tenuifolius*, *Echium plantagineum*, *Festuca ovina*, *Plantago afra* et *Hernaria cinerea*. Notre sélection est basée sur l'accumulation de métaux dans les parties superficielles de la plante.

3. Conclusion

Dans cette étude, plusieurs espèces végétales indigènes ont été étudiées pour végétaliser les déchets de phosphate. Le choix des espèces végétales a été basé principalement sur leur tolérance aux éléments traces contenus dans les déchets phosphatés, et leur faible capacité à transloquer ces métaux vers leurs parties aériennes. Les principaux métaux et métalloïdes (As, Cd, Co, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr) sont dosés chez 13 plantes dominantes colonisant naturellement la couverture stockante et leurs sols rhizosphériques. Les résultats ont montré que la couverture phosphatée contenait des concentrations élevées en Cr (138,04 mg/kg), Cu (119,86 mg/kg) et Cd (10,67 mg/kg) dépassant les valeurs seuils réglementaires (Cr > 100 mg/kg, Cu > 100 mg/kg, Cd > 3 mg/kg). Les plantes étudiées n'ont révélé aucune hyperaccumulation de métaux et métalloïdes, et des concentrations plus faibles dans les pousses que dans les racines. Six espèces (*Plantago afra*, *Festuca ovina*, *Aizoon hispanicum*, *Hernaria cinerea*, *Echium plantagineum*

CHAPITRE V : Phytostabilisation des déchets de phosphate utilisé comme
couverture de Store-and Release pour contrôler le drainage minier acide dans un climat semi-aride
et Asphodelus tenuifolius) ont des facteurs de bioconcentration supérieurs à 1 et des facteurs de
translocation faibles, les identifiant comme des candidats appropriés pour la phytostabilisation
de la couverture phosphatée.

CHAPITRE VI :

Essais en pots de plantes

intéressante à la phytosta-

bilisation des stériles de

phosphate

1. Introduction

L'industrie minière affecte l'environnement en engendrant une contamination des eaux et des sols, l'érosion des sols et une perte de biodiversité (FAO, 2009 ; ELAW, 2010). Au Maroc et plus précisément la mine de pyrrhotite de Kettara, laissant en place sans réhabilitation de grandes quantités de rejets miniers constitués de roches stériles et de résidus (Hakkou et al. 2008a, 2008b, 2009).

Pour réduire le risque de propagation de la pollution inhérente aux dépôts de résidus miniers, la phytostabilisation pourrait être la solution ; il s'agit en fait d'une stratégie de traitement qui peut être utilisée même lorsque la teneur en métal du substrat est élevée. Cette technique non intrusive a été étudiée dans de nombreux pays principalement avec l'essai d'une seule espèce à la fois (Kumpiene et al. 2018).

Dans le cas de la mine abandonnée de Kettara, un programme de réhabilitation de cette mine utilisant des déchets de phosphate a été effectué (El Berkaoui et al. 2021, 2022). L'établissement des plantes indigènes à faible développement racinaire seront utilisées pour assurer une couverture végétale pour les phosphates. Le couvert végétal limitera la dissémination des polluants dans le milieu environnant en empêchant la dispersion atmosphérique des particules fines des substrats et en réduisant les transferts hydriques.

L'identification et la sélection de plantes appropriées pour phytostabilisation de la mine sans affecter l'équilibre de l'écosystème sont une tâche difficile. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à *Vicia sativa*, *Peganum harmala*, *Hirschfeldia incana*, et *Colocynthis vulgaris*. Ces espèces indigènes permettent de travailler avec des plantes adaptées aux conditions de Kettara. Les plantes sont des herbacées qui ont la capacité d'accumulé moins de métaux dans la partie aérienne afin d'empêcher le transfert des éléments toxiques vers la chaîne alimentaire (El Berkaoui et al. 2021 ; 2022).

Ce chapitre vise à comparer des espèces indigènes cultivées sur le sol de phosphate avec le sol agricole et la tourbe (des sols témoins). Nous nous sommes intéressés à l'étude de la croissance de *Vicia sativa*, *Peganum harmala*, *Hirschfeldia incana*, et *Colocynthis vulgaris* tolérantes aux métaux et de leur potentiel en tant qu'outil de stabilisation des déchets de phosphates.

2. Résultat et discussion

2.1 Germination et effet du type de sol sur la croissance des plantes

Les résultats de germination d'espèces végétales cultivées dans le phosphate, le sol agricole et la tourbe après 22 jours du repiquage chez *Hirschfeldia incana*, *Peganum harmala* et *Vicia sativa*, et 47 jours du repiquage chez *Colocynthis vulgaris* ont été présentés sur la Figure 22.

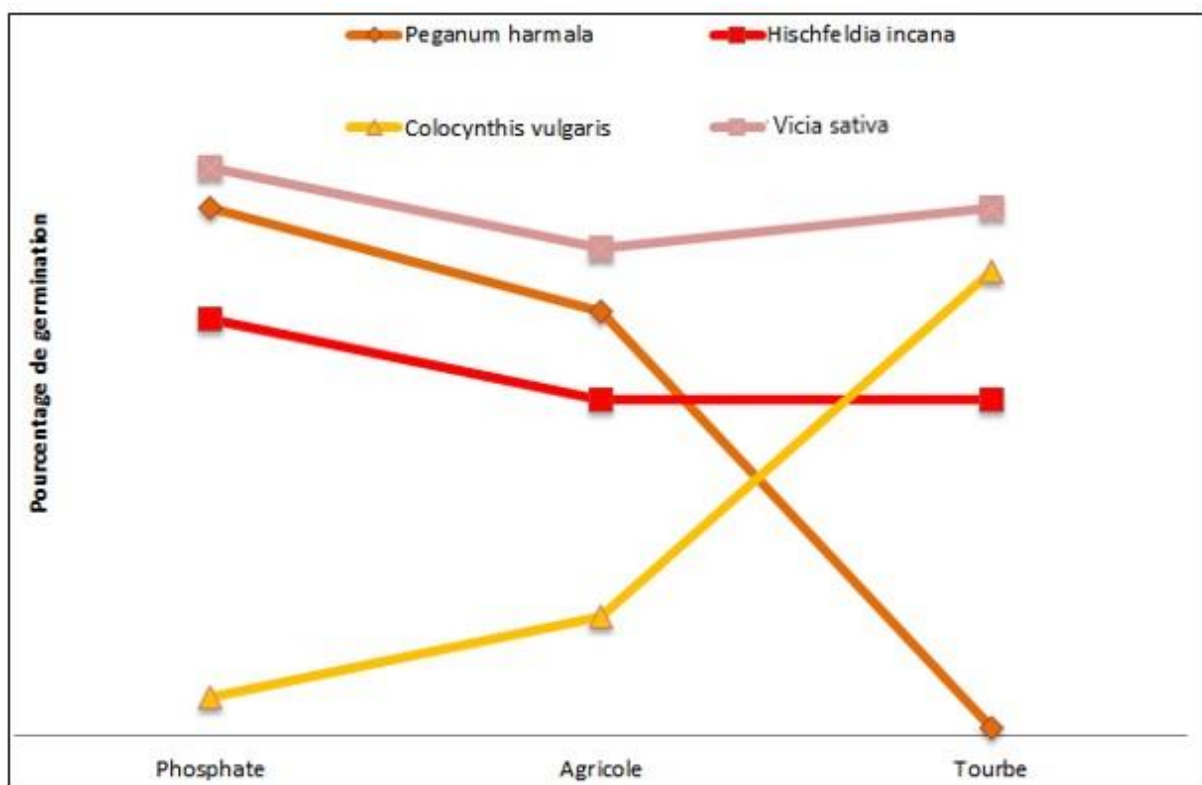


Figure 22: Les pourcentages de germination de *Hirschfeldia incana*, *Peganum harmala* et *Vicia sativa*

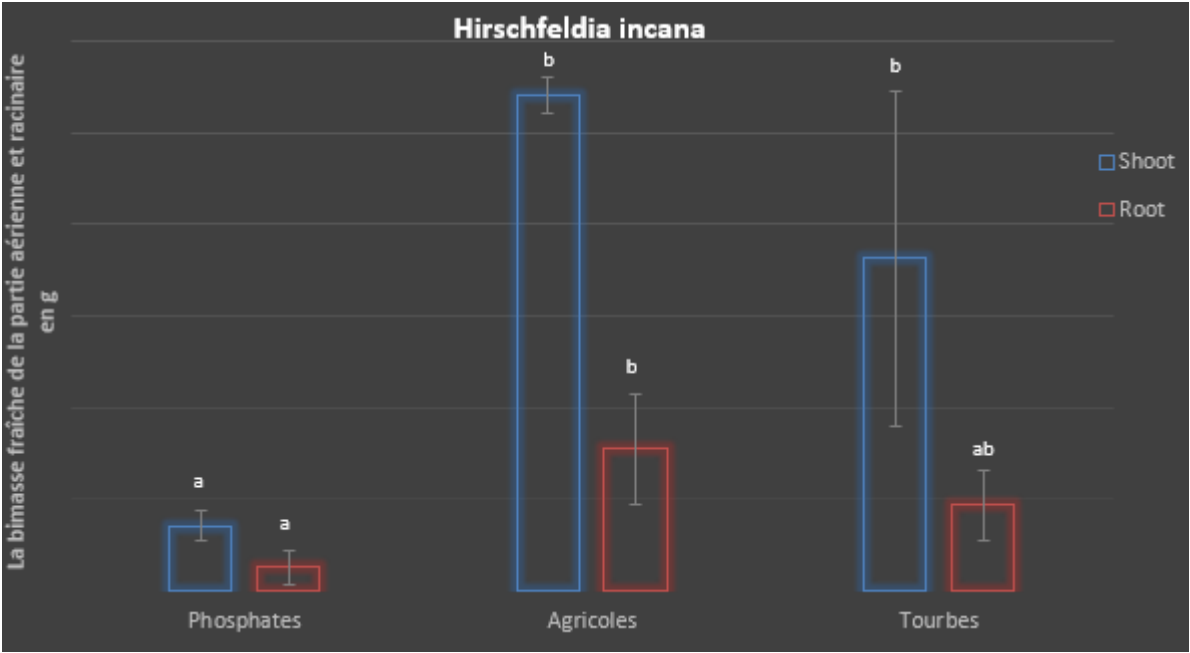
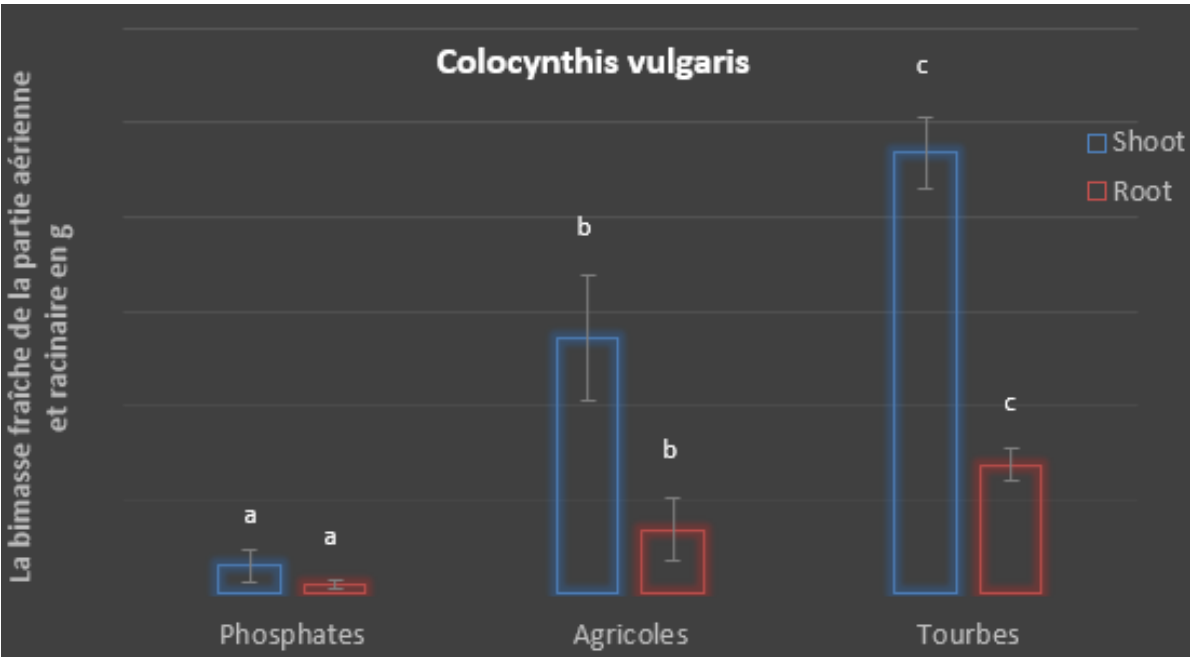
Dans le phosphate, le pourcentage de germination a été plus élevé dans *Vicia sativa* (71%), *Peganum harmala* (66%) et *Hirschfeldia incana* (52%), par contre la germination a été plus faible et presque nulle pour *Colocynthis vulgaris*. Et la même chose pour le sol agricole, la germination a été élevée chez *Vicia sativa*, *Peganum harmala* et *Hirschfeldia incana* faible

CHAPITRE VI : Essais en pots de plantes intéressante à la phytostabilisation des stériles de phosphate chez *Colocynthis vulgaris*. Dans la tourbe le pourcentage de germination a été élevé dans toutes les espèces à l'exception de *Peganum harmala* où il n'y a pas de germination.

Cependant, ces variations de résultats sont liées à la biologie naturelle de l'espèce. Le très faible pourcentage de germination dans certaines espèces, provient probablement de la germination obstacle des graines (Sevik et al. 2015).

La germination des plantes est un processus complexe fortement influencé par la présence de métaux. De plus, le pourcentage de germination peut refléter la qualité de l'environnement de la plante. L'inhibition de la germination des graines dans un sol contaminé peut être due à un pH extrême et à la capacité des métaux à se lier aux groupements soufrés de certains acides aminés inhibant l'activité des enzymes essentielles. Vogel-Mikus et al. (2007) et Bhatia et al. (2005) rapportent que les graines qui proviennent de plantes endémiques ou de plantes introduites dans les zones contaminées ont une capacité de germination inférieure à celle des graines de plantes témoins. Cela pourrait expliquer la faible végétalisation d'un nombre élevé de ces sites (Vernay et al. 2009).

Concernant les résultats de la longueur et le poids des plantes ; la longueur des racines et des pousses était remarquable chez les plantes cultivées dans le sol agricole par rapport aux plantes cultivées dans le phosphate et à la tourbe, tandis que le poids était maximal dans les parties aérienne et racinaire des plantes cultivées dans la tourbe. La mesure de poids des parties aériennes et racinaires des plantes permette de mettre en évidence les différences de production de biomasse sur les sols étudiés. Le poids maximal des différentes parties des plantes cultivées dans la tourbe a été enregistré chez *Colocynthis vulgaris* (9.3g dans les pousses, 2.8g dans les racines) et *Vicia sativa* (5.2g dans les pousses, 2g dans les racines) (Figure 23).



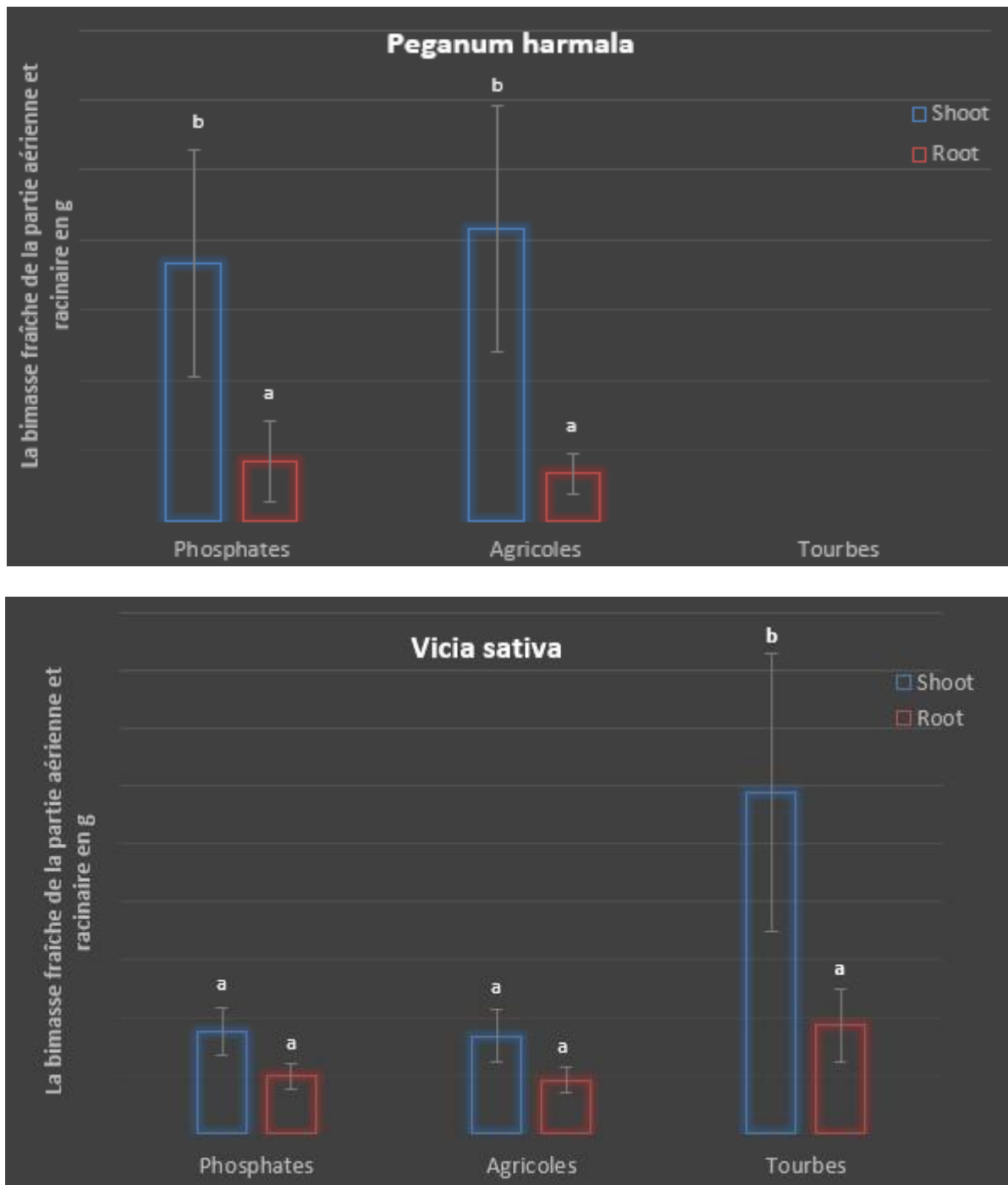
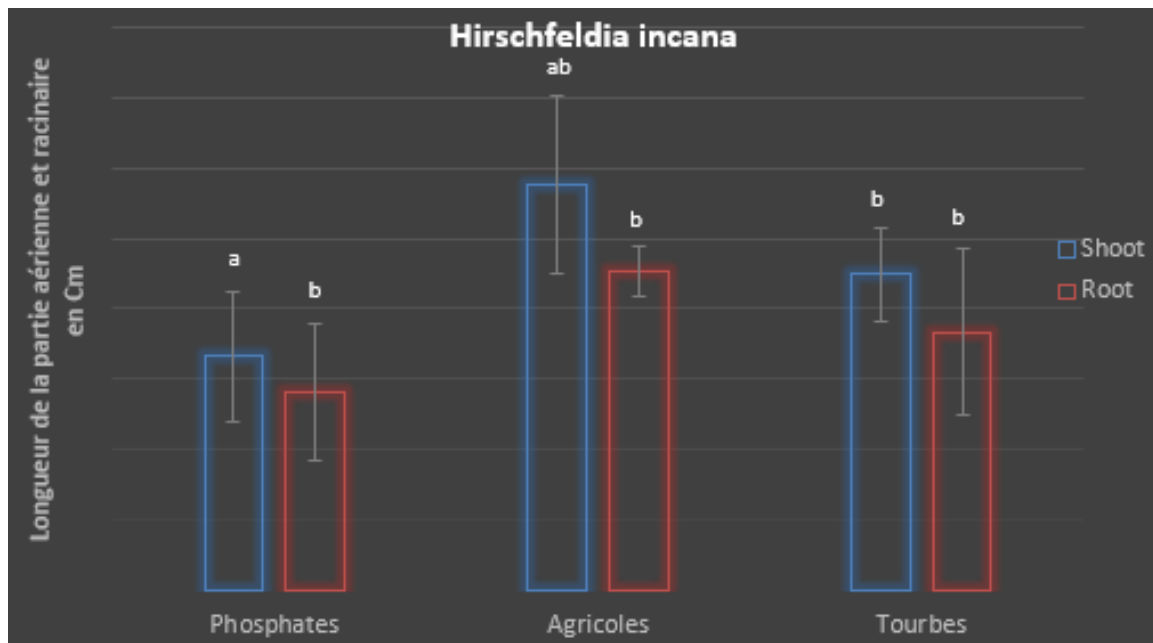
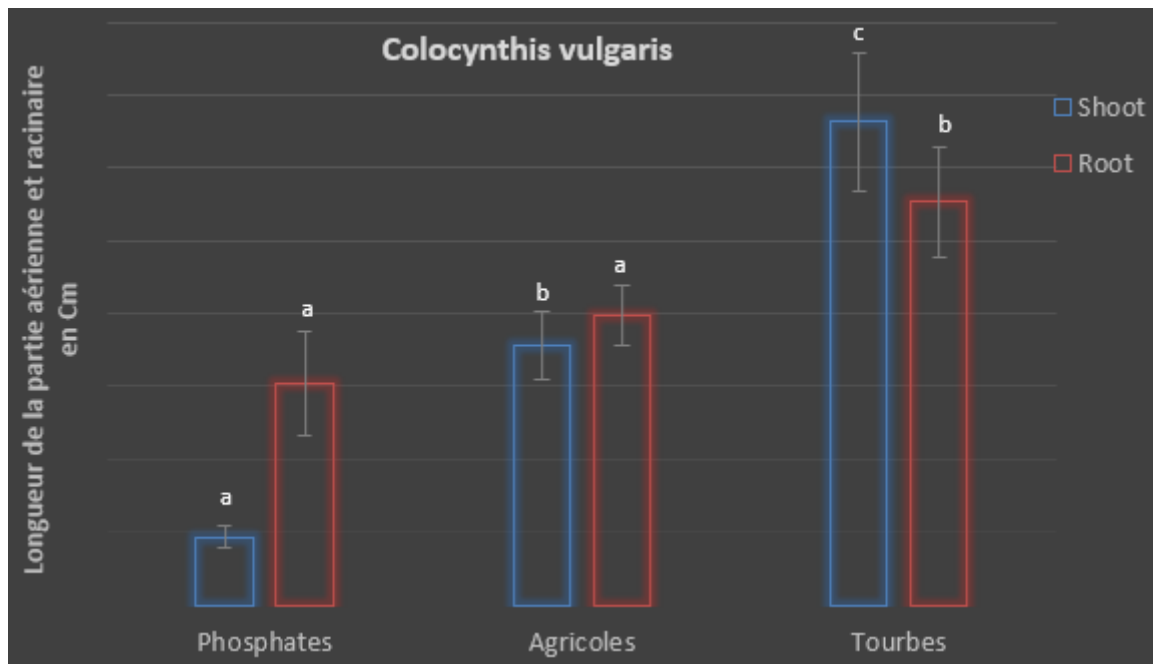


