



République Algérienne Démocratique et Populaire

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique**

**Université Echahid Cheikh Larbi Tebessi -Tébessa-
Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie**

Département : Biologie appliquée

Laboratoire : Molécules bioactives et applications

Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat L.M.D

Spécialité : Sciences Biologiques

Option : Biologie et physiologie végétale

**Recherche des plantes steppiques bioindicatrices
d'une pollution par les éléments traces métalliques à
partir de mines abandonnées et en activité (cas des
mines à Tébessa).**

Présentée par : GACEM Rania

Devant le jury :

Pr. MAALEM Souhail	Université de Tébessa	Président
Pr. SOUABI Hana	Université de Tébessa	Promotrice
Pr. FEHDI Chemeseddine	Université de Tébessa	Co-promoteur
Dr. DEKAK Ahmed	Université de Tébessa	Examineur
Dr. KADI Zahia	Université de Oum el Bouaghi	Examinatrice
Dr BOUCHIHA Hanene	Université de Tébessa	Examinatrice

Année universitaire : 2023/2024

Remerciement

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à ALLAH, le tout puissant, pour m'avoir accordé la force, la persévérance pour mener à bien ce travail.

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude à ma directrice de thèse, le Professeur SOUABI Hana, pour sa guidance précieuse, son soutien inestimable. Son expertise et son engagement ont été une source d'inspiration pour moi. Je lui suis reconnaissante pour son investissement dans mon éducation et pour l'impact positif qu'elle a eu sur mon parcours académique

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mon co-encadrant FEHDI Chemeseddine pour son précieux soutien et son dévouement tout au long de mon parcours académique.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers les membres du Jury qui ont accepté d'évaluer ce travail ; leurs critiques et leurs remarques éclairées vont certainement contribuer à améliorer ma thèse

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers le Haut-Commissariat au Développement de la Steppe (HCDS) à la ville de Tébessa pour m'avoir accueilli chaleureusement par son directeur Mr MAAREFIA TAYEB et à ses employés. En particulier, je souhaite remercier Mr. BENARFA Noureddine pour son soutien continu et son assistance précieuse.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance envers la Conservation des Forêts de la Wilaya de Tébessa pour son soutien précieux lors de nos sorties sur le terrain, notamment à M. DRISSI Abdelhamid et M^{lle} SAADOUDI Khouloud pour leur dévouement et leur assistance continus.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers les deux enseignantes de l'Université Echahid Cheikh Larbi Tébessi, Tébessa. M^{me} HIOUN Soraya (MAA) pour son aide précieuse dans l'identification des différentes espèces végétales, et à M^{me} MACHEROUM Amel (MCB) pour son assistance dans la méthodologie d'inventaire des plantes.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mes collègues CHEBOUT Abderrezzeq et ABDELMALEK Assia, leur encouragement constant et leur volonté de toujours offrir leur aide ont été d'une grande valeur pour moi.

Je tiens à exprimer ma plus profonde gratitude envers ma famille, leur encouragement constant. Leur présence et leur soutien ont été ma source de force et de réconfort tout au long de ce parcours. Leurs sacrifices et leur soutien m'ont permis d'atteindre mes objectifs. Je leur suis infiniment reconnaissante pour tout ce qu'ils ont fait pour moi

Rania

Résumé

Les activités minières sont considérées comme un facteur majeur de pollution de l'environnement, notamment par la décharge d'éléments traces métalliques (ETM) dans les écosystèmes environnants. Il est donc urgent de développer des stratégies efficaces pour atténuer les effets néfastes de cette pollution. Les stratégies actuellement employées pour l'assainissement des métaux lourds dans le sol sont souvent coûteuses. Comme solution alternative, la mise en place d'une couverture végétale constitue une méthode économiquement réalisable pour obtenir une stabilisation. L'objectif de cette étude est le suivi de la qualité écologique des écosystèmes sujets à une pression de contamination métallique du sol, et d'établir un diagnostic de la qualité de l'écosystème en situation polluée en utilisant uniquement les bioindicateurs végétaux.

Les paramètres physicochimiques du sol, tels que le pH, la conductivité électrique (CE), la matière organique (MO), la texture du sol, le carbonate de calcium (CaCO_3) et le degré de toxicité des métaux lourds, sont évalués pour déterminer l'état écologique du sol. Les plantes et le sol sont échantillonnés dans six stations. Les relevés floristiques sont réalisés à l'aide de la méthode des quadrats, mesurant la richesse en espèces, l'abondance et la richesse générique. L'impact des caractéristiques pédologiques sur la distribution du couvert végétal est aussi évalué, et les données sont analysées à l'aide de différents traitements statistiques.

L'analyse du sol a révélé des niveaux de pH modérés, une salinité variable, une faible teneur en MO et une teneur modérée en CaCO_3 . L'analyse des métaux lourds a révélé une contamination par le cadmium dans toutes les stations d'étude, avec une pollution notable par le plomb dans la station 5. La diversité végétale était dominée par les familles *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* et *Chenopodiaceae*. Notamment, certaines espèces végétales présentaient des corrélations positives avec le cadmium et les propriétés du sol, ce qui indique leur potentiel en tant que bio-indicateurs. Ces espèces comprennent notamment *Lolium perenne* L., *Spinacia oleracea*, *Atriplex halimus* L., *Salsola vermiculata* L., *Malva sylvestris* L., *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana* L., *Anagallis arvensis* L.

Mots clés : bioindicateurs végétaux, contamination métallique, éléments trace métallique, mines, régions semi-aride, Tébessa

Abstract

Mining activities are considered a major factor in environmental pollution, particularly through the discharge of trace metal elements (TMEs) into surrounding ecosystems. It is therefore urgent to develop effective strategies to mitigate the harmful effects of this pollution. The strategies currently employed to remediate heavy metals in soil are often costly. As an alternative, the establishment of a vegetation cover is an economically feasible method of achieving stabilization. The aim of this study is to monitor the ecological quality of ecosystems subject to soil metal contamination pressure, and to establish a diagnosis of ecosystem quality in a polluted situation using plant bioindicators only.

Soil physicochemical parameters such as pH, electrical conductivity (EC), organic matter (OM), soil texture, calcium carbonate (CaCO_3) and heavy metal toxicity are assessed to determine the ecological status of the soil. Plants and soil were sampled at six stations. Floristic surveys were carried out using the quadrat method, measuring species richness, abundance and generic richness. The impact of soil characteristics on the distribution of plant cover is also assessed, and the data is analyzed using various statistical treatments.

Soil analysis revealed moderate pH levels, variable salinity, low OM content and moderate CaCO_3 content. Heavy metal analysis revealed cadmium contamination at all the study sites, with significant lead pollution at site 5. Plant diversity was dominated by the families *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* and *Chenopodiaceae*. Notably, some plant species showed positive correlations with cadmium and soil properties, indicating their potential as bioindicators. These species include *Lolium perenne* L., *Spinacia oleracea*, *Atriplex halimus* L., *Salsola vermiculata* L., *Malva sylvestris* L., *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana* L., *Anagallis arvensis* L.

Keywords : plant bioindicators, metal contamination, metal trace elements, mines, semi-arid regions, Tebessa

الملخص

تُعتبر أنشطة التعدين عاملاً رئيسياً في تلوث البيئة، خاصة من خلال تصريف العناصر المعدنية النادرة في النظم الإيكولوجية المحيطة. لذا، هناك حاجة ملحة لوضع استراتيجيات فعالة للتخفيف من الآثار الضارة لهذا التلوث. وغالباً ما تكون الاستراتيجيات المستخدمة حالياً في معالجة المعادن الثقيلة في التربة مكلفة. كبديل لذلك، يُعدُّ تركيب غطاء نباتي طريقة مجدية اقتصادياً لتحقيق الاستقرار. تهدف هذه الدراسة إلى رصد الجودة البيئية للنظم الإيكولوجية تحت ضغط تلوث التربة بالمعادن، ووضع تشخيص لجودة النظام الإيكولوجي في حالة التلوث باستخدام المؤشرات الحيوية النباتية فقط. تم تقييم المعايير الفيزيائية والكيميائية للتربة مثل درجة الحموضة (pH)، التوصيل الكهربائي (EC)، المواد العضوية (OM)، قوام التربة، وكربونات الكالسيوم (CaCO₃)، بالإضافة إلى سمية المعادن الثقيلة لتحديد الحالة البيئية للتربة. تم جمع عينات من النباتات والتربة في ستة محطات مختلفة. تم إجراء جرد نباتي باستخدام الطريقة الرباعية، وتم قياس ثراء الأنواع وراثتها وتنوعها النوعي. كما تم تقييم تأثير خصائص التربة على توزيع الغطاء النباتي، وتم تحليل البيانات باستخدام معالجات إحصائية متعددة.

كشفت تحاليل التربة عن مستويات معتدلة من الأس الهيدروجيني وتفاوت في الملوحة وانخفاض المواد العضوية ومحتوى معتدل من كربونات الكالسيوم. حدد تحليل المعادن الثقيلة وجود تلوث بالكاديوم في جميع أنحاء منطقة الدراسة، مع تلوث ملحوظ بالرصاص في المنطقة 5. غلبت على التنوع النباتي العائلات *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* و *Chenopodiaceae* وتجدر الإشارة إلى أن بعض الأنواع النباتية أظهرت ارتباطات إيجابية مع الكاديوم وخصائص التربة، مما يشير إلى قدرتها كمؤشرات حيوية. وتشمل هذه الأنواع نباتات *Lolium perenne L.*, *Spinacia oleracea*, *Atriplex halimus L.*, *Salsola vermiculata L.*, *Malva sylvestris L.*, *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana L.*, *Anagallis arvensis L*

الكلمات الرئيسية: المؤشرات الحيوية للنبات، التلوث بالمعادن، العناصر المعدنية النادرة، المناجم، المناطق شبه القاحلة، تبسة

Liste des abréviations

AFNOR Association Française de Normalisation

AR Abondance relative

C% Fréquence d'occurrence

Ca Calcium

CaCO₃ Carbonate De Calcium

Cd Cadmium

CE Conductivité Électrique

Cu Cuivre

Csi Contribution spécifique

ETMs Éléments Traces Métalliques

Fe Fer

K Potassium

Mg Magnésium

MO Matière Organique

N Azote

N° Numéro

Nv Le nombre de points de végétation

Nsv Le nombre de points sans végétation

ni Le nombre de points où une espèce

Na Sodium

P Phosphore

Pb Plomb

S Station

RGV (RG) Recouvrement global de la végétation

Zn Zinc

Liste des figures

N° Figure	Titre	Page
Figure. 1	Sources de pollution par les métaux lourds dans l'environnement	5
Figure. 2	Climat et temps moyen à l'année dans la zone d'étude	18
Figure. 3	Figure. 3 Synthèse des Étages Bioclimatiques de la zone d'étude	19
Figure. 4	La mine de fer à Boukhadra, mine en activité	21
Figure. 5	La mine de Pb-Zn à Mesloula, mine abandonné	22
Figure. 6	Localisation géographique du bassin versant Tébessa-El Aouinet	23
Figure. 7	Localisation géographique d'échantillonnage de la zone	24
Figure. 8	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 1	32
Figure. 9	Comparaison des concentrations des éléments nutritifs dans le sol travers différents mois dans la station 1	33
Figure. 10	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 2	34
Figure. 11	Comparaison des concentrations des éléments nutritifs à travers différents mois dans le sol dans la station 2	35
Figure. 12	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 3	37
Figure. 13	Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol travers différents mois dans le sol dans la station 3	39
Figure. 14	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 4	40
Figure. 15	Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du sol à travers différents mois dans la station 4	42
Figure. 16	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 5	43
Figure. 17	Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 5	45
Figure. 18	Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO ₃) du sol entre les différents mois dans la station 6	46
Figure. 19	Figure 18 : Comparaison des concentrations des éléments	48

	nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 6	
Figure. 20	Etude des caractéristiques des sols dans les six stations : pH, conductivité électrique (EC), matière organique (OM) et carbonate de calcium (CaCO ₃)	50
Figure. 21	Concentrations des éléments nutritifs des sols dans les six stations (Azote (N), Sodium (Na), Phosphore (P), Calcium (Ca), Magnésium (Mg) et Potassium (K)).	53
Figure. 22	Comparaison des concentrations de métaux lourds plomb (Pb), zinc (Zn), fer (Fe), cadmium (Cd), cuivre (Cu) dans 6 stations	55
Figure. 23	Cartes de contours pour la distribution de Zn dans la zone d'étude	56
Figure. 24	Cartes de contours pour la distribution de Fe dans la zone d'étude	57
Figure. 25	Cartes de contours pour la distribution de Cu dans la zone d'étude	58
Figure. 26	Cartes de contours pour la distribution de Pb dans la zone d'étude	59
Figure. 27	Cartes de contours pour la distribution de Cd dans la zone d'étude	60
Figure. 28	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 1	61
Figure. 29	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 1.	64
Figure. 30	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 2.	65
Figure. 31	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 2.	68
Figure. 32	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 3	69
Figure. 33	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 3.	71
Figure. 34	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 4	72
Figure. 35	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 4.	75
Figure. 36	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 5	76
Figure. 37	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 5.	78
Figure. 38	Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 6	79
Figure. 39	Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 6.	82

Figure. 40	Répartition globale de la richesse spécifique par site et dans les six stations d'étude.	85
Figure. 41	Estimation de la richesse en espèces (Chao-1) dans les différentes stations d'étude	85
Figure. 42	Représente l'analyse canonique des correspondances (CCA), montrant la correspondance entre les six stations et les distributions des espèces.	88
Figure. 43	Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) pour les espèces dominantes dans les différentes stations d'étude.	89
Figure. 44	Distribution des types biologiques des plantes dans les six stations d'étude.	90

Liste des tableaux

N° Tableau	Titre	Page
Tableau 1	Normes des métaux lourds selon (AFNOR 1999 et MATF, 1998)	9
Tableau 2	Propriétés physicochimiques du sol dans les six stations	49
Tableau 3	Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des facteurs environnementaux pour chaque station	51
Tableau 4	Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des textures du sol pour chaque	51
Tableau 5	Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des éléments nutritifs pour chaque station	52
Tableau 6	Concentrations et valeurs moyennes (\pm écart type) des métaux lourds pour chaque station	54
Tableau 7	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans la station 1	62
Tableau 8	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 1.	63
Tableau 9	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans station 2	66
Tableau 10	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 2.	67
Tableau 11	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans station 3	69
Tableau 12	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 3	70
Tableau 13	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans station 4	72
Tableau 14	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 4	74
Tableau 15	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans station 5	76
Tableau 16	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 5	77
Tableau 17	Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans station 6	80
Tableau 18	Les espèces végétales les plus représentatives dans station 6	81
Tableau 19	Liste systématique des espèces inventoriées dans les six stations d'étude, (+) présence, (-) absence.	84
Tableau 20	Indice de diversité et le ratio des statistiques des taxons (S), les individus, la dominance (D), dans les six stations	86

Table des matières	
Remerciements	
Résumé	
Abstract	
المخلص	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction générale	
Chapitre 1. Synthèse bibliographique	
1. La pollution environnementale par les éléments traces métalliques	4
1.1. Généralités des éléments traces métalliques	5
1.2. Classification des éléments traces métalliques	6
1.2.1. Les éléments essentiels	6
1.2.1.1. Le zinc	6
1.2.1.2. Le cuivre	6
1.2.1.3 Le Fer	6
1.2.2. Les éléments non essentiels	7
1.2.2.1. Le cadmium	7
1.2.2.2. Le plomb	7
1.3. L'impact des mines à la pollution par les éléments traces métalliques	8
1.4. Contamination du sol par les éléments traces métalliques	8
1.5. Origine de contamination de sol par les éléments traces métalliques	8
1.5.1. Sources naturelles	9
1.5.2. Sources anthropiques	9
1.6. Pollution des plantes par les éléments traces métalliques	11
1.7. Les plantes bioindicatrices d'une pollution	11
2. La zone steppique	12
2.1 Climat de la zone steppique	12

2.2. La propriété du sol	13
2.3 Caractéristiques floristiques et écologique	13
Chapitre 2. Matériels et méthodes	
1. Présentation de la région d'étude	15
1.1 Situation géographique	15
1. 2 Aperçu géologique	15
1.3. Climatologie	15
1.3.1. Température	16
1.3.2. Précipitations	16
1.3.3. Humidité	16
1.3.4. Vents	17
1.3.5. Synthèse climatique	18
1.3.5.1 Méso-méditerranéen (longue saison sèche)	18
1.3.5.2 Thermoméditerranéen (courte saison sèche)	18
1.3.5.3 Thermoméditerranéen (longue saison sèche)	19
1.3.5.4 Xéroméditerranéen	19
1.3.5.5 Sub-désertique (courte saison sèche)	19
1.3.5.6 Sub-désertique (longue saison sèche)	19
1.3.5.7. Désertique (Désert)	19
1.4. Présentation des mines présentes dans la région d'étude	20
1.4.1 La mine de Boukhadra	20
1.4.2 La mine de Mesloula	21
2.1 Le bassin versant Tébéssa-El Aouinet	22
2.2 Choix des stations d'étude	23
3. Analyse des échantillons de sol	24
3.1. Protocole d'échantillonnage	24
3.2. Technique d'analyse des échantillons du sol	23
4. Relevés floristiques	27
4.1. Aire minimale	27
4.2. Relevés systématique	27
4.2.1. Relevés linéaires	27
4.2.2. Recouvrement global de la végétation (RGV)	28
4.2.3 Coefficients d'abondance- dominance	28

4.2.4 Abondance relative (AR%)	28
4.2.5 Fréquence d'occurrence (C%)	28
4.3. Caractères qualitatifs de l'analyse de la végétation	29
4.3.1. Détermination de la flore	29
4.3.2. Diversité des familles	29
4.3.3. Types biologiques	30
4.3.3.1 Les phanérophytes	30
4.3.3.2 Les chaméphytes	30
4.3.3.3 Les hémicryptophytes	30
4.3.3.4 Les cryptophytes	30
4.3.3.5 Les thérophytes	30
5. Analyse statistique	30
Chapitre 3. Résultats	
1. Propriétés physico chimiques des sols	31
1.1. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans chaque station	31
1.1.1. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 1	33
1.1.2. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 2	33
1.1.3. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 3	36
1.1.4. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 4	40
1.1.5. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 5	43
1.1.6. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 6	46
1.2. Comparaison caractéristiques et propriétés des sols dans les 6 stations	49
1.3. Distributions et concentrations des éléments traces métalliques dans les stations d'étude	54
1.4. Cartes de contours pour la distribution des éléments traces métalliques dans la zone d'étude	56
2. Caractérisation floristique et analyse comparative de la diversité végétale dans les stations d'études	61
2.1. La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 1	61
2.1.1. La composition floristique dans la station 1	61
2.1.2. Composition des espèces végétales dans la station 1	62

2.1.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 1	63
2.1.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 1	63
2.2 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 2	64
2.2.1 La composition floristique dans la station 2	65
2.2.2 Composition des espèces végétales dans la station 2	66
2.2.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 2	66
2.2.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 2	67
2.3 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 3	68
2.3.1 La composition floristique dans la station 3	69
2.3.2 Composition des espèces végétales dans la station 3	69
2.3.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 3	70
2.3.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 3	70
2.4 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 4	71
2.4.1 La composition floristique dans la station 4	72
2.4.2 Composition des espèces végétales dans la station 4	72
2.4.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 4	74
2.4.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 4	74
2.5 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 5	75
2.5.1 La composition floristique dans la station 5	75
2.5.2 Composition des espèces végétales dans la station 5	76
2.5.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 5	75
2.5.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 5	78
2.6 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 6	79
2.5.2 Composition des espèces végétales dans la station 5	79
2.5.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 5	79
2.6.1 La composition floristique dans la station 6	79
2.6.2 Composition des espèces végétales dans la station 6	79
2.6.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 6	80
2.6.4 Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 6	81
3. Caractérisation et diversité végétale entre les six stations d'étude	82
Chapitre 4. Discussion générale	
Discussion générale	91
Conclusion et perspectives	

Références bibliographiques
Annexes

Introduction

Introduction

La pollution par les éléments traces métalliques (ETMs) dans le sol autour des sites miniers est l'un des plus grands défis pour les sociétés en développement et un problème répandu dans le monde entier (**Shrivastava et al., 2019 ; Jasu et al., 2021 ; Chun et al., 2021**). Les résidus miniers sont considérés comme l'une des sources fondamentales de composants potentiellement nocifs et suscitent une inquiétude inconcevable en raison des dangers probables pour l'environnement et la santé humaine (**Del Rio-Salas et al., 2019 ; Guzmán-Martínez et al., 2020**). Les activités minières sont considérées comme l'une des principales sources de pollution environnementale et entraînent la dégradation des sols et leur contamination par les ETMs (**Jakovljević et al., 2021 ; Ran et al., 2021**). Par conséquent, l'élimination des ETMs est impérative pour la protection de l'environnement et de la santé humaine (**Lodhi et al., 2021**).

Les éléments traces métalliques, notamment le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn), sont considérés comme des éléments très toxiques, faciles à accumuler et non biodégradables. Ils sont toxiques même à de faibles concentrations (**Upadhyay et al., 2021 ; Pujari et Kapoor, 2021 ; Makhanya et al., 2021 ; Singh et al., 2021**). Les sols vigoureusement entachés de métaux toxiques sont implicitement considérés comme des déchets périlleux, les sols significatifs appauvris en métaux constituent une menace inéluctable pour les plantes, la biodiversité et la stabilité des systèmes biologiques (**Zeng et al., 2021 ; Maček, 2021 ; khotoon et al., 2021 ; Majeed et al., 2020**). La forte contamination des sols par les métaux provoque différents troubles écologiques et confère un impact négatif sur les formes d'organismes vivants, y compris les plantes (**Patel, M et al., 2021 ; Kumar et al., 2020 ; Swamy et al., 2019**). Les sols contaminés par les métaux ont un impact négatif direct sur notre environnement en général et sur l'agroécosystème en particulier. (**Dash et al., 2019 ; Shakya et Agarwal, 2020 ; Patel, K et al., 2021**). Le stress induit par les métaux provoque diverses déformations morphologiques, physiologiques et génétiques, et entrave l'efficacité de l'appareil photosynthétique. La croissance et la productivité des plantes sont donc limitées (**Singh et al., 2020 ; Souri et al., 2019 ; Parihar et al., 2019 ; Jubayer Al Mahmud et al., 2019**). Un grand nombre d'espèces végétales sont capables d'accumuler les contaminants toxiques présents dans les sols. Dernièrement, la capacité des plantes à absorber les métaux nocifs et à réduire leur impact négatif a fait l'objet de nombreuses études (**Ilić et al., 2021 ; Fasani, 2012**). Il pourrait être possible de récupérer les sols contaminés en stimulant la phytoremédiation (**Lee et al., 2021 ; Chen et al., 2018**).

De nombreuses technologies permettent de limiter la dissémination dans l'environnement des toxiques contenus dans les résidus miniers. (**Oladoye et al., 2021 ; Mohan et al., 2021 ; Yadav et al., 2021**). Par rapport aux techniques traditionnelles de restauration physique et chimique, qui sont rapides mais coûteuses et entraînent fréquemment une perte de fertilité du sol, notamment la phytoremédiation est une méthode plus rentable, plus rapide et plus respectueuse de l'environnement (**Upadhyay et al., 2020 ; Shakya and Agarwal, 2020 ; Saxena et al., 2019 ; Shrivastava et al., 2019**). Cependant, son utilisation est souvent limitée par l'indisponibilité d'espèces végétales adaptées (**Mishra et al., 2020 ; Salamanca et al., 2015**). La sélection d'espèces végétales appropriées pour la réhabilitation des mines et la prospection de la biodiversité est une stratégie fiable pour atteindre l'objectif de la phytoremédiation (**Jan et Parray, 2016 ; Ghosh et Singh, 2005**). Les espèces végétales endémiques découvertes à proximité de sols pollués et qui sont déjà résistantes au stress métallique peuvent être plus performantes que les plantes non locales et sont en outre plus satisfaisantes sur le plan environnemental, car aucune plante non endémique n'est introduite dans l'environnement (**Mensah et al., 2021 ; Lebrun et al., 2021 ; Futughe et al., 2020 ; Zine et al., 2020 ; Dineshkumar et al., 2019**). Les espèces dominantes de plantes steppiques sont considérées comme des bioindicateurs de la pollution par les éléments traces métalliques. Ces plantes ont la capacité d'accumuler et de tolérer certains métaux tels que le Cu, le Fe et le Zn (**Tapia et al., 2021 ; Bonanno et al., 2018**).

Des études menées précédemment ont porté sur la contamination par les éléments traces métalliques des sols des mines (**Qin et al., 2021 ; Hossen et al., 2021 ; Cruzado-Tafur et al., 2021 ; Obiri-Nyarko et al., 2021 ; Xiang et al., 2021**). Il peut être possible de réhabiliter les résidus de mines métalliques en encourageant la phytoremédiation et en mettant l'accent sur la végétation indigène (**Álvarez-Rogel et al., 2021 ; Peñalver-Alcalá et al., 2021 ; Balestrin et al., 2019**). Dans le cadre de cette recherche, nous nous sommes appuyés sur des résultats de Chemseddine Fehdi qui confirment que Tébessa est polluée par les métaux lourds (**Fehdi et al., 2016; Ghanemi, 2019**). Nous avons mené une étude approfondie sur les sites miniers, qu'ils soient actifs ou abandonnés, dans le but d'effectuer une analyse détaillée des concentrations et de la distribution des éléments traces métalliques. Cette première approche permet une compréhension approfondie de la problématique des impacts environnementaux liés à l'activité minière. Par ailleurs, notre étude s'est orientée vers une évaluation minutieuse des propriétés physico-chimiques des sols présents sur ces sites, offrant ainsi un aperçu détaillé de leur adéquation avec les normes environnementales. De plus, notre investigation s'étend à une prospection approfondie de la biodiversité, avec pour objectif principal la

découverte de plantes bioindicatrices. Ces plantes pourraient jouer un rôle crucial en signalant de manière précoce une éventuelle contamination par les éléments traces métalliques . Également, identifier et étudier les plantes spontanées qui peuvent être utilisées naturellement dans les techniques d'assainissement des sols. Cela s'applique également à la recherche future sur la restauration de la végétation de couverture des terrains miniers abandonnés, afin d'assurer le succès de la réhabilitation de l'environnement.

La structure du manuscrit se divise en :

- Partie 1. Synthèse bibliographique, décrit les effets de la pollution environnementale par les éléments traces métalliques sur la fertilité du sol et la croissance des plantes, ainsi que les effets négatifs de cette pollution. De même, nous avons abordé la description de la zone steppique
- Partie 2. Matériel et méthodes, décrit la zone d'étude, la méthodologie et le matériel utilisé, que ce soit sur le terrain ou en laboratoire, ainsi que l'analyse statistique effectuée dans le traitement des résultats.
- Partie 3. Il synthétise tous les résultats obtenus dans le cadre de cette étude ;
 - ✓ Comparaison caractéristiques et propriétés des sols
 - ✓ Distributions et concentrations des éléments traces métalliques
 - ✓ Analyse des espèces Indicatrices (IndVal)
 - ✓ Caractérisation floristique et analyse de la diversité végétale
- Chapitre 4. Une synthèse des résultats obtenus, et discuter les résultats par rapport aux études précédentes.

Partie 1
Synthèse
bibliographique

1. La pollution environnementale par les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont l'un des polluants qui sont naturellement présents dans l'environnement et dont l'accumulation a augmenté en raison des interventions humaines (Mitra *et al.*, 2022; Tapia *et al.*, 2021). Ces éléments se retrouvent dans l'environnement par le biais de l'industrialisation (Ahogle *et al.*., 2023; Naz *et al.*, 2023). Ces processus ont affecté la communauté biologique de telle sorte que les ETMs font partie du système vivant (Kabir *et al.*, 2012). Bien que certains éléments traces métalliques dans la catégorie des composants essentiels des mécanismes biologiques, la plupart sont toxiques pour les organismes vivants (Kaur et Sharma, 2021 ; Ramkumar *et al.*, 2020). Avec le développement rapide de l'industrialisation et de l'urbanisation, la teneur toxique de ces éléments dans l'environnement a considérablement augmenté (Ma et Jia, 2022). L'assainissement des éléments traces et des métalloïdes est extrêmement nécessaire car leur niveau élevé de contamination constitue une menace sérieuse pour l'environnement (Lodhi *et al.*, 2021) qui peut affecter l'eau, l'air et le sol, créant un cycle de toxicité variable et irréversible (Gunjal, 2021 ; Patel *et al.*, 2021 ; Slimane et El-hafid, 2021). Les éléments traces et les métalloïdes tels que Cd, Cu, Pb, et Zn sont considérés comme des toxines systémiques sérieux car ils peuvent induire une toxicité même à de faibles concentrations. La plupart d'entre eux ont tendance à se bioaccumuler et à subir des bioamplifications (Meng *et al.*, 2021 ; Saroop et Tamchos, 2021 ; Sodango *et al.*, 2018) ; de plus, les polluants métalliques ne sont pas biodégradables. Ainsi leur élimination et leur récupération sont indispensables pour la sécurité de l'environnement et la santé humaine (Upadhyay *et al.*, 2021).

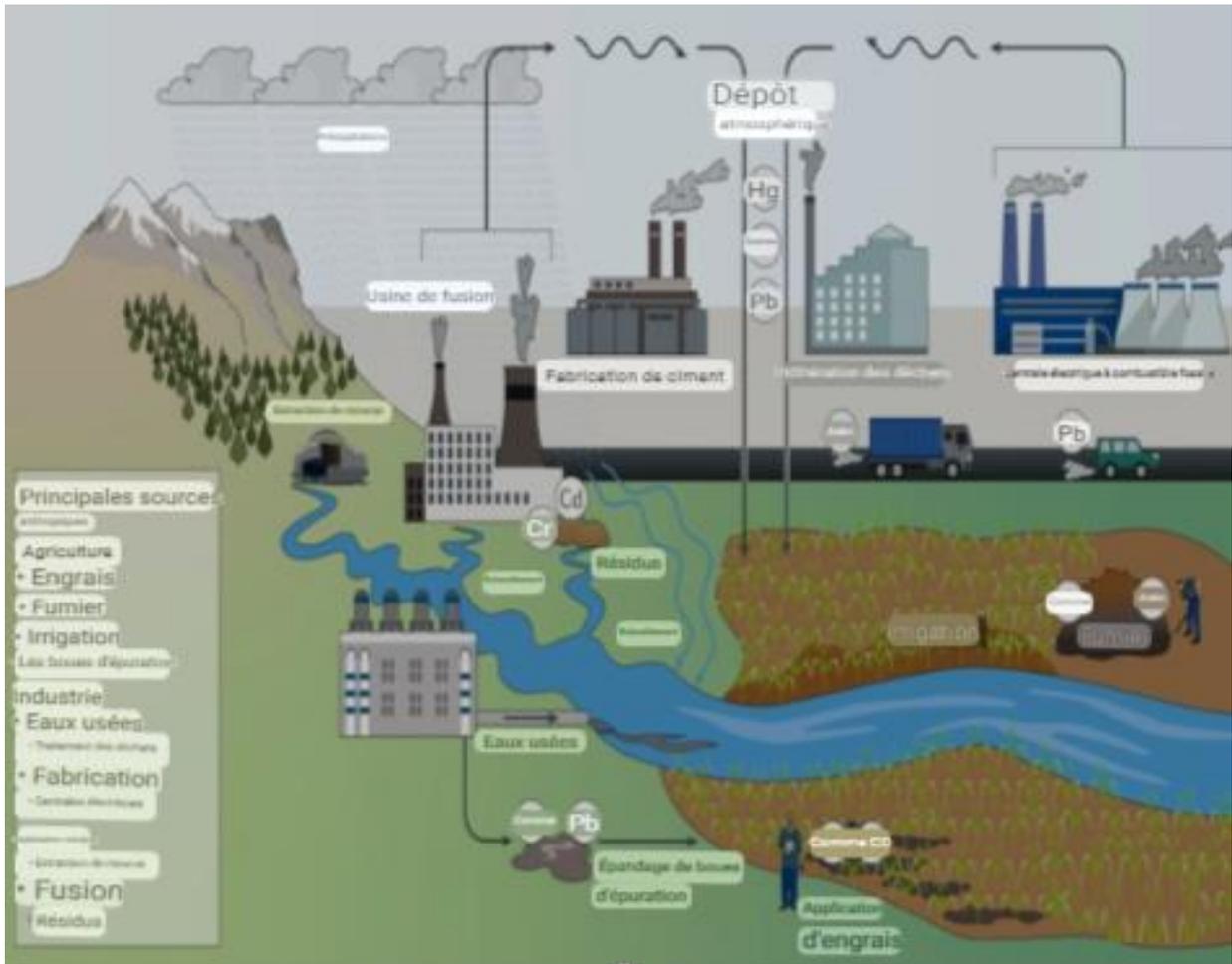


Figure. 1. Sources de pollution par les métaux lourds dans l'environnement (Hou *et al.*, 2020).

1.1. Généralités des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont les constituants naturels de la croûte terrestre, que l'on trouve en très faible concentration (Shah, 2021). Ils sont le groupe d'éléments chimiques dont la densité est supérieure à 5 g cm^{-3} (Guevara *et al.*, 2017 ; Chen et Zhai, 2018 ; Chu *et al.*, 2018 ; Nigam et Gupta, 2020). Ils ont un poids atomique élevé dont la densité est cinq fois supérieure à celle de l'eau (Reddy *et al.*, 2021). Il existe environ 82 métaux lourds, dont 20 au moins sont classés comme toxiques (Mohan *et al.*, 2021). Si certains de ces métaux sont essentiels aux organismes vivants, d'autres sont extrêmement toxiques pour l'homme (Buzea et Pacheco, 2020). L'utilisation généralisée des métaux lourds dans les applications scientifiques, agricoles, domestiques, industrielles et médicales a accéléré leur distribution dans à travers l'environnement (Reddy *et al.*, 2021).

1.2. Classification des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont classés en éléments essentiels et non essentiels (**Gomes et Silva, 2021**). Les éléments essentiels ont des rôles biologiques connus et ne sont toxiques qu'à partir d'une certaine concentration, tandis que les éléments non essentiels n'ont pas de rôle biologique connu (**Shah, 2021 ; John, 2017**).

1.2.1. Les éléments essentiels

Certains métaux lourds sont des éléments essentiels à la croissance des plantes et des animaux, mais des concentrations trop élevées peuvent être toxiques pour les plantes (**Lin et al., 2022**).

1.2.1.1. Le zinc

Le zinc (Zn) est connu comme un micronutriment essentiel qui joue des rôles vitaux dans la croissance, le métabolisme, le développement, la reproduction, le rendement et la protection des plantes (**Babajani et al. 2019**). Il est intéressant de noter qu'il joue un rôle essentiel dans le métabolisme cellulaire en contribuant aux domaines d'interaction des protéines, à de nombreux facteurs de transcription et à des enzymes, est un cofacteur permettant à de nombreuses enzymes d'effectuer une catalyse, mais une fois que la teneur en Zn est trop élevée, elle n'inhibe pas seulement la germination des graines des plantes, mais induit également de grands changements dans la structure des racines des plantes, provoquant des signes de phytotoxicité, notamment la chlorose, l'arrêt de la croissance et du développement des plantes et des perturbations physiologiques (**Balafrej et al., 2020; Babajani et al. 2019 ; Li et al., 2012**).

1.2.1.2. Le cuivre

Le cuivre (Cu) est un élément naturel et essentiel ubiquitaire présent dans l'environnement avec une concentration d'environ 60 ppm dans la croûte terrestre (**Dong et al., 2020; Ojha et al., 2017**). Il est bien connu qu'à de faibles concentrations, le Cu est un élément essentiel pour les plantes et les animaux (**Lasso-Robledo et al., 2022**). Une concentration élevée de cuivre dans les sols provoque un stress oxydatif chez les plantes (**Aryani et al., 2018; Katsumiti et al., 2018**).

1.2.1.3 Le Fer

Le Fer (Fe) est un élément minéral de métal lourd nécessaire à diverses activités vitales des plantes (**Morrissey et Guerinot, 2009**). Il est l'un des principaux micronutriments de toutes les plantes. Cependant, sa valeur seuil dans les plantes augmente en fonction de diverses sources anthropiques et naturelles, ce qui entraîne l'inhibition de la croissance et du développement des plantes. Cette inhibition est due à une disponibilité excessive de Fe, dans l'environnement du sol, conduisant à une toxicité directe ou indirecte du Fe (**Li et al., 2023**). Cette toxicité, ainsi que la carence en fer, entraîne une perturbation du métabolisme de base des plantes en raison de la perturbation du taux d'absorption et de translocation d'autres éléments nutritifs minéraux essentiels et bénéfiques (**Zaid et al., 2020**).

1.2.2. Les éléments non essentiels

Les éléments non essentiels sont hautement toxiques pour les plantes et peuvent directement entraîner leur mort (**Nunes da Silva et al., 2022**). Les plantes qui poussent dans des zones où la contamination par les métaux lourds est plus grave présentent généralement des voies métaboliques modifiées, une croissance lente, des rendements réduits et une accumulation de métaux lourds dans la plante (**Lin et al., 2022**).

1.2.2.1. Le cadmium

Le cadmium (Cd) est l'un des ions de métaux lourds non essentiels et cancérigènes (**Ghosh et Majumdar, 2022**), il est très mobile dans les sols et est le métal non essentiel le plus toxique avec une longue demi-vie biologique (**Kubier et al., 2019**). Il fait partie des éléments qui présentent un effet toxique prononcé (**Singh et al., 2020; Ivanov et Kosobryukhov, 2020**), en tant que des polluants environnementaux qui peuvent nuire aux humains et aux autres organismes en éliminant de graves effets toxiques, même à de faibles concentrations (**Qian et al., 2022; Mohammadi et al., 2021**). Il retarde diverses activités morphologiques, physiologiques, moléculaires et biochimiques des plantes. Le stress lié au Cd entraîne une réduction du taux de croissance des plantes en affectant l'absorption de l'eau ou des nutriments, la photosynthèse et les dommages oxydatifs. Une concentration élevée de Cd dans le sol peut entraîner la mort de la plante (**Kumari et al., 2020**).

1.2.2.2. Le plomb

Le plomb (Pb) est un élément non essentiel dont le niveau de sécurité pour l'homme est inconnu (Luo *et al.*, 2021). La co-contamination des sols par le Pb et le cadmium (Cd) constitue un risque tenace pour la production végétale dans le monde et son caractère non biodégradable est la raison de sa persistance dans l'environnement (Mehmood *et al.*, 2018; Fontenele *et al.*, 2017; Mitra *et al.*, 2017). Le plomb est le deuxième métal lourd le plus toxique après l'arsenic (As), qui ne joue aucun rôle dans les systèmes biologiques. Sa toxicité cause une série de dommages aux plantes, de la germination à la formation du rendement ; cependant, sa toxicité dépend à la fois du temps et de sa concentration (Sanders *et al.*, 2009). Son exposition à des taux plus élevés perturbe les relations hydriques et nutritionnelles des plantes et provoque des dommages oxydatifs aux plantes (Souahi *et al.*, 2021 ; Souahi *et al.*, 2017). La réduction du taux de germination des graines et de la croissance des plantes sous stress est principalement due à l'interférence du Pb avec les activités enzymatiques, les dommages membranaires et la fermeture des stomates en raison de l'induction de l'acide abscissique et de la corrélation négative du Pb avec le potassium dans les plantes (Giri *et al.*, 2021; Zulfiqar *et al.*, 2019).

1.3. L'impact des mines à la pollution par les éléments traces métalliques

L'industrialisation et l'urbanisation du siècle dernier ont entraîné une accumulation croissante de métaux lourds dans les sols, l'eau et l'air (Buzea et Pacheco, 2020). La contamination des sols par les métaux lourds constitue une menace pour les chaînes alimentaires et la santé humaine, en particulier dans les zones minières (Zeng *et al.*, 2021). Les activités minières sont considérées comme l'une des principales sources de pollution environnementale et entraînent la production de grandes quantités de déchets. L'exploitation minière entraîne la dégradation des sols, la perte de biodiversité et la pollution des sols, de l'eau et de l'air (Haddaway *et al.*, 2019). L'élimination des déchets miniers est un problème mondial, et leur composition dépend des caractéristiques du minerai. Outre les concentrations élevées de métaux/métalloïdes, les résidus miniers et les déblais des mines abandonnées présentent des caractéristiques physico-chimiques défavorables, telles qu'un pH extrêmement bas ou élevé, un faible statut nutritif et une capacité de rétention d'eau (Jakovljević *et al.*, 2021). Les résidus miniers abandonnés sont considérés comme l'une des principales sources d'éléments potentiellement toxiques. En raison du manque de surveillance, en particulier dans le cas de

l'exploitation minière à petite échelle ou artisanale (Del *et al.*, 2019). Les éléments potentiellement toxiques présents dans les déchets miniers abandonnés sont très préoccupants en raison des risques potentiels pour la santé humaine et les écosystèmes (Guzmán-Martínez *et al.*, 2020).

1.4. Contamination du sol par les éléments traces métalliques

Le sol est un matériau particulière qui est généralement d'origine naturelle. Sa nature poreuse permet le mouvement des fluides en son sein (Yustres *et al.*, 2021). Il est un constituant important de l'environnement, qui accumule une quantité excessive de polluants, notamment les éléments traces métalliques par les activités tant naturelles qu'anthropiques. La bioamplification des métaux à travers la chaîne alimentaire affecte à la fois la flore et la faune (Bali et Sidhu, 2021). En tant que partie importante de l'écosystème terrestre sur terre, le sol est la ressource naturelle la plus fondamentale pour un être humain vivant, qui pourrait constamment se régénérer et se recycler (Krause et Rotter, 2018). Depuis le début du 20^e siècle, la pollution du sol par les métaux lourds est devenue un problème environnemental insoluble, qui affecte non seulement l'échange de substances ainsi que la conversion de l'énergie, mais provoque également la dégradation et l'épuisement des ressources du sol, ce qui entraîne à son tour la détérioration de l'écosystème. Ainsi, l'utilisation rationnelle des ressources du sol et la protection de l'environnement du sol sont des préoccupations partout dans le monde (Wu *et al.*, 2022; Lebrun *et al.*, 2021). Les normes de métaux lourds dans le sol ont les concentrations maximales admissibles (Semenkov et Koroleva, 2020). La plupart sont supérieures à 50 p.p.m., valeur retenue par AFNOR pour les sols agricoles (Aubert, 1990).

Tableau 01. Normes des métaux lourds selon (AFNOR 1999 et MATF, 1998)

Métal	Valeur limites	Unité
Cd	2	ppm
Pb	100	ppm
Cu	100	ppm
Zn	300	ppm

1.5. Origine de contamination de sol par les éléments traces métalliques

La plupart des éléments traces métalliques sont présents à l'état naturel, mais quelques-uns sont issus de sources anthropiques (Mitra *et al.*, 2022). La contamination par ces éléments comprend la décomposition de roches contenant des métaux, l'éruption de volcans et certaines activités humaines telles que l'augmentation de l'urbanisation, les rejets de déchets industriels, les pratiques agricoles, la construction côtière, l'établissement d'industries et les processus de fusion et d'extraction et le dragage (Li *et al.*, 2022; Pujari et Kapoor, 2021; Shah, 2021; Hahn *et al.*, 2019).

1. 5.1. Sources naturelles

Les sources naturelles primaires et fondamentales sont les roches ou les matériaux d'origine à partir desquels le sol est produit (Selvi *et al.*, 2019). Les ETMs du sol sont principalement influencés par le matériau parental formant le sol, les processus chimiques au sein de la terre et les résidus biologiques. En raison des différents types de sols et de matériaux parentaux dans les différentes régions, les niveaux de concentration naturelle des métaux lourds dans le sol varient considérablement (Li *et al.*, 2022). Les processus naturels comprennent essentiellement les éruptions volcaniques, les mouvements de la croûte terrestre, les feux de forêt, l'altération des roches et la production biologique (Nayak et Gupta, 2019; Masindi et Muedi, 2018).

1.5. 2. Sources anthropiques

Les activités anthropiques sont la source la plus importante de cette pollution (Wang *et al.*, 2015), qui peuvent être classées en trois catégories : agricoles, industrielles et minières. Les métaux lourds peuvent pénétrer dans les sols agricoles par le biais de dépôts atmosphériques, après avoir été libérés dans l'atmosphère par la combustion de combustibles fossiles, l'incinération de déchets ou la fabrication de ciment. Les eaux de ruissellement contaminées par des métaux lourds provenant de l'exploitation minière et de l'industrie peuvent pénétrer dans les cours d'eau et atteindre les terres agricoles. L'utilisation de fumier ou d'eaux usées contaminées par des métaux lourds pour fertiliser les cultures peut également contaminer les terres agricoles (Hou *et al.*, 2020; Srivastava *et al.*, 2017).

1.6. Pollution des plantes par les éléments traces métalliques

La contamination des plantes par des éléments toxiques est un problème environnemental reconnu dans le monde entier. L'augmentation rapide de la population et la forte demande alimentaire donnent lieu à plusieurs polluants qui finissent par contaminer l'écosystème (Yadav *et al.*, 2023). Les plantes cultivées sur des sols contaminés présentent une réduction de la croissance, de l'absorption des nutriments et du rendement. Les concentrations dépassant les niveaux optimaux ont des effets négatifs directs et indirects sur les plantes (Olowoyo et Mugivhisa, 2020). La contamination par des éléments toxiques ne réduit pas seulement la croissance et le développement des plantes, mais affecte également d'autres activités telles que la photosynthèse, la nutrition minérale des plantes et diminue les activités de certaines enzymes (Nawab *et al.*, 2022; Raza *et al.*, 2021 ; Souri *et al.*, 2019). L'absorption de métaux lourds par les plantes varie en fonction du type de sol, de l'espèce végétale, du type de variété au sein de la même espèce et de la localisation dans les tissus végétaux. L'absorption la plus élevée de métaux lourds se produit dans les légumes à feuilles, suivie par un niveau modéré dans les légumes-racines, et l'accumulation la plus faible dans les légumineuses (Noor *et al.*, 2022, Buzea et Pacheco, 2020).

1.7. Les plantes bioindicatrices d'une pollution

Les plantes sont des éléments précieux pour évaluer la qualité de l'environnement et l'impact des polluants métalliques en suspension dans l'air sur l'écosystème (Tiwari et Agrawal, 2022). Elle peut être utilisée comme indicateur de la pollution (Parmar *et al.*, 2016). Ces plantes sont sensibles à divers polluants. Les lichens, par exemple, sont particulièrement sensibles au dioxyde de soufre, et leur présence ou leur absence peut indiquer les niveaux de pollution de l'air (Orlova *et al.* , 2015). Les changements morphologiques des feuilles des plantes, tels que la décoloration, l'aspect poussiéreux et les rides, peuvent également être utilisés comme bioindicateurs de la pollution. En outre, la présence de certains composés tels que les flavonoïdes et les composés phénoliques dans les plantes peut être révélatrice d'une exposition à la pollution (Tiwari et Agrawal 2022; Molnár *et al.*, 2020). Ces plantes sont utiles pour contrôler la qualité de l'air et évaluer l'impact de l'activité industrielle sur l'environnement (Azzazy, 2020).

2. La zone steppique

La steppe en Algérie est située entre les deux chaînes de l'Atlas et s'étend jusqu'à la frontière sud, elle a une étendue qui est estimée entre 0,36-0,2 millions de km², en tenant compte des parcours subsahariens. Ces steppes se sont rapidement dégradées au cours des dernières décennies en raison des activités humaines et des sécheresses de plus en plus fréquentes (**Macheroum et Kadik, 2015; Nedjimi et Brahim, 2012**). Elles sont soumises à des sécheresses récurrentes et à une pression anthropique croissante : surpâturage, exploitation de terres impropres aux cultures. Elles connaissent une dégradation de plus en plus accentuée de toutes les composantes de l'écosystème (flore, couvert végétal, sol et ses éléments, faune et son habitat). Cette dégradation des terres et la désertification qui en est le stade le plus avancé, se traduisent par la réduction du potentiel biologique et par la rupture des équilibres écologique et socioéconomique (**Nedjraoui et Bédrani, 2008**). De manière générale, les steppes de région semi-aride sont très sensibles à l'érosion éolienne et hydrique, ce qui est aggravé par la surexploitation des ressources naturelles renouvelables dans les zones les plus vulnérables. Cette situation a déclenché de nombreux processus de dégradation, qui ont ensuite accéléré le rythme de l'érosion (**Belala et al., 2018**).

2.1 Climat de la zone steppique

La zone de steppe est caractérisée par des conditions météorologiques instables. Un facteur de risque météorologique influence considérablement la productivité des cultures agricoles (**Yeremenko et al., 2019**). Le climat des steppes est bien sûr comme celui de toutes les steppes algériennes de type méditerranéen contrasté avec une longue saison estivale sèche et chaude et une saison hivernale froide et pluvieuse. Les précipitations sont très faibles et présentent une grande variabilité (**Pouget, 1980**). Les steppes se caractérisent par des températures moyennes modestes à basses, des conditions sèches dans l'ensemble et une saisonnalité prononcée de la température et des précipitations (**Wesche et al., 2020**). La région de la steppe est continuellement confrontée à un climat sévère avec des sécheresses récurrentes (**Negm et al., 2020**). L'impact notable de la variabilité climatique dans les systèmes agricoles est l'outil d'accélération de la dégradation des sols par l'érosion hydrique et éolienne et la salinisation due à l'augmentation de l'évaporation et à la diminution des précipitations. Ces deux facteurs contribuent également à la limitation des ressources en eau, à la perte de terres fertiles, à la dégradation des forêts et à la dégradation des espaces naturels et pastoraux (**Bouderbala et Hadj Mohamed, 2020**).

2.2. La propriété du sol

Le sol des steppes semi-arides étudiées a une texture argileuse (Neffar *et al.*, 2022). En général, le sol brun orthique est léger et de texture grossière, avec une couche supérieure constituée de sable loameux d'un assortiment de graviers de différentes tailles, et un sous-sol plus riche en argiles que la couche d'humus (Li *et al.*, 2020). Les sols sont généralement pauvres en matières organiques, fragiles et peu profonds. Les processus de pédogenèse se produisent dans des conditions climatiques semi-arides, la formation du sol est influencée non seulement par les précipitations mais aussi par une forte évaporation (Charef, 2010; Bouzidi, 2010). La fertilité du sol dépend de la couverture végétale, des conditions climatiques et des facteurs édaphiques spécifiques au sol qui régissent les processus de transformation des résidus végétaux et de la matière organique. Les caractéristiques physico-chimiques du sol dans la steppe semi-aride affectent négativement le processus d'évolution des matériaux du sol, ce qui entraîne une perte de fertilité (Boudjabi et Chenchouni, 2022). La dégradation du couvert végétal aggrave les effets néfastes des processus d'érosion éolienne et hydrique sur la qualité de la structure du sol, en altérant ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques (Arar et Chenchouni, 2014).

2.3 Caractéristiques floristiques et écologiques

Les plantes constituent une partie essentielle de la diversité biologique mondiale et ont une grande importance économique et culturelle. La biodiversité végétale équilibre les écosystèmes, protège les bassins versants, atténue l'érosion, influe sur le climat et offre un abri à de nombreuses espèces animales (Souahi *et al.*, 2022). Sur le plan floristique, la composition des espèces de la steppe est relativement diversifiée. Sur le plan écologique, les espèces xérophiiles constituent la grande majorité, tandis que les espèces psammophiles sont les plus courantes dans les habitats sableux. En outre, les espèces mésophiles et halophiles sont présents en petites quantités (Wei *et al.*, 2013). La végétation est dominée par des graminées à grappes xérophiiles. L'espèce d'herbe constructive (la plus dominante) (Li *et al.*, 2020). Par conséquent, d'énormes potentialités en termes de ressources naturelles (sol, végétation, microflore, etc.) risquent d'être irréversiblement déclinées en raison du changement climatique, de la croissance démographique et de l'intensification des activités socio-économiques dans le milieu steppique, qui s'étend sur une superficie de 20 m/ha

(Macheroum et al., 2021).

La richesse des espèces diminue dans la steppe, et la couverture et la productivité primaire nette sont également réduites dans une certaine mesure **(Li et al., 2020 a)**. Depuis 1960, les régions steppiques d'Afrique du Nord sont soumises à une désertification croissante, y compris la dégradation des pâturages traditionnels. Les espèces initialement dominantes (*Artemisia herba-alba*, *Lygeum spartum* et *Stipa tenacissima*) ont décliné et ont été progressivement remplacées par d'autres espèces (*Atractylis serratuloides* et *Salsola vermiculata*) qui sont plus tolérantes aux nouvelles conditions. Il n'est pas clair si ces changements sont dus à des raisons anthropiques ou à un déterminisme climatique **(Belala et al., 2018)**. Cette étude a donné un aperçu général du profil aromatique des plantes des pâturages semi-arides en Algérie, l'analyse de la composition botanique a révélé la présence d'espèces (*Atractylis humilis*, *Calendula arvensis*, *Filago pygmaea*, *Globularia alypum*, *Hordeum vulgare*, *Malva sylvestris*, *Plantago sp.*, *Scolymus hispanicus*, *Sonchus asper* et *Thymus algeriensis*) avec la dominance des famille Asteraceae **(Senoussi et al., 2021)**. La richesse et la diversité existent entre les trois sites d'échantillonnage en raison des différences de sol dans les terres semi-arides. Les familles *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae*, *Amaranthaceae*, et *Chenopodiaceae* étaient les plus représentatives **(Souahi et al., 2022)**.

Partie 2

Matériels et méthodes

1. Présentation de la région d'étude

1.1. Situation géographique

La région semi-aride de Tébessa est située à l'extrême nord-est de l'Algérie (**Ghrieb et Maoui, 2022**), à la porte du désert, à environ 230 km au sud d'Annaba sur la côte méditerranéenne (**Djabri et al., 2020**), avec ces 13 878 km² se rattache naturellement à l'immense étendue steppique du pays. Elle appartient à l'Atlas Saharien, chaîne montagneuse linéaire, qui s'étend en Algérie d'Ouest en Est, et se prolonge au-delà de la frontière sous le nom d'Atlas Tunisien se situe dans le Nord-Est de l'Algérie (**Ruault-Djerrab et al., 2012**). Elle s'étendant entre 34,75° et 36° de latitude Nord, 8,5° et 7,25° de longitude Est, il s'agit d'un bassin d'effondrement entouré de montagnes d'altitude s'étalant entre 800 et 1 600 m au-dessus de la mer. Elle est limitée au nord par la wilaya de Souk-Ahras, au sud par El Oued, à l'Est par les frontières Algéro-Tunisiennes et à l'ouest par les deux wilayas Oum El-Bouaghi et Khenchella avec une superficie de 21 000 km² (**Bouguerra, 2019 ; Djellali, 2017**).

1.2. Aperçu géologique

La géologie est caractérisée par des calcaires maestrichtiens, turoniens et éocènes qui bordent la plaine du nord comme du sud (**Ghrieb et Maoui, 2022**). L'un des principaux traits géologiques qui caractérisent la chaîne de montagnes de l'Atlas saharien aux frontières algéro-tunisiennes est la présence de corps triasiques sous forme de "diapirs" classiques. Les caractéristiques stratigraphiques marquant la zone d'étude montrent une diversité de faciès à dominante calcaire, marno-calcaire, dolomitique calcaire et marneuse ; ces formations sont épaisses et riches en fossiles. Elles vont donc généralement du crétacé supérieur au quaternaire (**Chemseddine et al., 2015**). L'examen de la carte de répartition des gisements minéraux dans cette région révèle une relation spatiale étroite entre les affleurements triasiques et les concentrations minérales. L'importance de ces structures halocinétiques et/ou diapiriques réside dans leur production de sel (halite, NaCl ou sylvite KCl), de soufre (S) et dans leur capacité à favoriser la création de réceptacles lithologiques et de pièges structuraux pour les hydrocarbures et les concentrations métallifères (Pb, Zn, Cu, Fe, Ba, Sr) (**Rossetti et al., 2018**).

1.3. Climatologie

Le climat de la région est thermoméditerranéen, c'est-à-dire méditerranéen semi-aride, avec un été sec et chaud (température maximale enregistrée en juillet = 35 °C, précipitations = 10 mm) et un hiver relativement froid (température minimale en janvier = 1,7 °C avec précipitations = 27 mm) (tableau S1 ; tableau S2). D'après les données météorologiques à long terme, la région de Tebessa est climatologiquement considérée comme limitée par les précipitations en ce qui concerne la production primaire nette climatique. En effet, les relevés mensuels de l'évapotranspiration potentielle tout au long de l'année dépassent chaque quantité de précipitations, bien que les précipitations se produisent principalement en hiver et en automne, mais avec d'importantes variations saisonnières et interannuelles (**Fatmi et al., 2020; Dakak et al., 2020**).

1.3.1. Température

La saison très chaude dure 3 mois, du 11 juin au 9 septembre, avec une température quotidienne moyenne maximale supérieure à 30 °C. Le mois le plus chaud de l'année à Tébéssa est juillet, avec une température moyenne maximale de 34 °C et minimale de 19 °C. La saison fraîche dure 3,9 mois, du 19 novembre au 16 mars, avec une température quotidienne moyenne maximale inférieure à 16 °C. Le mois le plus froid de l'année à Tébéssa est janvier, avec une température moyenne minimale de 2 °C et maximale de 12 °C (**O.N.M, 2017**).

1.3.2. Précipitations

À jour de précipitation est un jour au cours duquel on observe une accumulation d'eau ou mesurée en eau d'au moins 1,00 millimètre. La probabilité de jours de précipitation à Tébéssa varie au cours de l'année. La saison connaissant le plus de précipitation dure 9,9 mois, du 18 août au 14 juin, avec une probabilité de précipitation quotidienne supérieure à 14 %. Le mois ayant le plus grand nombre de jours de précipitation à Tébéssa est mai, avec une moyenne de 6,2 jours ayant au moins 1,00 millimètre de précipitation. La saison la plus sèche dure 2,1 mois, du 14 juin au 18 août. Le moins ayant le moins de jours de précipitation à Tébéssa est juillet, avec une moyenne de 2,6 jours ayant au moins 1,00 millimètre de précipitation. Pour les jours de précipitation, nous distinguons les jours avec pluie seulement, neige seulement ou un mélange des deux. Le mois avec le plus grand nombre de jours de pluie seulement à

Tébessa est mai, avec une moyenne de 6,2 jours. En fonction de ce classement, la forme de précipitation la plus courante au cours de l'année est de la pluie seulement, avec une probabilité culminant à 22 % le 16 septembre (O.N.M, 2017).

1.3.3. Humidité

Contrairement à la température, qui varie généralement considérablement entre le jour et la nuit, les points de rosée varient plus lentement. Ainsi, bien que la température puisse chuter la nuit, une journée lourde est généralement suivie d'une nuit lourde. Le niveau d'humidité perçue à Tébéssa, tel que mesuré par le pourcentage de temps durant lequel le niveau d'humidité est lourd, oppressant ou étouffant, ne varie pas beaucoup au cours de l'année, se maintenant à 1 % +/-1 % (O.N.M, 2017).

1.3.4. Vents

Le vent observé à un emplacement donné dépend fortement de la topographie locale et d'autres facteurs, la vitesse et la direction du vent instantané varient plus que les moyennes horaires. La vitesse horaire moyenne du vent à Tébéssa connaît une variation saisonnière considérable au cours de l'année. La période la plus venteuse de l'année dure 6,4 mois, du 1^{er} novembre au 14 mai, avec des vitesses de vent moyennes supérieures à 3,9 mètres par seconde. Le mois le plus venteux de l'année à Tébéssa est février, avec une vitesse horaire moyenne du vent de 4,5 m/s. La période la plus calme de l'année dure 5,6 mois, du 14 mai au 1 novembre. Le mois le plus calme de l'année à Tébéssa est août, avec une vitesse horaire moyenne du vent de 3,3 m/s (O.N.M, 2017).

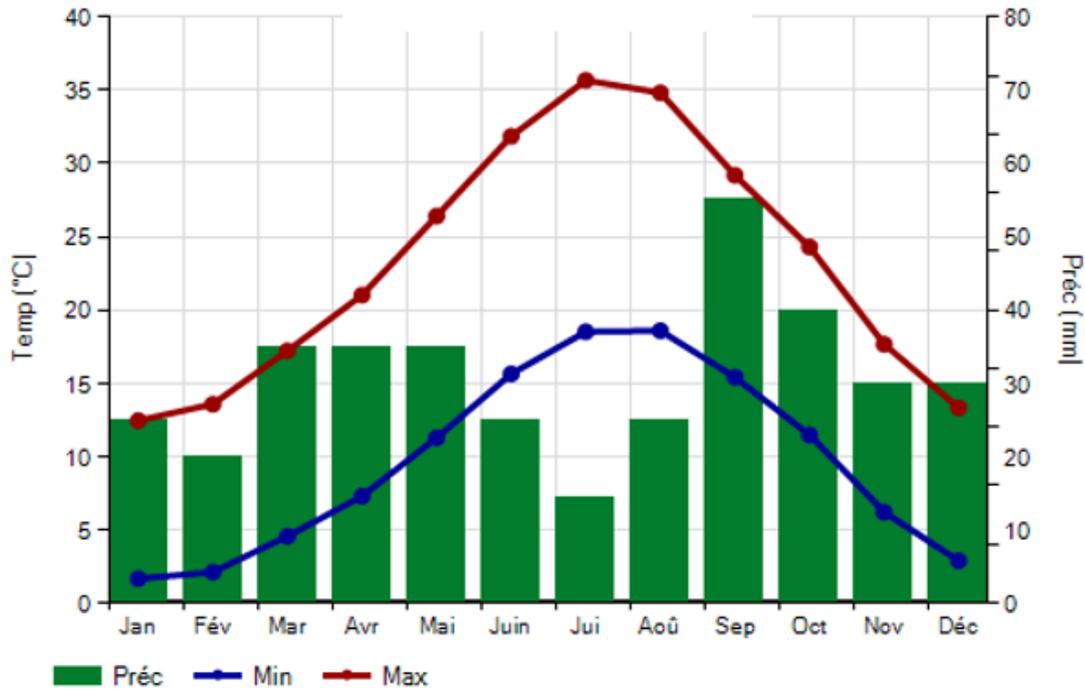


Figure. 2 Clématogramme du climat et du temps moyen (2010-2021) dans la zone d'étude (<https://weatherspark.com>)

1.3.5 Synthèse climatique

La figure 3 présente les différents étages bioclimatiques de la province de Tébessa, située dans le nord-est de l'Algérie. Ces étages bioclimatiques sont classifiés selon le modèle climatique et sont représentés par différentes couleurs sur la carte (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.1 Mésoméditerranéen (longue saison sèche) :

Cet étage se caractérise par un climat méditerranéen avec des étés chauds et secs et des hivers doux et humides (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.2 Thermoméditerranéen (courte saison sèche) :

Ce climat méditerranéen a des étés chauds et relativement humides, avec une saison sèche courte (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.3 Thermoméditerranéen (longue saison sèche) :

Caractérisé par des étés très chauds et secs et des hivers doux (Dekak *et al.*, 2020).