Figure 23: Biomasse des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates

La longueur maximale des plantes cultivées dans le sol agricole était enregistrée chez *Vicia sativa* (76.25 cm), suivi de *Hirschfeldia incana* (8.61 cm), *Colocynthis vulgaris* (16.61 cm), et *Peganum harmala* (3.29 cm) pour les pousses, et chez *Hirschfeldia incana* (46.14 cm), *Vicia sativa* (22.9 cm), *Colocynthis vulgaris* (19.28 cm), et *Peganum harmala* (6.93 cm) pour les racines (Figure 24).

La culture dans le sol agricole produit une meilleure croissance de la longueur des pousses et des racines par rapport aux autres sols. Le poids des parties aériennes et les racines était inférieur dans le sol agricole. La culture dans le phosphate a entraîné une réduction de la longueur et du poids des plantes par rapport à d'autres sols.



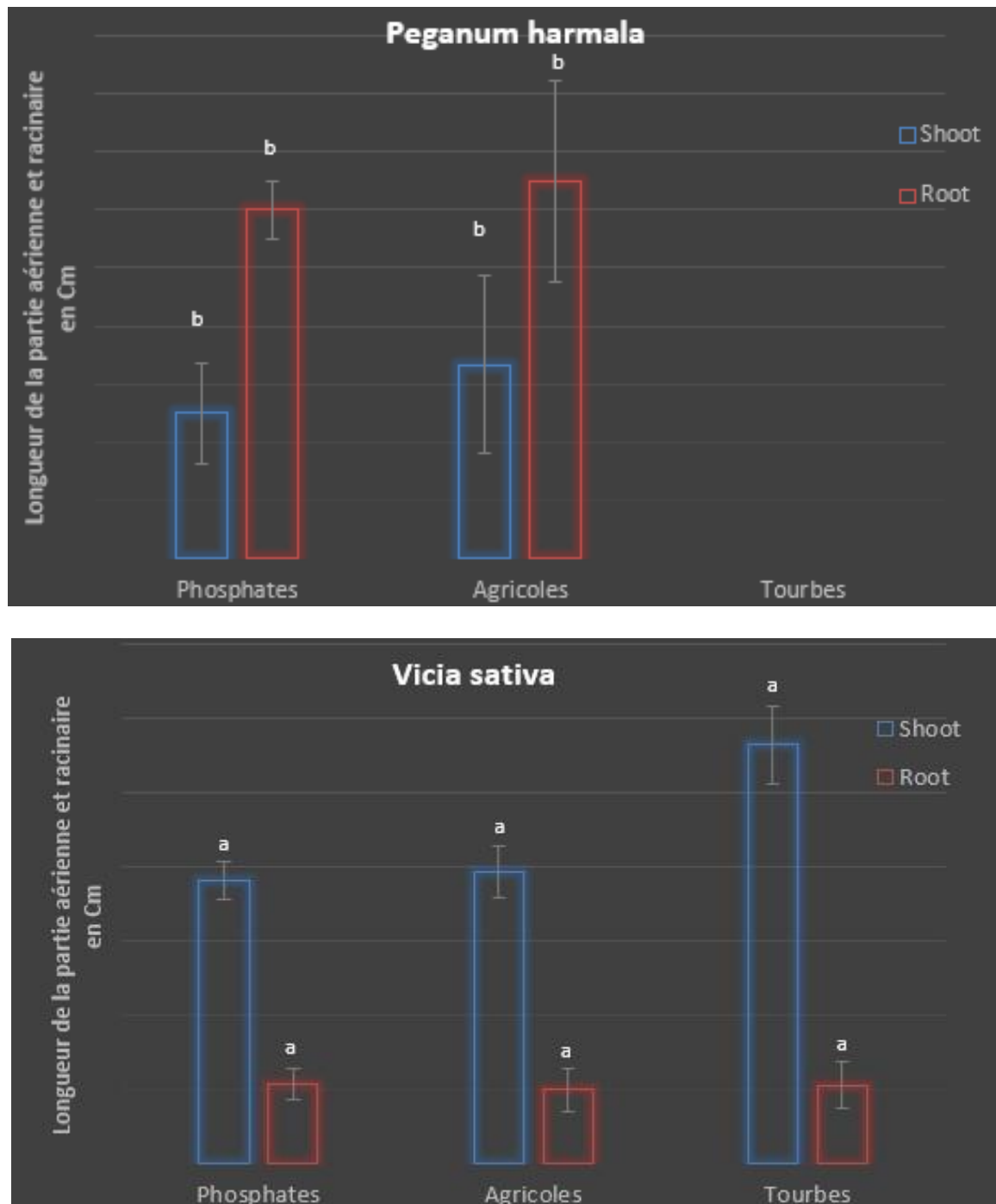
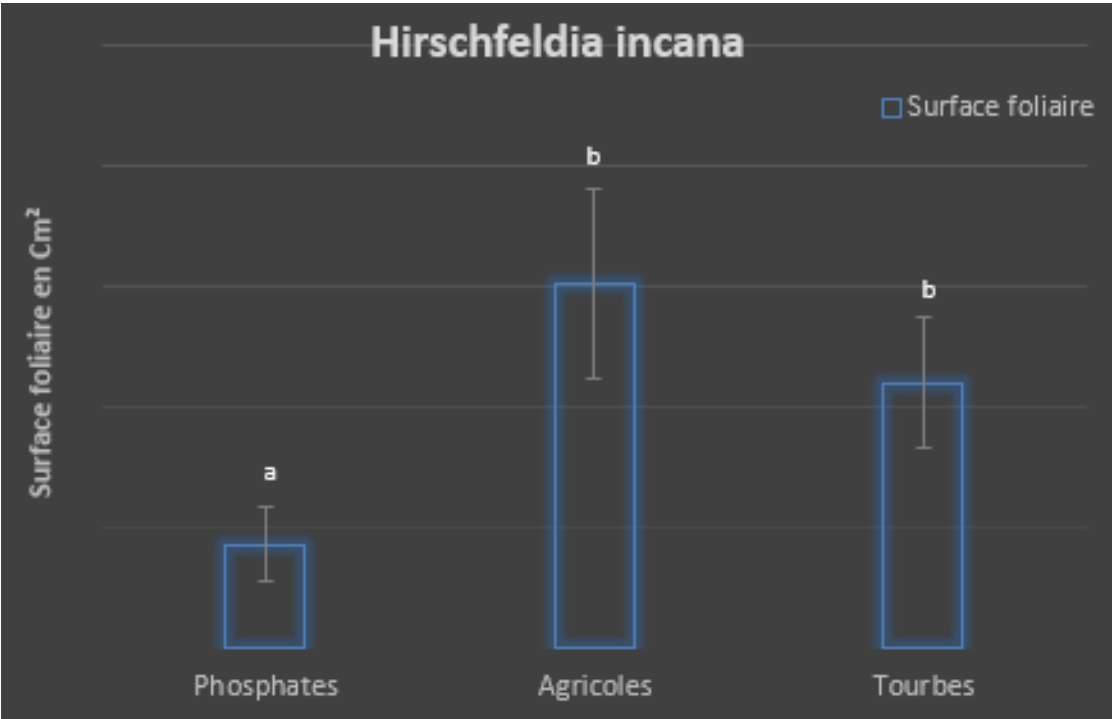
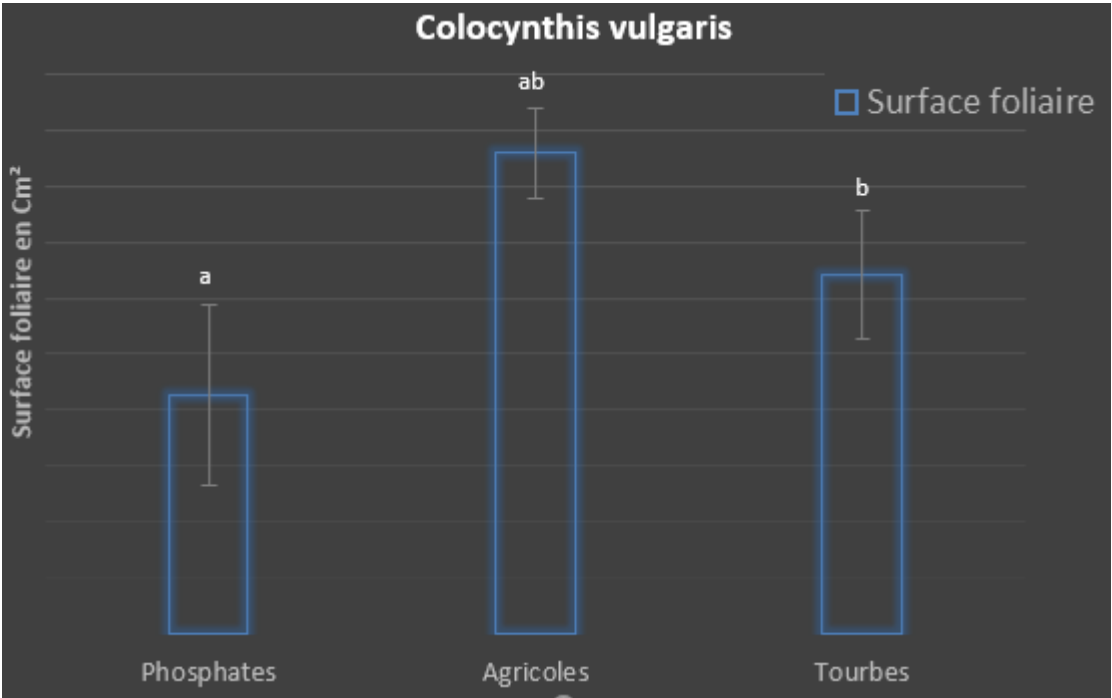


Figure 24: Longueur des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates

Pour la surface foliaire des espèces, les résultats ont montré une variation des valeurs dans les différents types de sol. La plus grande surface foliaire a été chez *Colocynthis vulgaris* (43.09 cm²) poussée dans le sol agricole, par contre, la petite surface foliaire a été enregistrée chez *Peganum harmala* (0.43 cm²) poussée dans le phosphate (Figure 25).



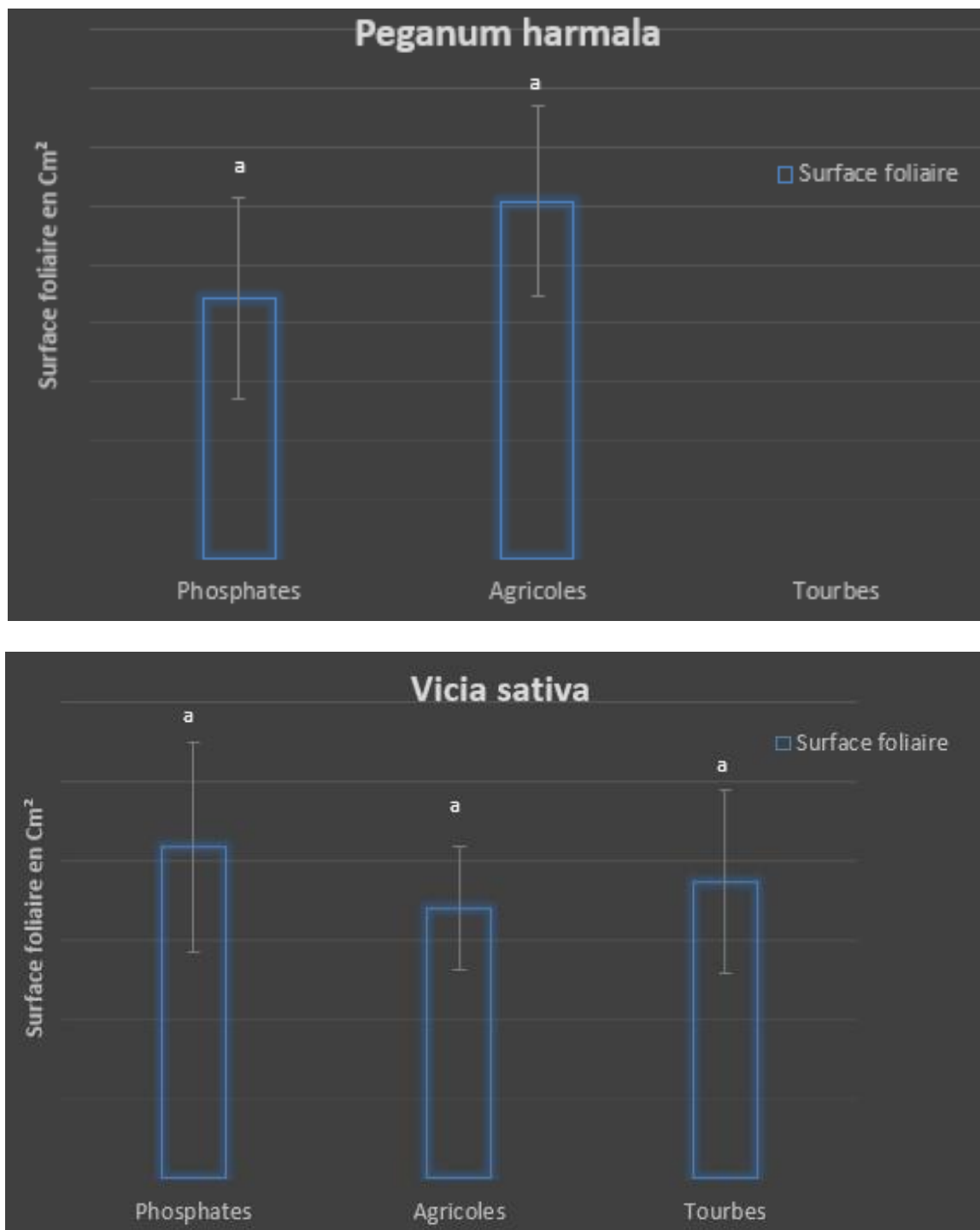


Figure 25: Surface foliaire des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates

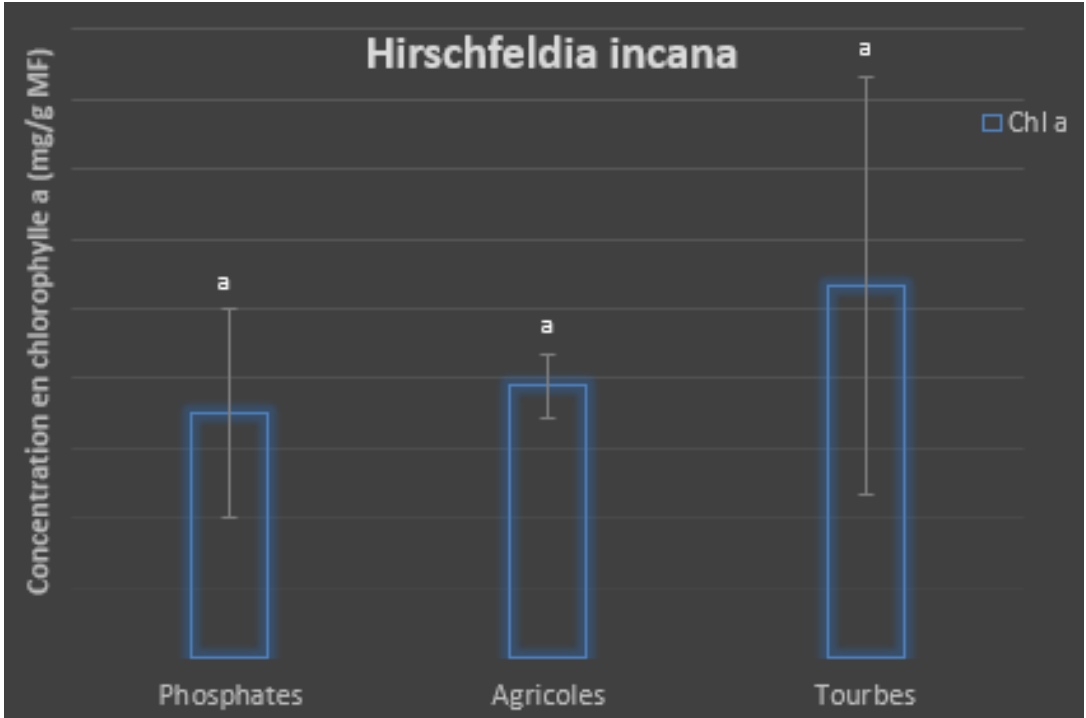
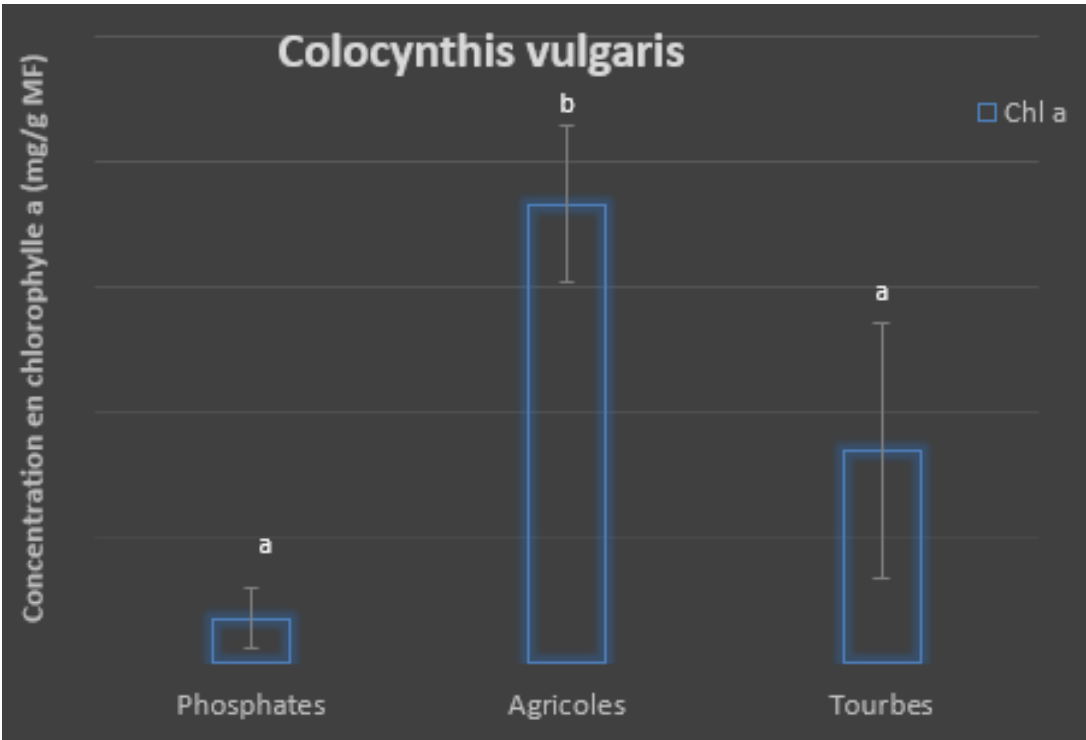
Les résultats ont indiqué que l'impact de la culture sur le sol de phosphate comprenait des symptômes visuels de jaunissement, de stress, de perturbations des paramètres de développement et de réduction de la croissance. Le sol agricole était le plus favorable substrat pour la croissance des espèces, à l'exception *Vicia sativa* qui a montré une moindre performance de croissance par contre le phosphate était le plus favorable pour la croissance de cette espèce.

2.2 Changements de la chlorophylle et de l'anthocyane

La chlorophylle est un pigment essentiel responsable de la verdure, et la teneur en chlorophylle est un très bon indicateur de l'azote foliaire d'une plante, et des relations étroites ont été établies entre la verdure des feuilles et l'azote. La chlorophylle d'une plante peut être affectée par des carences en d'autres nutriments tels que le soufre, le magnésium et le fer.

Les anthocyanes sont un bon indicateur qu'une plante est en situation de stress. Ils servent d'antioxydants pour nettoyer les radicaux libres générés par le stress des plantes. La production d'anthocyanes est causée par des facteurs environnementaux, y compris le stress hydrique. Cette production peut être un mécanisme de protection permettant à la plante de résister aux effets néfastes d'un tel stress (Sehgal et al. 2022).

La teneur de chlorophylle a, b et de l'anthocyane des différents substrats est présentée par la [figure 26, 27 et 28](#) respectivement. Dans le phosphate, les résultats des analyses de pigments des feuilles des plantes étudiées ont indiqué une augmentation remarquable de la chlorophylle a, chlorophylle b et l'anthocyane au niveau de *Peganum harmala*. Les résultats montrent que l'activité photosynthétique est importante au niveau de *Peganum harmala*, *Vicia sativa* et *Hirschfeldia incana* mais elle était moins remarquable au niveau de *Colocynthis vulgaris* ce qui pourrait expliquer la toxicité du phosphate. Pour le sol agricole et la tourbe, l'anthocyane et les pigments des feuilles ont été remarquable au niveau de toutes les plantes, ce qui montre l'activité photosynthétique est élevé chez ces plantes.



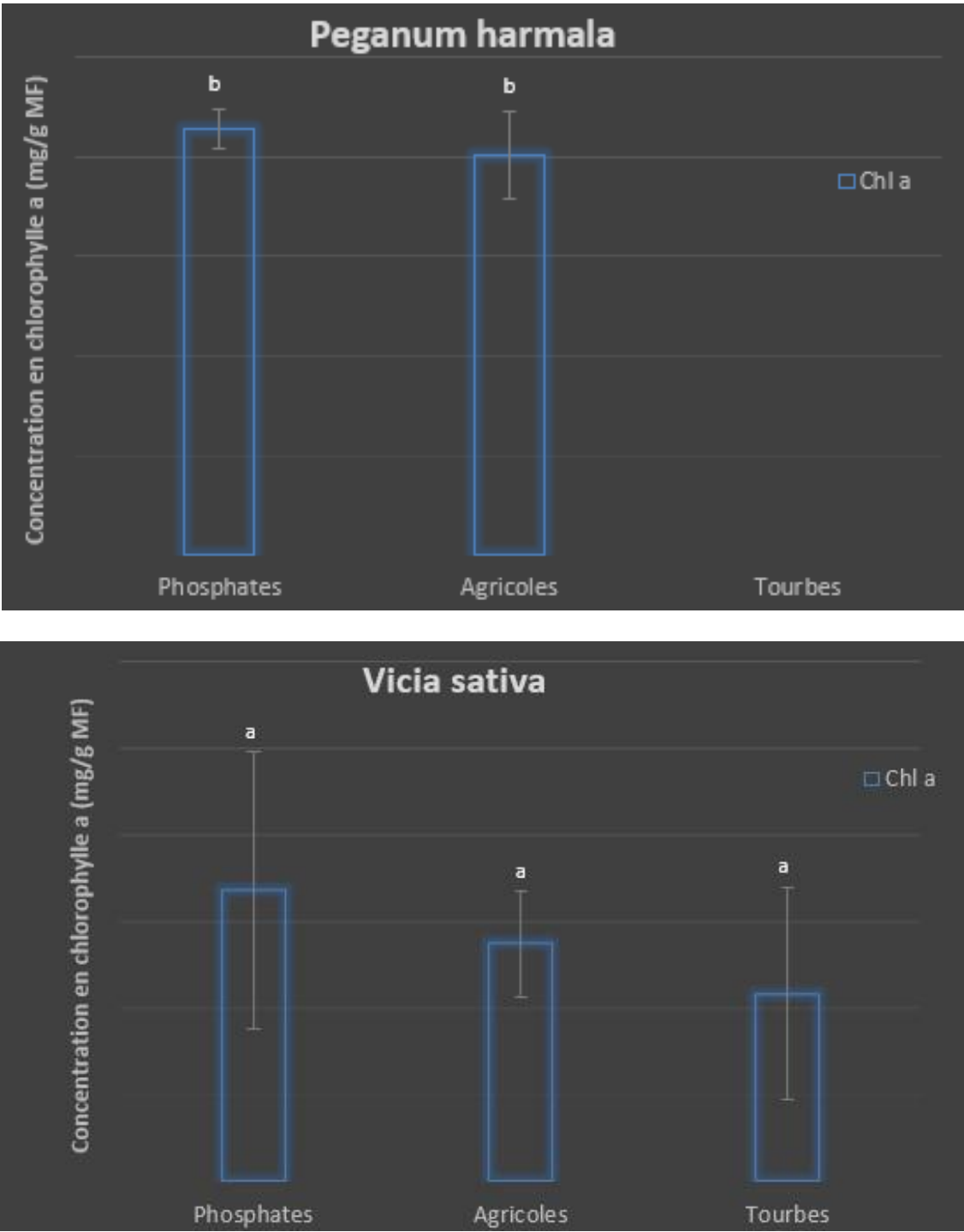
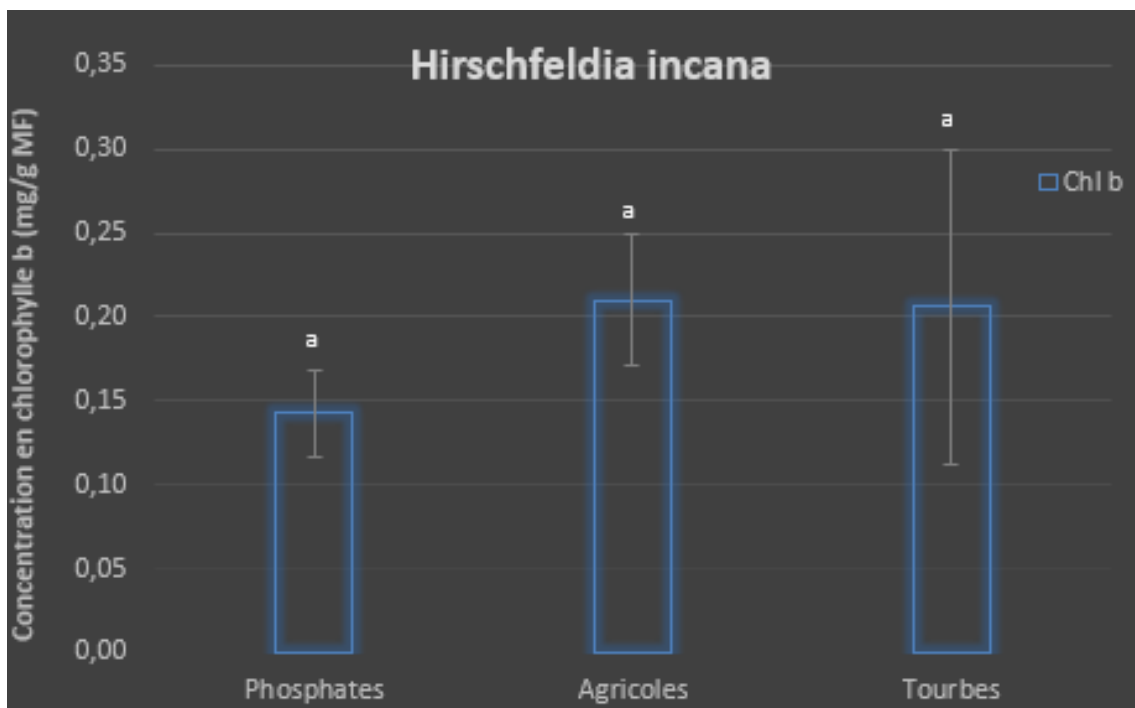
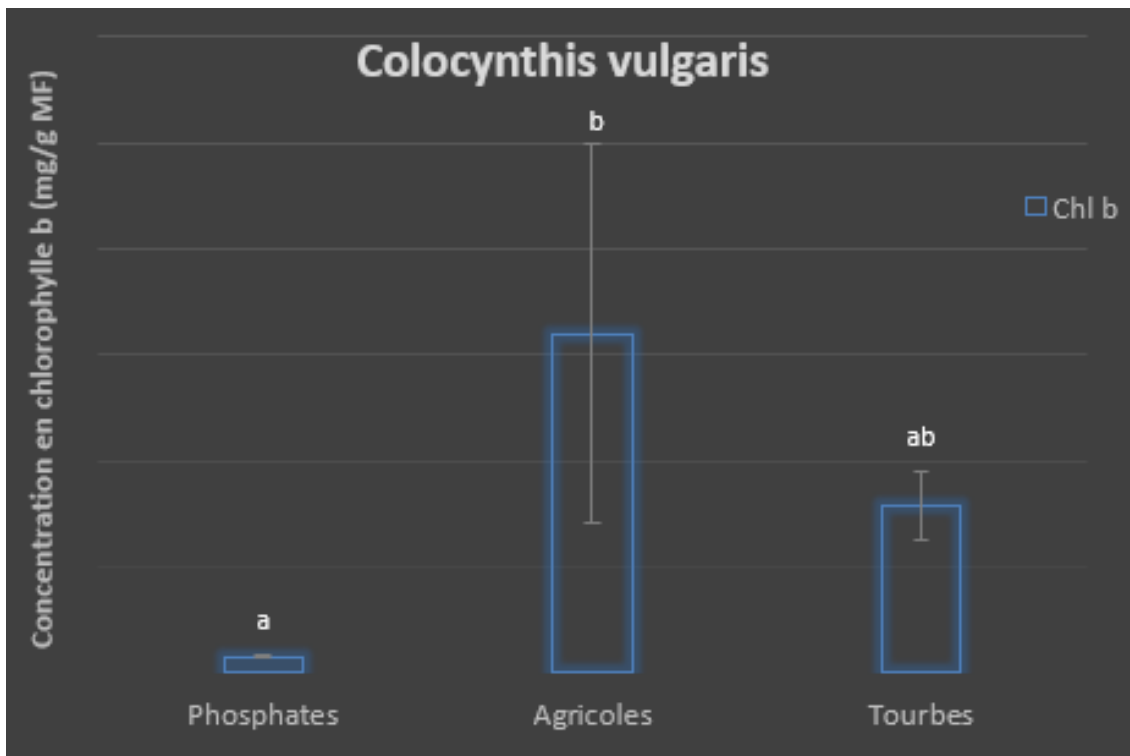


Figure 26: Chlorophylle a des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates



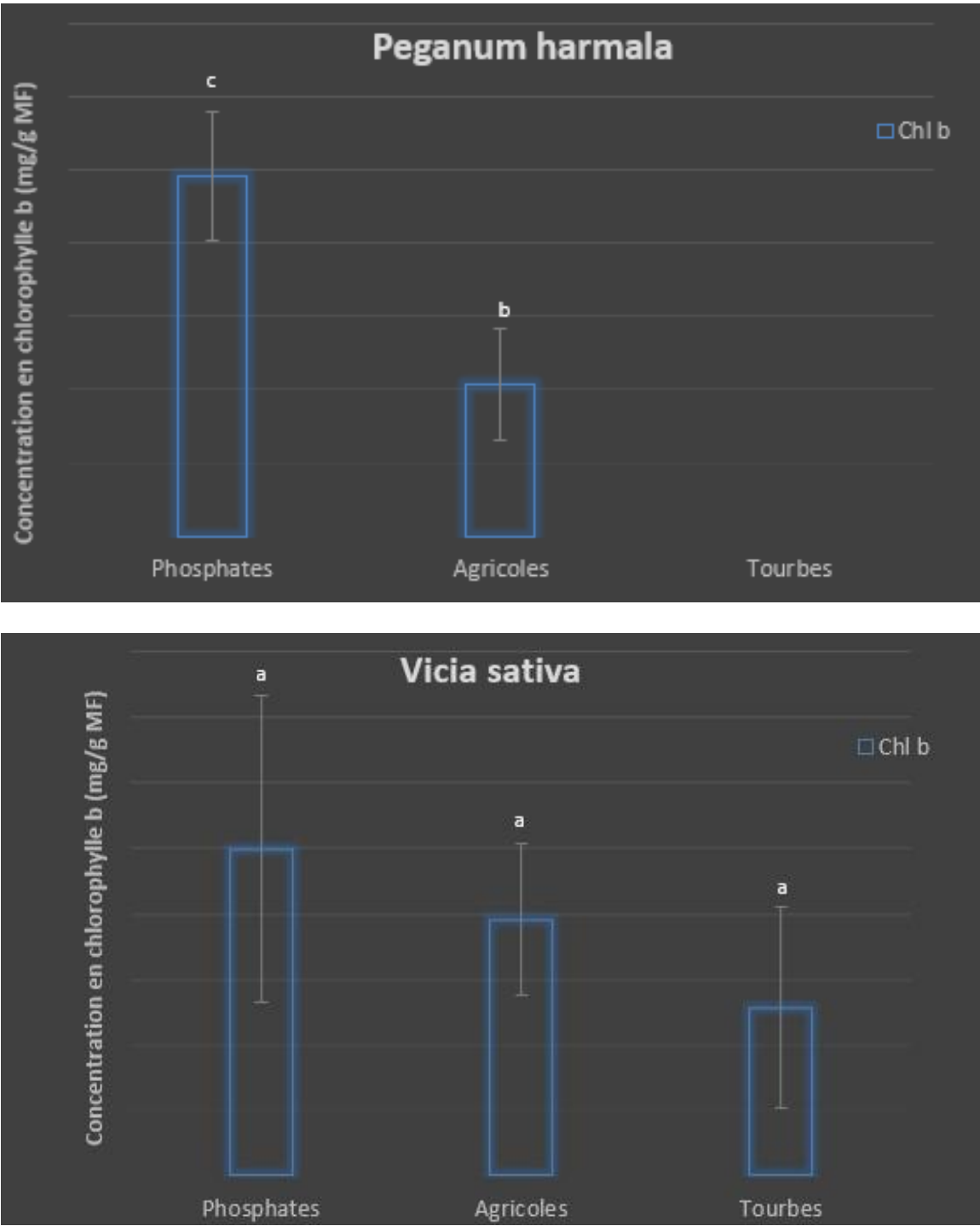
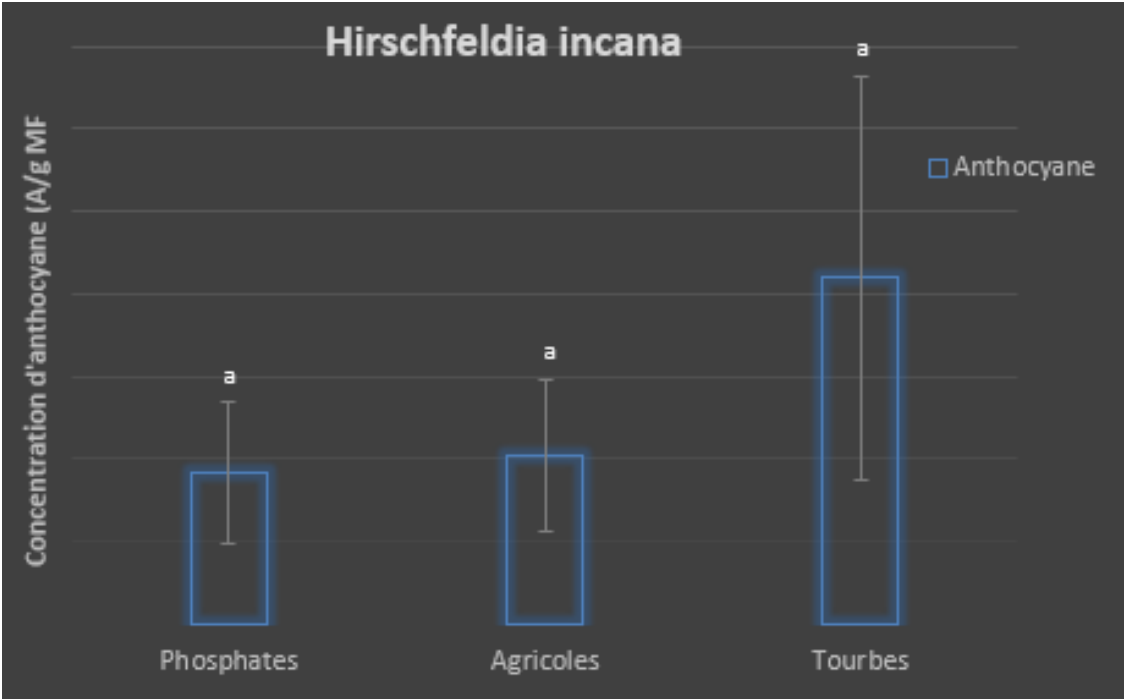
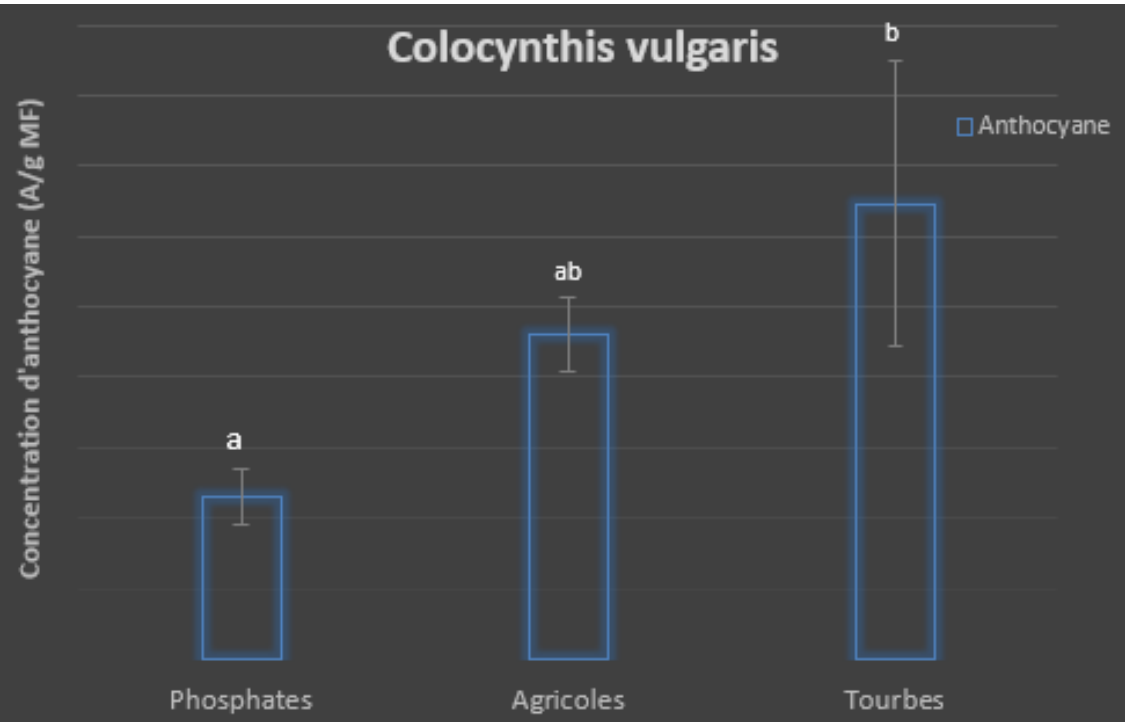