1.3.5.4 Xéroméditerranéen :

Il s'agit d'un climat méditerranéen très sec avec des étés extrêmement chauds (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.5 Sub-désertique (courte saison sèche) :

Climat est intermédiaire entre le climat méditerranéen et le désertique, avec des étés très chauds et une courte saison sèche (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.6 Sub-désertique (longue saison sèche) :

Ce climat sub-désertique présente des étés très longs et secs (Dekak *et al.*, 2020)..

1.3.5.7. Désertique (Désert) :

Le climat désertique est caractérisé par des températures extrêmement élevées et une absence presque totale de précipitations (Dekak *et al.*, 2020).

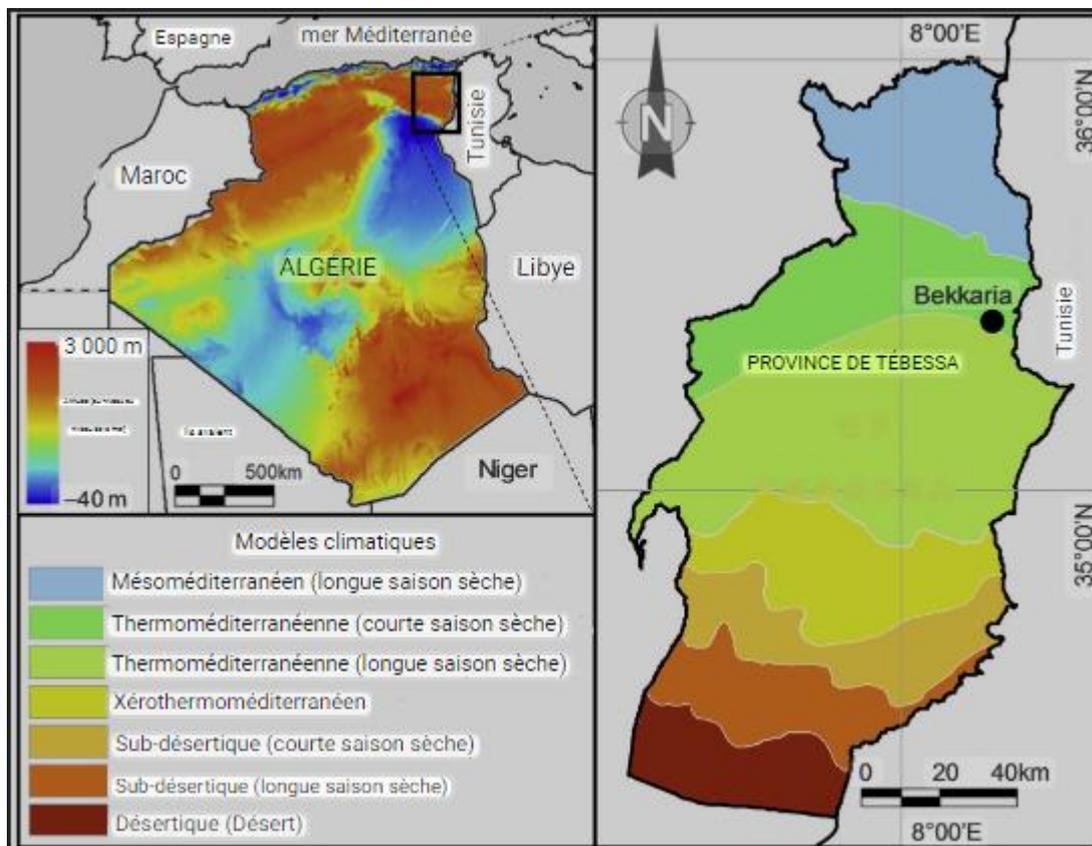


Figure. 3 Synthèse des Étages Bioclimatiques de la zone d'étude (Dekak *et al.*, 2020).

1.4. Présentation des mines présentes dans la région d'étude

1.4.1 La mine de Boukhadra

La mine de fer de Boukhadra est située près de la frontière algéro-tunisienne, à 43 km au nord de la ville de Tébessa, chef-lieu de la province de Tébessa, et à 191 km au sud du complexe sidérurgique d'El Hadjar (figure 4). Le Jebel Boukhadra (8 km de longueur et 5 km de largeur), appartient à la chaîne de l'Atlas, caractérisé par une structure anticlinale simple de direction NE-SW et une terminaison périclinale NE (**Kerbati *et al.*, 2020**). La mine de fer de Boukhadra (mine souterraine), est l'une des plus grandes mines d'Algérie qui est considéré comme la deuxième source de minerai de fer après celle de la mine de l'Ouenza. Son importance réside dans le gisement de fer qu'il recèle. La mine de fer de Boukhadra est caractérisée par un minimum du champ magnétique puisque c'est de l'hématite qu'il s'agit. l'exploitation de mine de Boukhadra a commencé en 1927, Actuellement en exploitation.avec une production de 0,5 million de tonnes en 2008 (**Ghalmi, 2019 ; Aoulmi *et al.*, 2017**).



Figure. 4 La mine de fer à Boukhadra, mine en activité (Photo personnelle)

4.2 La mine de Mesloul

Appartienne à la région de Mesloul, qui se situe à 5 km du chef lieu de la commune, elle possède une ancienne mine de plomb et de zinc (figure 5), mais elle n'est plus exploitée depuis 1962 (Ghalmi, 2019). Le massif de Mesloul situé au nord-est de l'Algérie, qui marque l'orographie de cette région frontalière entre l'Algérie et la Tunisie de l'Atlas saharien oriental. Le massif de Mesloul est un exemple de nombreux massifs caractérisés par la

présence de gisements de Pb-Zn, où la minéralisation Pb-Zn a été largement exploitée dans le passé (Deffous *et al.*, 2016; Laouar *et al.*, 2016).



Figure. 5 La mine de Pb-Zn à Mesloula, mine abandonné (Photo personnelle).

2.1 Le bassin versant Tébessa-El Aouinet

Le bassin versant Tébessa-El Aouinet située à l'extrémité Nord-est de la wilaya de Tébessa, entre les communes (Tébessa, Hammamet, Morsott et El Aouinet) à l'extrême Est Algérien (Figure 6). Cette région est caractérisée par la présence d'un site minier en activité de fer à Boukhadhra et un site minier abandonné de Pb et Zn à Mesloula, dans lequel leurs décharges de résidus riches en éléments traces métalliques (ETMs) se déversent directement et sans traitement préalable dans Oued El Aouinet.

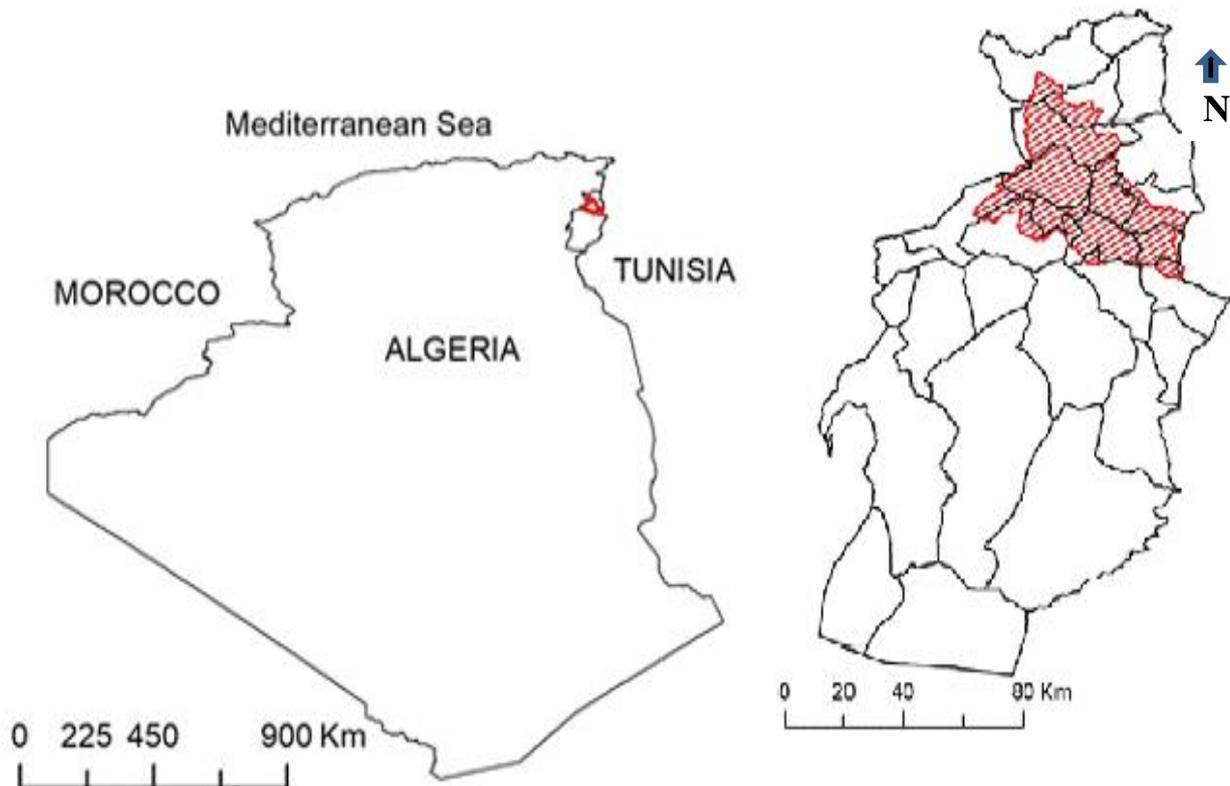


Figure. 6 Localisation géographique du bassin versant Tébessa-El Aouinet (**Benarfa, 2021 HCDS**).

2.2 Choix des stations d'étude

Une synthèse globale sur la géologie et la tectonique de la région d'étude a été donnée et résumée par (**Fehdi, 2008**). La région du bassin versant Tébessa-El Aouinet est située à l'extrémité nord-est de la wilaya de Tébessa. Cette région est caractérisée par la présence de plusieurs sites miniers abandonnés et en activité, ainsi que par une vaste zone d'anticlinaux et de synclinaux orientés du sud vers le nord. Le choix de cette zone pour l'étude a été motivé par l'accumulation de métaux lourds, ce qui en fait un site d'intérêt particulier pour les recherches géologiques et environnementales. Nous avons choisi six stations différentes (figure 7), à savoir

Station 1 : la première station, de coordonnées lat. $35^{\circ}44' N$ à $35^{\circ}45' N$, long. $08^{\circ}09' E$ à $08^{\circ}08' E$. Elle est située en amont du bassin versant Tébessa-El Aouinet.

Station 2 : la deuxième station, de coordonnées lat. $35^{\circ}49'' N$ à $35^{\circ}50'' N$, long. $8^{\circ}04'' E$ à $8^{\circ}03'' E$. Elle est située près du principal amont du bassin versant Cette zone, communément appelée "Ain chabrou", se trouve à la commune d' Hammamet.

Station 3 : la troisième station, de coordonnées lat. $35^{\circ}63'' N$ à $35^{\circ}64'' N$, long. $7^{\circ}98'' E$ à $7^{\circ}97'' E$. Elle est située dans la partie centrale du bassin versant à la commune de Morssot.

Station 4 : la quatrième station, de coordonnées lat. 35°76" N à 35°78" N, long. 8°02" E à 8°00" E. Elle située à la commune de Boukhadra près la mine de fer en activité

Station 5 : la cinquième station, de coordonnées lat. 35°8709 " N à 35°8066 " N, long. 7°8394 " E à 7°8921" E. située en aval du bassin versant à proximité de la mine abandonnée de Mesloula

Station 6 : la sixième station, de coordonnées lat. 35°80" N à 35°81" N, long. 7°88" E à 7°87" E. Station de référence à Kouawcha.

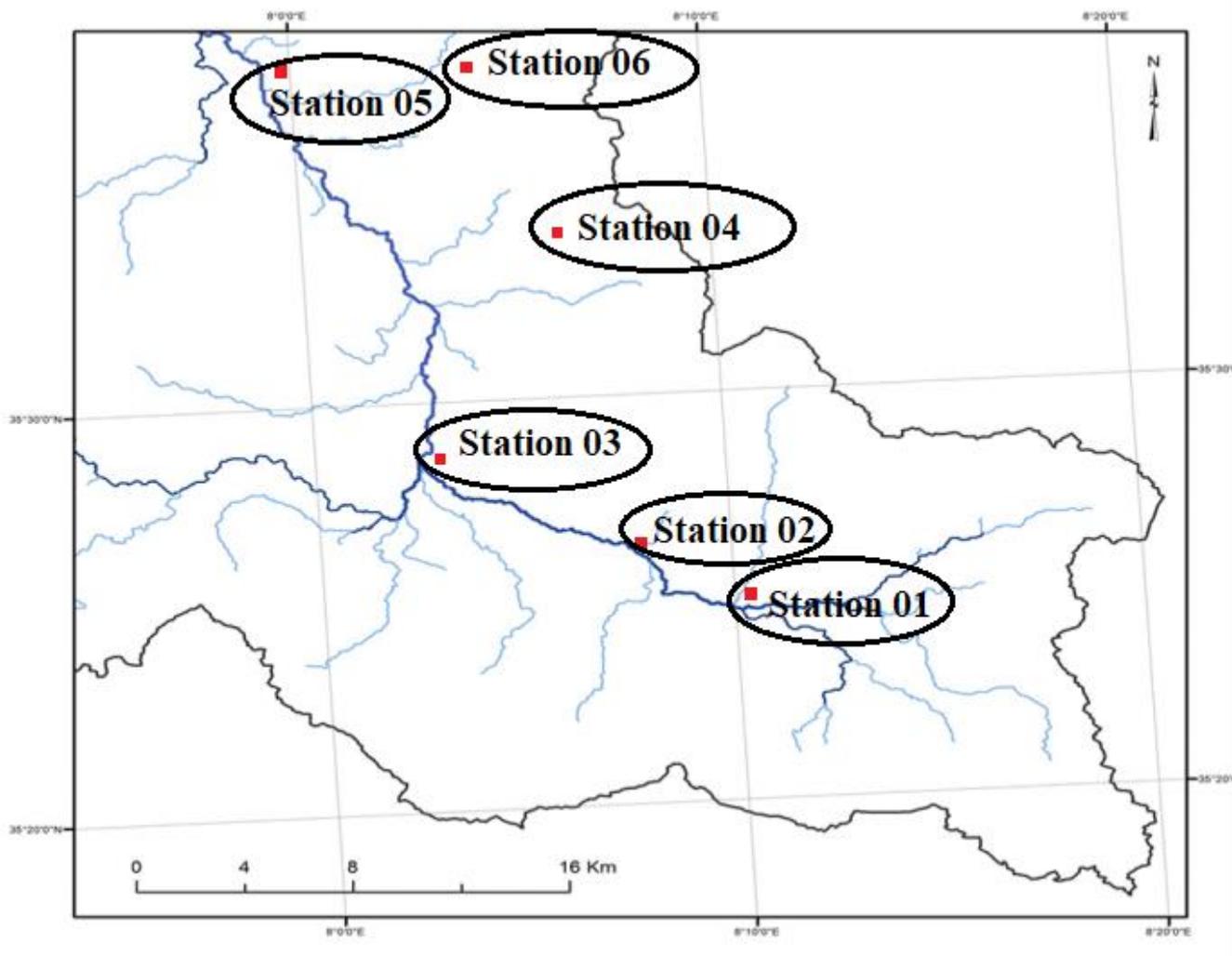


Figure 7. Localisation géographique d'échantillonnage de la zone d'étude (Benarfa, 2021).

3. Analyse des échantillons de sol

3.1. Protocole d'échantillonnage

Les emplacements d'échantillonnage ont été choisis en fonction de la végétation présente, en février-juin 2021, une saison qui présente des caractéristiques climatiques transitoires entre la saison froide et humide et la saison chaude et sèche. Des échantillons composites de sol ont

été prélevés sur cinq points de chaque quadrat (0-30 cm) afin d'évaluer les propriétés du sol qui ont pu influencer les changements dans la végétation. Les échantillons ont été rangés dans des sacs en plastique fermés, codés et transférés au laboratoire, et ont été séchés à l'état sec à température ambiante. Chaque échantillon a été divisé en deux parties : la première pour la texture du sol et la seconde est broyée et tamisée à 2 mm, pour obtenir un sol fin qui sera utilisé pour d'autres paramètres.

3.2. Technique d'analyse des échantillons du sol

3.2.1 Paramètres physicochimiques du sol

Les analyses *physicochimiques* des échantillons de sol comprenaient la texture, l'acidité, la conductivité électrique et enfin la matière organique (Annexe 02).

3.2.1.1 Mesure de pH de sol

Les mesures de pH ont été effectuées avec un pH-mètre à électrode de verre sur une suspension fine de sol avec un rapport sol/eau de (1/5) (Mathieu et Pielain, 2003).

3.2.1.2 La conductivité électrique (CE)

Pour déterminer la conductivité et l'acidité présentes dans le test de sol dépendant de l'utilisation de l'eau distillée comme agent de lixiviation avec une solution sol/eau, la conductivité électrique d'une solution est une mesure de la capacité des ions à transporter le courant électrique. Ce passage du courant électrique se fait avec la migration des ions dans un champ électrique par un courant alternatif. Elle se mesure dans l'extrait de sol à une température donnée dans le rapport sol/eau de 1/5. Sa mesure se fait à l'aide d'une cellule de conductivité couplée à un conductimètre et la conductivité est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Ismayilov *et al.*, 2021).

3.2.1.3 Matière organique (MO)

La matière organique est déterminée en déterminant la quantité de carbone organique. Le carbone organique a été déterminé selon la méthode d'Anne par l'oxydation du carbone avec

un excès de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) dans un milieu acide sulfurique (source de chaleur). La quantité de dichromate non consommée a été dosée par le sel de Mohr. Le taux de matière organique (MO) a été estimé en multipliant le pourcentage de carbone par 1,72 (**Bonneau et Souchier, 1994**).

3.2.1.4 Granulométrie

La texture du sol (granulométrie) a été déterminée à l'aide d'une machine à tamiser selon la norme **NF P94-056**. Les pourcentages des différentes fractions de particules sont calculés à l'aide de cette méthode. Les pierres sont définies comme des matériaux d'un diamètre supérieur à 2 cm, le gravier comme des matériaux d'un diamètre compris entre 2 cm et 2 mm, et la terre fine comme des matériaux d'un diamètre inférieur à 2 mm. Le sable (plus petit que 2 mm de diamètre mais plus grand que 0,05 mm de diamètre), le limon (plus petit que 0,05 mm mais plus grand que 0,002 mm de diamètre), et l'argile (plus petit que 0,002 mm de diamètre) sont tous des composants de la terre fine (**Huq et Shoaib, 2013**).

3.2.1.5 Calcaire totale ($CaCO_3$)

Le $CaCO_3$ a été mesuré en utilisant du Hcl. Ce dosage est basé sur la réaction acide-base avec du Hcl dilué à 1/3. Le volume de CO_2 libéré est utilisé pour déterminer la quantité de $CaCO_3$ (**Baize et Jabiol, 1995**).

3.2.2. Dosage des métaux lourds

Les concentrations en métaux lourds Pb, Zn, Cd, Cu, Fe des échantillons de sol en poudre ont été déterminées par un spectrophotomètre de type AAnalyst™ 400 AA (Annexe 02). Selon la méthode **AFNOR** par ICP-AES (Inductively Coupled-Plasma/Atomic-Emission-Spectrometry) au laboratoire SEMIPHOS (Djbel Onk- Bir El Ater-Tebessa).

3.2.3. Dosage des éléments nutritifs

Les concentrations en N, P, K, Mg, Ca, Na ont été mesurées au niveau de société des Fertilisantes d'Algérie FERTIAL SPA/Groupe Villar Mir- Annaba.

4. Relevés floristiques

4.1. Aire minimale

L'aire minimale est définie comme l'inventaire des espèces végétales par l'ensemble des opérations qui permettent le relevé effectué dans des quadrats présents dans une situation donnée; est une étude qualitative de la végétation, qui vise à étudier la richesse en espèces. Elle est réalisée dans une zone minimale, qui est définie comme la plus petite surface nécessaire pour rencontrer la majorité des espèces (**Maccherini et al., 2020**). Pour réaliser un large inventaire de la flore et un catalogue de toutes les espèces qui y sont présentes, toutes les espèces poussant dans un quadrant spécifique sont identifiées (**Pignatti et Pignatti, 2017**). Les études de la strate arborée et arbustive ont été réalisées sur des parcelles (10 m x 10 m) dans chaque quadrant. Nous avons collecté des spécimens de chaque espèce présente sur chaque parcelle, en enregistrant sa couverture en pourcentage des 100 m². Cette taille est envisagée afin de saisir la variété des divers types d'habitats et de s'assurer que les inventaires des parcelles sont aussi complets que possible (**D'Antraccoli et al., 2020 ; Maccherini et al., 2020**).

4.2. Relevés systématique

4.2.1. Relevés linéaires

Les relevés linéaires souvent appelés points quadrats sont un type de mesure quantitative, Cette méthode consiste à quantifier la composition floristique d'un parcours en mesurant la fréquence de toutes les espèces recensées et en exprimant ces fréquences en termes de recouvrement. Elle consiste à tracer une ligne horizontale et à compter tous les points de la rencontre de la végétation le long d'une ligne verticale équidistante de celle-ci pour effectuer le long de 10 m le recouvrement par des points espacés de 10 cm. Les espèces qui sont affectées par l'aiguille sont notées dans un relevé linéaire. Chaque quadrat a été mesuré pour la richesse des espèces (nombre d'espèces), l'abondance (nombre d'individus), les espèces qui sont affectées par l'aiguille sont notées dans une liste linéaire (Annexe 03) (**Nusbaumer, 2011; Menziès, 2000; Gounot, 1961; Gautier et al., 1994**).

Les données suivantes ont été enregistrées :

Total des points de lecture (100 points).

Le nombre de points de végétation (Nv).

Le nombre de points sans végétation (Nsv).

Le nombre de points où une espèce (i) a été notée (ni)

4.2.2. Recouvrement global de la végétation (RGV)

La proportion du nombre total de points de végétation par rapport au nombre total de points échantillonnés est appelée couverture globale (couverture végétale). Représenté en pourcentage (%), comme une mesure de l'état de la végétation. La couverture globale qui est, selon **Gounot 1961**, un indicateur de l'état de la végétation, est calculée par :

$$RGV(\%) = \frac{(N-Nsv)}{N} * 100 \quad / \quad RGV(\%) = \frac{Nv}{N} * 100$$

4.2.3 Coefficients d'abondance- dominance

On appelle abondance est le nombre total des individus d'une espèce donnée et dominance : l'aire occupée par cette espèce, Recouvrement : l'aire occupée par les individus d'une espèce. Calculée à partir de la surface terriers ou recouvrement. C'est une expression de l'espèce relative occupée par l'ensemble des individus de chaque espèce, nous avons donc effectués des correspondances entre les pourcentages selon la méthode d'abondance-dominance d'après l'échelle de **Braun-Blanquet, (1953)** (Annexe 03).

4.2.4 Abondance relative (AR%)

Selon **Daget et Poissonet (1971)**, l'abondance relative (AR%) est la proportion en (pourcentage) du nombre total de points de lecture (N) divisé par le nombre (ni) de fois où l'espèce (i)est rencontrée (points échantillonnés).

$$AR (\%) = \frac{ni}{N} * 100$$

4.2.5 Fréquence d'occurrence (C%)

La contribution spécifique est la proportion de la fréquence spécifique (Fsi) d'une espèce par rapport au nombre total de fréquences spécifique ($\sum Fsi$) des espèces étudiées (**Daget et**

Poissonet 1971). Quand chaque point de végétation ne comporte qu'une seule espèce, $C\% = F_{si}$.

$$CSI (\%) = \frac{F_{si}}{\sum F_{si}} * 100 \quad / \quad C(\%) = \frac{ni}{\sum Ni} * 100$$

4.3. Caractères qualitatifs de l'analyse de la végétation

4.3.1. Détermination de la flore

L'identification des espèces végétales a été réalisée à l'aide de plusieurs guides de plantes (Guide illustré de la flore Algérienne), et déterminée selon la flore d'Algérie de **Quezel et Santa 1962** et **Quezel et Santa 1963**. Cette détermination nous permet d'examiner la variété biologique au sein du groupement végétal qui est impliquée par cette richesse floristique et, par conséquent, la richesse des familles.

4.3.2. Diversité des familles

Le taxon « famille » est utilisé pour analyser la diversité biologique au niveau qualitatif ainsi que son importance au niveau quantitatif. Selon (**Rapini, 2014**) la taxonomie botanique délimite des groupes de plantes et décrit et nomme les taxons en fonction de ces groupes pour identifier d'autres membres du même taxon. La circonscription des taxons est dirigée par les principes de la classification, et le nom attribué est régi par un code de nomenclature. Cependant, les changements dans les principes de classification et les informations accumulées à partir de différentes sources affectent les circonscriptions des taxons et, par conséquent, la signification des noms scientifiques. Ce processus est continu mais, en régissant l'application des noms, la nomenclature a permis la construction d'un ensemble considérable de connaissances sur les plantes. Les ouvrages taxonomiques stockent les informations botaniques et les noms scientifiques permettent d'accéder à ces informations et de les relier entre elles de manière synergique, ce qui permet d'enrichir les connaissances sur les plantes et de les diffuser dans l'espace et dans le temps.

4.3.3. Types biologiques

Les types biologiques de Raunkiaer sont une combinaison de caractéristiques morphologiques résultant des adaptations des espèces aux facteurs environnementaux. Sur la base de la localisation des organes de survie (bourgeons persistants) par rapport au sol pendant la période défavorable de l'année, **Raunkiaer (1905 et 1934)** a défini cinq grandes catégories biologiques (Annexe 03) (**SIRVENT, 2020**).

4.3.3.1 Les phanérophytes

Les phanérophytes, qui sont des arbres ou des arbustes pour lesquels les bourgeons végétatifs sont situés à l'extrémité de tiges ligneuses assez loin du sol, c'est-à-dire à plus de 25 à 40 cm au-dessus du sol.

4.3.3.2 Les chaméphytes

Les chaméphytes qui sont des arbustes de moins de 50 cm de hauteur dont les bourgeons sont voisins de la surface du sol.

4.3.3.3 Les hémicryptophytes

Les hémicryptophytes, les bourgeons sont situés à la surface du sol

4.3.3.4 Les cryptophytes

Les hémicryptophytes, pour lesquels les bourgeons sont situés dans le sol ou sous la surface de l'eau.

4.3.3.5 Les thérophytes :

Les thérophytes ou plantes annuelles, passent la période défavorable sous forme de graines.

5. Analyse statistique

Les données recueillies pour l'ensemble des caractères pédologiques étudiés ont été soumises à une analyse paramétrique ou non paramétrique avec le logiciel GraphPad Prism 10. Les moyennes sont comparées lorsque cela est nécessaire (différences au moins significatives).

Par ailleurs, le logiciel PAST 4 est employé pour calculer les indices de diversité et pour effectuer les analyses multi variées (CCA, corrélation). Nous avons aussi utilisé le logiciel R (version 4.3.1) pour le test IndVal.

Partie 3

Résultats

1. Propriétés physico chimiques des sols

1.1. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans chaque station

Les résultats des propriétés du sol ont été recueillis sur six sites différents pendant une période de cinq mois. Les mois au sein de chaque région ont été comparés, suivis de comparaisons entre les différentes régions.

1.1.1 Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 1

Les caractéristiques physicochimiques du sol sont présentées dans la figure 8. L'analyse révèle une valeur de pH maximale de 7,71 au mois de juin. En revanche, la valeur de pH la plus basse 7,08 est enregistrées en février, sans observer de différences statistiquement significatives. Les valeurs de conductivité électrique (CE) du sol varient entre 897 $\mu\text{S cm}^{-1}$ et 1740 $\mu\text{S cm}^{-1}$, ce qui indique des différences significatives entre les mois de mai et de juin. Les valeurs de la matière organique (MO) du sol sont constamment inférieures à 1 %. Ce qui indique un état pauvre en nutriments (sol très pauvre en MO). Sa faible présence indique une carence en matières organiques, telles que les résidus végétaux et animaux décomposés, qui contribuent à la santé et à la productivité globales du sol. Les valeurs de CaCO_3 , variant entre $32,2 \pm 2,36$ au mois de mars et $45,2 \pm 3,51$ % au mois de juin, indiquent des différences significatives entre les mois de mars et de juin, ainsi qu'entre les mois de mai et de juin.

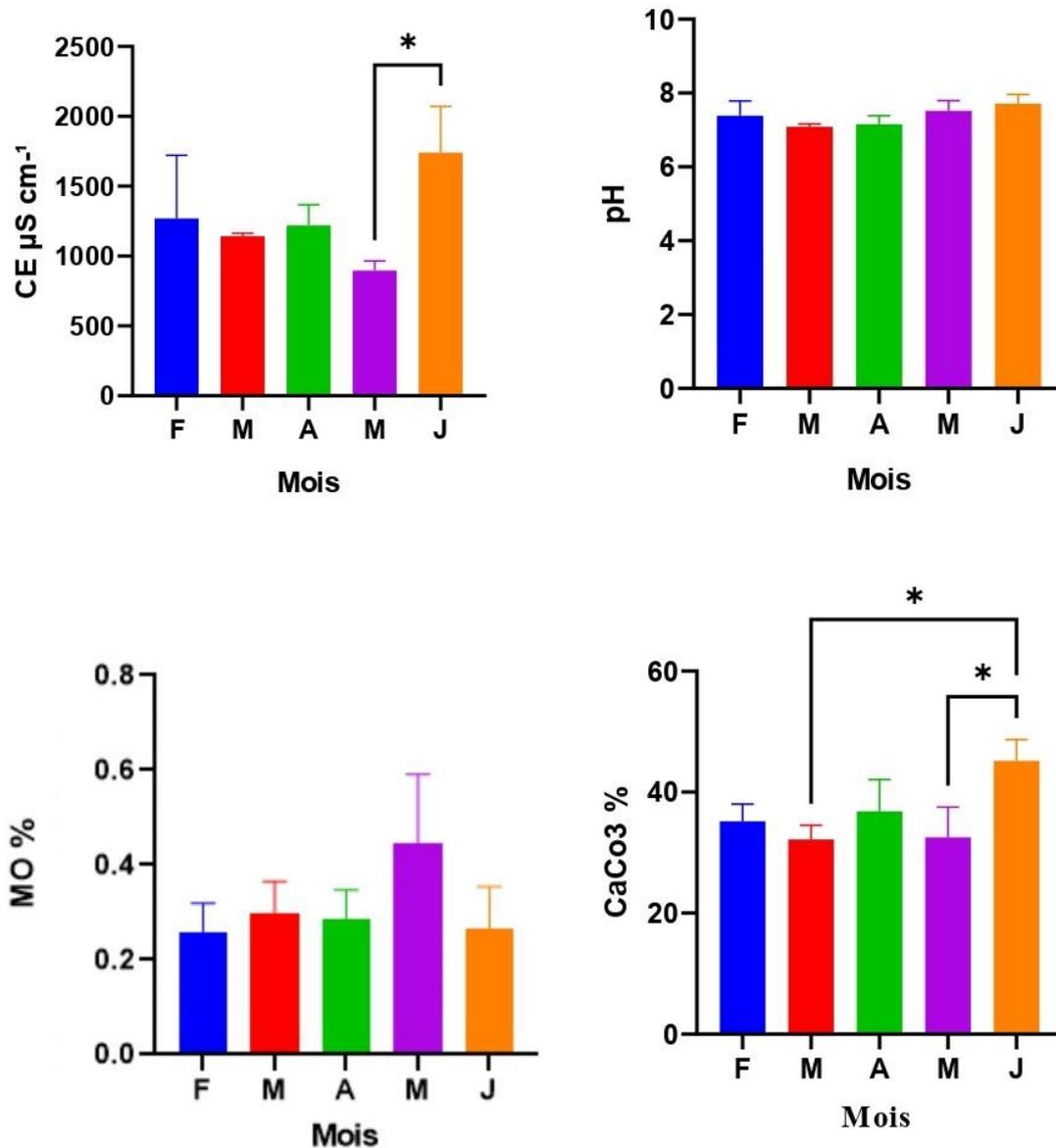


Figure 8. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO₃) du sol entre les différents mois dans la station 1

Les échantillons de sol prélevés à la station 1 présentent des concentrations variables de nutriments essentiels tels que l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium (figure 9). Les concentrations d'azote (N) au cours des différents mois ne dépassent pas 0,15 % dans les échantillons de sol. Il est noté que la concentration de phosphore (P) dans les échantillons est d'environ 25 ppm. Les niveaux de potassium montrent une diminution significative $p < 0.05$ en mars et mai par rapport au mois de février, ainsi qu'une diminution hautement significative $p < 0.001$ en avril et mai par rapport au février. Les valeurs de magnésium ne présentent pas de différences significatives. Les concentrations de calcium

dans le sol varient entre $7872,2 \pm 91,91$ ppm au mois de juin et $9044,61 \pm 321,21$ ppm au mois de mars. On observe une diminution significative entre février et juin, ainsi qu'entre mars et juin. Le sodium (Na), sa concentration varie entre $423,59 \pm 17,54$ ppm et $907,46 \pm 48,35$ ppm. On constate des différences très hautement significatives entre les différents mois.

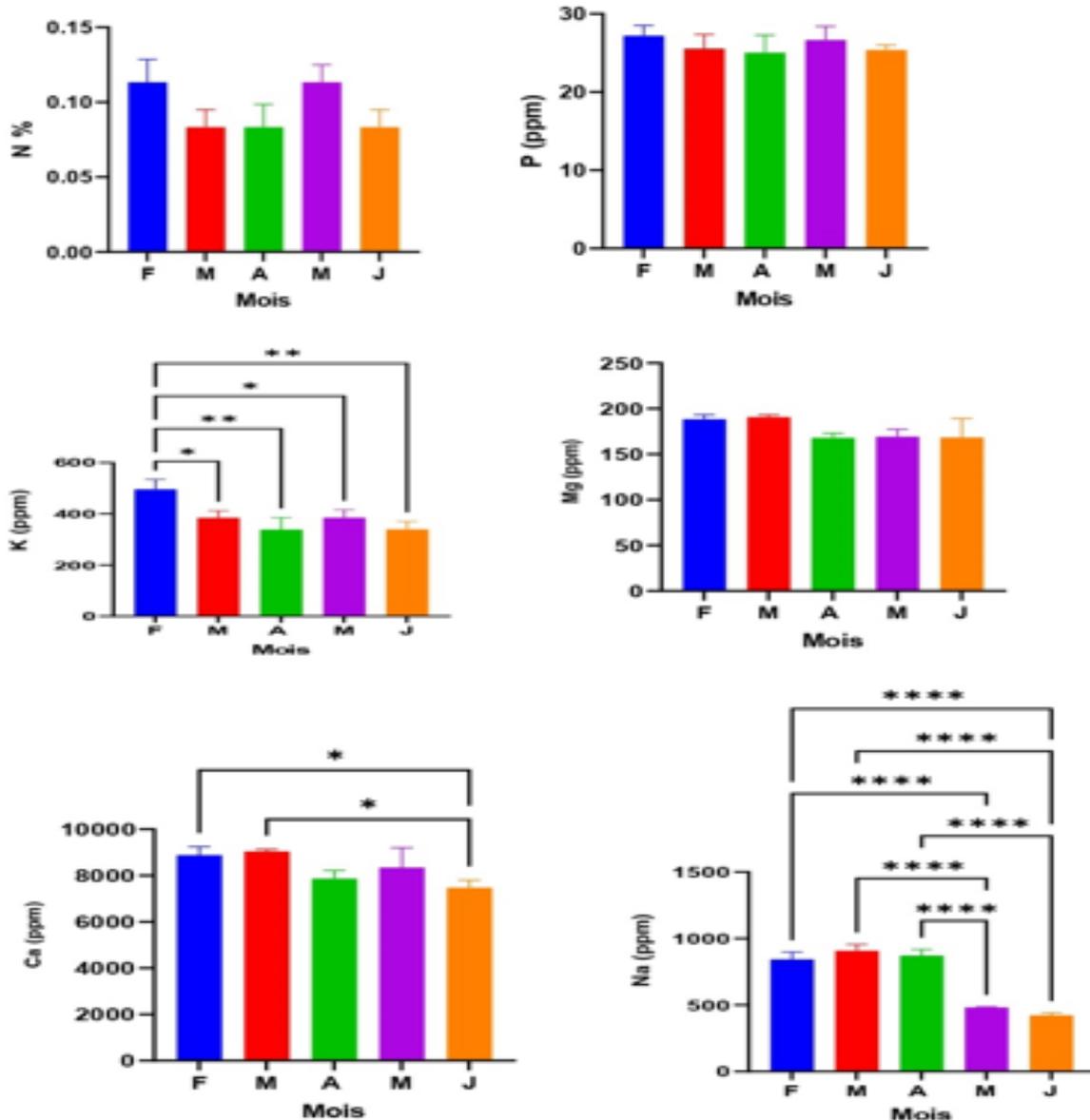


Figure 9. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs dans le sol à travers différents mois dans la station 1

1.1.2 Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 2

La figure 10 présente les propriétés physicochimiques du sol. Les résultats montrent que la valeur du pH est faiblement alcaline selon Doucet (2006). On observe des différences statistiquement significatives entre les mois, notamment une augmentation hautement

significative entre février et mai, aussi entre le mois d'avril ($7,15 \pm 0,06$) et de mai ($7,59 \pm 0,09$). Selon Durand (1983), le sol était salin, dans la mesure où il dépassait $2470 \pm 301,99 \mu\text{S cm}^{-1}$ en avril. La teneur en MO n'a pas dépassé 1,5 % au cours de tous les mois et aucune différence significative n'a été observée. De même, la teneur en CaCO_3 n'a pas dépassé 30 %. Il n'y a pas de différences statistiquement significatives observées dans la conductivité électrique, la matière organique et le calcium.

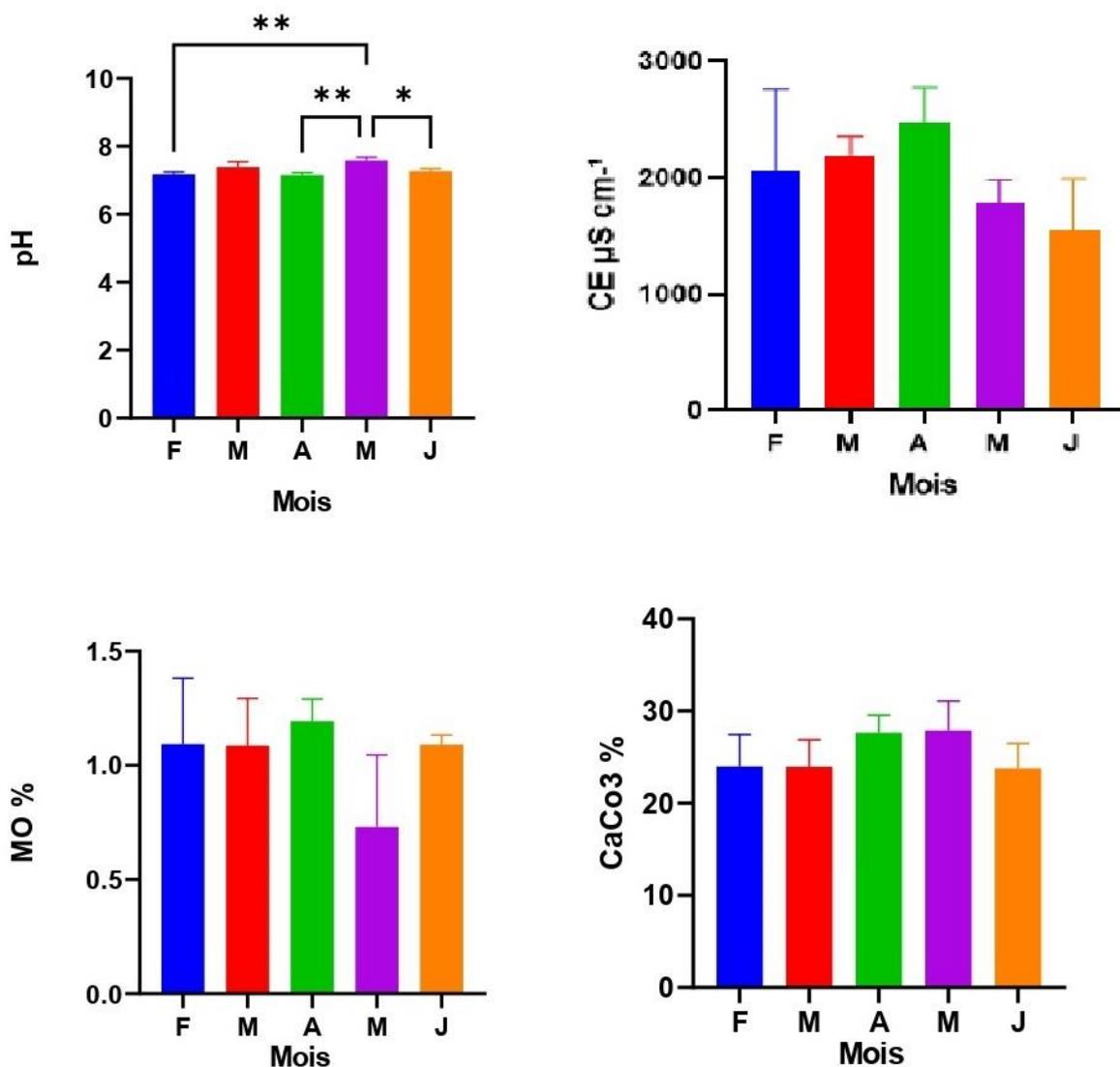


Figure 10. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO_3) du sol entre les différents mois dans la station 2

Pour la station 2, on n'observe aucune différence significative entre les mois (figure 11). Lorsque le pourcentage d'azote (N) ne dépasse pas 10 %, les concentrations de potassium (K) sont les plus faibles en mai, diminuant jusqu'à $328,72 \pm 24,67$ ppm. La valeur la plus élevée est obtenue en février, atteignant $374,84 \pm 40,53$ ppm. La concentration de phosphore (P) se situe entre $22,49 \pm 1,74$ ppm en février et $26,12 \pm 1,01$ ppm en mai. La concentration la plus élevée de magnésium (Mg) est enregistrée en février avec $88,8 \pm 5,46$ ppm. Elle diminue ensuite à $81,15 \pm 5,54$ ppm en mars et reste stable pendant les mois d'avril ($75,59 \pm 4,06$ ppm), de mai ($76,17 \pm 2,69$ ppm) et de juin ($75,49 \pm 4,38$ ppm). Pour le sodium (Na), les valeurs ne dépassent pas 300 ppm au cours de tous les mois.

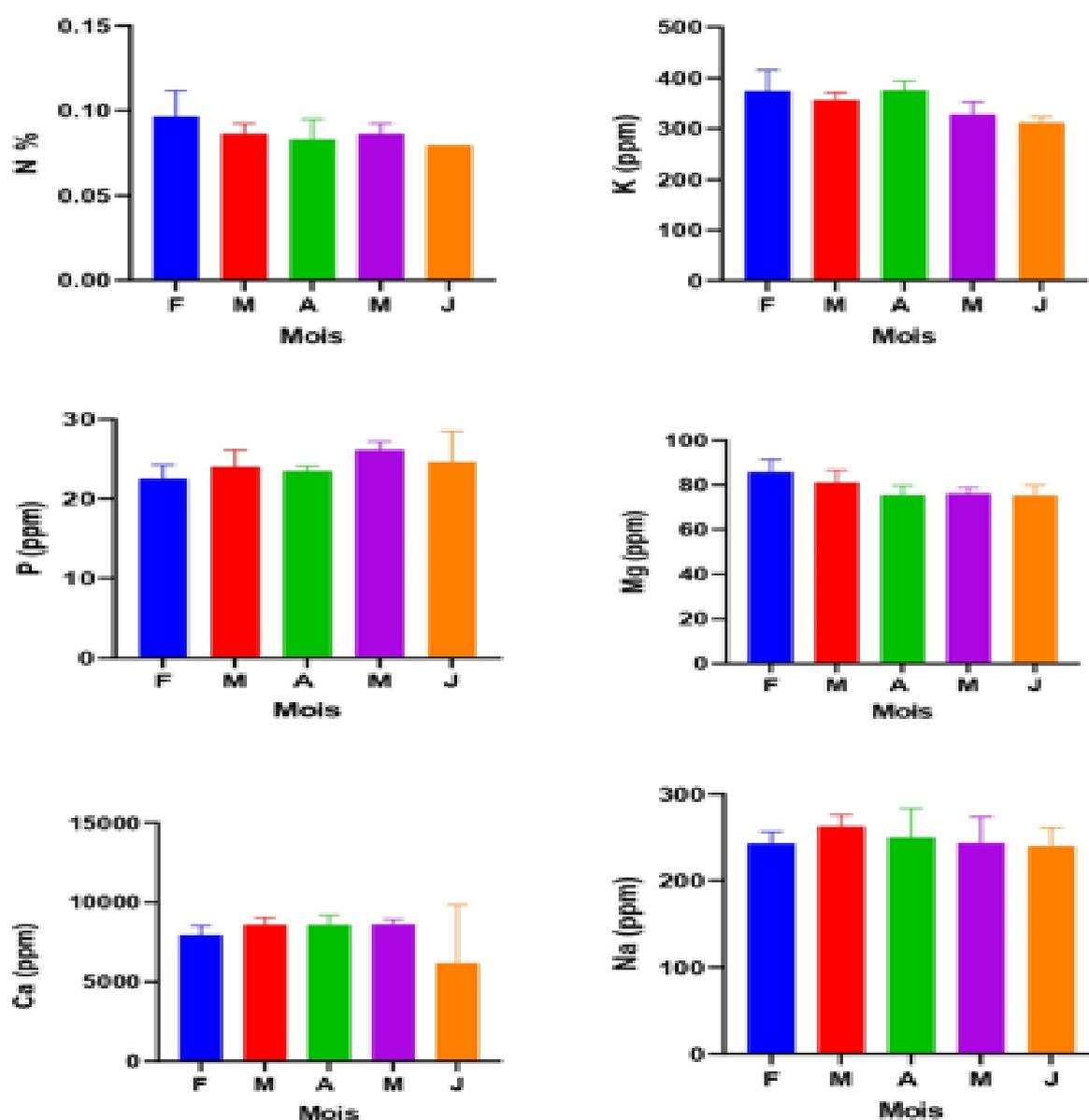


Figure 11. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 2

1.1.3 Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 3

La figure 12 représente les caractéristiques physicochimiques du sol pour la station 3. Le pH est faiblement alcalin. Des différences significatives sont observées entre les mois, avec une augmentation très hautement significative entre février ($7,28 \pm 0,08$) et mars ($7,86 \pm 0,13$), une diminution hautement significative est observée entre mars et avril, et une augmentation très hautement significative est observée entre mars et juin. Les valeurs de conductivité électrique (CE) sont comprises entre $577 \mu\text{S cm}^{-1}$ et $968,33 \mu\text{S cm}^{-1}$ avec une différence significative entre février et mai. La matière organique (MO) ne dépasse pas 1,5 % au cours des mois. Le taux de CaCO_3 ne dépasse pas 35 % tout au long de l'étude, avec des différences hautement significatives observées, notamment une diminution très significative en mai ($14,37 \pm 1,53 \%$) par rapport au février ($33,83 \pm 2,08$).

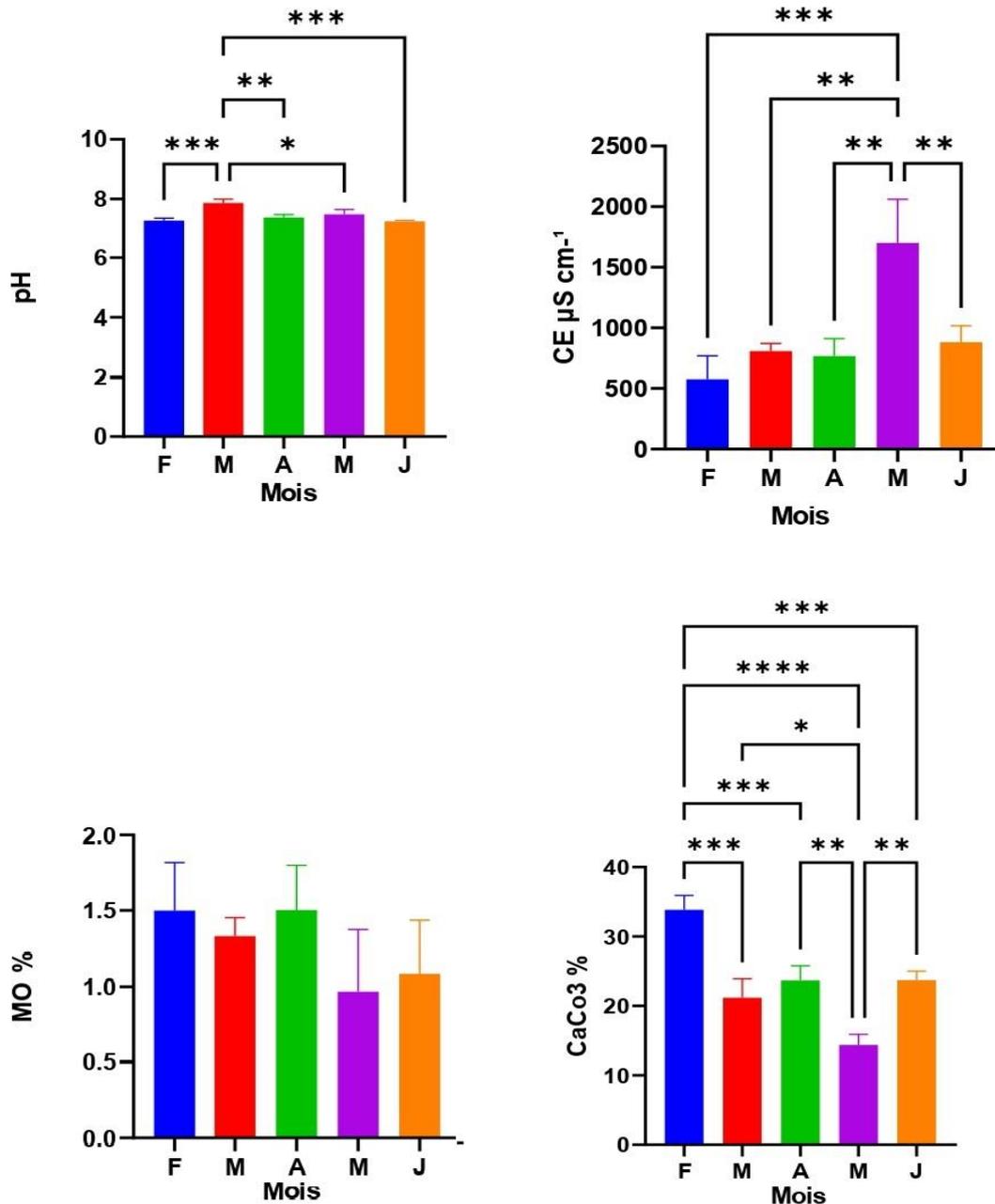


Figure 12. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO₃) du sol entre les différents mois dans la station 3

La figure 13 présente une comparaison des teneurs en éléments nutritifs du sol de la station 3 sur plusieurs mois. Les teneurs en azote (N) ne dépassent pas 10 % au cours de tous les mois. Chaque mois, on observe une augmentation hautement significative par rapport au mois de mars. En ce qui concerne le phosphore (P) dans le sol, la concentration la plus faible est enregistrée en mars à $17,66 \pm 2,09$ ppm, tandis que la concentration la plus élevée est enregistrée en février avec $33,55 \pm 2,30$ ppm. Pour le potassium (K) dans le sol, la

concentration la plus élevée est enregistrée en février est de $484,43 \pm 9,43$ ppm, tandis que la concentration la plus faible est enregistrée en mars avec une valeur de $185,98 \pm 10,50$ ppm. Les valeurs de magnésium (Mg) dans le sol varient entre $64,29 \pm 4,71$ ppm en février et $143,25 \pm 1,83$ ppm au mois de mars. Des différences très hautement significatives sont observées entre les différents mois en termes de valeurs. Une diminution très hautement significative est observée entre les différents mois, par rapport au mois de mars. La teneur en calcium (Ca) est d'environ 8000 ppm, avec des différences statistiquement significatives entre tous les mois. La teneur en sodium (Na) augmente, atteint son maximum en avril avec $905,34 \pm 54,60$ ppm, puis diminue en mai pour atteindre $769,66 \pm 20,14$ ppm. En juin, elle diminue de nouveau pour se situer à une valeur de $141,40 \pm 14,44$ ppm.

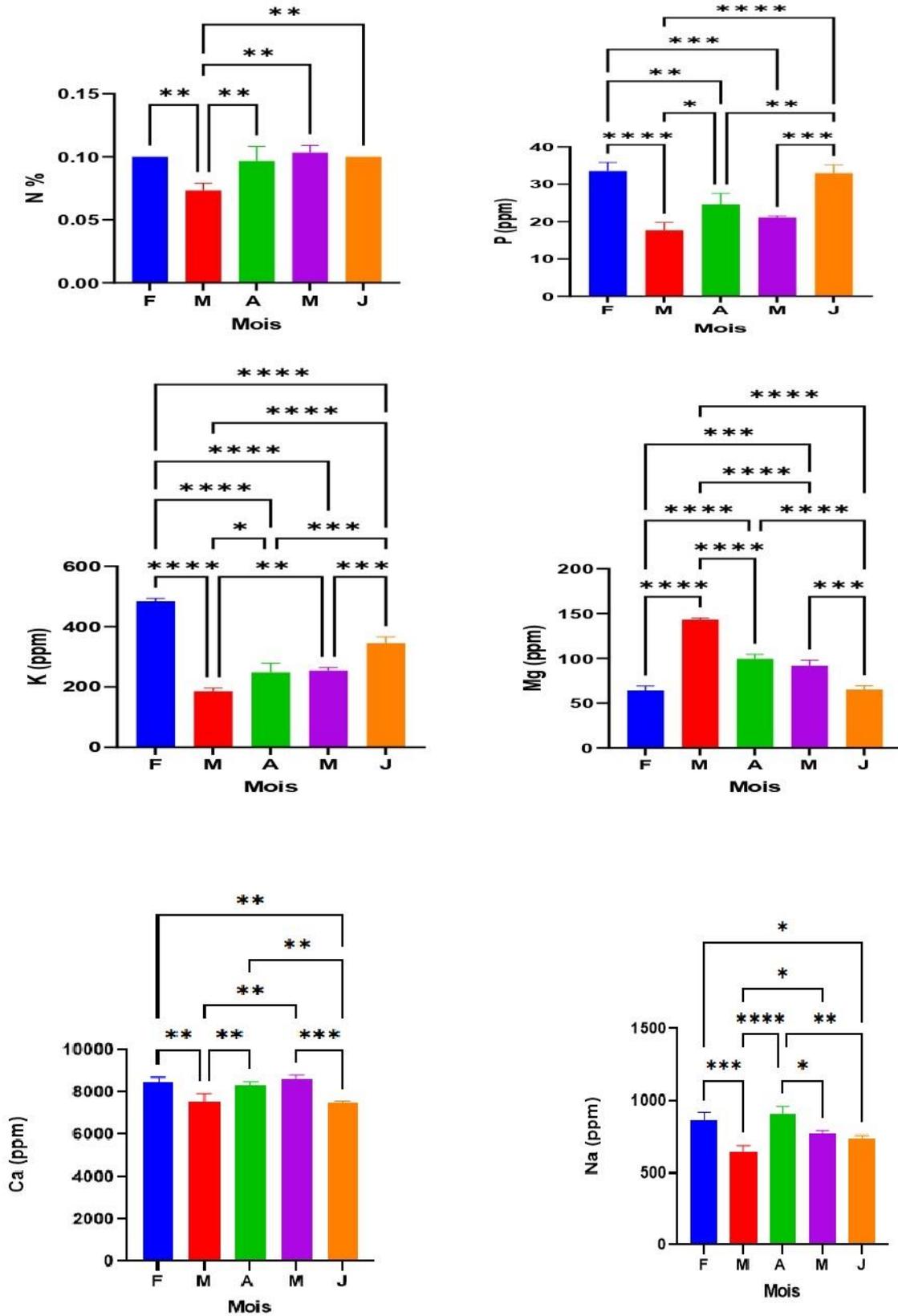


Figure 13. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 3

1.1.4 Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 4

La figure 14 représente les propriétés physicochimiques du sol dans la station 4. Le graphe présente des caractéristiques clés telles que le pH, la CE, CaCO₃ et le MO. L'analyse du pH du sol révèle une valeur maximale de 7,8. De plus, des différences statistiques significatives sont observées entre les différents mois. L'analyse de la matière organique indique que le pourcentage de MO ne dépasse pas 1 % pendant tous les mois. L'analyse de la conductivité électrique du sol montre que les valeurs de la CE dépassent 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ au cours des mois de février, mars, avril et mai. Cependant, les valeurs diminuent à $1642,66 \pm 53,89 \mu\text{S cm}^{-1}$ au mois de juin, et des différences statistiques significatives sont observées dans tous les mois par rapport au mois de juin. L'analyse du carbonate de calcium (CaCO₃) dans le sol révèle des valeurs allant de $16,61 \pm 2,12\%$ en mars à $33,63 \pm 2,23\%$ en février. De plus, des différences statistiques significatives sont observées entre tous les mois, indiquant des variations dans la teneur en CaCO₃ tout au long de la période analysée.

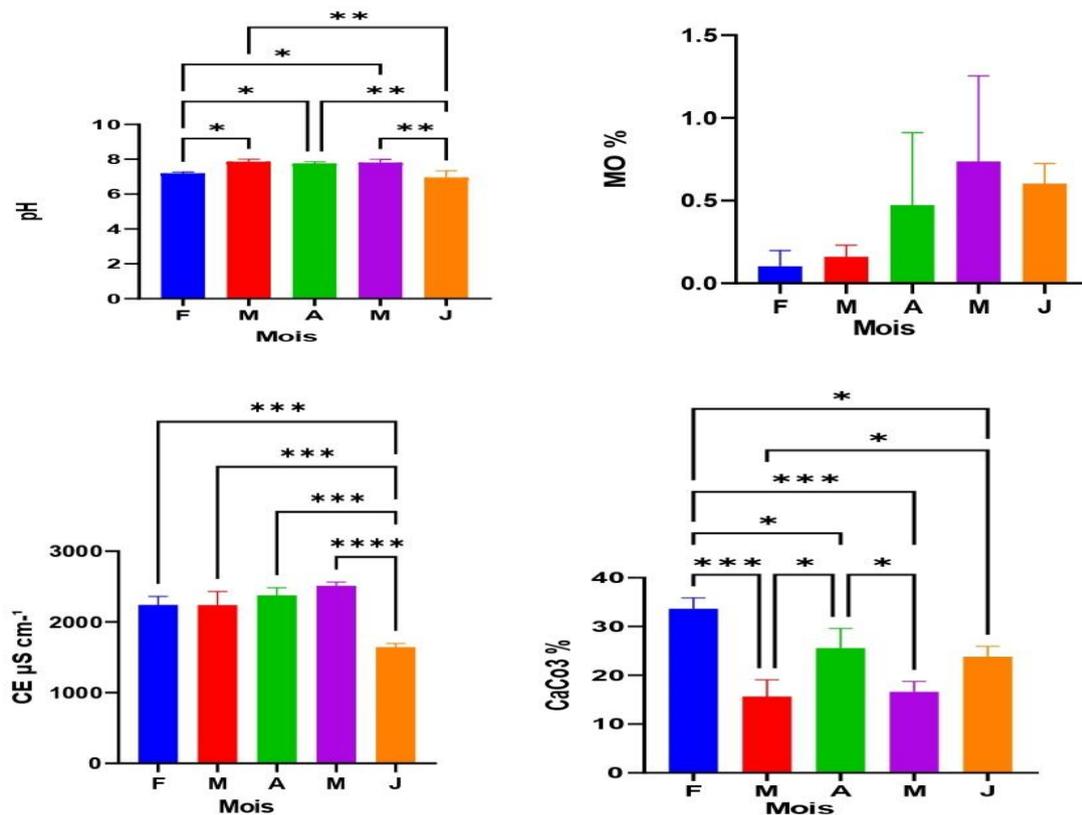


Figure 14. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO₃) du sol entre les différents mois dans la station 4

La figure 15 représente les concentrations des éléments nutritifs dans le sol de la station 4. Le pourcentage d'azote (N) est inférieur à 10 % et aucune différence significative n'est constatée entre les différents mois. Alors que la concentration de phosphore (P) varie de $9,69 \pm 2,51$ ppm en mars à $31,65 \pm 2,98$ ppm en juin, le pourcentage le plus faible est enregistré au mois de mars, tandis que le pourcentage le plus élevé est observé au mois de juin. La concentration de Ca est de $8356,05 \pm 114,02$ ppm au mois de février, elle diminue jusqu'à $8055,68 \pm 62,21$ ppm au mois de mars, puis augmente jusqu'à environ $8540 \pm 413,58$ ppm aux mois d'avril et de mai, avec des différences statistiquement significatives observées entre les différents mois par rapport au mois de juin. Les valeurs de sodium (Na) se situent entre 521,71 ppm, la valeur la plus faible enregistrée au mois d'avril ($521,71 \pm 392,84$), tandis que la valeur la plus élevée est enregistrée à $741,94 \pm 6,67$ ppm au mois de mai. La valeur du potassium (K) est de $491,65 \pm 4,07$ au mois de février, mais elle diminue aux mois de mars, avril, mai, et juin. Il y a des différences statistiquement significatives entre tous les mois. Les valeurs de magnésium (Mg) sont comprises entre $161,35 \pm 10,14$ ppm au mois de mars et $64,69 \pm 4,18$ ppm au mois de juin. Une diminution très hautement significative est observée entre les mois, en particulier par rapport au mois de mars.