Figure 27: Chlorophylle b des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates



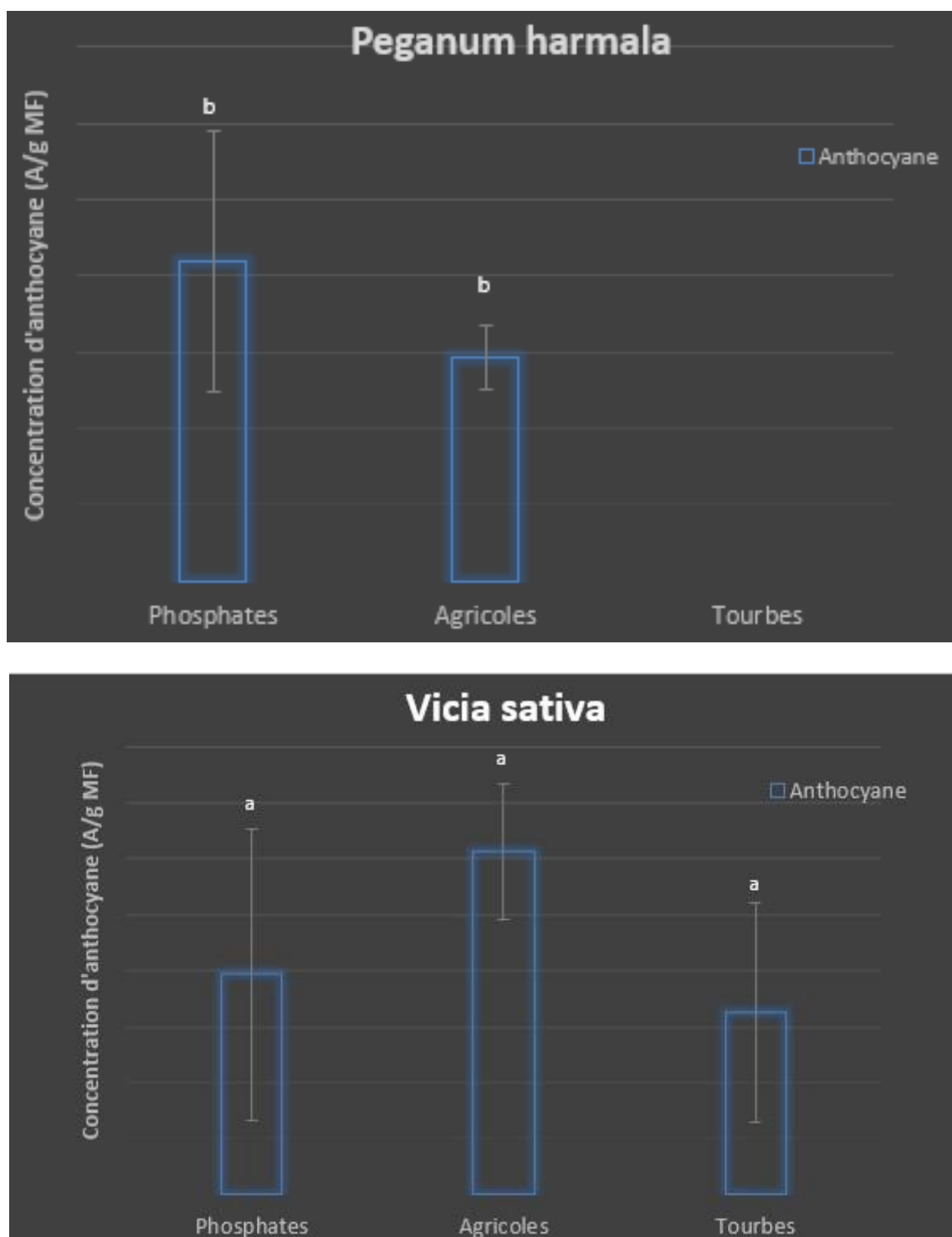


Figure 28: Anthocyane des racines et des parties aériennes de plantes sur sols agricoles, tourbes et phosphates

Les raisons possibles de la diminution ou de la réduction des niveaux de pigment chlorophyllien pourrait s'expliquer par la destruction des membranes thylakoïdiennes cellulaires. En effet, la perte de compartimentation cellulaire peut entraver la progression de fonctions métaboliques importantes (Cornic, 2007). La toxicité du sol endommage le système photosynthétique et induisent une réduction des taux de pigments chlorophylliens. Ceci peut être expliqué aussi par

CHAPITRE VI : Essais en pots de plantes intéressante à la phytostabilisation des stériles de phosphate
un abaissement du contenu de protéines thylakoïdales associé aux chlorophylles a et b et qui
est dû soit à une faible synthèse de ces protéines, soit à une activation de leurs dégradation
(Loggin et al., 1999).

3. Conclusion

Les résultats obtenus dans cette partie indiquent que *Vicia sativa*, *Peganum harmala*, *Hirschfeldia incana*, et *Colocynthis vulgaris* se caractérisent par la capacité de s'adapter et de se développer dans les sols de phosphate riches en métaux. Le sol agricole était le substrat le plus favorable pour la croissance des plantes. Le pouvoir de croissance de *Vicia sativa* dans les sols de phosphate indique que cette espèce est une candidate importante pour la phytoremediation/phytostabilisation de ce substrat et aussi pour des substrats à contamination multimétallique.

CHAPITRE VII :

Evaluation du niveau de tolérance de *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux chrome et cadmium

1. Introduction

Les sites miniers abandonnés peuvent être comme des zones cruciales pour la phytostabilisation des métaux lourds, spécialement quand il y a des plantes qui poussent spontanément dans ces sites et qui peuvent accumuler les métaux dans leurs parties racinaires. La mine de Kettara fait partie des sites abandonnés qui contient énormément de déchets ainsi que des espèces qui poussent spontanément et qui ont le pouvoir de phytostabilisation de sols contaminés par les métaux (El Berkaoui et al. 2021 ; 2022). La phytostabilisation empêche les voies d'exposition des métaux toxiques par l'érosion hydrique et le vent ; aussi immobilise physiquement et chimiquement les contaminants par les racines. L'objectif de la phytostabilisation est la stabilisation les contaminants métalliques d'un site, et réduire le risque à la santé humaine et l'environnement (Kumpiene et al. 2018).

Les métaux tel que le chrome (Cr), et le cadmium (Cd) sont des polluants hautement toxiques issus des activités anthropiques comme l'exploitation minière et l'utilisation d'engrais phosphaté (Singh et al. 2003). Des concentrations élevées de ces métaux dans les tissus végétaux altèrent la chlorophylle et la photosynthèse et réduisent la croissance globale des plantes, aussi entraînent des nécroses et des chloroses et même la mort de la plante. Cependant, certaines espèces végétales sont capables d'accumuler d'importantes quantités de ces métaux sans montrer aucun signe extérieur d'altération (Sandalo et al., 2001 ; Seregin et Ivanov, 2001 ; Mishra et al., 2006 ; Sanita di Toppi et Gabrielli, 1999).

Les expériences hydroponiques ont tendance à faciliter les études de croissance des plantes. Cette culture est utilisée avec succès depuis de plusieurs années dans la physiologie végétale dans le monde entier pour déterminer les mécanismes physiologiques affectant la croissance des plantes stressées et pour étudier les besoins en éléments nutritifs des plantes. Plus récemment, la culture hydroponique a été utilisée pour étudier la tolérance des plantes au stress métallique (Reid et al. 1971 ; Foy et al. 1978 ; Cornell University. 1976).

Hirschfeldia incana et *Peganum harmala* sont des plantes qui poussent spontanément à Kettara, et qui accumulent moins de métaux dans leur partie aérienne. Leur croissance rapide et leur biomasse sur le site en font d'excellents candidats pour la phytostabilisation des couvertures phosphatées installées sur Kettara en vue de la réhabilitation du site abandonné (El Berkaoui et al. 2021 ; 2022).

Dans cette étude, des cultures en solution hydroponique ont été utilisées pour tester les capacités de tolérance des espèces *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux Cr et Cd et les mécanismes qu'elles mettent en jeu pour supporter cette contrainte, afin d'assurer leur efficacité dans la phytostabilisation des phosphates.

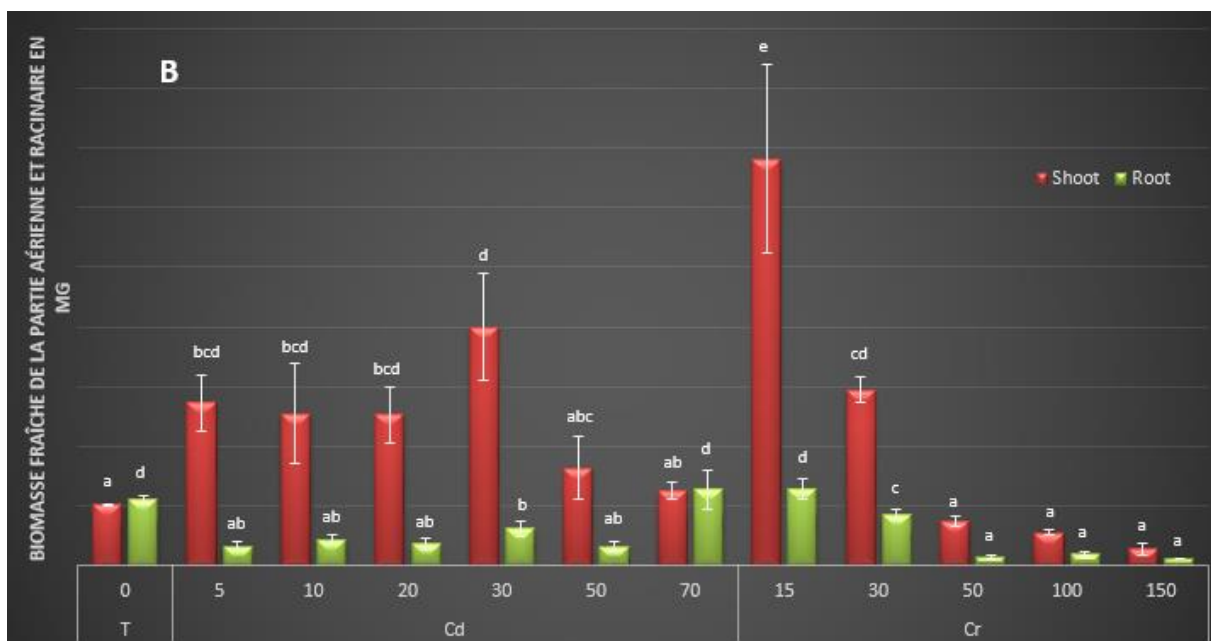
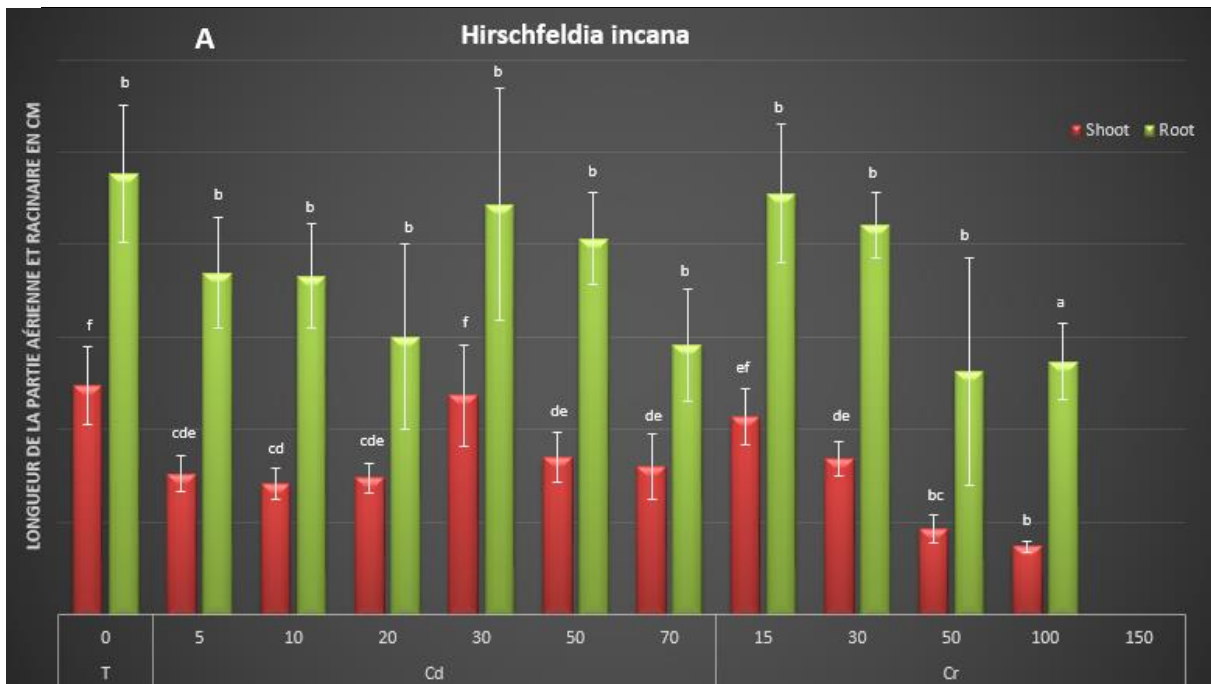
2. Résultats-Discussion