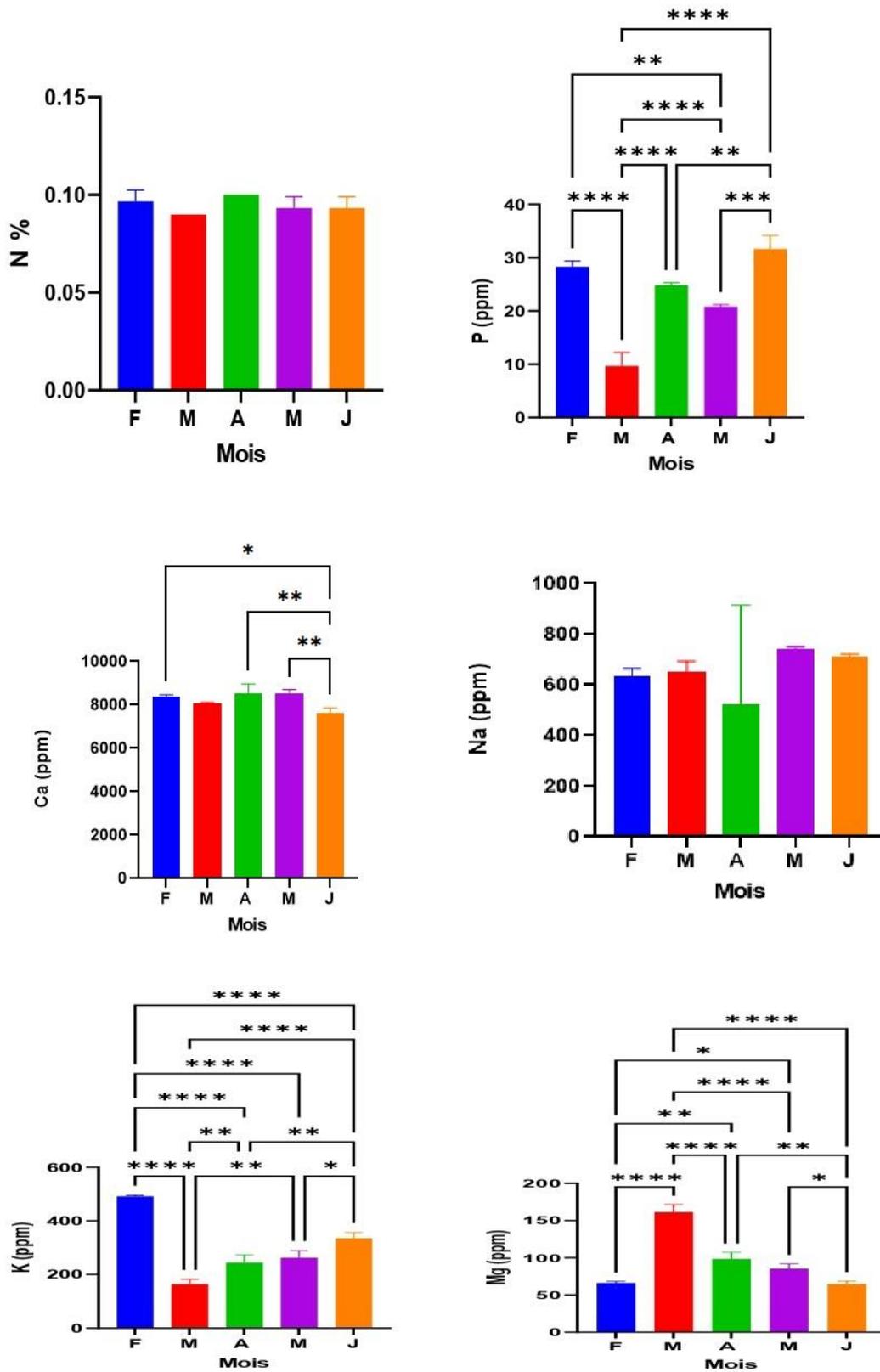


Figure 15. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du sol à travers différents mois dans la station 4

1.1.5. Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 5

La figure 16 présente les propriétés physicochimiques du sol dans la station 5. La valeur du pH ne dépasse pas 7,8 au cours de tous les mois, et il n'y a pas de différences statistiquement significatives. Les valeurs de conductivité électrique (CE) sont comprises entre 1000 et 25000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La valeur la plus faible est obtenue en février, avec une augmentation hautement significative entre février ($1176,66 \pm 20,81 \mu\text{S cm}^{-1}$) et mai ($2406,33 \pm 22,36 \mu\text{S cm}^{-1}$). La teneur en MO ne dépasse pas 0,6 % tout au long de la période d'étude, et aucune différence statistiquement significative n'est observée. Le taux le plus bas de CaCO_3 est observé en mars avec $12,19 \pm 0,83 \%$, tandis que la valeur la plus élevée est observée en février avec $31,56 \pm 1,20 \%$. Des différences statistiques significatives sont observées entre tous les mois, indiquant des variations dans la teneur en carbonate de calcium du sol au cours de la période d'étude.

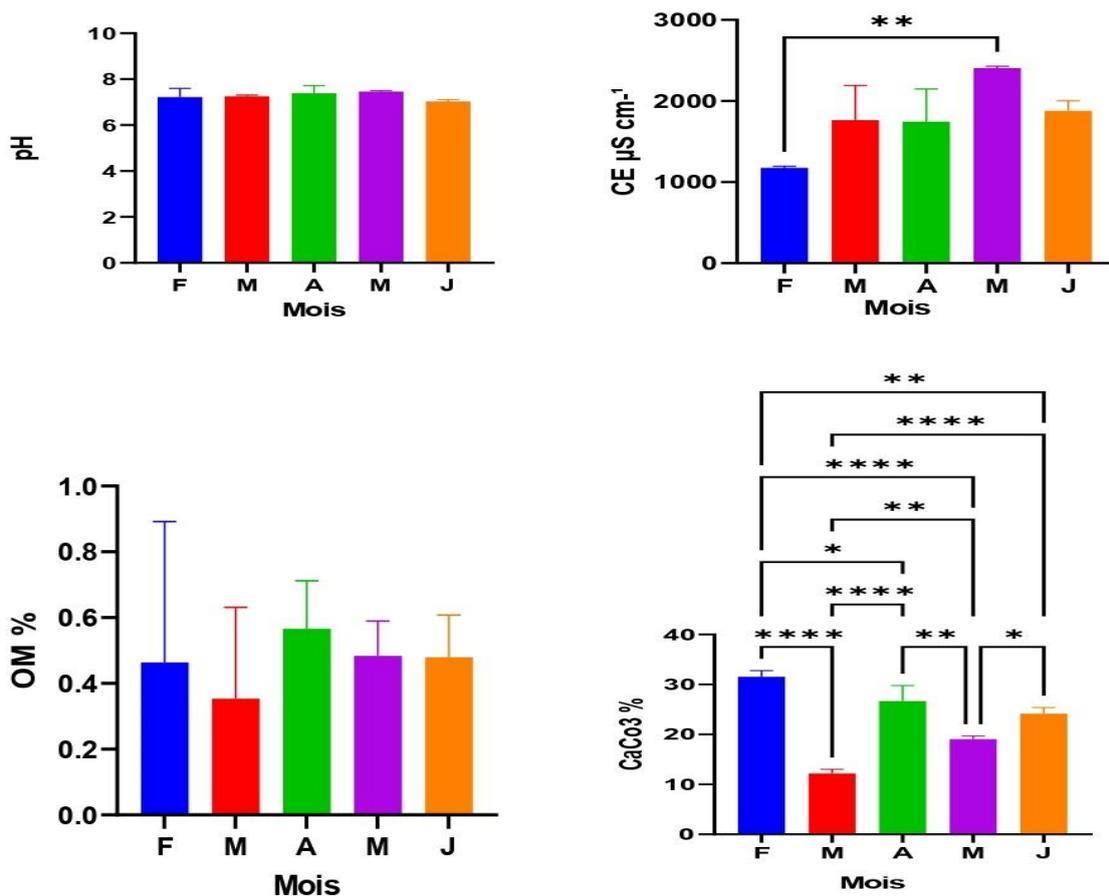


Figure 16. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO_3) du sol entre les différents mois dans la station 5

La figure 17 montre les concentrations des nutriments dans le sol de la station 5. Le taux d'azote en février est de 0,1 %, et il devient $0,05 \pm 0,005$ % en mars. Une augmentation hautement significative est observée entre les mois de mars et de juin, où elle atteint $0,83 \pm 0,63$ %. La plus faible concentration de phosphore (P) est observée en mars, avec $7,9 \pm 2,20$ ppm, tandis que le pourcentage le plus élevé est observé en juin, avec $32,45 \pm 6,97$ ppm. Des différences très hautement significatives sont observées entre tous les mois par rapport au mois de mars. La même constatation s'applique au potassium (K), le mois de mars présentant le pourcentage le plus faible avec une valeur de $159,38 \pm 37,99$ ppm. Des différences très hautement significatives sont observées entre le mois de mars et le mois de février, où il atteint $461,57 \pm 27,89$ ppm. Pour le sodium (Na), sa valeur est de $87,01 \pm 5,16$ ppm en février. La concentration la plus élevée est observée en mai, la valeur étant de $858,56 \pm 99,60$ ppm. La valeur la plus faible pour le magnésium (Mg) est observée en février ($68,25 \pm 2,89$ ppm), tandis que la valeur la plus élevée est observée en mars ($129,21 \pm 7,29$ ppm). Une augmentation significative de la teneur en Mg est observée entre mars et février. Le taux de calcium (Ca) ne dépasse pas 8500 ppm au cours de tous les mois et aucune différence statistiquement significative n'est enregistrée.

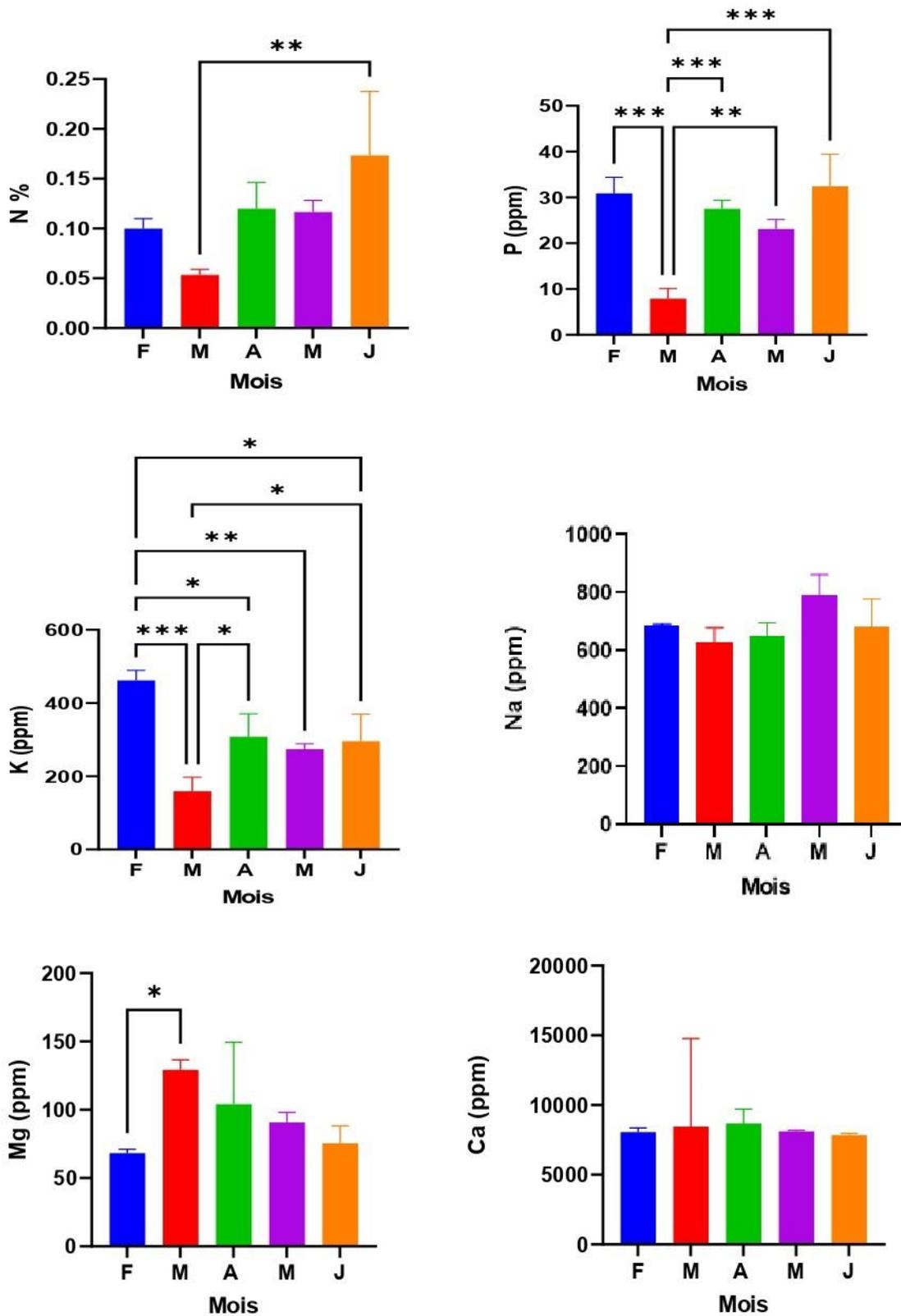


Figure 17. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 5

1.1.6 Comparaison mensuelle des caractéristiques et propriétés du sol dans la station 6

La figure 18 représente les propriétés physicochimiques du sol dans la station 6. Les valeurs de pH n'ont pas dépassé 7,5 au cours de tous les mois. Une augmentation significative est observée entre les mois de février et de mai. Les valeurs de CE ne dépassent pas 1500 au cours des mois de février, mars, avril et mai. Cependant, la conductivité a augmenté jusqu'à $1760,33 \pm 339,83$ au mois de juin. Cette augmentation est significative entre les mois de mars et de juin. Pendant toute la durée de l'étude, le pourcentage de MO ne dépasse pas 1,5 % et aucune différence significative n'est observée. De même, le pourcentage de carbonate de calcium (CaCO_3) ne dépasse pas 30 %, sans aucune différence statistiquement significative. Cela suggère que les niveaux de MO et de carbonate de calcium dans le sol restent relativement stables et cohérents tout au long de l'étude.

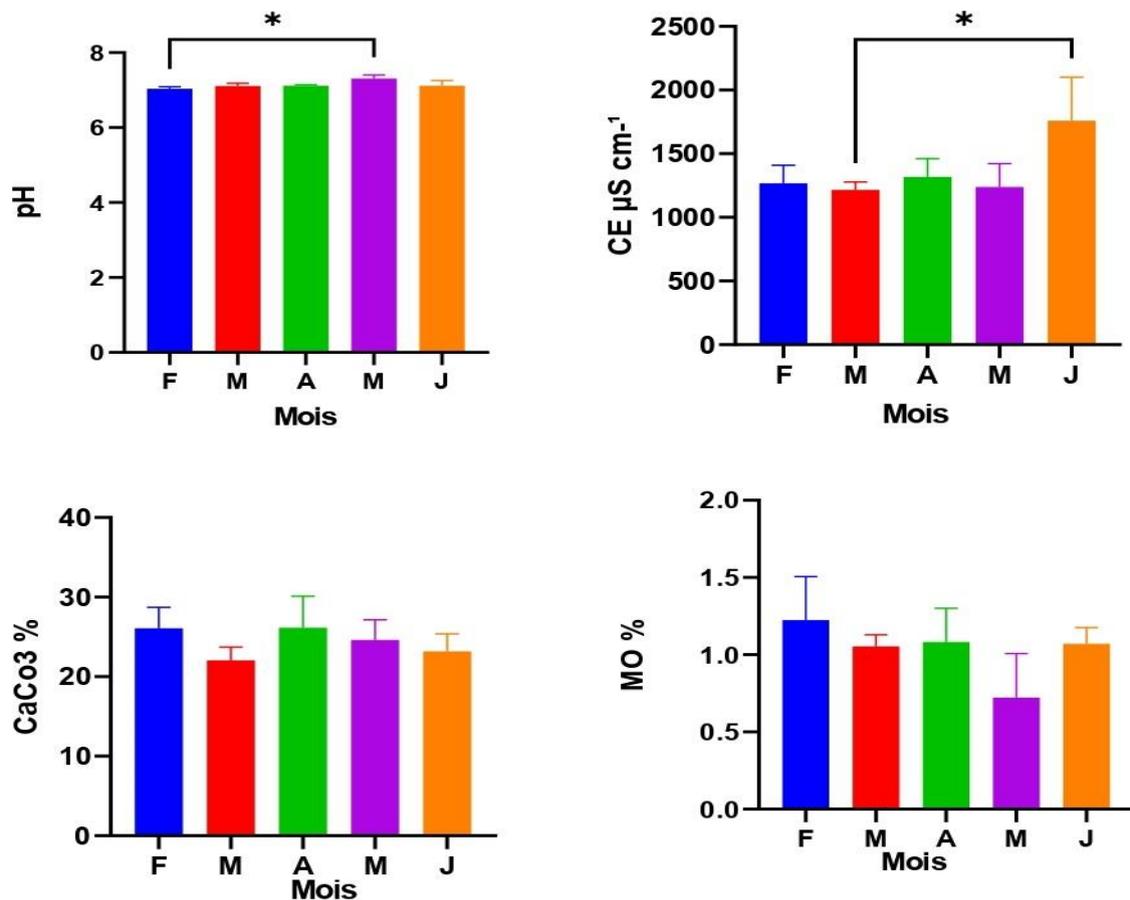


Figure 18. Comparaison des paramètres physicochimiques (pH, CE, MO, CaCO_3) du sol entre les différents mois dans la station 6

La figure 18 représente la concentration des éléments nutritifs dans le sol de la zone d'étude 6. La concentration d'azote (N) dans le sol ne dépasse pas 0,15 % sans aucune différence significative. La concentration de potassium (K) dans le sol reste à environ 250 ppm pendant tous les mois de l'étude. La concentration de magnésium (Mg) dans le sol ne dépasse pas 95 ppm pendant tous les mois de l'étude, sans qu'il y ait de différences significatives. Cela signifie que les niveaux des éléments nutritifs dans le sol restent relativement stables tout au long de la période d'étude dans cette station. La concentration de sodium (Na) dans le sol ne dépasse pas 350 ppm et la concentration de calcium (Ca) ne dépasse pas 7900 ppm tout au long de la période d'étude, sans aucun changement significatif sur le plan statistique. La concentration en phosphore (P) est comprise entre $33,96 \pm 3,17$ ppm au mois de mars et $24,81 \pm 3,33$ ppm au mois d'avril, une diminution significative est observée entre les différents mois.

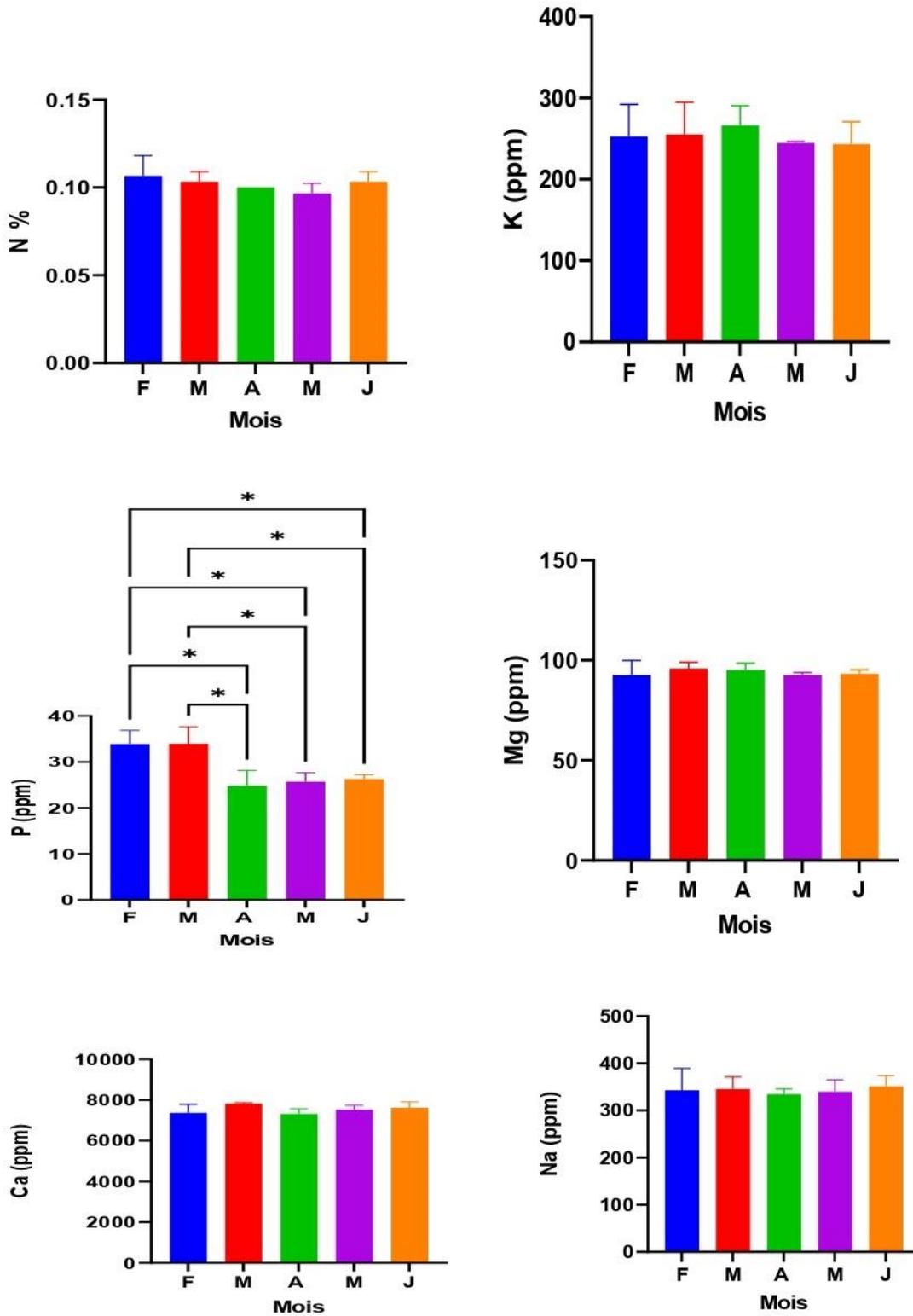


Figure 19. Comparaison des concentrations des éléments nutritifs du le sol à travers différents mois dans le sol dans la station 6

1.2 Comparaison caractéristiques et propriétés des sols dans les 6 stations

Les propriétés du sol dans les six stations étudiées sont présentées dans le tableau 2. Le pH des sols a varié de 7.13 ± 0.11 dans la station 6 à $7,51 \pm 0.42$ dans la station 4. Les sols sont considérés comme modérément alcalins. D'après les résultats, on observe des différences statistiquement significatives et hautement significatives dans les niveaux de pH dans la station 3 et la station 4, respectivement, par rapport à la station 6. Les résultats pour la CE dans le sol ont confirmé l'existence d'un sol salin. Les valeurs de CE sont variées de $2201.80 \pm 323.44 \mu\text{S cm}^{-1}$ dans la station 4 à $947.66 \pm 438.956 \mu\text{S cm}^{-1}$ dans la station 3. Une augmentation significative de la CE en la station 2 et la station 5 par rapport à la station 6, tandis que la station 4 a montré une augmentation très hautement significative par rapport à la station 6. Le sol analysé est très pauvre en MO, elle varie de $0.31 \pm 0.10 \%$ dans la station 1 à $1.27 \pm 0.34 \%$ dans la station 3. Une augmentation très hautement significative $p < 0.0001$ est observée dans la station 1, la station 4 et la station 5 par rapport à la station 6. Le sol analysé dans les six stations est modérément calcaire puisque la moyenne de la teneur totale en CaCO_3 allant de $22,72 \pm 7,009 \%$ dans la station 5 à $36,36 \pm 5,92 \%$ dans la station 1. Une augmentation significative est observée dans S1 par rapport à S6 (figure 20).

Tableau 02. Propriétés physicochimiques du sol dans les six stations

Station	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	MO %	CaCO_3 %
S1	7.37 ± 0.32	1253.93 ± 360.19	0.31 ± 0.10	$36,36 \pm 5,92$
S2	7.31 ± 0.184	1813.53 ± 704.87	1.03 ± 0.24	$25,44 \pm 3,13$
S3	7.45 ± 0.25	947.66 ± 438.956	1.27 ± 0.34	$23,36 \pm 6,69$
S4	7.51 ± 0.42	2201.80 ± 323.44	0.41 ± 0.36	$23,05 \pm 7,22$
S5	7.27 ± 0.24	1793.80 ± 464.89	0.46 ± 0.22	$22,72 \pm 7,009$
S6	7.13 ± 0.11	1359.60 ± 268.26	1.03 ± 0.24	$24,41 \pm 2,83$

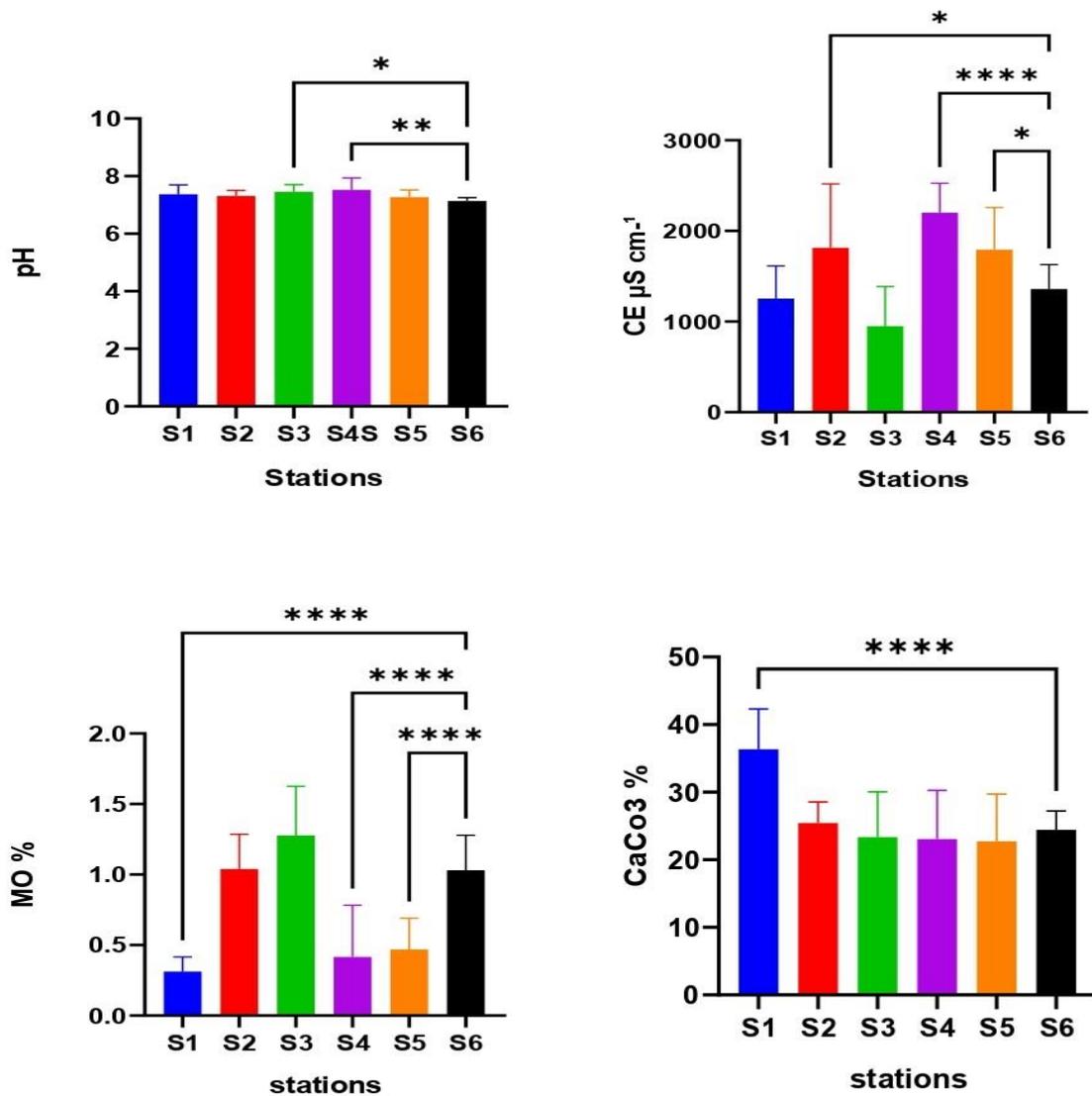


Figure 20. Etude des caractéristiques des sols dans les six stations : pH, conductivité électrique (EC), matière organique (OM) et carbonate de calcium (CaCO₃)

En général, les échantillons de sol analysés dans cette étude révèlent un rapport relevé général (RG) moyen de 71.26 ± 11.86 à 26.20 ± 4.39 . La valeur la plus élevée est détectée dans la station 1 (71.26 ± 11.86), la station 6 (63.20 ± 11.14), puis dans la station 3 (49.06 ± 9.09). Tandis que le rapport RG est de 26.20 ± 4.39 dans S2 (Tableau 3).

En ce qui concerne l'élément grossier (EG), les échantillons de sol ont une faible quantité en EG qui est en moyenne de 23.00 ± 6.25 dans la station 5 à 16.06 ± 11.08 dans la station 6. La valeur moyenne de la litière est de 19.46 ± 4.62 % à la station 6, elle augmente de 27.26 ± 6.36 % à la station 5 et diminue de 15.13 ± 4.64 % à la station 1. Concernant le sol nu, il est

de 22.33 ± 6.45 % à la station 3. Il augmente à 34.40 ± 12.69 % et diminue à 16.06 ± 7.60 % dans la station 2 et la station 1 respectivement

Tableau 3. Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des facteurs environnementaux pour chaque station (les valeurs représentent la moyenne de 15 répétitions).

Station	RG %	EG %	Litière %	Sol nu %
S1	71.26 ± 11.86	17.80 ± 4.64	15.13 ± 4.64	16.06 ± 7.60
S2	26.20 ± 4.39	21.00 ± 13.43	22.20 ± 14.83	34.40 ± 12.69
S3	49.06 ± 9.09	17.53 ± 6.91	18.73 ± 7.51	22.33 ± 6.45
S4	53.40 ± 9.50	18.40 ± 5.75	23.93 ± 5.82	18.13 ± 11.38
S5	46.40 ± 12.49	16.06 ± 11.08	27.26 ± 6.36	21.00 ± 11.50
S6	63.20 ± 11.14	23.00 ± 6.25	19.46 ± 4.62	17.20 ± 9.87

Les propriétés texturales des sols sont présentées dans le tableau 4. Le pourcentage de gravier varie de 45.56 ± 10.18 % dans la station 4 à 69.24 ± 18.25 % à la station 2 et constitue la fraction de sol la plus abondante. La fraction d'argile est relativement faible, variant de 1.27 ± 1.07 % à la station 2 à 6.17 ± 5.07 % à la station 6.

Tableau 4. Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des textures du sol pour chaque station (les valeurs représentent la moyenne de 15 répétitions).

Station	Argiles %	Graviers %	Limons %	Sables Fins %	Sables Grossiers %	Sables Moyens %
S1	3.19 ± 3.34	65.62 ± 16.92	5.35 ± 7.60	7.93 ± 7.39	12.86 ± 6.86	5.08 ± 2.51
S2	1.27 ± 1.07	69.24 ± 18.25	3.15 ± 2.88	6.36 ± 6.06	14.27 ± 7.43	5.72 ± 6.07
S3	3.49 ± 3.86	62.74 ± 14.09	3.98 ± 4.42	8.99 ± 5.09	14.06 ± 7.15	6.58 ± 3.93
S4	5.95 ± 2.52	45.56 ± 10.18	10.33 ± 4.44	15.62 ± 4.66	12.16 ± 6.09	10.24 ± 4.90
S5	16.22 ± 11.58	8.50 ± 20.60	33.28 ± 15.63	35.55 ± 19.24	1.80 ± 2.19	4.58 ± 3.07
S6	6.17 ± 5.07	47.26 ± 11.60	17.40 ± 11.48	14.81 ± 9.85	7.36 ± 5.72	7.56 ± 6.24

En conditions semi-arides, la valeur obtenue pour Na est de $247,93 \pm 21,49$ % dans la station 2 et de $705,67 \pm 218$ % dans la station 1 (tableau 5). Avec une augmentation très hautement significative ($p < 0.001$) à la station 1 par rapport à la station 6 (figure 21). En ce qui concerne N, les échantillons de sol ont une faible teneur en ce minéral, qui est en moyenne de $0,086 \pm 0,009$ ppm dans la station 2 à $0,244 \pm 0,388$ ppm dans la station 5. Aucune différence statistiquement significative n'est enregistrée. L'un des principaux composants minéraux est le Ca, représentant $13372,66 \pm 21134,63$ ppm dans la station 2 et $6830,32 \pm 3014,45$ ppm dans la station 4, sans qu'aucune différence statistiquement significative ne soit mentionnée. La concentration moyenne de K est de $252,57 \pm 26,65$ ppm dans la station 6 à $495,32 \pm 108,4$ ppm dans la station 3, avec une augmentation très hautement significative et statistiquement significative observée en la station 1 et la station 2 successivement par rapport à la station 6. La concentration P varie de $23,06 \pm 7,99$ ppm dans la station 4 à $28,92 \pm 4,84$ ppm dans la station 6, avec une diminution statistique significative observée dans la station 4 par rapport à la station 6. La concentration la plus élevée en Mg est observée à la station 1 ($176,97 \pm 13,83$ ppm), tandis que la plus faible se trouve à la station 2 ($78,87 \pm 5,74$ ppm), avec des différences très hautement significatives observées dans la station 1 par rapport à station 6.

Tableau 5. Caractéristiques et valeurs moyennes (\pm écart type) des éléments nutritifs pour chaque station (les valeurs représentent la moyenne de 15 répétitions).

Station	CaCO ₃ %	Na %	Ca ppm	K ppm	N ppm	P ppm	Mg ppm
S1	36,36 \pm 5,92	705,67 \pm 218	8325,11 \pm 730,40	388,97 \pm 66,49	0,095 \pm 0,018	25,96 \pm 1,62	176,97 \pm 13,83
S2	25,44 \pm 3,13	247,93 \pm 21,49	13372,66 \pm 21134,63	332,3 \pm 33,34	0,086 \pm 0,009	24,15 \pm 2,22	78,87 \pm 5,74
S3	23,36 \pm 6,69	509,938 \pm 346,05	6890,57 \pm 2809,27	495,32 \pm 108,4	0,161 \pm 0,259	25,98 \pm 6,81	92,8 \pm 30,10
S4	23,05 \pm 7,22	432,65 \pm 309,34	6830,32 \pm 3014,45	288,8 \pm 133,82	0,094 \pm 0,005	23,06 \pm 7,99	95,20 \pm 37,11
S5	22,72 \pm 7,009	408,8 \pm 303,66	8228,9 \pm 2438,09	299,68 \pm 108,12	0,244 \pm 0,388	24,36 \pm 9,70	93,55 \pm 28,96
S6	24,41 \pm 2,83	342,82 \pm 24,87	7529,72 \pm 295,64	252,57 \pm 26,65	0,102 \pm 0,006	28,92 \pm 4,84	93,93 \pm 3,66

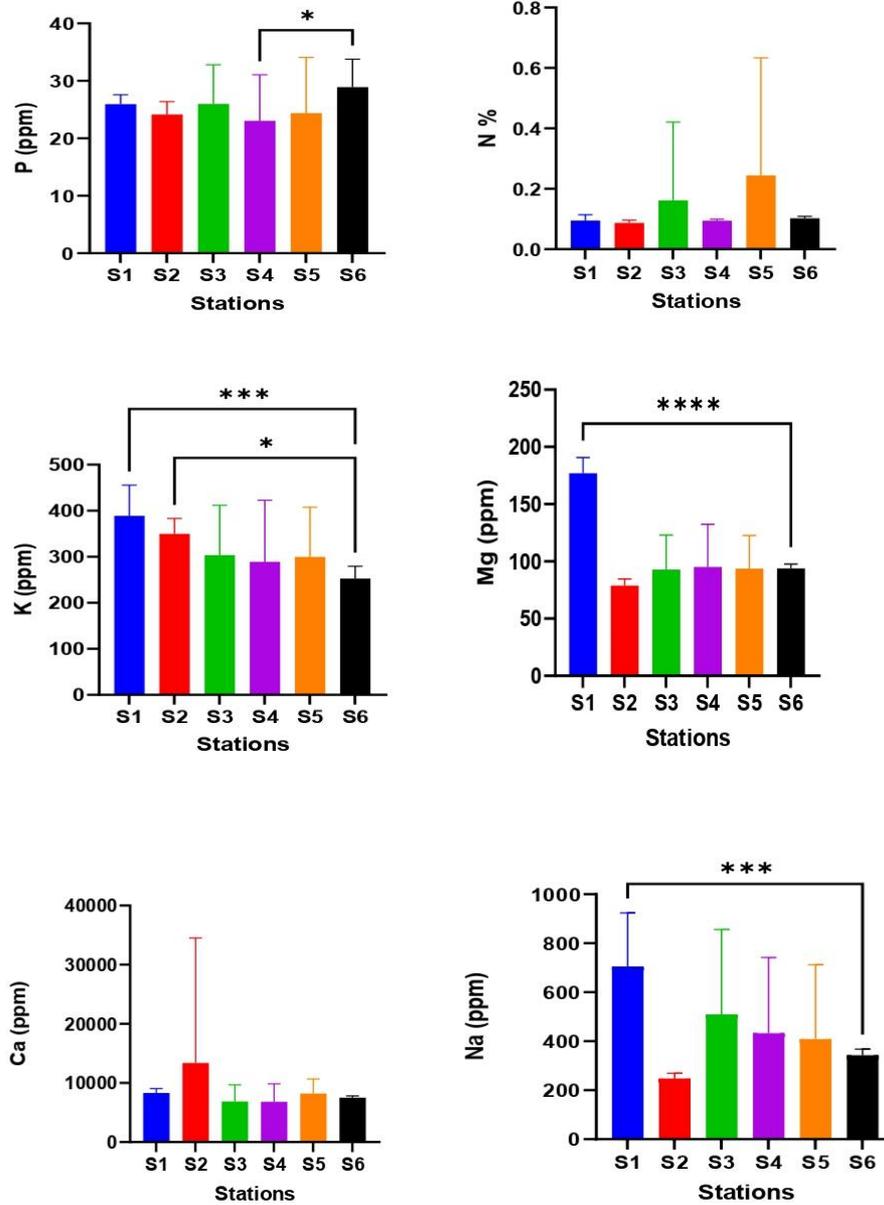


Figure 21. Concentrations des éléments nutritifs des sols dans les six stations (Azote (N), Sodium (Na), Phosphore (P), Calcium (Ca), Magnésium (Mg) et Potassium (K)).

1.3. Distributions et concentrations des éléments traces métalliques dans les stations d'étude

Les concentrations moyennes de métaux lourds relevées dans les échantillons de sol sont indiquées dans la figure 21 et le tableau 6. La concentration en Zn est en moyenne de 9.57 ± 12.44 ppm dans la station 6 à 78.10 ± 58.29 ppm dans la station 5. Les pourcentages de Fe se situent entre 0.58 ± 0.35 % dans la station 6 et 1.60 ± 0.48 % dans la station 4. Tandis que les concentrations de Cu varient de 10.22 ± 2.26 ppm dans la station 6 à 48.61 ± 20.78 ppm dans la station 5. La concentration moyenne de Zn, Cu et de Fe dans le sol ne dépasse pas la valeur de risque dans l'environnement sur la base de l'évaluation d'AFNOR N F U 44-041. La figure 21 montre que l'augmentation de la concentration de Pb est plus importante dans la station 5 (1612.36 ± 1065.29 ppm) avec une augmentation très hautement significative est observée par rapport à la station 6, où elles dépassent la valeur de risque. La concentration de Pb au cours des autres stations est inférieure aux valeurs de risque dans tous les sites d'échantillonnage. La concentration de Cd dépasse la valeur de risque dans toutes les stations d'études, qui est de $2,60 \pm 1,62$ ppm dans la station 6 et de $4,57 \pm 2,81$ ppm dans la station 5. Une augmentation est observée dans les stations 4 et 5 par rapport à la station 6. En général, le sol est contaminé par le Cd, qui se trouve en dessous de la limite autorisée pour les sols agricoles selon l'évaluation de l'AFNOR NF U 44-041.

Tableau 6. Concentrations et valeurs moyennes (\pm écart type) des métaux lourds pour chaque station (les valeurs représentent la moyenne de 15 répétitions).

Station	Zn	Pb	Cu	Cd	Fe
S1	16.08 ± 19.43	59.53 ± 17.19	17.56 ± 5.32	3.13 ± 1.87	0.89 ± 0.38
S2	14.86 ± 16.62	65.17 ± 30.34	16.78 ± 1.62	2.70 ± 1.66	0.88 ± 0.40
S3	41.19 ± 37.32	68.56 ± 43.41	23.40 ± 27.90	4.46 ± 1.82	1.28 ± 0.45
S4	20.39 ± 15.88	70.28 ± 49.10	19.86 ± 6.69	3.43 ± 1.68	1.60 ± 0.48
S5	78.10 ± 58.29	1612.36 ± 1065.29	48.61 ± 20.78	4.57 ± 2.81	1.22 ± 0.66
S6	9.57 ± 12.44	57.90 ± 13.08	10.22 ± 2.26	2.60 ± 1.62	0.58 ± 0.35

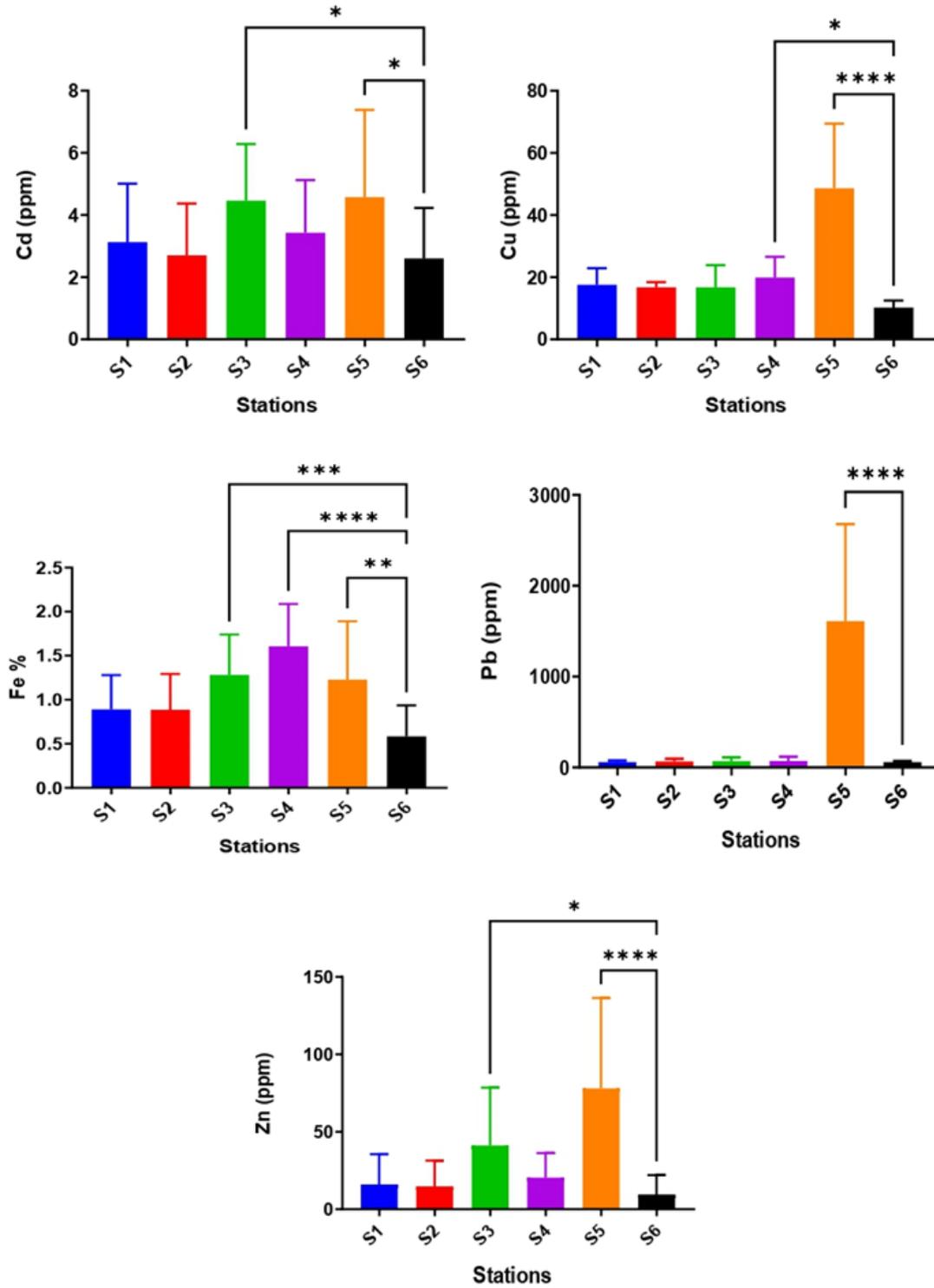


Figure 22. Comparaison des concentrations de métaux lourds plomb (Pb), zinc (Zn), fer (Fe), cadmium (Cd), cuivre (Cu) dans 6 stations

1.4 Cartes de contours pour la distribution des éléments traces métalliques dans la zone d'étude

Les cartes en courbes de niveau illustrent les variations des concentrations de zinc dans les six stations d'étude (Figure 23). La station 5 présente la concentration la plus élevée, avec un niveau maximal de 115 ppm, tandis que la station 6 présente la concentration la plus faible, avec une moyenne d'environ 14,7 ppm.

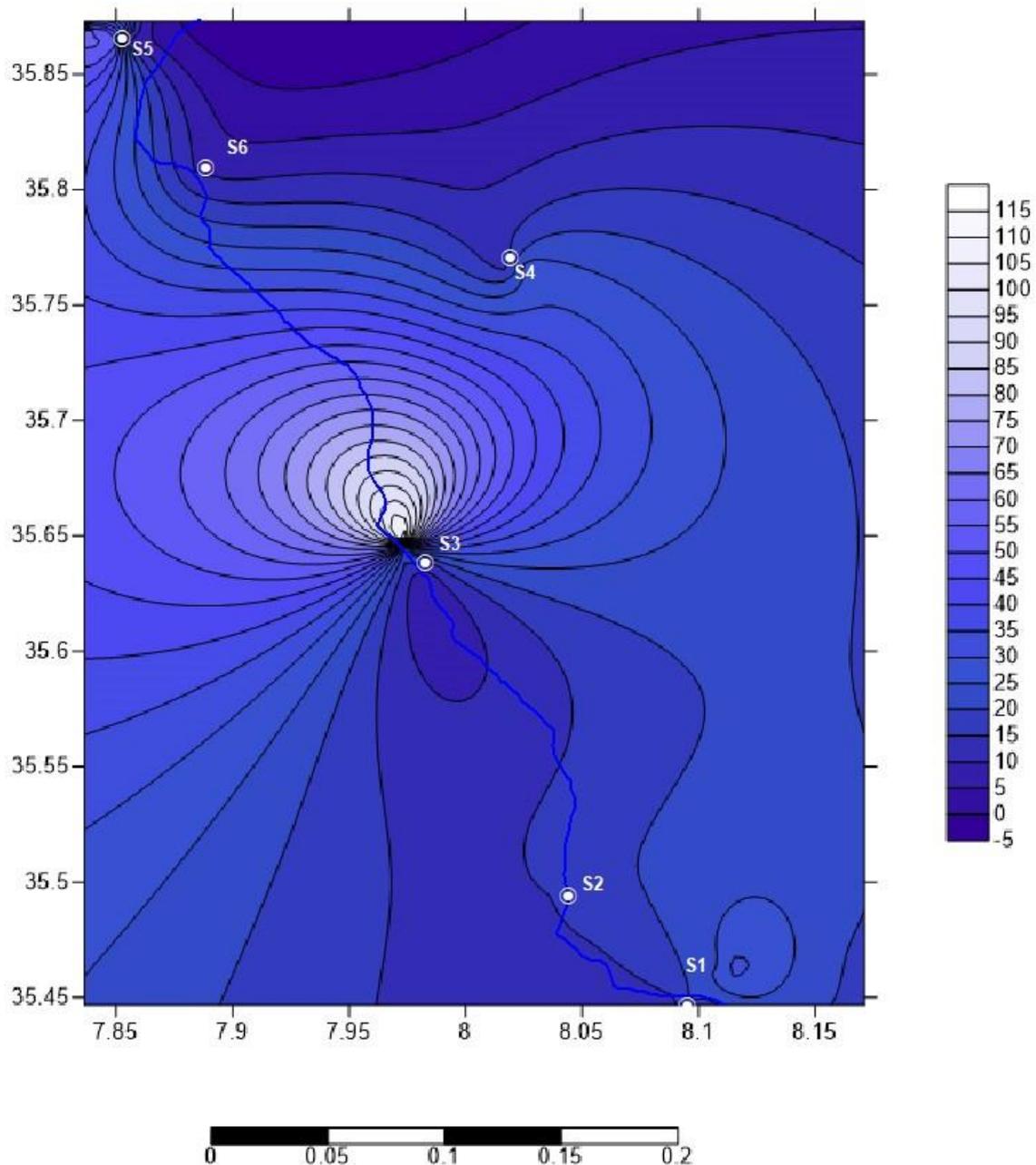
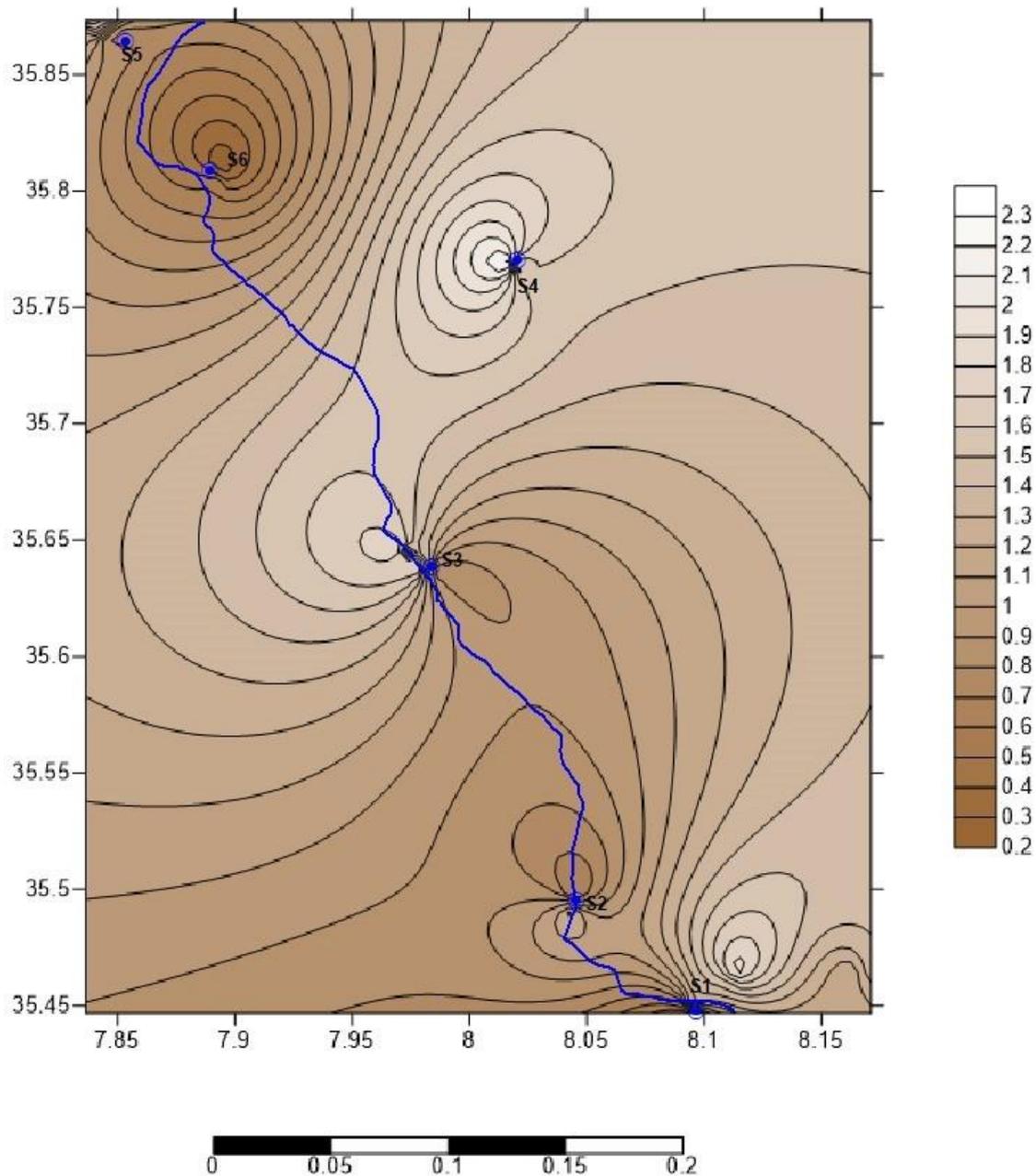


Figure 23. Cartes de contours pour la distribution de Zn dans la zone d'étude

Les concentrations de fer montrent des variations notables dans les régions étudiées. La station 5 présente la concentration la plus élevée, atteignant un maximum de 2,3 %, ce qui indique des influences environnementales potentielles. À l'inverse, la station 6 présente la concentration la plus faible, avec un minimum de 0,32 %, ce qui suggère un environnement relativement vierge en comparaison.



Les concentrations de cuivre varient de façon considérable d'une station à l'autre. La station 5 présente la concentration la plus élevée, avec un taux maximal de 91.5 ppm. En revanche, la station 6 présente la concentration la plus faible, avec un minimum de 6,25 ppm, ce qui suggère un impact environnemental relativement faible par rapport à celui de la station 5.

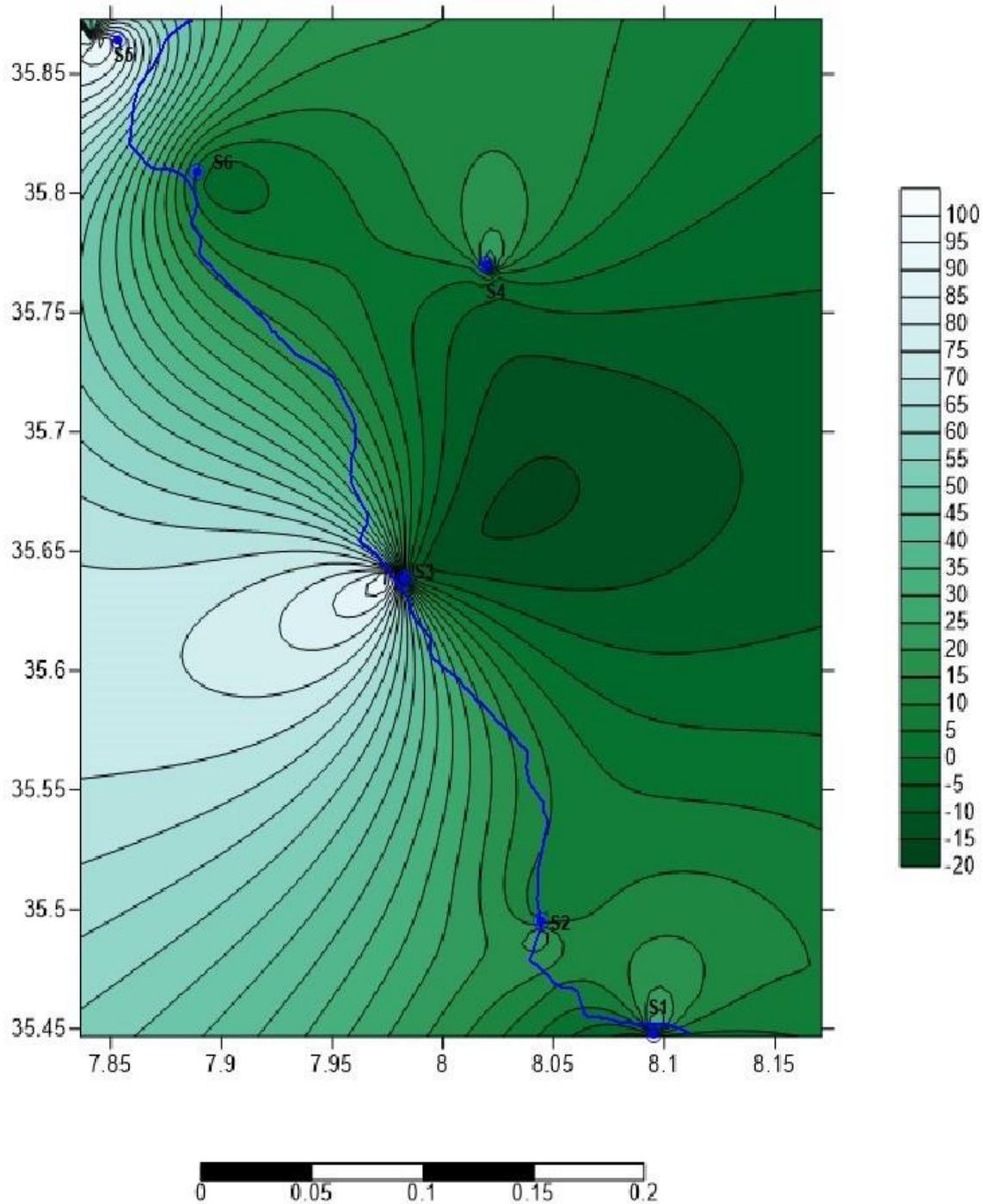


Figure 25. Cartes de contours pour la distribution des Cu dans la zone d'étude

Les concentrations de plomb présentent des différences considérables d'une station à l'autre. La station 5 présente la concentration la plus élevée, avec un taux maximal de 2 490 ppm. À l'inverse, la région 6 présente la concentration la plus faible, avec un minimum de 0,21 ppm, ce qui suggère un impact environnemental relativement plus faible par rapport à la station 5

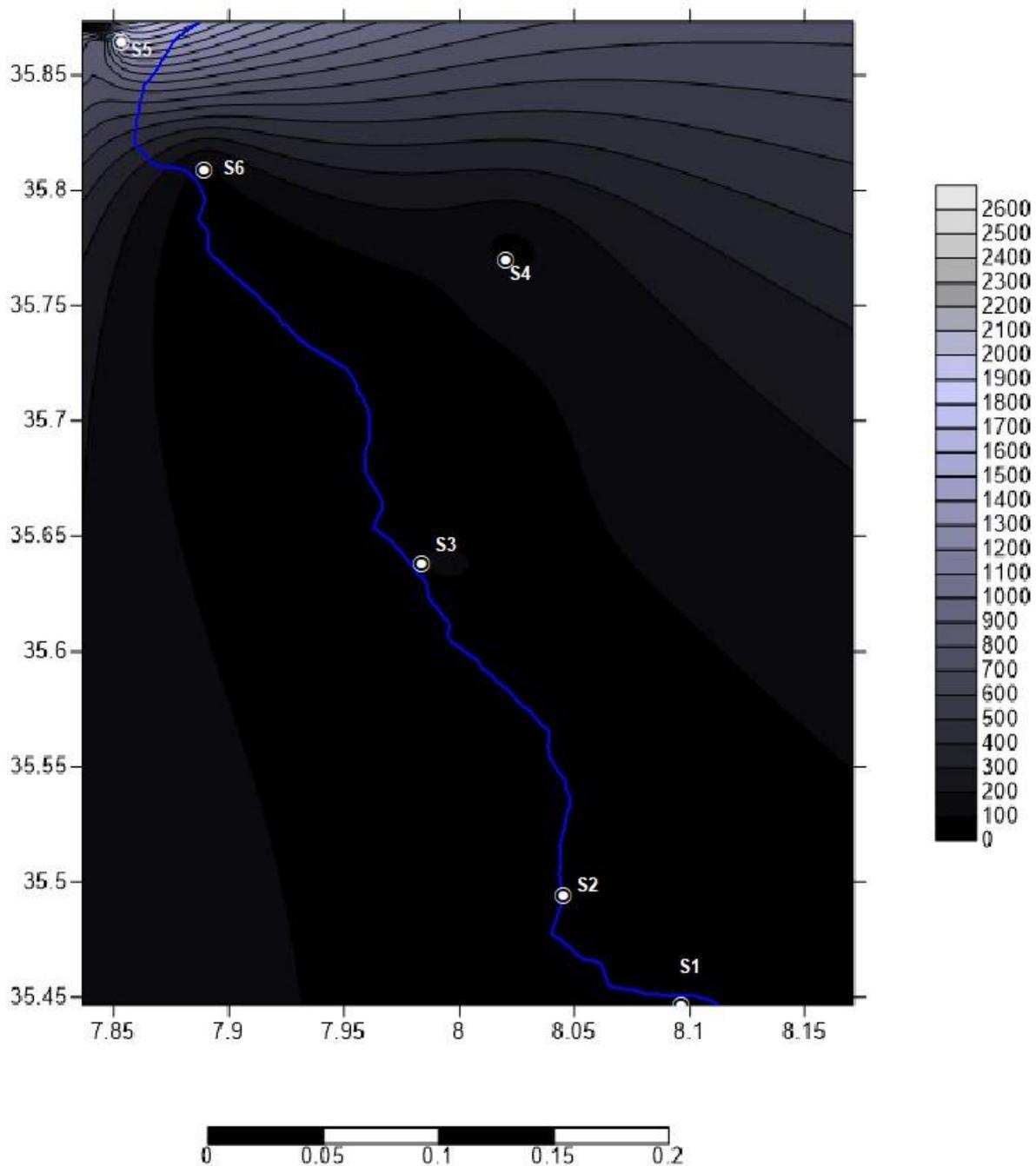


Figure 26. Cartes de contours pour la distribution de Pb dans la zone d'étude

Les concentrations de cadmium varient d'une région à l'autre. La station 5 présente la concentration la plus élevée, avec un taux maximal de 11 ppm, tandis que la station 6 présente la concentration la plus faible, avec un minimum de 1 ppm.