2.1 Effet du stress métallique sur la croissance et le développement végétal

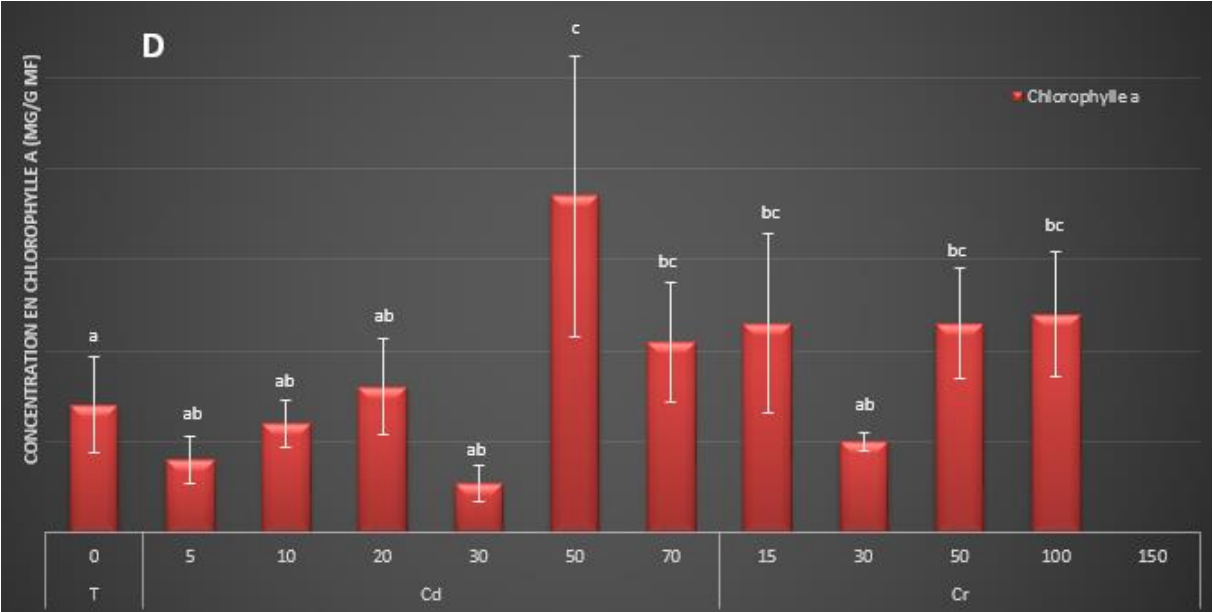
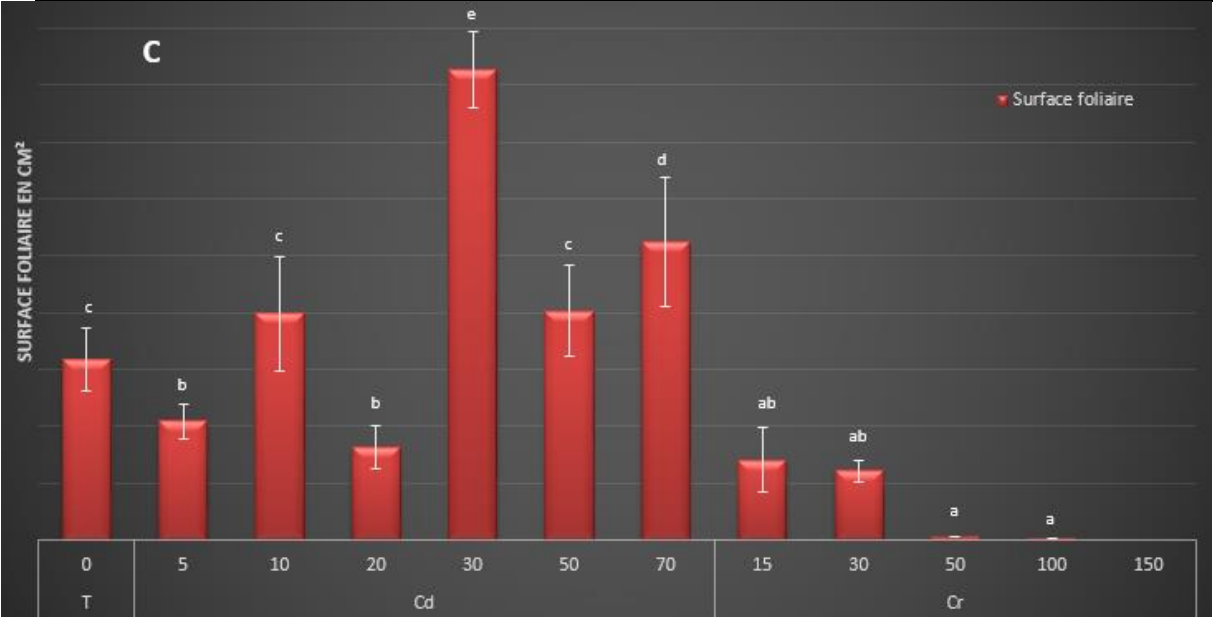
Après 15 jours de la culture hydroponique de *Hirschfeldia incana* sous différentes concentrations de Cd (5, 10, 20, 30, 50 et 70 μM) et Cr (15, 30, 50, 100, et 150 μM), les biomasses, longueurs aériennes et racinaires et la surface foliaire ont été mesurées et comparées aux biomasses, longueurs et surface foliaire des plantes témoins.

Les résultats ont montré la mort de cette espèce à 150 μM de Cr. La biomasse de la partie aérienne et racinaire a enregistré une forte diminution d'environ 80% par rapport au témoin dans les différentes concentrations de Cd et Cr (Figure 29. B). Concernant la longueur racinaire et aérienne, l'effet des métaux est plus marqué sur la partie aérienne de l'espèce, avec une réduction de 67% à 50 μM et 75% à 100 μM du Cr par rapport au témoin (Figure 29. A). La même chose pour la surface foliaire, l'effet des différentes concentrations des métaux était remarquable sur la partie aérienne, avec une forte diminution de 99% à 50 et 100 μM par rapport au témoin (Figure 29. C).

CHAPITRE VII : Evaluation du niveau de tolérance de *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux Chrome et Cadmium



CHAPITRE VII : Evaluation du niveau de tolérance de *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* aux Chrome et Cadmium



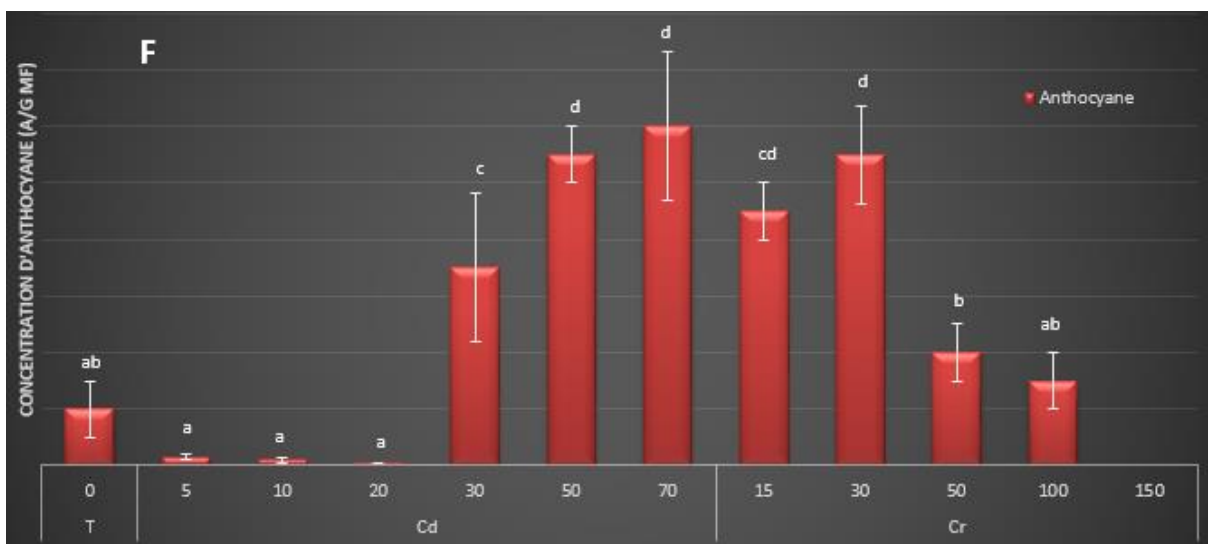
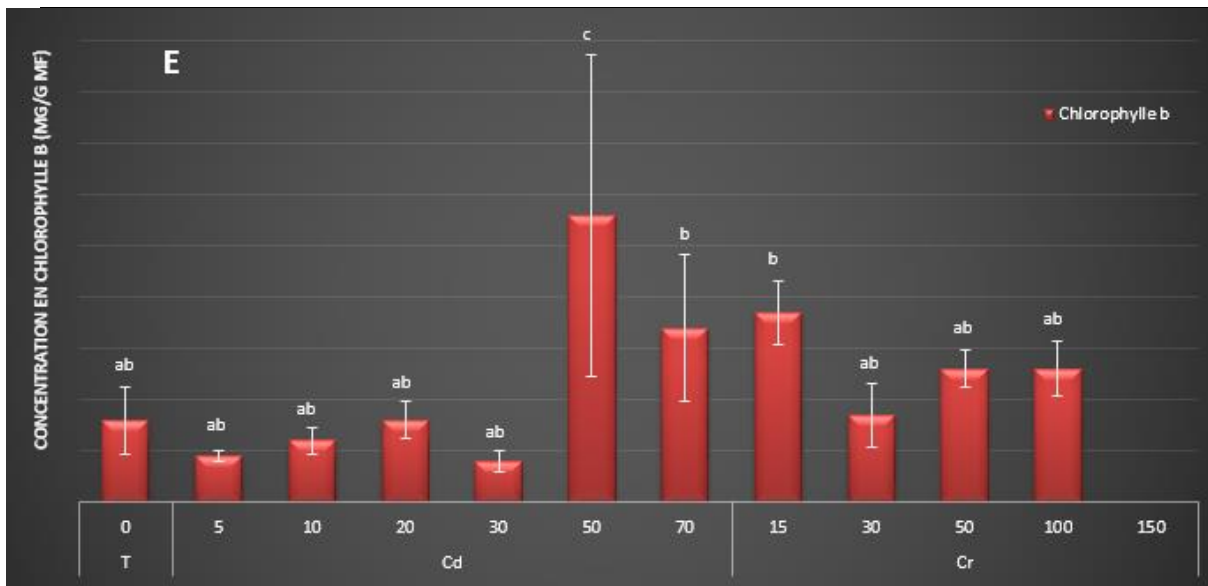
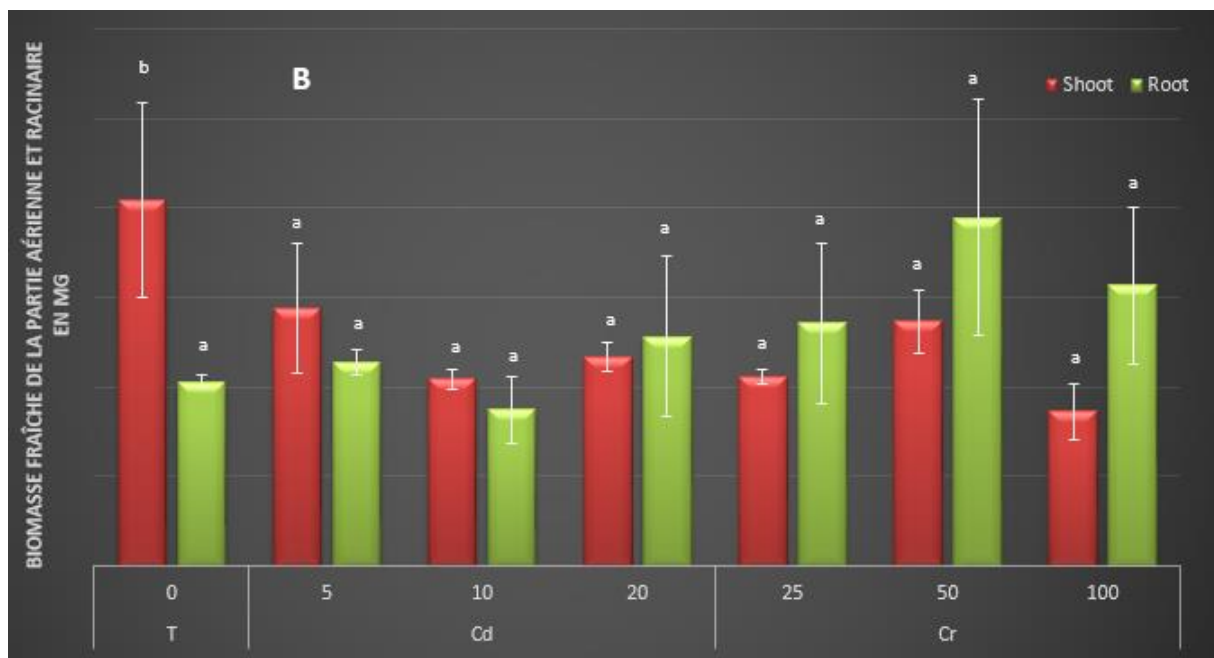
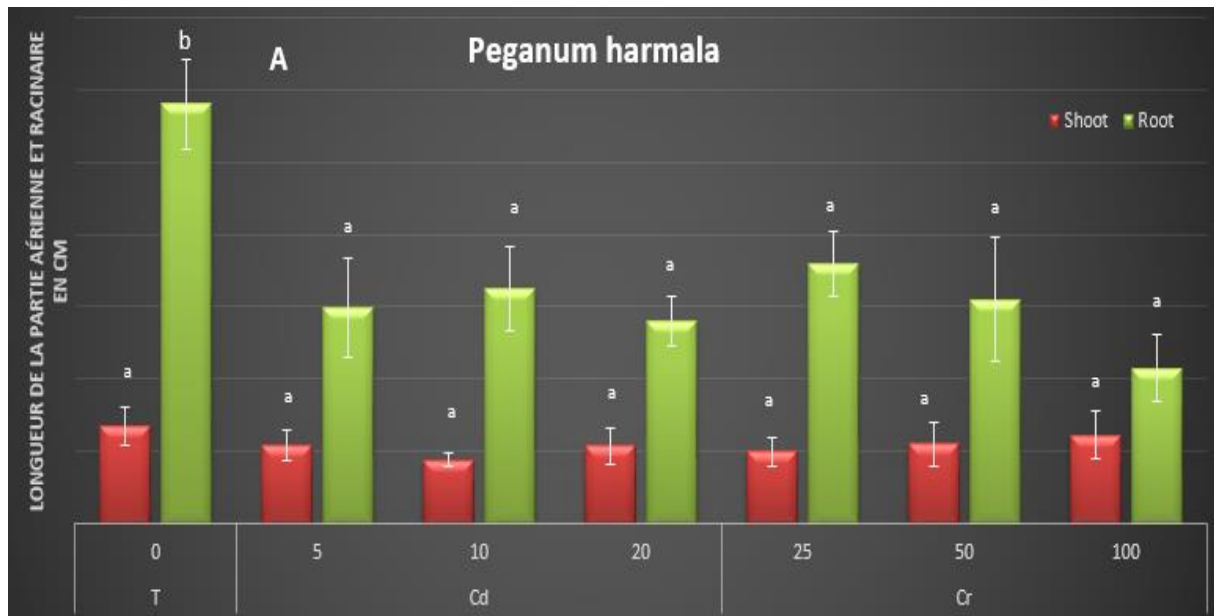
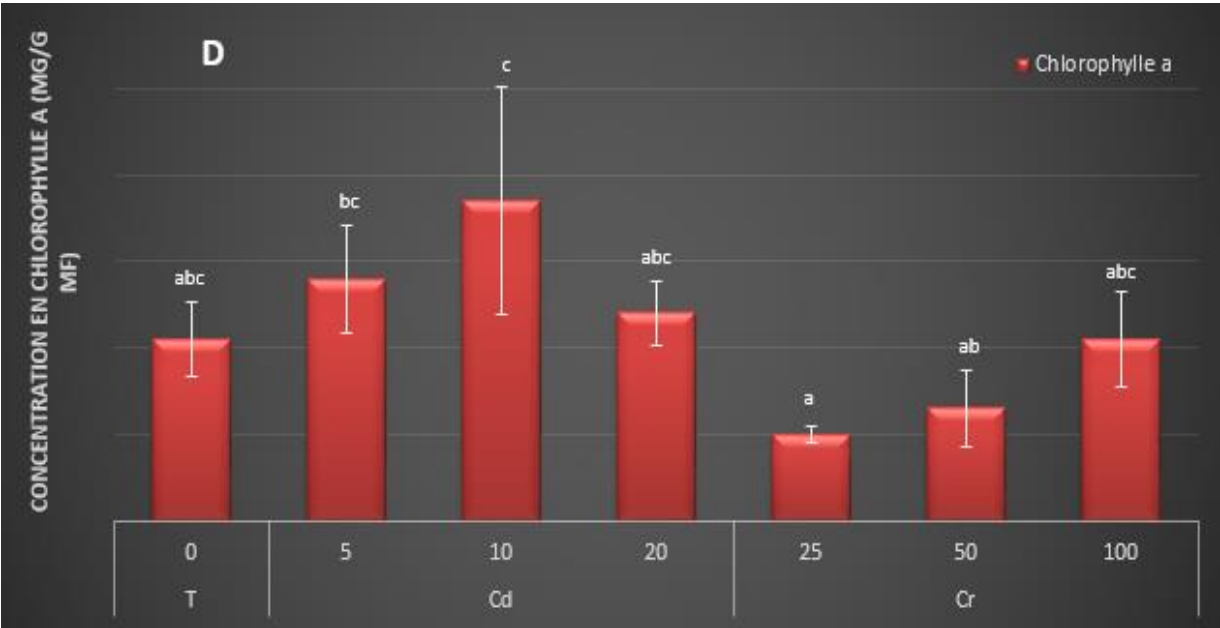
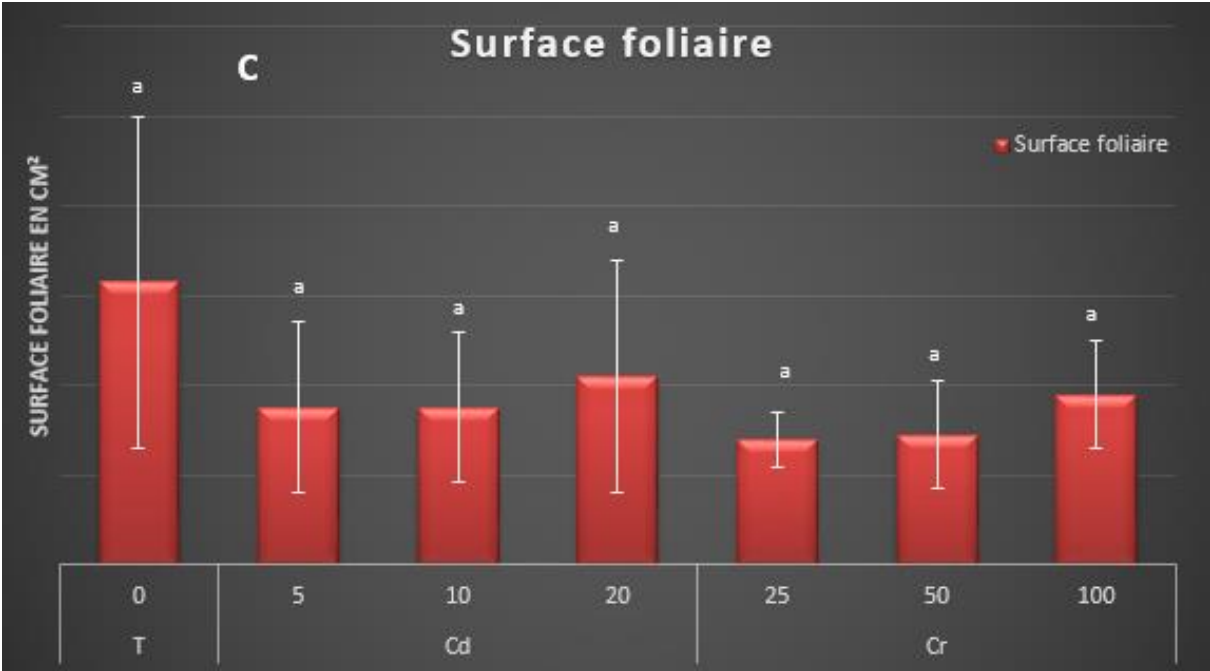


Figure 29: Longueur (a), biomasse (b), surface foliaire (c), chlorophylle a (d), chlorophylle b (e), anthocyane de l'espèce *Hirschfeldia incana*

Chez *Peganum harmala*, les résultats de la culture hydroponique sous différentes concentrations de Cr (25, 50, et 100 μM) et Cd (5, 10, et 20 μM) ont été obtenus après 20 jours de culture. La biomasse aérienne de cette espèce sous différentes concentrations des métaux a enregistré une diminution de 50% par rapport au témoin, contrairement à la biomasse racinaire qui a enregistré une augmentation d'environ 20% à 5 μM et 20 μM de Cd, et d'environ 40% à 50 μM et 100 μM de Cr par rapport au témoin (Figure 30. B). La même chose pour la surface foliaire, les

résultats ont enregistré une diminution de 50% par rapport au témoin sous les différentes concentrations de Cd et Cr (Figure 30. C). Pour la longueur, l'effet des concentrations des métaux n'était pas remarquable sur la partie aérienne et racinaire de l'espèce par rapport au témoin (Figure 30. A).





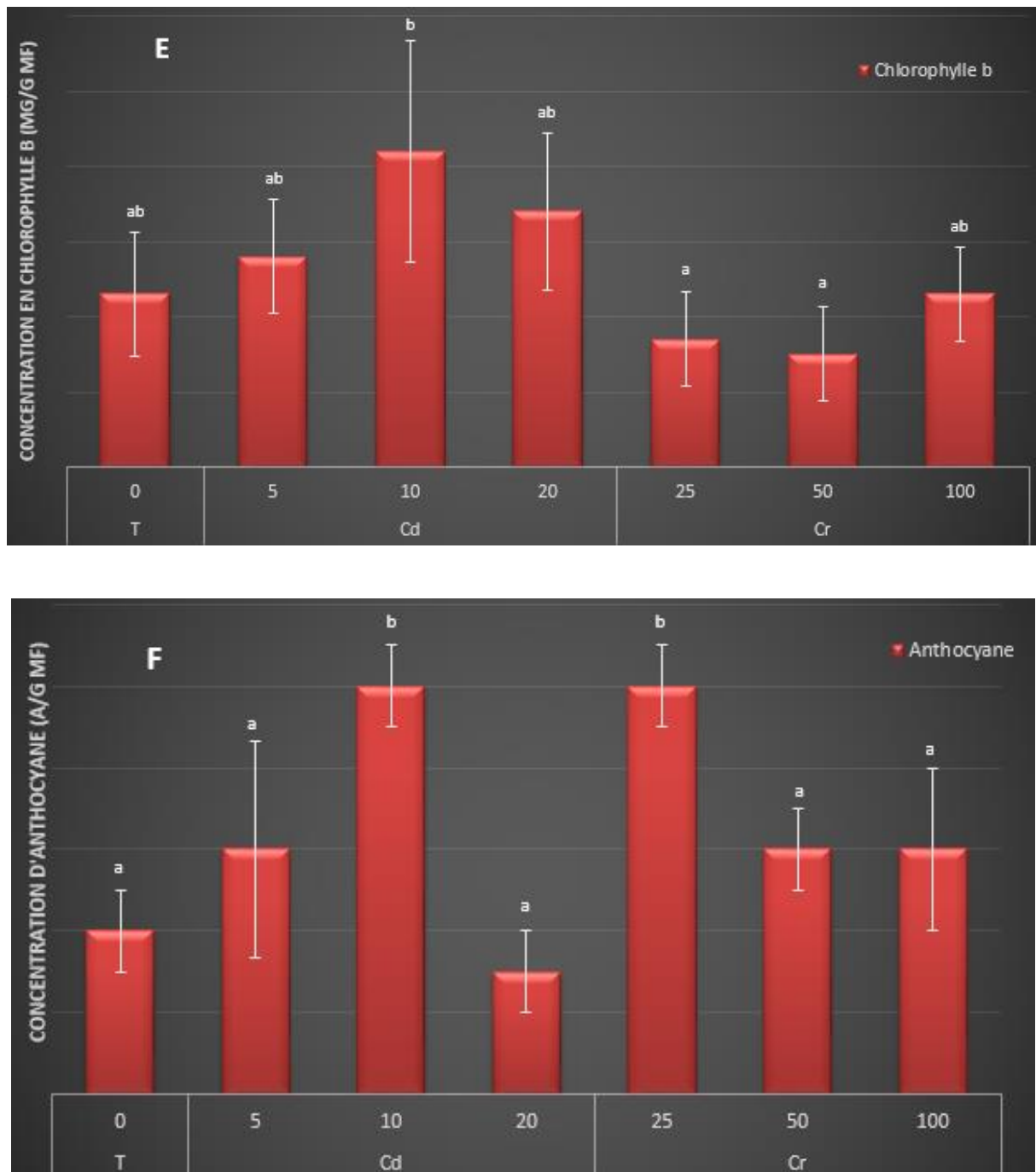


Figure 30: Longueur (a), biomasse (b), surface foliaire (c), chlorophylle a (d), chlorophylle b (e), anthocyane de l'espèce *Peganum harmala*

La comparaison des plantes traitées par les métaux lourds montre clairement l'effet positif de métaux sur la croissance des plantes en absence et en présence de Cr/Cd. Les résultats de traitement par les métaux lourds (Cd et Cr) en hydroponie montraient que 150 μM de Cr engendre

la mort de *Hirschfeldia incana*. Sous les différentes concentrations de métaux induit une plus forte réduction de biomasse aérienne et racinaire chez *Hirshfeldia incana* et *Peganum harmala* par rapport aux plantes non traités. A l'exception de la biomasse racinaire de *Peganum harmala*, où les traitements ont engendré une augmentation remarquable de la biomasse par rapport au témoin. Cela témoigne la forte tolérance de *Peganum harmala* à ces métaux.

De nombreux effets négatifs sur les fonctions physiologiques, biochimiques et morphologiques apparaissent sous l'influence d'un excès de métaux (Shahid et al. 2016 ; Wang et al. 2020 ; Adriano, 2001). Les mesures de la croissance des plantes cultivées en hydroponie nous permettent de bien comprendre les réactions de la plante à différents niveau de stress abiotique. La réduction de la croissance était la première observation indicatrice de stress. Egalement, le traitement a engendré un effet toxique sur les plantes par l'apparition des chloroses dans les feuilles des plantes. Ces effets peuvent être liés à la des perturbations dans la biosynthèse de la chlorophylle et la structure des chloroplastes, à la perturbation des hormones de croissance, ainsi qu'à la perturbation de l'homéostasie des éléments minéraux essentiels à la croissance des plantes (Piotrowska et al., 2010 ; Li et al., 2011 ; Das et al., 1997 ; Azevedo et al., 2005). De nombreuses études ont été menées sur des plantes cultivées dans un milieu contenant du cadmium. Les résultats ont montré une inhibition de la croissance pondérale des plantes avec l'apparition de symptômes d'intoxication. Cette inhibition est probablement due à une interférence directe du Cd avec les enzymes hydrolytiques qui jouent un rôle essentiel dans le transport des aliments vers les tiges et les racines, ce qui retarderait également la croissance racinaire (Mondal, 2013 ; Parvaiz et al., 2016).

2.2 Effet du stress métallique sur la photosynthèse

La figure 29 et 30 représente la teneur de différents pigments : chlorophylle a (Chl a), chlorophylle b (Chl b) et l'anthocyane des feuilles des espèces de *Peganum harmala* et d'*Hirschfeldia incana* témoins et traitées par le Cr et le Cd.

Chez *Peganum harmala*, nous avons noté une augmentation (moins de 50%) de Cd pour la Chl a, Chl b et l'anthocyane (Figure 29D, 30E), et une diminution de Cr à 25µM et 50µM pour la Chl a et Chl b, alors qu'une forte augmentation a été remarquée pour l'anthocyane à 25 µM. Pour *Hirschfeldia incana*, nous avons noté une augmentation (plus de 50%) de Cd à 50µM et 70µM pour la Chl a, Chl b et l'anthocyane, et de même pour le Cr qui a enregistré des teneurs élevées de ces pigments par rapport au témoin (Figure 29D, 30E).

Les pigments chlorophylliens sont considérés comme biomarqueurs de la toxicité chez les végétaux, et ils nous permettent d'évaluer l'influence d'un stress environnemental sur les plantes. Au niveau physiologique, les plantes cultivées dans un milieu contenant des métaux sont exposées à plusieurs perturbations dans leurs parties aériennes, notamment au niveau de l'appareil photosynthétique. Plusieurs facteurs peuvent influencer sur la quantité de la chlorophylle des feuilles, tels que la position des feuilles, l'âge des feuilles et les facteurs environnementaux (disponibilité en eau, température, lumière...) (Dewez et al., 2007).

D'après les résultats, nous constatons, au contraire, une augmentation des taux de pigments chlorophylliens (Chl a et Chl b) des feuilles traitées par rapport à celles témoins. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Sébastien et al. (2018) qui ont rapporté une augmentation du contenu chlorophyllien chez plusieurs espèces végétales, ce qui indique une stimulation de la photosynthèse. L'augmentation du taux de chlorophylle en présence des métaux pourrait être due à une forte accumulation d'eau et de nutriments, ce qui entraîne une augmentation des performances physiologiques des plantes cultivées. Cela peut aussi s'expliquer par le fait que la plante, au début du stress, vont activer leur métabolisme pour maintenir l'homéostasie de la cellule d'où l'augmentation des teneurs en chlorophylles.

Concernant les résultats de Cr à 25 µM, la réduction enregistrée de la Chl a et Chl b a été probablement causée par dégradation des membranes des thylakoïdes, ainsi par dégradation des enzymes impliquées dans la biosynthèse de la chlorophylle l'acide δ-aminolévulinique synthase

et comme l'acide δ -aminolévulinique déshydratase (Wang et al., 2014 ; Li et al., 2008). Généralement, les métaux réduisent l'efficacité de la photosynthèse en raison d'une altération du transport des électrons et d'une perturbation des enzymes du cycle de Calvin.

3. Conclusion

Les espèces représentent les plantes spontanées des couvertures phosphatées construites pour la réhabilitation de la mine de Kettara.

Les résultats ont montré que le traitement aux métaux lourds (Cd et Cr) en hydroponie à 150 μ M de Cr provoque la mort de *Hirschfeldia incana*. En revanche, *Peganum harmala* a montré une forte tolérance à ces métaux. Les plantes étudiées ont montré leur capacité à résister aux métaux lourds et pourraient donc être utilisées dans la phytoremédiation/phytostabilisation des phosphates.

Conclusion générale & Perspectives

Le Maroc est un pays de longue tradition minière. Aucun dispositif efficace n'a été mis en place pour gérer l'abandon de ces anciennes mines et contrôler les impacts environnementaux négatifs à long terme. En effet, de grandes quantités de déchets miniers constitués de roches stériles et de résidus ont été laissées sur le site sans aucun travail de réhabilitation. Ces déchets pourraient avoir un impact négatif sur l'environnement. Socialement, plusieurs régions qui dépendaient de l'industrie minière sont aujourd'hui marginalisées. La mine abandonnée de Kettara, située à 30 Km au Nord Ouest de Marrakech, en est un exemple éloquent.

Dans cette optique, le présent travail a pour objectif d'étudier la végétalisation de la couverture de phosphate prévue pour la stabilisation des rejets miniers du site Kettara. Il permettra ainsi de parachever le design de réhabilitation du site.

La détermination du potentiel des espèces végétales pour la phytoremédiation des sols contaminés de la mine Kettara a montré que les résidus contenaient de fortes concentrations de Cu (177,64 mg/kg) et de Pb (116,80 mg/kg) et que le sol agricole contenait de fortes concentrations d'As (25,07 mg/kg) et de Cu (251,96 mg/kg), dépassant le niveau de toxicité (Cu > 100 mg/kg, Pb > 100 mg/kg, As > 20 mg/kg). L'analyse des plantes a montré une faible accumulation de métaux traces chez *Scolymus hispanicus*, *Cleome brachycarpa*, *Carlina involucrata*, *Festuca ovina* et *Peganum harmala*. Ces espèces avaient un facteur de bioconcentration (BCF) supérieur à 1 et un facteur de translocation (TF) inférieur à 1, démontrant une tolérance élevée aux métaux traces. Par conséquent, ils sont de bons candidats pour une utilisation dans la phytoremédiation des résidus miniers de Kettara. Ces espèces pourraient également être potentiellement utilisées pour la phytostabilisation de la couverture de déchets phosphatés de la mine de Kettara.

Concernant les plantes spontanées de la couverture de déchets calcaires phosphatés, Les concentrations de métaux et de métalloïdes dans le sol ont révélé que trois métaux Cr, Cu et Cd dépassaient de loin leurs valeurs de concentration critique. La concentration de métaux et de métalloïdes dans les pousses et les racines des 13 espèces végétales échantillonnées dans cette

étude n'ont pas mis en évidence d'hyperaccumulation puisqu'aucune des concentrations des 8 métaux et métalloïdes dans les tissus végétaux n'a atteint les niveaux critiques d'hyperaccumulation. Cependant, sur la base du potentiel de bioconcentration et de translocation, nous avons pu identifier des espèces végétales ayant un potentiel de phytostabilisation et de phytoextraction. Dans la conception de la restauration de la mine de Kettara, six espèces, *Plantago afra*, *Festuca ovina*, *Echium plantaginum*, *Aizoon hispanicum*, *Herniaria cinerea* et *Asphodelus tenuifolius* sont apparues comme de bons candidats pour la phytostabilisation de la couverture faite avec des déchets de phosphate pour contrôler le DMA à la mine de Kettara. Considérant les métaux traces les plus abondants dans la couverture de phosphates (Cr, Cu, Cd), *Plantago afra* a été identifié comme le plus adapté à la stratégie de phytostabilisation du Cd ; et *Eryngium ilicifolium*, *Spergularia rubra* et *Plantago afra* ont été identifiés comme étant les plus adaptés à la stratégie de phytoextraction pour Cu et Cr. Les espèces végétales sélectionnées dans ce travail basé sur le transfert d'oligo-éléments ont l'avantage de pousser naturellement sur les roches phosphatées mais sont toutes des espèces annuelles.

L'étude des essais en pot des plantes indigènes sur un sol contaminé (phosphate) et sur un sol non contaminé présentant le témoin (tourbe et sol agricole) a montré que *Vicia sativa*, *Peganum harmala*, *Hirschfeldia incana*, et *Colocynthis vulgaris* se caractérisent par la capacité d'adaptation et de croissance dans les sols de phosphate riches en métaux. Le sol agricole était le substrat le plus favorable pour la croissance des plantes. Le pouvoir de croissance de *Vicia sativa* dans les sols de phosphate indique que cette espèce est une candidate importante pour la phytoremediation/phytostabilisation de ce substrat et aussi pour des substrats à contamination multimétallique.

Le test de tolérance des plantes aux différentes concentrations de métaux a indiqué que les plantes *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* peuvent tolérer de grandes concentrations de Cr et Cd, suggérant la possibilité de leur utilisation potentielle dans la phytostabilisation du Cr

et Cd. Les résultats ont montré que les plantes peuvent survivre en culture hydroponique à fortes concentrations de Cd/Cr. Le traitement a provoqué une apparition des chloroses dans les feuilles des plantes avec une diminution de la croissance. Concernant l'effet du stress métallique sur la photosynthèse, une augmentation des teneurs en pigments chlorophylliens totaux (Chl. a et b) a été enregistrée dans les parties aérienne des plantes. *Hirschfeldia incana* et *Peganum harmala* pourraient être utilisées dans la phytostabilisation des phosphates.

Les résultats de la présente étude représentent une avancée importante dans la définition du schéma de réhabilitation du site minier de Kettara. Ces résultats peuvent être utilisés pour la réhabilitation d'autres haldes à stériles de l'exploitation du phosphate qui occupent de vastes superficies au Maroc.

Afin d'optimiser et de finaliser la conception de la réhabilitation, l'influence de la végétation sur le couvert doit faire l'objet d'investigations plus approfondies, notamment l'évaluation des contraintes hydriques et thermiques sur la transpiration de la plante à travers le suivi de l'effet des conditions environnantes (précipitations, évaporation, température, vents) en la présence du couvert végétal prévu sur le bilan hydrique et ainsi déterminer la contribution de la végétation sur l'efficacité de la couverture évapotranspirante.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADRIANO D C, 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments; Biogeochemistry, Bio-availability and Risks of Metals. 2nd edn. Springer, New York. 866 pp.
- ALI H., KHAN E., ANWAR S.M., 2013.** Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemoshpere* 91, 869-88.
- ALKORTA, I., BECERRIL, J.M. AND GARBISU, C., 2010.** Phytostabilization of metal contaminated soils. *Reviews on Environmental Health*, 25(2), pp.135-146.
- ALVARENGA, P., GONÇALVES, A., FERNANDES, R., DE VARENNES, A., VALLINI, G., DUARTE, E., CUNHA-QUEDA, A., 2008.** Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Sci. Total Environ.*, 406, 43–56.
- AUBERTIN, M. ET CHAPUIS, R.P., 1991.** Considération hydrogéotechniques pour l’entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. *Comptes rendus du Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par l’activité minière*, Montréal, vol. 3, pp. 1-22.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.-F., et TREMBLAY, L., 1995.** Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. *Rapport NEDEM/MEND Report 2.22.2a*
- AUBERTIN, M., BUSSIERE, B., PABST, T., JAMES, M. AND MBONIMPA, M., 2016.** Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. In *Geo-Chicago 2016* (pp. 343-358).
- AZEVEDO, R., CROMLEY, J.G., WINTERS, F.I., MOOS, D.C. & GREENE, J.A., 2005.** Adapative human scaffolding facilitates adolescents' self-regulated learning with hypermedia. *Instructional science* 33(5-6): 38 1- 41 2(this issue).
- BOSSE, B., BUSSIERE, B., HAKKOU, R., MAQSOU, A., & BENZAAZOUA, M., 2013.** Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. *Mine water and the environment*, 32(2), 152-167.

- BUSSIERE, B., DAGENAIS, A.-M., AUBERTIN, M., AND MBONIMPA, M., 2002.** Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance.
- BOSSE, B., BUSSIERE, B., HAKKOU, R., MAQSOUD, A., & BENZAAZOUA, M., 2015.** Field experimental cells to assess hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(9), 1255-1269.
- BUSSIERE, B., & WILSON, G. W., 2021.** Store-and-release covers. *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*, 115-134.
- BABI K., 2011.** Perceptions du développement minier durable par les acteurs locaux, gouvernementaux et industriels au Maroc. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- BUSSIERE, B., LELIEVRE, J., OUELLET, J. AND BOIS, D., 1995, MAY.** Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels. In *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Ed. Hynes TP & Blanchette MC, Sudbury, Ontario (Vol. 1, pp. 59-68).
- BUSSIERE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIEVRE, J., BOIS, D. AND SERVANT, S., 1998.** Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée—Phase II. Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles du Québec.
- BUSSIERE, B., AUBERTIN, M., AND CHAPUIS, R.P., 2003.** The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40: 512–535
- BROUGHTON, W. J., & DILWORTH, M. J., 1971.** Control of leghaemoglobin synthesis in snake beans. *Biochemical journal.*, 125(4), 1075-1080.
- BASSA, C., MILA, I., BOUZAYEN, M., & AUDRAN-DELALANDE, C., 2012.** Phenotypes associated with down-regulation of SI-IAA27 support functional diversity among Aux/IAA family members in tomato. *Plant and Cell Physiology*, 53(9), 1583-1595.

- BOSSE B., BUSSIÈRE B., HAKKOU R., MAQSOUD A. & BENZAAZOUA M., 2013.** Assessment of phosphate limestone Wastes as a component of a store-and release cover in a semi-arid climate. *Mine Water and the Environment*, 32(2), 152-167.
- BOUDA S., 2012.** Evaluation de la variabilité agromorphologique et moléculaire des ressources génétiques du genre *Atriplex* L. Thèse de Doctorat, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences-Marrakech, 159p, 2012.
- BRIFFA, J., SINAGRA, E. AND BLUNDELL, R., 2020.** Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9).
- BOSSE, B., BUSSIÈRE, B., MAQSOUD, A., HAKKOU, R. AND BENZAAZOUA, M., 2016.** Hydrogeological behavior of a store-and-release cover: A comparison between field column tests and numerical predictions with or without hysteresis effects. *Mine Water and the Environment*, 35(2), p.221.
- BAKKAUS, E., GOUGET, B., GALLIEN, J.P., KHODJA, H., CARROT, F., MOREL, J.L. AND COLLINS, R., 2005.** Concentration and distribution of cobalt in higher plants: the use of micro-PIXE spectroscopy. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 231(1-4), pp.350-356.
- BOLLARD, E.G., 1983.** Involvement of unusual elements in plant growth and nutrition. *Encyclopedia of plant physiology*. New series.
- BONANNO, G. AND GIUDICE, R.L., 2010.** Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators*, 10(3), pp.639-645.
- BHATIA, A., PATHAK, H., JAIN, N., SINGH, P.K. AND SINGH, A.K., 2005.** Global warming potential of manure amended soils under rice-wheat system in the Indo-Gangetic plains. *Atmospheric Environment*, 39(37), pp.6976-6984.