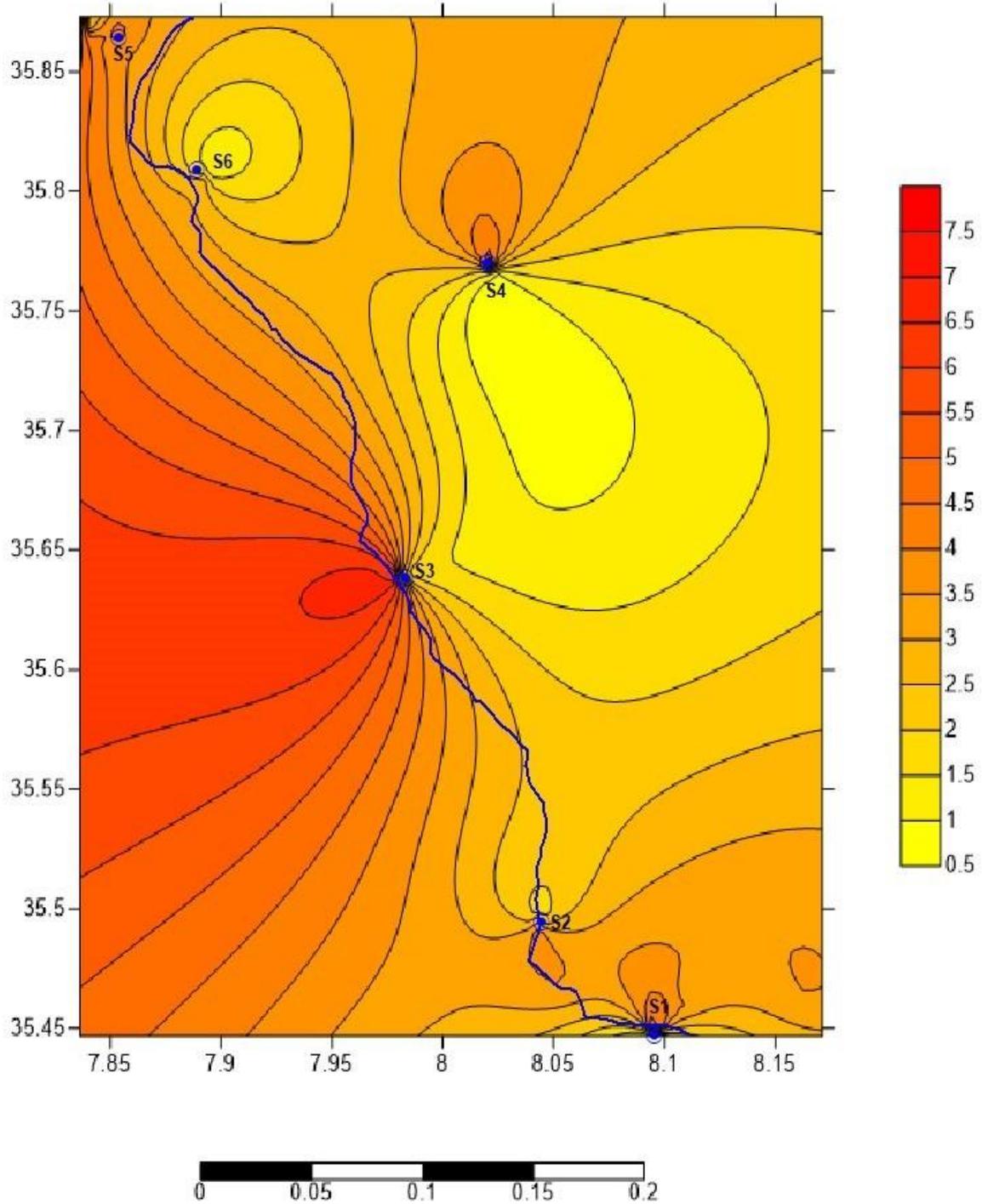


Figure 27. Cartes de contours pour la distribution de Cd dans la zone d'étude

2. Caractérisation floristique et analyse comparative de la diversité végétale dans les stations d'études

2.1. La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 1

2.1.1 La composition floristique dans la station 1

La diversité végétale des familles présentes à la station 1 montre des informations intéressantes sur la répartition de la végétation entre les différentes familles. Notamment, la famille des *Asteraceae* est apparue comme le contributeur dominant, représentant 35.42 % de l'ensemble de la végétation. Elle est suivie de près par la famille des *Poaceae* (16.67 %) et la famille des *Chenopodiaceae* (8.33 %). Ensuite, les familles *Brassicaceae* et *Lamiaceae* représentaient respectivement 6.25 % et 4.17 %. Les autres familles représentaient collectivement 0,259 %, chacune étant représentée par un seul type de plante. Cette répartition met en valeur l'importance des *Asteraceae* dans la flore régionale (Figure 28).

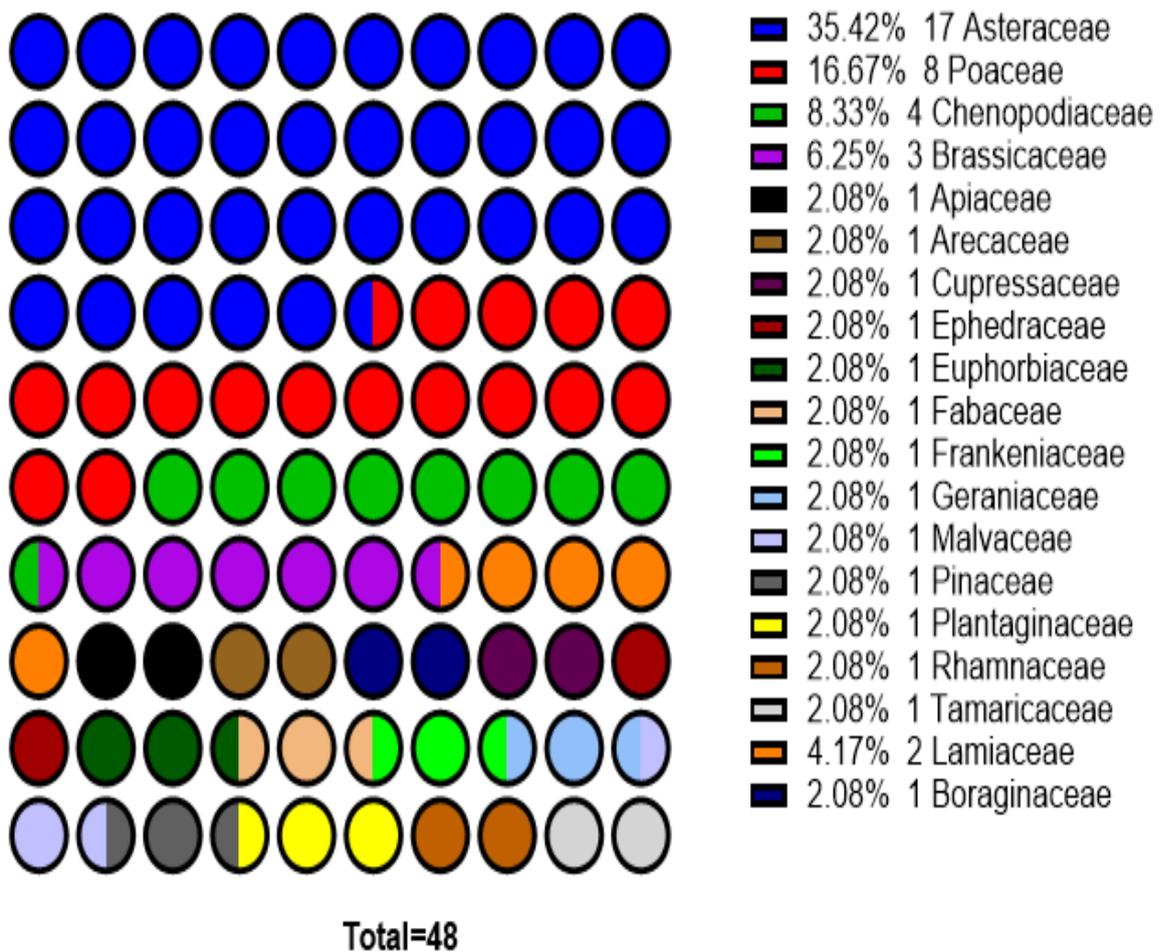


Figure 28. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 1

2.1.2 Composition des espèces végétales dans la station 1

Le tableau 7 présente la répartition des plantes par familles, espèces et type biologique, ainsi que les valeurs relatives à l'Abondance absolue (AA), à l'Abondance relative (AR%) et à l'Occurrence (C%) dans la station 1. Notamment, l'espèce végétale la plus abondante est *Lolium perenne L.*, avec un AA estimé à 399%, un AR à 16,37% et un C à 100%. En ce qui concerne le type biologique, la plupart d'entre elles se trouvent dans les classes Hémicryptophytes et Thérophytes, avec des valeurs de 36,73% et 34,69%, respectivement.

Tableau 7. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans la station 01

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Anacyclus radiatus Lois.</i>	Thérophytes	12	0,59	26,66
	<i>Anvillea radiata L.</i>	Chaméphytes	1	0,05	6,67
	<i>Atractylis caespitosa L.</i>	Hémicryptophytes	33	1,62	20
	<i>Atractylis delicatula L.</i>	Hémicryptophytes	37	1,82	73,33
	<i>Atractylis humilis L.</i>	Hémicryptophytes	111	5,47	40
	<i>Bellis sylvestris Cirillo</i>	Hémicryptophytes	44	2,17	66,66
	<i>Bombycilaena discolor (Pers.) Lainz</i>	Hémicryptophytes	3	0,14	13,33
	<i>Calendula arvensis L.</i>	Thérophytes	59	2,91	73,33
	<i>Carduncellus pinnatus Desf.</i>	Hémicryptophytes	20	0,98	33,33
	<i>Carduus pycnocephalus L.</i>	Thérophytes	1	0,05	6,66
	<i>Carthamus lanatus L.</i>	Thérophytes	3	0,14	6,67
	<i>Echinops spinosus L.</i>	Chaméphytes	1	0,05	6,67
	<i>Hedypnois cretica L.</i>	Thérophytes	11	0,54	33,33
	<i>Onopordum acanthium L.</i>	Hémicryptophytes	35	1,72	40
	<i>Reichardia picroides L.</i>	Thérophytes	25	1,23	33,33
	<i>Scolymus hispanicus L.</i>	Hémicryptophytes	53	2,61	33,33
	<i>Xanthium spinosum L.</i>	Thérophytes	23	1,13	26,67
Poaceae	<i>Arundo donaxi L.</i>	Géophytes	58	2,86	6,67
	<i>Avena fatua L.</i>	Hémicryptophytes	24	1,18	6,67
	<i>Cynodon dactylon L.</i>	Géophytes	3	0,14	6,66
	<i>Hordeum maritimum With</i>	Thérophytes	104	5,13	40
	<i>Oryzopsis miliacea L.</i>	Hémicryptophytes	8	0,39	20
	<i>lagurus ovatus L..</i>	Thérophytes	83	4,09	33,33
	<i>Lolium perenne L.</i>	Hémicryptophytes	339	16,73	100
	<i>Stipa tenacissima L.</i>	Hémicryptophytes	29	1,43	40
Brassicaceae	<i>Eruca vesicaria L. Car.</i>	Thérophytes	44	2,17	53,33
	<i>Moricandia arvensis L.</i>	Hémicryptophytes	62	3,06	53,33
	<i>Sisymurum irio L.</i>	Thérophytes	23	1,13	40
Chenopodiaceae	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	Hémicryptophytes	6	0,29	6,67

	<i>Atriplex halimu L.</i>	Chaméphytes	147	7,25	93,33
	<i>Salsola vermiculata L.</i>	Chaméphytes	26	1,28	46,66
	<i>Spinacia oleracea L.</i>	Thérophytes	129	6,36	60
<i>Lamiaceae</i>	<i>Marrubium vulgare L.</i>	Hémicryptophytes	23	1,13	53,33
	<i>Rosmarinus officinalis L.</i>	Chaméphytes	6	0,29	13,33
<i>Apiaceae</i>	<i>Scandix pecten-veneris L.</i>	Thérophytes	31	1,53	40
<i>Arecaceae</i>	<i>Phoenix dactylifera L.</i>	Mésophanérophytes	23	1,13	20
<i>Boraginaceae</i>	<i>Echium italicum L.</i>	Thérophytes	3	0,14	13,33
<i>Cupressaceae</i>	<i>Juinperus oxycedrus L.</i>	Phanérophytes	13	0,64	26,66
<i>Ephedraceae</i>	<i>Ephedra alata Desf.</i>	Nanophanérophytes	42	2,07	20
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Euphorbia helioscapia L.</i>	Thérophytes	4	0,19	6,66
<i>Fabaceae</i>	<i>Retama ratam Forssk.</i>	Phanérophytes	89	4,39	60
<i>Frankeniaceae</i>	<i>Frankenia Thymifolia Desf.</i>	Chaméphytes	7	0,34	26,66
<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium cicutarium L.</i>	Thérophytes	33	1,62	20
<i>Plantaginaceae</i>	<i>Plantago lenceolata L.</i>	Hémicryptophytes	5	0,24	13,33
<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus halepensis Mill.</i>	Phanérophytes	109	5,38	20
<i>Malvaceae</i>	<i>Malva sylvestris L.</i>	Hémicryptophytes	69	3,40	93,33
<i>Rhamnaceae</i>	<i>Ziziphus lotus L.</i>	Chaméphytes	2	0,09	6,66
<i>Tamaricaceae</i>	<i>Tamarix balansea J.Gay</i>	Phanérophytes	9	0,44	20

2.1.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 1

Le tableau 8 présente des données sur les indicateurs d'espèces, leurs valeurs indicatrices (IndVal), les valeurs p correspondantes et la fréquence (Feq). *Lolium perenne L.* présente une valeur indicatrice élevée (IndVal = 0,67) avec une valeur p significative de 0.001, indiquant une forte association avec les conditions environnementales étudiées, confirmée par sa fréquence relativement élevée (Feq = 38), tandis qu'*Atractylis humilis L.* et *Onopordum acanthium L.* présentent un niveau de signification similaire (IndVal = 0,40, $p < 0,001$). *Lagurus ovatus L.* suit avec un IndVal de 0,33 et *Erodium cicutarium L.* avec 0,17, tous les deux sont statistiquement significatifs.

Tableau 8. Les espèces Indicatrices dans la station 1.

Espèces Indicatrices	IndVal	p value	Feq
<i>Lolium perenne L.</i>	0.67	0.001	38
<i>Atractylis humilis L.</i>	0.40	0.001	6
<i>Onopordum acanthium L.</i>	0.40	0.001	6
<i>lagurus ovatus L.</i>	0.33	0.001	5
<i>Erodium cicutarium L.</i>	0.17	0.029	5

2.1.4. Corrélation entre les propriétés du sol et les espèces indicatrices dans la station 1

L'analyse canonique des correspondances (ACC) révèle des relations entre les espèces

végétales et les paramètres du sol (figure 29). *Lolium perenne L.* présente une corrélation positive avec des niveaux élevés de Cd, Ca, MO et K, ce qui le place en évidence sur le côté positif de la courbe. Parallèlement, *Atriplex halimus L.*, *Onopordum acanthium L.* et *Erodium cicutarium L.* présentent également des corrélations positives avec ces facteurs pédologiques, bien qu'avec une distribution plus dispersée, suggérant des préférences nuancées par rapport à *Lolium perenne L.* Inversement, *Lagurus ovatus L.* présente une corrélation négative, indiquant une préférence pour des conditions pédologiques divergentes par rapport à celles favorisées par les autres espèces.

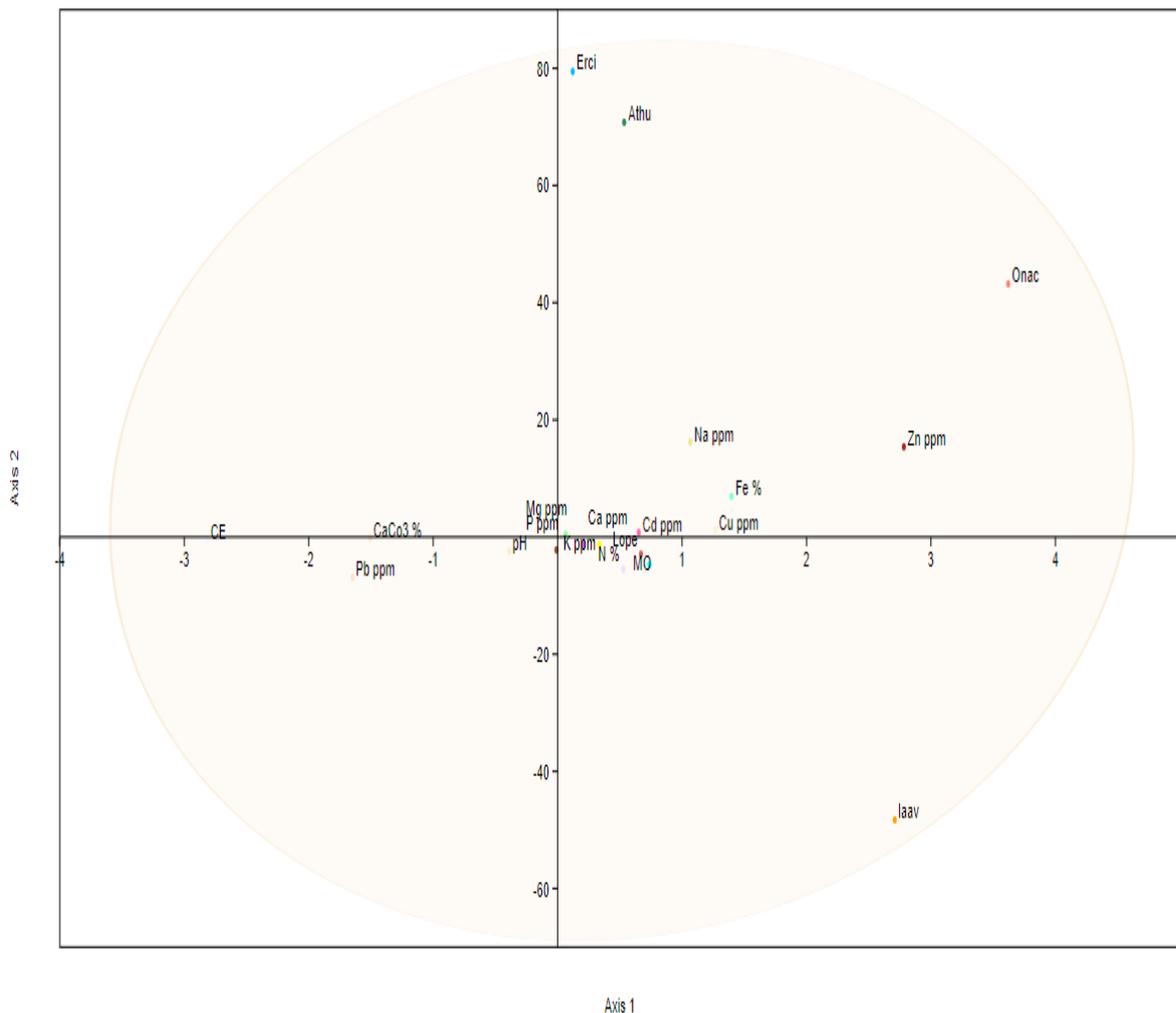


Figure 29. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 1

Les espèces végétales sont représentées par leur nom scientifique (abrégé aux deux premières lettres pour les noms de genre, suivies des deux premières lettres pour les noms d'espèces).

2.2 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 2

2.2.1 La composition floristique dans la station 2

L'inventaire de la végétation de la station 2 a révélé une plus faible diversité par rapport à la station 1, comme le montre le relevé des plantes, qui a identifié un total de 9 familles de plantes. Parmi ces familles, la famille des *Astéraceae* est la plus répandue, représentant 39.13 % de la végétation. Elle est suivie de près par la famille des *Poaceae* avec 17.39 %, la famille des *Brassicaceae* avec 13.04% espèces et la famille des *Chenopodiaceae* avec 8.7% espèces. Les autres familles sont représentées par un seul type de plante. Cette disparité dans la diversité, avec des astéracées dominant la composition végétale.

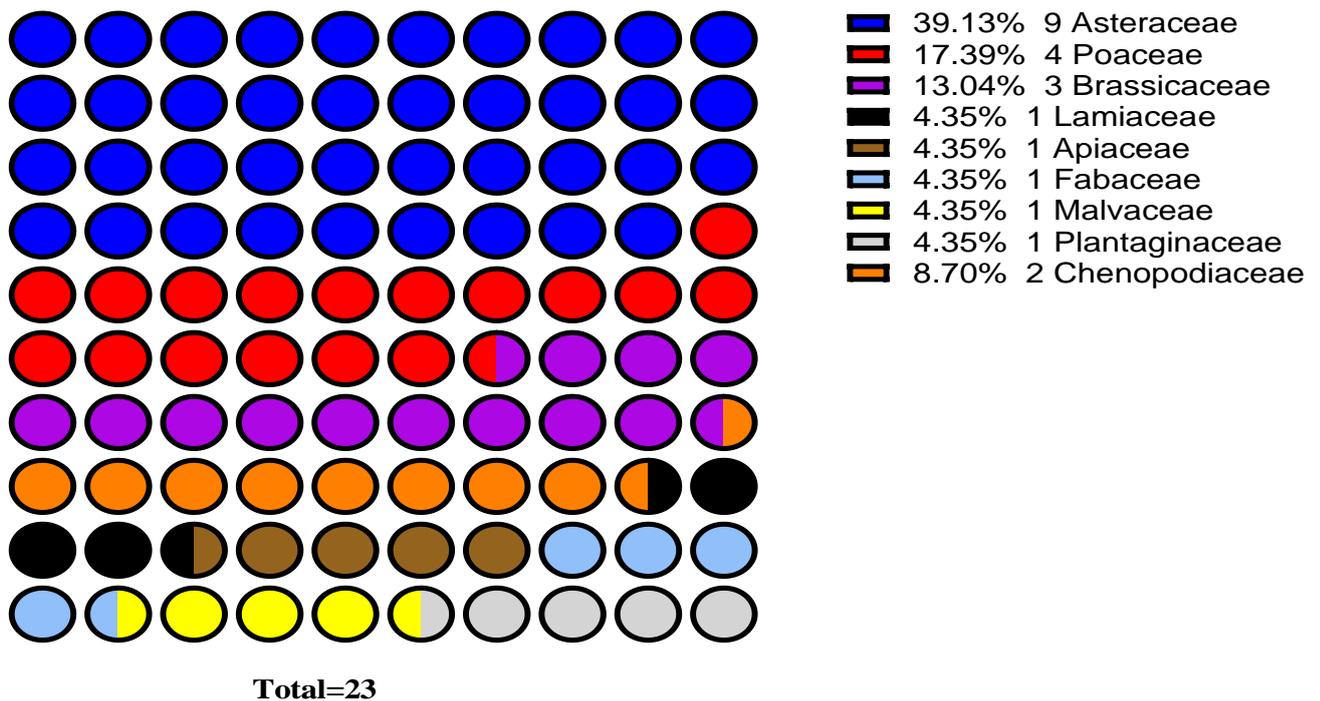


Figure 30. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 2.

2.1.2 Composition des espèces végétales dans la station 2

Le tableau 9 montre la répartition des plantes dans les différentes familles, espèces et type biologique. Il contient des valeurs concernant l'Abondance absolue (AA), l'Abondance relative (AR%) et l'Occurrence (C%) dans la station 2. En ce qui concerne la dominance des types biologiques, les Hémicryptophytes prédominent avec 42,30%, suivis par les Thérophytes avec 34,61%. Par ailleurs, les espèces végétales, *Spinacia oleracea L.* est prédominante avec une valeur AA de 283 %, une valeur AR de 22,02 % et une valeur C de 93,33 %, tandis que *Echinops spinosus L.* présente le pourcentage le plus faible avec une valeur AA de 3 %.

Tableau 9. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans la station 02

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Atractylis caespitosa L.</i>	Hémicryptophytes	10	0,78	20
	<i>Atractylis delicatula L.</i>	Hémicryptophytes	35	2,72	53,33
	<i>Calendula arvensis L.</i>	Thérophytes	76	5,99	53,33
	<i>Carduncellus pinnatus Desf.</i>	Hémicryptophytes	181	14,08	80
	<i>Echinops spinosus L.</i>	Chaméphytes	3	0,23	6,66
	<i>Hedypnois cretica L.</i>	Thérophytes	54	4,20	40
	<i>Reichardia picroides L.</i>	Thérophytes	20	1,55	33,33
	<i>Scirpus lacustris L.</i>	Géophytes	19	1,47	33,33
	<i>Xanthium spinosum L.</i>	Thérophytes	83	6,45	80
Poaceae	<i>Arundo donaxi L.</i>	Géophytes	74	5,75	6,66
	<i>Ampelodesmos mauritanicus Poir.</i>	Hémicryptophytes	40	3,11	40
	<i>Lolium perenne L.</i>	Hémicryptophytes	70	5,44	66,66
	<i>Oryzopsis miliacea L.</i>	Hémicryptophytes	47	3,65	20
Brassicaceae	<i>Eruca vesicaria L. Car.</i>	Thérophytes	30	2,33	26,66
	<i>Moricandia arvensis L.</i>	Hémicryptophytes	26	2,02	33,33
	<i>Sisymurum irio L.</i>	Thérophytes	25	1,94	33,33
Chenopodiaceae	<i>Salsola vermiculata L.</i>	Chaméphytes	28	2,17	40
	<i>Spinacia oleracea L.</i>	Thérophytes	283	22,02	93,33
Apiaceae	<i>Scandix pecten-veneris L.</i>	Thérophytes	10	0,77	40
Fabaceae	<i>Astragalus monspessulanus L.</i>	Hémicryptophytes	114	8,87	33,33
Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare L.</i>	Chaméphytes	26	2,02	20
Malvaceae	<i>Malva sylvestris L.</i>	Hémicryptophytes	19	1,47	33,33
Plantaginaceae	<i>Plantago lenceolata L.</i>	Hémicryptophytes	12	0,93	20

2.1.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 2

Le tableau 10 présente les espèces indicatrices avec leurs IndVal, valeurs p et fréquences (Freq) respectives. *Spinacia oleracea* présente la valeur indicatrice la plus élevée (IndVal = 0,641, $p < 0,001$) avec une fréquence de 23, suivie par *Xanthium spinosum L* avec une IndVal de 0,536 et une fréquence de 21. *Ampelodesmos mauritanicus Poir* présente une IndVal de 0,356 ($p < 0,001$) avec une fréquence de 8. *Astragalus monspessulanus L* et *Carduncellus pinnatus Desf* présentent tous deux des IndVal significatives de 0,3 ($p = 0,002$) et 0,286 ($p = 0,007$) respectivement, avec des fréquences de 5 et 43. Enfin, *Hedypnois cretica L* a une

IndVal de 0,273 (p = 0,014) avec une fréquence de 18.

Tableau 10. Les espèces Indicatrices dans la station 2

Espèces Indicatrices	Indval	P value	Freq
<i>Spinacia oleracea</i>	0.6411003	0.001	23
<i>Xanthium spinosum L.</i>	0.5355372	0.001	21
<i>Ampelodesmos mauritanicus Poir.</i>	0.3555556	0.001	8
<i>Astragalus monspessulanus L.</i>	0.3333333	0.002	5
<i>Carduncellus pinnatus Desf.</i>	0.2856016	0.007	43
<i>Hedypnois cretica L.</i>	0.2734177	0.014	18

2.2.4 Corrélation entre les paramètres du sol et les espèces indicatrices dans la station 2

L'analyse canonique des correspondances (CCA) révèle des associations écologiques distinctes entre les espèces végétales et les paramètres du sol (figure 31). *Spinacia oleracea* est positionnée sur le côté gauche positif de l'axe, indiquant une corrélation positive avec Cd, Cu, MO, Fe, P, N, Mg, K et pH. De même, *Astragalus monspessulanus L.* présente également une corrélation positive avec ces variables du sol, mais semble quelque peu éloigné du groupe *Spinacia oleracea*, ce qui suggère des exigences écologiques potentiellement différentes. Inversement, *Carduncellus pinnatus Desf.*, *Hedypnois cretica L.* et *Xanthium spinosum L.* sont situés sur le côté inférieur négatif de l'axe, indiquant une corrélation négative avec les variables pédologiques mentionnées. Cependant, ils sont dispersés et ne sont pas étroitement regroupés, ce qui suggère des associations plus faibles ou moins spécifiques par rapport à *Spinacia oleracea*.

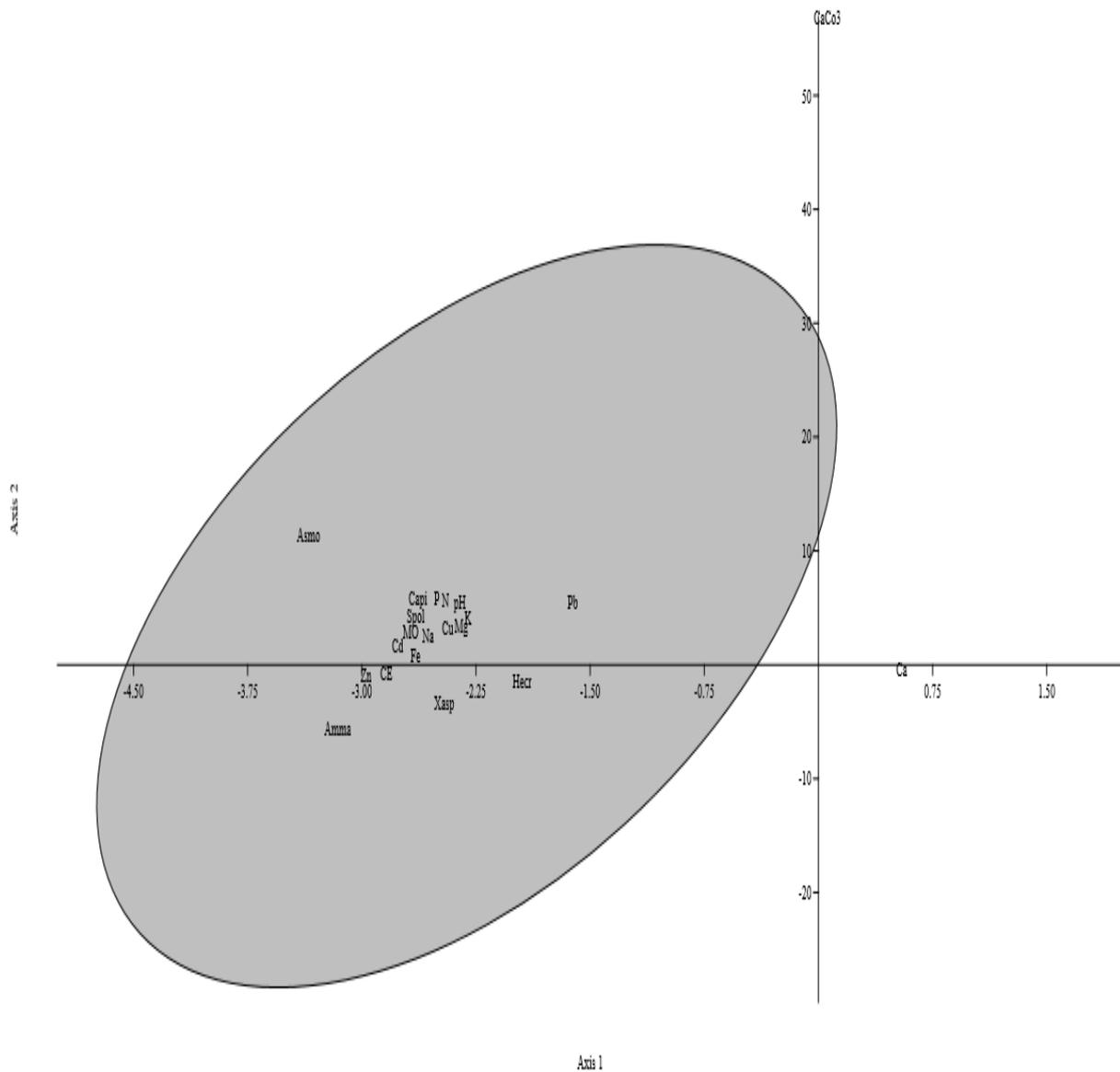


Figure 31. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 2.

2.3 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 3

2.3.1 La composition floristique dans la station 3

La station 3 présente une diversité notable avec la présence de 12 familles de plantes. La dominance est marquée par la prédominance de la famille des *Astéraceae*, qui comprend 28 %. Les familles *Chenopodiaceae* et *Poaceae* comptaient chacune 12%. En outre, les familles *Fabaceae*, *Lamiaceae* et *Apiaceae* étaient représentées par 8% espèces chacune. Les autres familles étaient caractérisées par une seule espèce.