CHRISTMANN, P., ARNDT, N., COCHONAT, P., GERONIMI, V. AND LE MEUR, P.Y., 2016. Spécificités et phases du projet minier: introduction. Institut de recherche pour le développement, Collection expertise collégiale, Marseille.

COOKE, J.A. AND JOHNSON, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), pp.41-71.

CHANEY, R.L., 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. In *Inorganic contaminants in the vadose zone* (pp. 140-158). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

CASTAGNA, A., DI BACCIO, D., RANIERI, A.M., SEBASTIANI, L. AND TOGNETTI, R., 2015. Effects of combined ozone and cadmium stresses on leaf traits in two poplar clones. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, pp.2064-2075.

CORNIC, G., 2007. Effets de la lumière sur la photosynthèse et sur l'appareil photosynthétique. Adaptation à l'éclairage de croissance Photoinhibition. ESE - Université Paris-Sud 11, Agro Paris-Tech CNRS, 62 p.

CORNELL UNIVERSITY, 1976. Plant adaptation to mineral stress in problem soils. Proceedings of Workshop, Beltsville, Md. 22-23 November. Cornell University, Ithaca, N.Y.

DANIEL, D.E. et KOENER, R.M., 1993. Cover Systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, Chapman & Hall, pp. 455-497.

DUTRE, V., ET VANDECASTEELE, C. 1995. "Solidification/Stabilisation of arsenic containing waste: leach tests and behaviour of arsenic in the leachate". *Waste Management* 15(1), 55-62.

DUBOURGUIER H-C., PETIT D., DERAM A. & LOGEAY C., 2001. Le Phytomanagement-Eléments de synthèse. Les cahiers Techniques : pôle de compétence sites et sédiments pollués en région Nord - Pas de Calais. <http://www.polessp.org/pdf/etudes/phyto.pdf>

- DAS, P., SAMANTARAY, S. AND ROUT, G.R., 1997.** Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental pollution*, 98(1), pp.29-36.
- DEWEZ, D., DIDUR, O., VINCENT-HEROUX, J. AND POPOVIC, R., 2007.** Validation of photosynthetic-fluorescence parameters as biomarkers for isoproturon toxic effect on alga *Scenedesmus obliquus*. *Environmental pollution*, 151(1), 93-100p.
- EPA (2000).** A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-98-011. United States Environmental Protection Agency, p. 6. Available at: http://www.bugsatwork.com/XY-CLONYX/EPA_GUIDES /PHYTO.PDF
- ETIM EE., 2012.** Phytoremediation and its mechanisms: a review. *Int J Environ Bioenergy*, 2(3):120-36.
- EMOYAN, O.O., OGBAN, F.E. AND AKARAH, E., 2009.** Evaluation of heavy metals loading of River Ijana in Ekpan–Warri, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 10(2).
- EL BERKAOUI, M., EL ADNANI, M., HAKKOU, R., OUHAMMOU, A., BENDAOU, N. AND SMOUNI, A., 2021.** Phytostabilization of phosphate mine wastes used as a store-and-release cover to control acid mine drainage in a semiarid climate. *Plants*, 10(5), p.900.
- ELAW, 2010.** Guide pour l'évaluation des projets EIE du domaine minier. Chapitre 1. Généralités sur l'exploitation minière et ses impacts. Environmental Law Alliance Worldwide. <http://www.elaw.org/files/mining-eia-guidebook/Full%20French%20Guidebook.pdf>(Page consultée le 16 décembre 2012).
- EL BERKAOUI, M., EL ADNANI, M., HAKKOU, R., OUHAMMOU, A., BENDAOU, N. AND SMOUNI, A., 2022.** Assessment of the Transfer of Trace Metals to Spontaneous Plants on Abandoned Pyrrhotite Mine: Potential Application for Phytostabilization of Phosphate Wastes. *Plants*, 11(2), p.179.

FAYER, M.J., ROCKHOLD, M.L., AND CAMPBELL, M.D., 1992. Hydrologic modeling of protective barriers: comparison of field data and simulation results. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 690–700.

FENNANE M., IBN TATTOU M., OUYAHYA A. ET EL OUALIDI J., 1999. Flore pratique du Maroc, manuel de détermination des plantes vasculaires, volume (1). Travaux de l'institut scientifique, Série Botanique, n°38, Rabat, 636 p.

FENNANE M., IBN TATTOU M., OUYAHYA A. ET EL OUALIDI J., 2009. Flore pratique du Maroc, manuel de détermination des plantes vasculaires, volume (2). Travaux de l'institut scientifique, Série Botanique, n°38, Rabat, 636 p.

FENNANE M., IBN TATTOU M., OUYAHYA A. ET EL OUALIDI J., 2014. Flore pratique du Maroc, manuel de détermination des plantes vasculaires, volume (2). Travaux de l'institut scientifique, Série Botanique, n°38, Rabat, 636 p.

FENNANE M. ET IBN TATTOU M., 2005. Flore vasculaire du Maroc, inventaire et chorologie, volume (1). Travaux de l'institut scientifique, Série Botanique n°37, Rabat, 483 p.

FENNANE M. ET IBN TATTOU M., 2008. Flore vasculaire du Maroc, inventaire et chorologie, volume (2). Travaux de l'institut scientifique, Série Botanique n°39, Rabat, 398 p.

FENNANE M., IBN TATTOU M., 2012. Statistiques et commentaires sur l'inventaire actuel de la flore vasculaire du Maroc, *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section de la vie*, n°34 (1), p.1-9.

FAO, 2009. Pourquoi investir dans la gestion des bassins versants?. ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE, ROME. <http://www.fao.org/docrep/012/a1295f/a1295f00.pdf> (Page consultée le 16 décembre 2012).

FOY, C. D., R. L. CHANEY, AND M. C. WHITE., 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 29:511-566.

- GHAZARYAN, K.A., MOVSESYAN, H.S., KHACHATRYAN, H.E., GHAZARYAN, N.P., MINKINA, T.M., SUSHKOVA, S.N., MANDZHIEVA, S.S. AND RAJPUT, V.D., 2019.** Copper phytoextraction and phytostabilization potential of wild plant species growing in the mine polluted areas of Armenia. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 19(2), pp.155-163.
- GALFATI, I., BILAL, E., SASSI, A.B., ABDALLAH, H. AND ZAÏER, A., 2011.** Accumulation of heavy metals in native plants growing near the phosphate treatment industry, Tunisia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6(2), pp.85-100.
- GUPTA, A.K. AND SINHA, S., 2007.** Phytoextraction capacity of the *Chenopodium album* L. grown on soil amended with tannery sludge. *Bioresource Technology*, 98(2), pp.442-446.
- GUTIERREZ-GINES, M.J., PASTOR, J. AND HERNANDEZ, A.J., 2015.** Heavy metals in native mediterranean grassland species growing at abandoned mine sites: ecotoxicological assessment and phytoremediation of polluted soils. *Heavy Metal Contamination of Soils: Monitoring and Remediation*, pp.159-178.
- HAKKOU, R., BENZAAZOUA, M. AND BUSSIÈRE, B., 2008.** Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1. Environmental characterization. *Mine Water and the Environment*, 27, pp.145-159.
- HAKKOU, R., BENZAAZOUA, M. AND BUSSIÈRE, B., 2008.** Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2. Mine waste geochemical behavior. *Mine Water and the Environment*, 27, pp.160-170.
- HAKKOU, R., BENZAAZOUA, M. AND BUSSIÈRE, B., 2009.** Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 28, pp.206-218.
- HUMBER, A.J., 1995.** Separation of sulphide minerals from mill tailings, Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment, vol. 1 : 149-158.

- HUGHES, T.J. AND CULPEPPER, B.T., 2000.** Introduction to quality assurance practices at the US environmental protection agency. *Quality Assurance*, 7(4), pp.179-179.
- HIBTI, M., BOUABDELLI, M., MOUTTAQI, A. AND SAGON, J.P., 1999.** L'effet du métamorphisme sur les minéralisations surfurées de la province hercynienne (Meseta sud-occidentale, Maroc). Exemple des gisements sulfurés de Hajjar et de Kettara. *Chronique de la Recherche minière*, (536-537), pp.23-37.
- IBANEZ S., TALANO M., ONTANÓN O., SUMAN J., MEDINA M.I., MACEK T. AND AGOSTINI E., 2015.** Transgenic plants and hairy roots: exploiting the potential Of plant species to remediate contaminants. *New Biotechnol.* S1871-6784,00267-00268.
- JAFFRE, T., RIGAULT, E & SARRAILH, J.M., 1994.** La végétation des anciens sites miniers. Dossier Nouvelle-Calédonie, la Réhabilitation des Sites Miniers. *Bois et Forêts des Tropiques*, 242, 45-57.
- JOHNSON M.S., BRADSHAW A.D., 1977.** Prevention of heavy metal pollution from mine wastes by vegetative stabilization. *Trans. Inst. Metall.* A 86, 47-55.
- KHALIL, A., HANICH, L., BANNARI, A., ZOUHRI, L., POURRET, O. AND HAKKOU, R., 2013.** Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*, 125, pp.117-129.
- KLEINMANN, R.L.P., 1979.** The Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. Princeton University, NJ, 104 pp.
- KOERNER, R.M., 1993.** Geomembrane liners. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, Chapman & Hall, pp. 164-186.
- KINNUNEN, P.H.-M., AND KAKSONEN, A.H., 2019.** Towards circular economy in mining: Opportunities and bottlenecks for tailings valorization. *J. Clean. Prod.* 228, 153–160.
- KOTARSKA, I., MIZERA, B. AND STEFANEK, P., 2018.** Mining waste in the circular economy—Idea versus reality. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 41, p. 02013). EDP Sciences.

- KNIDIRI, J., 2015.** Évaluation du comportement hydrogéologique des recouvrements store-and-release inclinés constitués de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. M.Sc. thesis, Department of Mineral Engineering, École Polytechnique de Montréal, Que. (with an extension in UQAT).
- KNIDIRI, J., BUSSIERE, B., HAKKOU, R., BOSSE, B., MAQSOUD, A. AND BENZAAZOUA, M., 2017.** Hydrogeological behaviour of an inclined store-and-release cover experimental cell made with phosphate mine wastes. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(1), pp.102-116.
- KABATA-PENDIAS, A., 2010.** Trace elements in soils and plants. CRC press : Boca Raton, FL, USA, 2010.
- KRÄMER, U., 2010.** Metal hyperaccumulation in plants. *Annual review of plant biology*, 61, pp.517-534.
- KUMPIENE, J., LAGERKVIST, A., MAURICE, C., 2008.** Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – a review. *Waste Manage.* 28, 215–225.
- LEDUC, G., DIXON, D.G., RUBER, H., RUBY, S.M., SPEYER, M. et WEBB, M., 1976.** Toxicity Studies of Chemicals Associated with Northern Mining Operations. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, 21 p.
- LOTTERMOSER BG, 2011.** Recycling, reuse and rehabilitation of mine wastes. *Elements* 7: 405-4
- LGHOUL, M., KCHIKACH, A., HAKKOU, R., ZOUHRI, L., GUERIN, R., BENDJOUDI, H., TEIXIDO, T., PENÃ, J.A., ENRIQUE, L., JAFFAL, M. AND HANICH, L., 2012.** Etude géophysique et hydrogéologique du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc) : contribution au projet de réhabilitation. *Hydrological sciences journal*, 57(2), pp.370-381.

- LGHOUL, M., MAQSOUD, A., HAKKOU, R. AND KCHIKACH, A., 2014.** Hydro-geochemical behavior around the abandoned Kettara mine site, Morocco. *Journal of Geochemical Exploration*, 144, pp.456-467.
- LGHOUL M., TEIXIDO T., ANTONIO PENA J., HAKKOU R., KCHIKACH A., GUERRIN R., ZOUHRI L., 2011.** Electrical and seismic tomography used to image the structure of a tailings pond at the abandoned kettara mine, Morocco. *Mine Water and the Environment*, 31(1), 53–61.
- LONE M.I., ZHEN-LI H., STOFFELLA P.J., XIAO Y., 2008.** Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University Sci B*. 9: 210-220.
- LIU, K., ZHANG, H., LIU, Y., LI, Y. AND YU, F., 2020.** Investigation of plant species and their heavy metal accumulation in manganese mine tailings in Pingle Mn mine, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, pp.19933-19945.
- LI, M.S., LUO, Y.P. AND SU, Z.Y., 2007.** Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental pollution*, 147(1), pp.168-175.
- LI, M., WANG, J., CHEN, X., WANG, H. AND PAN, Y., 2011.** A local average connectivity-based method for identifying essential proteins from the network level. *Computational biology and chemistry*, 35(3), pp.143-150.
- LI F., VALLABHANENI R., YU J., ROCHEFORD T., WURTZEL E.T., 2008.** The maize phytoene synthase gene family: overlapping roles for carotenogenesis in endosperm, photomorphogenesis, and thermal stress tolerance. *Plant Physiol*. 147: 1334–1346.
- MORIN K.A., ET HUTT N.M., 1997.** Environmental geochemistry of mine site drainage: practical theory and case studies. MDAG Publishing, Vancouver. 333p.

- MCLAUGHLIN, J. AND STUPARYK, R., 1994, JUNE.** Evaluation of low sulphur rock tailings production at Inco's Clarabelle Mill. In Conf. on Innovation in Mineral Processing (pp. 129-146).
- MCLAUGHLIN, J. AND ROBERTSON, G., 1994.** Test production of low sulphur rock tailings at Inco's Clarabelle mill. In 26th annual meeting of the Canadian Mineral Processors, Ottawa, Canada.
- MEND 2001.** Mine environment neutral drainage (MEND) manual, Vol. 4: Prevention and Control, MEND 5.4.2d, Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET), Canada. 477 p.
- MOREL-SEYTOUX, H.J. 1994.** Steady-state effectiveness of a capillary barrier on a sloping interface. In Proceedings of the 14th Hydrology Days. Edited by H.J. Morel-Seytoux. Hydrology Days Publications, Atherton, Calif. pp. 335–346.
- MAHAR, A., WANG, P., ALI, A., AWASTHI, M.K., LAHORI, A.H., WANG, Q., LI, R. AND ZHANG, Z., 2016.** Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 126, pp.111-121.
- MINISTERE DE L'ENERGIE, DES MINES ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE, CHARGE DU DEVELOPPEMENT DURABLE, OCTOBRE 2017.** Résumé exécutif de la Stratégie Nationale de Développement Durable (SNDD) 2030.
- MACKOVA, M., DOWLING, D.N., AND MACEK, T. (EDS.) 2006.** Phytoremediation and Rhizoremediation.358 Focus on Biotechnology. 9A. Dordrecht, The Netherlands, Springer, p. 300.
- MARGUI, E., QUERALT, I., CARVALHO, M.L. AND HIDALGO, M., 2005.** Comparison of EDXRF and ICP-OES after microwave digestion for element determination in plant specimens from an abandoned mining area. *Analytica Chimica Acta*, 549(1-2), pp.197-204.

- MORENO, J.L., GARCIA, C., HERNANDEZ, T. AND PASCUAL, J.A., 1996.** Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource Technology*, 55(3), pp.251-258.
- MISHRA, T. AND PANDEY, V.C., 2019.** Phytoremediation of red mud deposits through natural succession. In *Phytomanagement of polluted sites* (pp. 409-424). Elsevier.
- MENDEZ, M.O. AND MAIER, R.M., 2008.** Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7, pp.47-59.
- MARQUES, A.P., RANGEL, A.O. AND CASTRO, P.M., 2009.** Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(8), pp.622-654.
- MENDEZ, M.O., NEILSON, J.W. AND MAIER, R.M., 2008.** Characterization of a bacterial community in an abandoned semiarid lead-zinc mine tailing site. *Applied and environmental microbiology*, 74(12), pp.3899-3907.
- MAESTRI, E., MARMIROLI, M., VISIOLI, G. AND MARMIROLI, N., 2010.** Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1), pp.1-13.
- MACFARLANE, G.R., KOLLER, C.E. AND BLOMBERG, S.P., 2007.** Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. *Chemosphere*, 69(9), pp.1454-1464.
- MORE, T.G., RAJPUT, R.A. AND BANDELA, N.N., 2003.** Impact of Heavy metals on DNA Contents in the whole body of fresh water Bivalve, *Lamellidens marginalis*. *Pollution Research*, 22(4), pp.605-611.
- MIKOLAJCZAK, K., KUCZYNSKA, A., KRAJEWSKI, P., SAWIKOWSKA, A., SURMA, M., OGRODOWICZ, P., ADAMSKI, T., KRYSKOWIAK, K., GORNY, A.G., KEMPA, M. AND SZAREJKO, I., 2017.** Quantitative trait loci for plant height in *Maresia*

CamB barley population and their associations with yield-related traits under different water regimes. *Journal of Applied Genetics*, 58, pp.23-35.

MALECKA, A., DERBA-MACELUCH, M., KACZOROWSKA, K., PIECHALAK, A. AND TOMASZEWSKA, B., 2009. Reactive oxygen species production and antioxidative defense system in pea root tissues treated with lead ions: mitochondrial and peroxisomal level. *Acta physiologiae plantarum*, 31, pp.1065-1075.

MENDEZ, M.O. AND MAIER, R.M., 2007. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7, pp.47-59.

MISHRA, S., SRIVASTAVA, S., TRIPATHI, R.D., GOVINDARAJAN, R., KURIAKOSE, S.V. AND PRASAD, M.N.V., 2006. Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L.. *Plant physiology and biochemistry*, 44(1), pp.25-37.

MURASHIGE, T. AND SKOOG, F., 1962. A revised medium for rapid growth and bio assays with tobacco tissue cultures. *Physiologia plantarum*, 15(3), pp.473-497.

MONDAL N.K., 2013. Effect of varying cadmium stress on chickpea (*Cicer arietinum* L.) seedlings : an ultra structural study. *Ann. Environ. Sci.* 7: 59-70.

NORDSTROM, D.K. AND ALPERS, C.N., 1999. Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), pp.3455-3462.

NISHIDA, H., MIYAI, M., TADA, F. AND SUZUKI, S., 1982. Computation of the index of pollution caused by heavy metals in river sediment. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 4(4), pp.241-248.

NEGRE R., 1961. Petit flore des régions arides du Maroc occidental Tome (1). Editions du centre national de la recherche scientifique ; 15, quai Anatol-France Paris, VIIème, 366 p.

NEGRE R., 1962. Petit flore des régions arides du Maroc occidental Tome (2). Editions du centre national de la recherche scientifique ; 15, quai Anatol-France Paris, VIIème, 389 p.

- NCR (NATIONAL RESEARCH COUNCIL), 2005.** Mineral Tolerance of Animals ; National Academies Press: Washington, DC, USA.
- GROUPE OCP, 2012.** Group Annual report.
- ECONOMIE CIRCULAIRE : BATIR UN ECOSYSTEME VERTUEUX. GROUPE OCP., 2019.** Consulté le 30 octobre 2019, à l'adresse <https://www.ocpgroup.ma/fr/notre-strategie-notre-strategie-environnementale-societale/economie-circulaire-batir-un-ecosysteme>.
- OUFLINE R, 2006.** L'environnement des mines abandonnées situées dans le bassin versant du Tensift : cas de la mine de Sidi Bou Otmane. Rapport stage de master.
- OAKLEY, R.E., 1987.** Design and performance of earth-lined containment systems. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, pp. 117-136.
- OSBORNE, D., JAHANDARI, S., TAO, Z., CHEN, Z., KHAZAIE, A. AND RAHME, M., 2023.** Creating additional revenue streams prior to the disposal of tailings. International Journal of Energy for a Clean Environment, 24(2).
- ONEM (OBSERVATOIRE NATIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DU MAROC), 1997.** Monographie locale de l'environnement de la ville de Marrakech. In Etude Réalisée Pour le Compte de la Wilaya de Marrakech; ONEM: Marrakech, Morocco.
- OUAKIBI, O., LOQMAN, S., HAKKOU, R. AND BENZAAZOUA, M., 2013.** The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of AMD: a laboratory study. Mine Water and the Environment, 32(4), p.266.
- PYATT, F.B. AND GRATAN, J.P., 2001.** Some consequences of ancient mining activities on the health of ancient and modern human populations. Journal of Public Health, 23(3), pp.235-236.
- PECO, J.D., HIGUERAS, P., CAMPOS, J.A., ESBRI, J.M., MORENO, M.M., BATTAGLIA-BRUNET, F. AND SANDALIO, L.M., 2021.** Abandoned mine lands reclamation by plant remediation technologies. Sustainability, 13(12), p.6555.

- PULFORD, I.D. AND WATSON, C., 2003.** Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment international*, 29(4), pp.529-540.
- PARRAGA-AGUADO, I., GONZALEZ-ALCARAZ, M.N., ALVAREZ-ROGEL, J., JIMENEZ-CARCELES, F.J. AND CONESA, H.M., 2013.** The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental pollution*, 176, pp.134-143.
- PÅHLSSON, A.-M.B, 1989.** Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut.* 47, 287–319.
- PIOTROWSKA, N., DE VLEESCHOUWER, F., SIKORSKI, J., PAWLYTA, J., FAGEL, N., LE ROUX, G., PAZDUR, A., 2010.** Intercomparison of radiocarbon bomb pulse and ²¹⁰Pb age models. A study in a peat bog core from North Poland. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 268 (7e8), 1163e1166.
- PARVAIZ A., ARAFAT A., ABDELLATEF A.A., ELSAYED F. ABDALLAH E.F., HASHEM A., SARWAT M., NASER A., ANJUM N.A.. ET GUCEL S., 2016.** Calcium and potassium Supplementation Enhanced Growth, Osmolyte Secondary Metabolite Production, and Enzymatic Antioxidant Machinery in Cadmium- Exposed chickpea (*Cicer arietinum* L.) *Front. Plant. Sci.* 7: 513.
- ROSS B., 1990.** The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26: 2625–2629.
- REY, M.W., RAMAIYA, P., NELSON, B.A., BRODY-KARPIN, S.D., ZARETSKY, E.J., TANG, M., DE LEON, A.L., XIANG, H., GUSTI, V., CLAUSEN, I.G. AND OLSEN, P.B., 2004.** Complete genome sequence of the industrial bacterium *Bacillus licheniformis* and comparisons with closely related *Bacillus* species. *Genome biology*, 5(10), pp.1-12.

- REY F., BALLAIS J.L., MARRE A. & ROVERA G., 2004.** Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus - Geoscience*, 336(11), 991–998.
- RUFO, L. AND DE LA FUENTE, V., 2010.** Successional dynamics of the climatophile vegetation of the mining territory of the Río Tinto Basin (Huelva, Spain): soil characteristics and implications for phytoremediation. *Arid Land Research and Management*, 24(4), pp.301-327.
- RODRIGUEZ, E., DA CONCEIÇÃO SANTOS, M., AZEVEDO, R., CORREIA, C., MOUTINHO-PEREIRA, J., FERREIRA DE OLIVEIRA, J.M.P. AND DIAS, M.C., 2015.** Photosynthesis light-independent reactions are sensitive biomarkers to monitor lead phytotoxicity in a Pb-tolerant *Pisum sativum* cultivar. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, pp.574-585.
- REID, W.D., CHRISTIE, B., MITCHELL, J.R., MOSKOWITZ, J., BRODIE, B.B., 1971.** Bromobenzene metabolism and hepatic necrosis. *Pharmacology* 6, 41–55.
- RAN, X., LIU, R., XU, S., BAI, F., XU, J., YANG, Y., SHI, J., WU, Z., 2014.** Assessment of growth rate, chlorophyll a fluorescence, lipid peroxidation and antioxidant enzyme activity in *Aphanizomenon flos-aquae*, *Pediastrum simplex* and *Synedra acus* exposed to cadmium. *Ecotoxicology* 24, 468–77.
- SINGER, P.C. AND STUMM, W., 1970.** Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science*, 167(3921), pp.1121-1123.
- SRK, 1991.** Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.
- SRK “STEFFEN, ROBERTSON, KIRSTEN”, 1989.** Draft Acid Rock Technical Guide, Vol. 1. BC AMD Task Force, Vancouver.
- STORMONT, J.C., MORRIS, C.E., 1998.** Method to estimate water storage capacity of capillary barriers. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.* 124(4), 297-302.

- SMITH W.G., 1909.** Raunkiaer's Life forms and statistical methods. Oecology of Plants – Oxford.
- SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M.R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M.A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S., 2017.** Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721.
- SAXENA, G.; PURCHASE, D.; MULLA, S.I.; SARATALE, G.D.; BHARAGAVA, R.N.; 2019.** Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: Eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 249, 71–131.
- STYLIANOU, M.; GAVRIEL, I.; VOGIATZAKIS, I.; ZORPAS, A.; AGAPIOU, A., 2020.** Native plants for the remediation of abandoned sulphide mines in Cyprus: A preliminary assessment. *J. Environ. Manag.*, 274, 110531.
- SLOAN, J.J.; DOWDY, R.H.; DOLAN, M.S.; LINDEN, D.R. ; 1997.** Long-Term Effects of Biosolids Applications on Heavy Metal Bioavailability in Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.*, 26, 966–974.
- SONTER, L.J.; ALI, S.H.; WATSON, J.E. ; 2018.** Mining and biodiversity: Key issues and research needs in conservation science. *R. Soc. B*, 285, 20181926.
- SHANKER, A.; DJANAGUIRAMAN, M.; SUDHAGAR, R.; CHANDRASHEKAR, C.; PATHMANABHAN, G. DIFFERENTIAL; 2004.** Antioxidative response of ascorbate glutathione pathway enzymes and metabolites to chromium speciation stress in green gram ((L.) R.Wilczek. cv CO 4) roots. *Plant Sci.*, 166, 1035–1043.
- SEVIK, H., CETIN, M., BELKAYALI, N., 2015.** Effects of forests on amounts of CO₂ : case study Kastamonu and Igaz Mountain National Park. *Pol. J. Environ. Stud.* 24, 253–225.
- SEHGAL, A., REDDY, K.R., WALNE, C.H., BARICKMAN, T.C., BRAZEL, S., CHASTAIN, D. AND GAO, W., 2022.** Individual and Interactive Effects of Multiple Abiotic Stress

Treatments on Early-Season Growth and Development of Two Brassica Species. *Agriculture*, 12(4), p.453.

SINGH, O. V., LABANA, S., PANDEY, G., BUDHIRAJA, R., AND JAIN R. K. 2003.

Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl.Microbiol.Bio-technol.* 61, 405-412.

SANITA DI TOPPI, L., GABBRIELLI, R., 1999. Response to cadmium in higher plants.

Environ. Exp. Bot. 41; 105–130.

SANDALIO, L. M., DALURZO, H. C., GOMEZ, M., ROMERO-PUERTAS, M.C., DEL

RIO., 2001. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants.

J. Exp. Bot. 52 (364) ; 2115-2126.

SEREGIN, I. V., IVANOV, V. B., 2001. Physiological aspects of cadmium and lead toxic

effects on higher plants. *Russ. J. Plant Physiol.* 48 (4); 606-630.

SHAHID, I., KISTLER, M., MUKHTAR, A., GHOURI, B.M., RAMIREZ-SANTA

CRUZ, C., BAUER, H., PUXBAUM, H., 2016. Chemical characterization and mass closure

of PM10 and PM2.5 at an urban site in Karachi - Pakistan. *Atmos. Environ.* 128, 114–123.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.0>.

SEBASTIAN, A., NANGIA, A., PRASAD, M.N.V., 2018. A green synthetic route to pheno-

lics fabricated magnetite nanoparticles from coconut husk extract: implications to treat metal contaminated water and heavy metal stress in *Oryza sativa* L. *J. Clean. Prod.* 174, 355e366.

TSAO D, 2003. Overview of Phytotechnologies. In: Tsao D (ed) *Phytoremediation*, vol 78.

Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology. Springer Berlin / Heidelberg, pp 1-50.

TEMMINGHOFF, E.J.; HOBA, V.J., 2004. Digestion with HNO₃-H₂O₂-HF. In *Plant Ana-*

lysis Procedures, 2nd ed.; Kluwer: Dordrecht, The Netherlands, pp. 16–19.

TICCONI CA, DELATORRE CA, ABEL S, 2001. Attenuation of phosphate starvation res-

ponses by phosphite in *Arabidopsis*. *Plant Physiol* 127:963–972.

- TORDOFF, G.M., BAKER A.J.M. ET WILLIS A.J., 2000.** Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, 219 – 228.
- US GEOLOGICAL SURVEY (USGS); 2003.** Mineral Commodity Summaries, US Geological Survey, Washington DC, (2011).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA); 2000.** Introduction to Phytoremediation. EPA 600/R-99/107, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- GENERAL, A., 2015.** United Nations transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development. Division for Sustainable Development Goals: New York, NY, USA.
- YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L.Q.; 2006.** Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.*; 368, 456–464.
- VOGEL-MIKUS K, PONGRAC P, KUMP P, NECEMER M, SIMCIC J, PELICON P, BUDNAR M, POVH B, REGVAR M.; 2007.** Localisation of metals and minerals within *Thlaspi praecox* seeds by micro-PIXE reveals its reproductive success strategies at metal polluted sites. *Environmental Pollution* 147: 50–59.
- VERNAY, M., MALON, A., OLEKO, A., SALANAVE, B., ROUDIER, C., SZEGO, E., DESCHAMPS, V., HERCBERG, S. AND CASTETBON, K., 2009.** Association of socioeconomic status with overall overweight and central obesity in men and women: the French Nutrition and Health Survey 2006. *BMC public health*, 9(1), pp.1-8.
- WILLIAMS, D.J., STOLBERG, D.J. AND CURREY, N.A., 2006.** Long-term monitoring of Kidston's "Store/Release" cover system over potentially acid forming waste rock piles. *Proceedings of the 7th ICARD*, St Louis, Mo., USA, pp.26-30.
- WILLIAMSON A., JOHNSON M.S., 1981.** Reclamation of metalliferous mine wastes. In : Lepp, N.W. (Ed.), *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*, vol. 2. Applied Sciences Publishers, Barking, Essex, UK, pp. 185-212.

- WEI, Z.; VAN LE, Q.; PENG, W.; YANG, Y.; YANG, H.; GU, H.; LAM, S.S.; SONNE, C.; 2020.** A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil. *J. Hazard. Mater.*, 403, 123658.
- WANG, L.; JI, B.; HU, Y.; LIU, R.; SUN, W.; 2017.** A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere*, 184, 594–600.
- WU, B.; PENG, H.; SHENG, M.; LUO, H.; WANG, X.; ZHANG, R.; XU, F.; XU, H.; 2021.** Evaluation of phytoremediation potential of native dominant plants and spatial distribution of heavy metals in abandoned mining area in Southwest China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 220, 112368.
- WASI, S.; TABREZ, S.; AHMAD, M.; 2012.** Toxicological effects of major environmental pollutants: An overview. *Environ. Monit. Assess.*, 185, 2585–2593.
- WONG, M.H.; 2003.** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50, 775–780.
- WU, Q.; WANG, S.; THANGAVEL, P.; LI, Q.; ZHENG, H.; BAI, J.; QIU, R.; 2011.** Phytostabilization Potential of *Jatropha Curcas* L. in Polymetallic Acid Mine Tailings. *Int. J. Phytoremed.*, 13, 788–804.
- WANG, M., GAO, S.L., ZENG, W.Z., YANG, Y.Q., MA, J.F. AND WANG, Y., 2020.** Plant virology delivers diverse tool sets for biotechnology. *Viruses*, 12, 1338. <https://doi.org/10.3390/v12111338>.
- WANG, Y., ZHANG, J., YU, J., JIANG, X., SUN, L., WU, M., CHEN, G. AND LV, C., 2014.** Photosynthetic changes of flag leaves during senescence stage in super high-yield hybrid rice LYPJ grown in field condition. *Plant physiology and biochemistry*, 82, pp.194-201.
- YANG, S.; LIANG, S.; YI, L.; XU, B.; CAO, J.; GUO, Y.; ZHOU, Y.; 2014.** Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 8, 394–404.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L.Q. ; 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.*, 368, 456–464.

ZHANG, H., ZHENG, L. C., AND YI, X. Y., 2009. Remediation of soil co-contaminated with pyrene and cadmium by growing maize (*Zea mays* L.). *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 6: 249-258.

ZAGURY, G. J., OUDJEHANI, K. et DESCHÊNES, L., 2004. Characterization and availability of cyanide in solid mine tailings from gold extraction plants. *Science of the Total Environment*, 320, 211-224.

ZHAN, G., AUBERTIN, M., MAYER, A., BURKE, K., AND MCMULLER, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. In *Proceedings of the 2001 SME Annual Meeting*, Denver, Colo., 26– 28 Feb. 2001. The Society for Mining, Metallurgy and Exploration (SME), Inc., Denver, Colo. Preprint 01-137.

ZHU, G., XIAO, H., GUO, Q., SONG, B., ZHENG, G., ZHANG, Z., ZHAO, J. AND OKOLI, C.P., 2018. Heavy metal contents and enrichment characteristics of dominant plants in wasteland of the downstream of a lead-zinc mining area in Guangxi, Southwest China. *Eco-toxicology and Environmental safety*, 151, pp.266-271.

ZINE, H.; EL BERKAOUI, M.; EL ADNANI, M.; HAKKOU, R.; SMOUNI, A.; FAHR, M.; BOUAB, N.; EL FAIZ, A.; OUHAMMOU, A.; 2018. Screening for native plant species potential revegetation of phosphatic clay applied as a cover to abandoned Kettara mine tailings Marrakech, Morocco. *SMETox J.*, 1, 83–88.

Annexe

ANNEXE 1**Composition des Milieux MS (Murashige et skooge, 1962)) et MS/2.**

Macroéléments	MS (mg/l)	MS/2 (mg/l)
NH₄NO₃	1650	825
KNO₃	1900	950
CaCl₂, 2H₂O	440	220
MgSO₄, 7H₂O	370	185
KH₂, PO₄	170	85

Micro-éléments	MS (mg/l)	MS/2 (mg/l)
H₃BO₃	3,1	1,55
MnSO₄, 4H₂O	8,45	4,22
ZnSO₄, 7H₂O	4,3	2,15
KI	0,42	0,21
Na₂MoO₄, 2H₂O	0,13	0,065
CuSO₄, 5H₂O	0,01	0,005
CaCl₂, 6H₂O	0,01	0,005

Solution Fe-EDTA	MS (mg/l)	MS/2 (mg/l)
FeSO₄, 7H₂O	27,8	13,9
Na₂-EDTA	37,3	18,65

ANNEXE 2

Composition de la solution nutritive de BROUGHTON et DILLWORTH (BD) Modifie.

Solutions mères	M	g/l
$\text{CaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$	2M	294
KH_2PO_4	1M	136
MgSO_4	0,5M	123
K_2SO_4	0,5M	87
MnSO_4	2mM	0,34
Fe,EDTA :		
Na_2EDTA		7,45
FeSO_4		5,57
Oligoéléments :		
H_3BO_3	4 mM	0,247
$\text{ZnSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$	1 mM	0,288
$\text{CuSO}_4, 5\text{H}_2\text{O}$	0,4 mM	0,100
$\text{CoSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$	0,2 mM	0,056
$\text{Na}_2\text{MoO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$	0,2 mM	0,048

Autoclaver les solutions mères 20 min à 120 °C

Pour le milieu avec N_2 , ajouter 0,5g/l de KNO_3

Ajuster le pH à 6,6-6,8 (pour la serre inutile)

Résumé

La mine abandonnée de Kettara, située près de Marrakech, au Maroc, est un site minier générateur du drainage minier acide (DMA). Un système de recouvrement hydrogéologique de type SR/SDR construit de déchets de phosphate a été mis en place pour éviter les infiltrations d'eau et la formation de DMA. Ce système de couverture doit être végétalisé avec des plantes appropriées pour assurer sa pérennité et permettre sa réintégration dans l'écosystème environnant.

L'objectif principal de cette thèse est la sélection de plantes pour la phytostabilisation de la couverture de phosphate prévue pour la stabilisation des rejets miniers du site Kettara. Il permettra ainsi de parachever le design de réhabilitation du site. Cette réhabilitation correspond à une nouvelle technique permettant de gérer deux types de rejets dotés chacun d'impacts distincts au service du développement durable. Ce travail a été considéré comme innovant par des pairs scientifiques, car il a un grand potentiel de développement.

Plusieurs espèces végétales indigènes ont été étudiées. Le choix des espèces végétales reposait principalement sur leur tolérance aux trace éléments contenus dans les déchets phosphatés, et leur faible capacité à transloquer ces métaux vers leurs parties aériennes afin de limiter le risque de transfert des polluants le long de la chaîne alimentaire.

Les plantes étudiées ont montré leur capacité à résister aux métaux lourds et pourraient donc être utilisées dans la phytostabilisation des phosphates, et également dans la réhabilitation des sites miniers de phosphate au Maroc.

Mots-clefs : Phytostabilisation, Phosphates, Développement durable, Réhabilitation, Métaux et métalloïdes.

Abstract

The abandoned Kettara mine, located near Marrakech, Morocco, is an acid mine drainage (AMD) generating mine site. A hydrogeological cover system of SR/SDR type constructed of phosphate waste was built to avoid water infiltration and AMD formation. This cover system must be vegetated with appropriate plants to ensure its sustainability and allow its reintegration into the surrounding ecosystem.

The main objective of this thesis is the selection of plants for the phytostabilization of the phosphate cover planned for the stabilization of the Kettara mine wastes which will thus make it possible to finalize the design of the site's rehabilitation. This rehabilitation corresponds to a new technique allowing for the management of two types of waste, each with distinct impacts, in the service of sustainable development. This work has been considered innovative by scientific peers, as it has great potential for development.

Several native plant species were studied. The choice of plant species was based mainly on their tolerance to trace elements contained in phosphate wastes, and their low capacity to translocate these metals to their aerial parts in order to limit the risk of transfer of pollutants along the food chain.

The plants studied showed their ability to resist heavy metals contamination and could therefore be used in the phytostabilization of phosphates, and also in the rehabilitation of phosphate mining sites in Morocco.

Key Words : Phytostabilization, Phosphates, Sustainable development, Rehabilitation, Metals and metalloids.