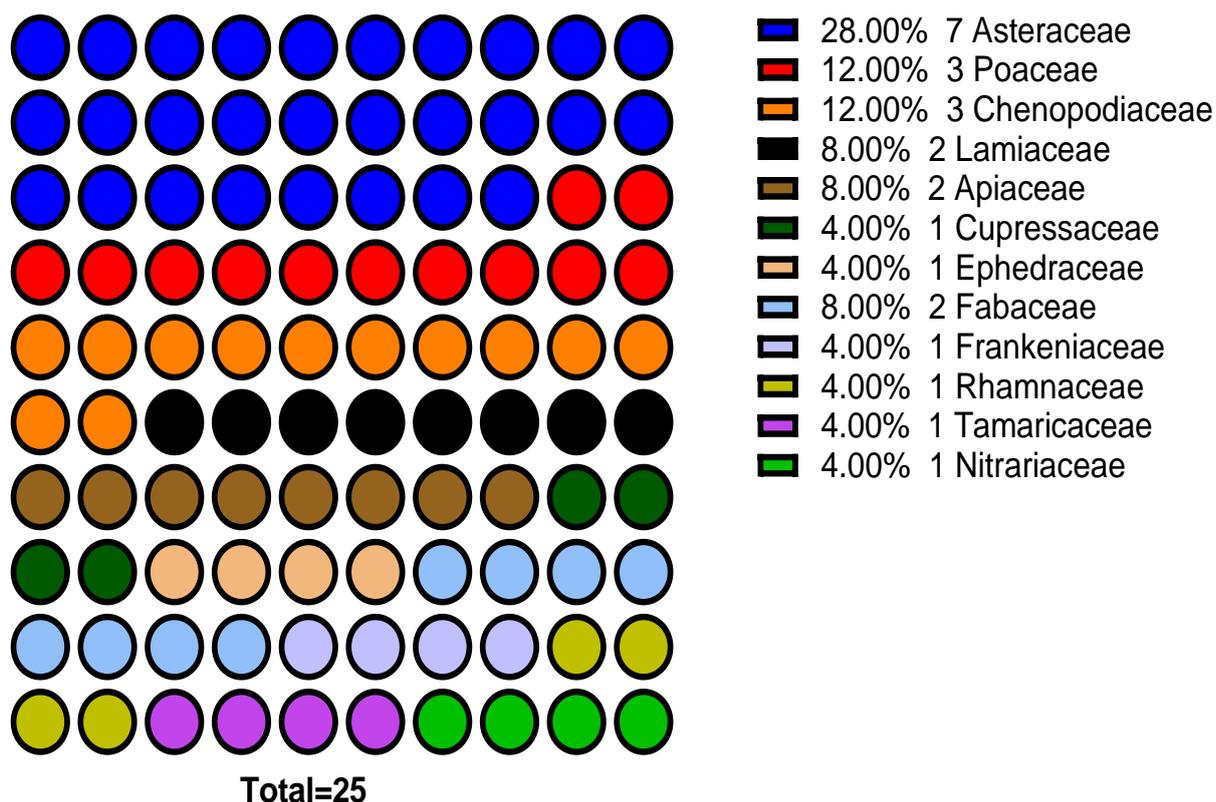


Figure 32. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 3.

2.3.2 Composition des espèces végétales dans la station 3

La distribution des plantes au niveau des familles, les espèces et type biologique sont décrits dans le tableau 11, ainsi que les valeurs correspondantes pour Abondance absolue (AA), Abondance relative (AR%) et Occurrence (C%) dans la station 03. En ce qui est des types biologiques, les Hémicryptophytes et les Chaméphytes sont les plus représentés, avec 30,76 % chacun. Parmi les espèces végétales, *Atriplex halimus* L se montre la plus présente, avec une valeur AA de 330 %, une valeur AR de 26,93 % et un taux d'occurrence de 86.66 % (C), tandis qu'*Ephedra alata* Desf présente le pourcentage le plus faible, avec une valeur AA de 1%.

Tableau 11. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans la station 03

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Atractylis delicatula</i> L.	Hémicryptophytes	24	1,95	53,33
	<i>Carduncellus pinnatus</i> Desf.	Hémicryptophytes	214	17,46	60
	<i>Carthamus lanatus</i> L.	Thérophytes	31	2,53	40
	<i>Hedypnois cretica</i> L.	Thérophytes	8	0,65	33,33
	<i>Reichardia picroides</i> L.	Thérophytes	9	0,73	26,67

	<i>Scolymus hispanicus L.</i>	Hémicryptophytes	84	6,85	80
	<i>Xanthium spinosum L.</i>	Thérophytes	7	0,57	13,33
<i>Poaceae</i>	<i>Oryzopsis miliacea L.</i>	Hémicryptophytes	8	0,65	33,33
	<i>Lolium perenne L.</i>	Hémicryptophytes	45	3,67	46,66
	<i>Stipa tenacissima L.</i>	Hémicryptophytes	25	2,04	20
	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	Chaméphytes	8	0,65	13,33
<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Atriplex halimu L.</i>	Chaméphytes	330	26,93	86,66
	<i>Salsola vermiculata L.</i>	Chaméphytes	39	3,18	53,33
	<i>Astragalus armatus Willd.</i>	Chaméphytes	4	0,32	6,66
<i>Fabaceae</i>	<i>Retama ratam Forssk.</i>	Phanérophytes	136	11,10	80
	<i>Marrubium vulgare L.</i>	Hémicryptophytes	7	0,57	13,33
<i>Lamiaceae</i>	<i>Rosmarinus officinalis L.</i>	Chaméphytes	62	5,06	40
	<i>Daucus carota L.</i>	Hémicryptophytes	12	0,97	26,66
<i>Apiaceae</i>	<i>Scandix pecten-veneris L.</i>	Thérophytes	20	1,63	26,66
	<i>Juinperus oxycedrus L.</i>	Phanérophytes	19	1,55	40
<i>Cupressaceae</i>	<i>Ephedra alata Desf.</i>	Nanophanérophytes	1	0,08	6,66
<i>Frankeniaceae</i>	<i>Frankenia Thymifolia Desf.</i>	Chaméphytes	16	1,30	20
<i>Nitrariaceae</i>	<i>Peganum harmala L.</i>	Chaméphytes	74	6,04	40
<i>Rhamnaceae</i>	<i>Ziziphus lotus L.</i>	Chaméphytes	7	0,57	20
<i>Tamaricaceae</i>	<i>Tamarix balansea J.Gay</i>	Phanérophytes	35	2,85	20

2.3.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 3

Le tableau 12 présente les espèces indicatrices avec leur IndVal, leur P-value et leur fréquence (Freq) respectives. *Atriplex halimus L* présente la valeur indicatrice la plus élevée (IndVal = 0,438, P < 0,001) avec une fréquence de 37. *Daucus carota L* suit avec une IndVal de 0,267 (P = 0,002) et une fréquence de 4. *Carthamus lanatus L* montre une IndVal de 0,221 (P = 0,009) avec une fréquence de 13. Enfin, *Juniperus oxycedrus L* présente une IndVal de 0,203 (P = 0,020) avec une fréquence de 16.

Tableau 12. Les espèces Indicatrices dans la station 3

Espèces Indicatrices	Indval	Pvalue	Freq
<i>Atriplex halimus L.</i>	0.4379085	0.001	37
<i>Daucus carota L.</i>	0.2666667	0.002	4
<i>Carthamus lanatus L.</i>	0.2214286	0.009	13
<i>Juinperus oxycedrus L.</i>	0.2028986	0.020	16

2.3.4. Corrélation entre les paramètres du sol et les espèces indicatrices

Selon l'analyse canonique des correspondances (Figure 33), les deux espèces d'*Atriplex halimus L.* et *Juinperus oxycedrus L.* sont positionnées sur le côté droit positif de l'axe, ce qui indique une corrélation positive avec les variables du sol, notamment MO, CaCO₃, pH, Cd,

Mg et Fe. Cela suggère une préférence pour les conditions de sol riches en ces facteurs. *Carthamus lanatus L.* présente également une corrélation positive similaire mais semble éloignée du groupe *Atriplex halimus L.*, ce qui suggère des différences écologiques potentielles. Inversement, *Daucus carota L.* est situé sur le côté gauche négatif, indiquant une corrélation négative avec les variables de sol mentionnées, ce qui suggère une préférence pour des conditions de sol différentes.

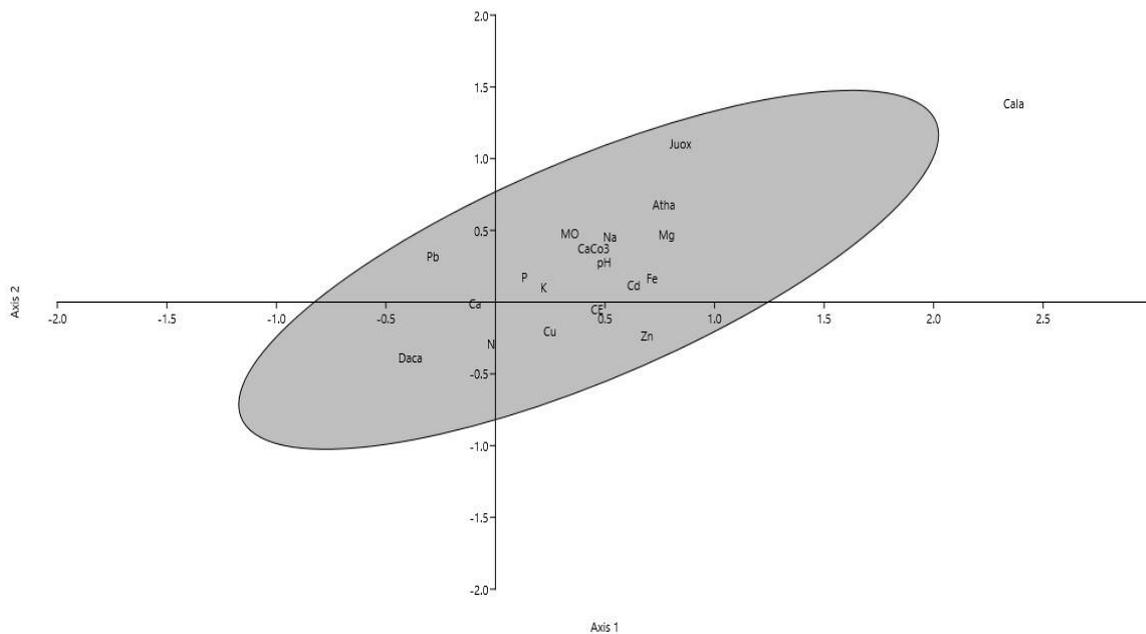


Figure 33. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 3.

2.4. La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 4

2.4.1 La composition floristique

Dans la station 4, la famille des *Astéraceae* contient un ensemble diversifié de 26.67 %. La famille des *Poaceae* prend la deuxième place avec 11.11 %, contribuant ainsi de manière significative à la diversité biologique globale. En outre, les familles *Apiaceae*, *Brassicaceae* et *Chenopodiaceae* 6.67 % comptent chacune trois espèces. En outre, les familles des *Fabaceae* et des *Lamiaceae* présentent une diversité modeste, avec deux espèces chacune (4.44%). Les autres familles sont représentées par une seule espèce de plante, soit un total de 23 familles présentes à la station 4.

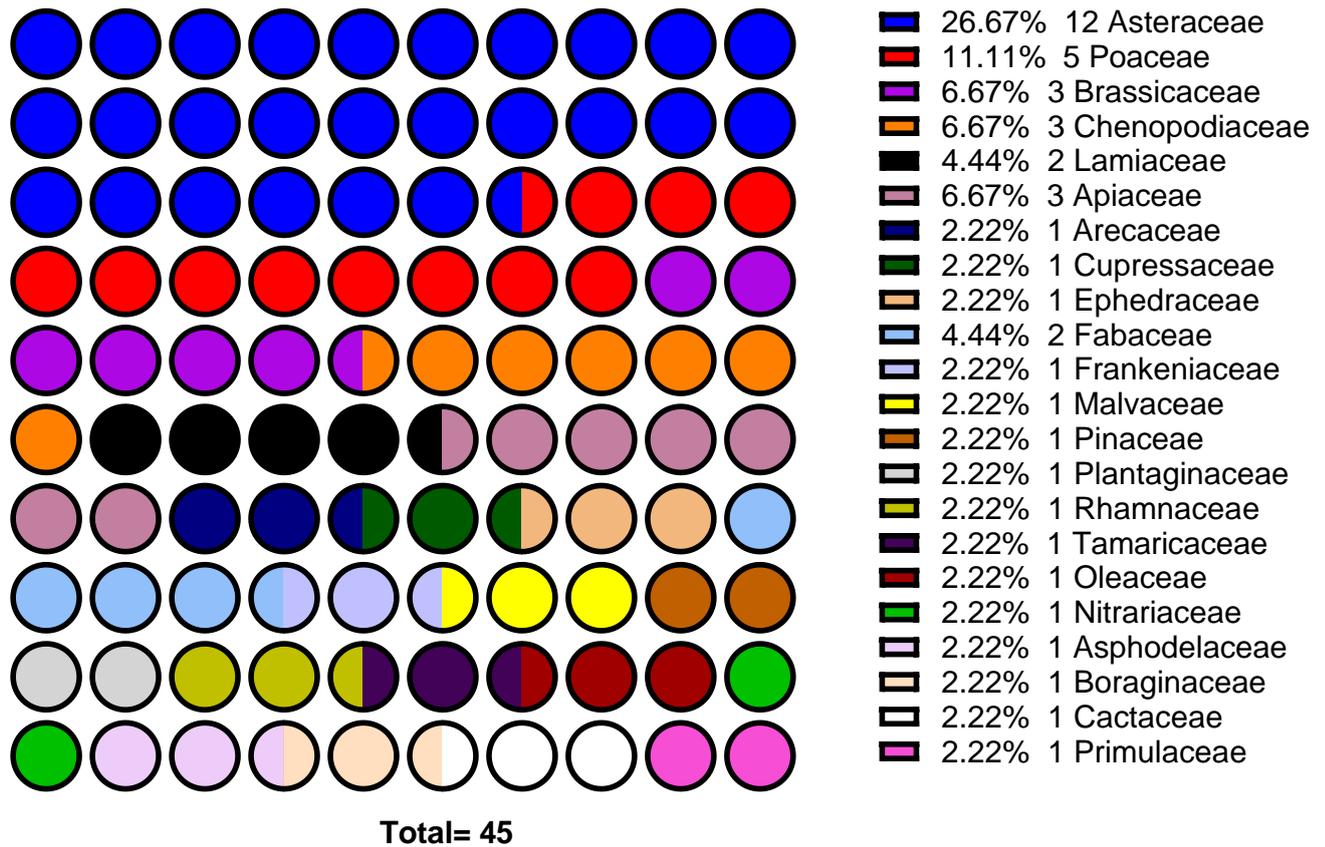


Figure 34. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 4

2.4.2 Composition des espèces végétales dans la station 4

Le tableau 13 présente la dispersion des plantes dans différentes familles, espèces, type biologique et donne des indications sur leur Abondance absolue (AA), leur Abondance relative (AR%) et leur Occurrence (C%) dans la station 4. Au niveau des types biologiques, les Thérophytes apparaissent comme les plus abondants, représentant 30,23%. En ce qui concerne les espèces végétales, *Rosmarinus officinalis* L. est la plus abondante avec une valeur AA de 303, une valeur AR de 2,73 et un taux d'occurrence de 100 % (C).

Tableau 13. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C%) des inventoriées récoltées dans la station 04

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Atractylis delicatula</i> L.	Hémicryptophytes	21	1,57	53,33
	<i>Atractylis caespitosa</i> L.	Hémicryptophytes	17	1,27	66,66
	<i>Asteriscus pygmaeus</i> DC.	Thérophytes	6	0,45	20
	<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	Hémicryptophytes	27	2,02	40
	<i>Bombycilaena discolor</i> (Pers.) Laínz	Hémicryptophytes	6	0,45	20

	<i>Calendula arvensis L.</i>	Thérophytes	15	1,12	26,66
	<i>Carduncellus pinnatus Desf.</i>	Hémicryptophytes	7	0,52	26,66
	<i>Carthamus lanatus L.</i>	Thérophytes	9	0,67	13,33
	<i>Scirpus lacustris L.</i>	Géophytes	29	2,17	46,66
	<i>Reichardia picroides L.</i>	Thérophytes	8	0,60	33,33
	<i>Reichardia tingitana L.</i>	Thérophytes	10	0,75	20
	<i>Scorzonera undulata Vahl</i>	Hémicryptophytes	1	0,07	6,66
Poaceae	<i>Bromus rubens L.</i>	Thérophytes	57	4,27	33,33
	<i>Cynodon dactylon L.</i>	Géophytes	85	6,37	60
	<i>Hordeum maritimum With</i>	Thérophytes	38	2,85	20
	<i>Oryzopsis miliacea L.</i>	Hémicryptophytes	36	2,70	26,67
	<i>Stipa tenacissima L.</i>	Hémicryptophytes	8	0,6	26,66
Apiaceae	<i>Elaeoselinum asclepium L.</i>	Chaméphytes	4	0,3	20
	<i>Eryngium campestre L.</i>	Thérophytes	19	1,42	33,33
	<i>Scandix pecten-veneris L.</i>	Thérophytes	1	0,07	6,66
Brassicaceae	<i>Diploaxis harra Boiss.</i>	Thérophytes	1	0,07	6,66
	<i>Eruca vesicaria L. Car.</i>	Thérophytes	3	0,22	13,33
	<i>Sisymurum irio L.</i>	Thérophytes	4	0,3	13,33
Chenopodiaceae	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	Hémicryptophytes	42	3,15	26,66
	<i>Atriplex halimu L.</i>	Chaméphytes	2	0,15	6,66
	<i>Salsola vermiculata L.</i>	Chaméphytes	7	0,52	26,66
Fabaceae	<i>Astragalus armatus Willd.</i>	Chaméphytes	19	1,42	20
	<i>Retama ratam Forssk.</i>	Phanérophytes	14	1,05	33,33
Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis L.</i>	Chaméphytes	303	22,73	100
	<i>Marrubium vulgare L.</i>	Hémicryptophytes	77	5,77	80
Arecaceae	<i>Phoenix dactylifera L.</i>	Mésophanérophytes	20	1,50	40
Asphodelaceae	<i>Aloe africana L.</i>		3	0,22	13,33
Amaranthaceae	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	Chaméphytes	85	6,37	60
Boraginaceae	<i>Echium pycnanthum Pomel.</i>	Hémicryptophytes	26	1,95	33,33
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica L.</i>	Chaméphytes	18	1,35	26,67
Cupressaceae	<i>Juinperus oxycedrus L.</i>	Phanérophytes	13	0,97	33,33
Ephedraceae	<i>Ephedra alata Desf.</i>	Nanophanérophytes	11	0,82	26,66
Frankeniaceae	<i>Frankenia Thymifolia Desf.</i>	Chaméphytes	9	0,67	20
Malvaceae	<i>Malva sylvestris L.</i>	Hémicryptophytes	14	1,05	20
Nitrariaceae	<i>Peganum harmala L.</i>	Chaméphytes	142	10,65	100
Oleaceae	<i>Olea europaea L.</i>	Phanérophytes	4	0,3	20
Pinaceae	<i>Pinus halepensis Mill.</i>	Phanérophytes	156	11,70	93,33
Plantaginaceae	<i>Globularia alypium L.</i>	Chaméphytes	4	0,3	6,66
Primulaceae	<i>Anagallis arvensi L.</i>	Anagallis arvensi	15	1,12	40
Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus L.</i>	Chaméphytes	17	1,27	46,67
Tamaricaceae	<i>Tamarix balansea J.Gay</i>	Phanérophytes	5	0,37	20

2.4.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 4

Le tableau 14 présente les espèces indicatrices dans la station 4. *Rosmarinus officinalis L* présente la valeur indicatrice la plus élevée (IndVal = 0,783, $P < 0,001$) avec une fréquence de 25, suivie par *Pinus halepensis Mill* avec une IndVal de 0,562 ($P < 0,001$) et une fréquence de 18. *Peganum harmala L* et *Arthrocnemum indicum Will* présentent des IndVal significatives de 0,429 et 0,421 respectivement ($P < 0,001$ dans les deux cas), avec des fréquences de 34 et 18. *Echium pycnanthum Pomel.* et *Eryngium campestre L.* présentent tous deux une IndVal de 0,333 ($P = 0,002$ et $P < 0,001$ respectivement). En outre, *Marrubium vulgare L.* présente une IndVal de 0,310 ($P = 0,006$) avec une fréquence de 32, tandis qu'*Opuntia ficus-indica L.* a une IndVal de 0,267 ($P = 0,005$) et une fréquence de 4. *Scirpus lacustris L* présente une IndVal de 0,229 ($P = 0,009$) avec une fréquence de 14, et *Elaeoselinum asclepium L* démontre une IndVal de 0,200 ($P = 0,031$) avec une fréquence de 3. Enfin, *Ziziphus lotus L* et *Astragalus armatus Willd* ont des IndVal de 0,198 ($P = 0,035$) et 0,165 ($P = 0,041$) respectivement.

Tableau 14. Les espèces Indicatrices dans la station 4

Espèces Indicatrices	Indval	Pvalue	Freq
<i>Rosmarinus officinalis L.</i>	0.7829457	0.001	25
<i>Pinus halepensis Mill.</i>	0.5620072	0.001	18
<i>Peganum harmala L.</i>	0.4290030	0.001	34
<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	0.4210526	0.001	18
<i>Echium pycnanthum Pomel.</i>	0.3333333	0.002	5
<i>Eryngium campestre L.</i>	0.3333333	0.001	5
<i>Marrubium vulgare L.</i>	0.3095477	0.006	32
<i>Opuntia ficus-indica L.</i>	0.2666667	0.005	4
<i>Scirpus lacustris L.</i>	0.2293785	0.009	14
<i>elaeoselinum asclepium L.</i>	0.2000000	0.031	3
<i>Ziziphus lotus L.</i>	0.1983333	0.035	19
<i>Astragalus armatus Willd.</i>	0.1652174	0.041	4

2.4.4 Corrélation entre les paramètres du sol et les espèces indicatrices

La figure 35 représente l'analyse canonique des correspondances (ACC), l'espèce végétale *Astragalus armatus Willd* est positionnée sur le côté droit de l'axe horizontal, tandis que Cd, Mg, Ce et N sont également positionnés sur le même axe, mais dans la partie inférieure. Cela suggère une corrélation positive entre *Astragalus armatus Willd* et ces variables du sol. Inversement, *Marrubium vulgare L* est situé sur le côté gauche de l'axe négatif avec Zn, pH et

CaCO₃, ce qui indique une corrélation négative avec ces variables du sol. En outre, *Elaeoselinum asclepium* L. est également positionné sur le côté gauche négatif, avec *Scirpus lacustris* L., ce qui indique une corrélation négative partagée avec les variables pédologiques considérées.

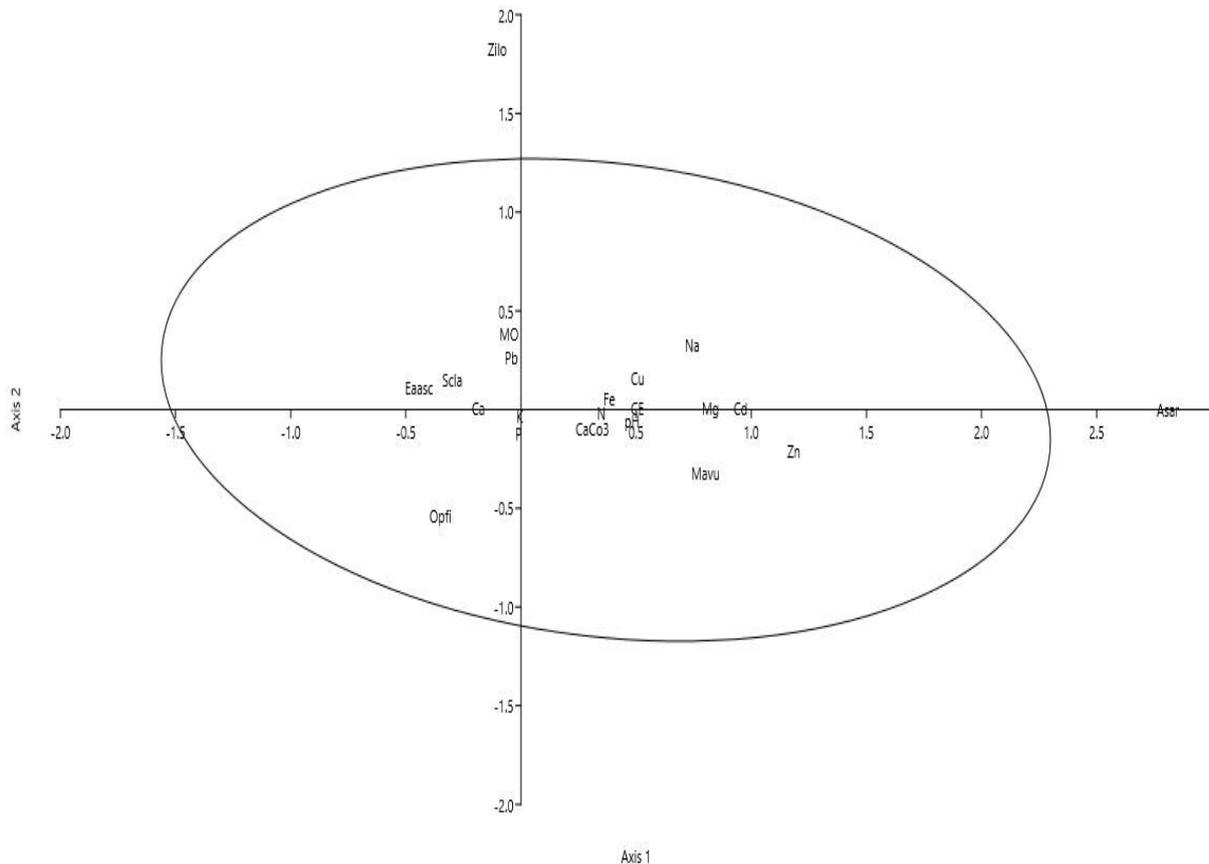


Figure 35. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 4.

2.5. La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 5

2.5.1 La composition floristique dans la station 5

Dans la station 5, on a identifié un total de 17 familles. La famille des *Asteraceae* dominait avec 37.14 %, suivie par la famille des *Poaceae* avec 11.43%, la famille des *Chenopodiaceae* avec 8.75 % et la famille des *Lamiaceae* avec 5.71 %. Les autres familles étaient représentées par une seule espèce. Cette diversité souligne la richesse écologique de la station 5.

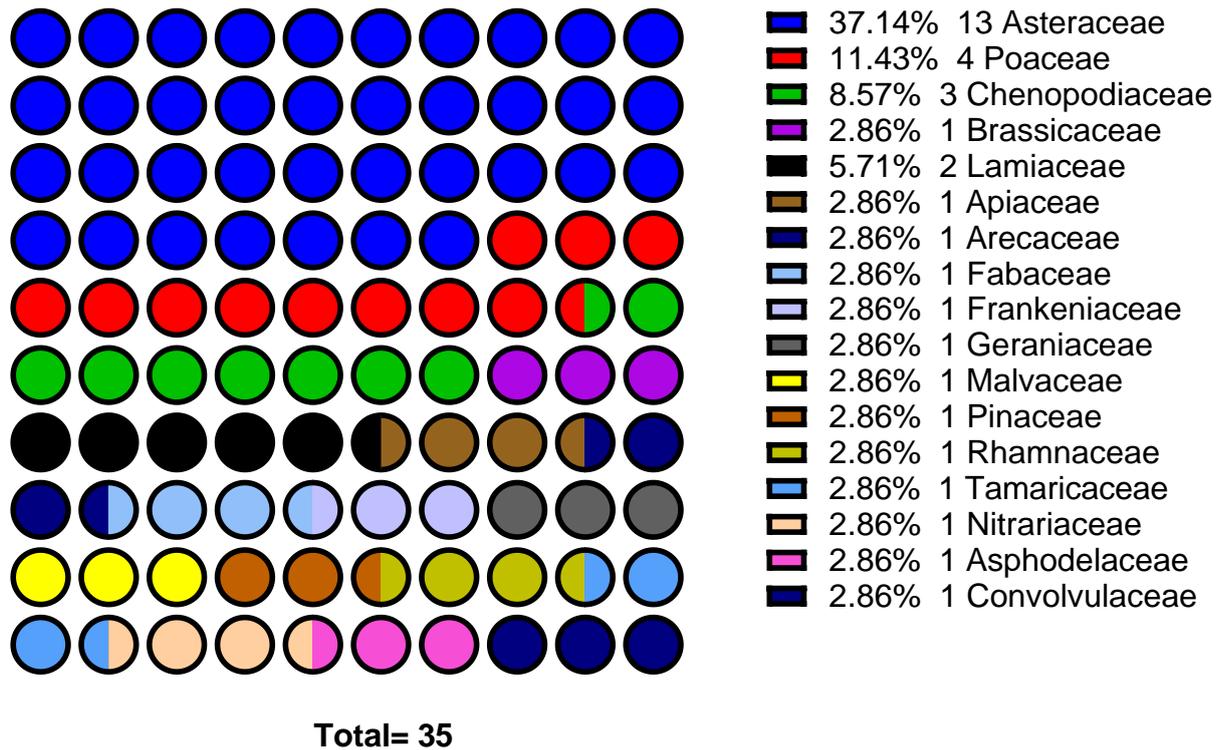


Figure 36. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 5.

2.5.2 Composition des espèces végétales dans la station 5

Le tableau 15 présente la distribution des plantes par familles, espèces, type biologique avec des données sur l'Abondance absolue (AA), l'Abondance relative (AR%) et l'Occurrence (C%) dans la station 5. L'abondance est notable pour *Arenaria* sp et *Retama ratam Forssk* avec des valeurs AA de 138 et 131, respectivement. En ce qui concerne le type biologique, les Hémicryptophytes prédominent avec un pourcentage de prévalence de 34,28%.

Tableau 15. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C%) des inventoriées récoltées dans la station 05

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Anvillea radiata L.</i>	Chaméphytes	11	0,95	20
	<i>Asteriscus pygmaeus DC.</i>	Thérophytes	1	0,08	6,66
	<i>Atractylis caespitosa L.</i>	Hémicryptophytes	18	1,56	40
	<i>Atractylis delicatula L.</i>	Hémicryptophytes	21	1,82	13,33
	<i>Bellis sylvestris Cirillo</i>	Hémicryptophytes	1	0,08	6,66
	<i>Bombycilaena discolor (Pers.) Laínz</i>	Hémicryptophytes	9	0,78	13,33
	<i>Calendula arvensis L.</i>	Thérophytes	11	0,95	26,66
	<i>Carduncellus pinnatus Desf.</i>	Hémicryptophytes	20	1,73	26,66
	<i>Carthamus lanatus L.</i>	Thérophytes	12	1,04	20

	<i>Reichardia picroides L.</i>	Thérophytes	4	0,34	13,33
	<i>Scolymus hispanicus L.</i>	Hémicryptophytes	55	4,77	20
	<i>Scirpus lacustris L.</i>	Géophytes	12	1,04	13,33
	<i>Xanthium spinosum L.</i>	Thérophytes	10	0,86	20
Poaceae	<i>Bromus rubens L.</i>	Thérophytes	80	6,93	33,33
	<i>Cynodon dactylon L.</i>	Géophytes	5	0,43	13,33
	<i>Lolium perenne L.</i>	Hémicryptophytes	18	1,56	20
	<i>Stipa tenacissima L.</i>	Hémicryptophytes	53	4,59	80
Chenopodiaceae	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	Hémicryptophytes	23	1,99	40
	<i>Atriplex halimu L.</i>	Chaméphytes	128	11,10	40
	<i>Salsola vermiculata L.</i>	Chaméphytes	114	9,88	60
Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare L.</i>	Hémicryptophytes	82	7,11	46,66
	<i>Teucrium polium L.</i>	Chaméphytes	5	0,43	13,33
Arecaceae	<i>Phoenix dactylifera L.</i>	Mésophanérophytes	3	0,26	20
Brassicaceae	<i>Eruca vesicaria L. Car.</i>	Thérophytes	2	0,17	13,33
Caryophyllaceae	<i>Arenaria sp</i>		138	11,96	60
Convolvulaceae	<i>Convolvulus lineatus L.</i>	Chaméphytes	35	3,03	26,67
Fabaceae	<i>Retama ratam Forssk.</i>	Phanérophytes	131	11,36	100
Frankeniaceae	<i>Frankenia Thymifolia Desf.</i>	Chaméphytes	22	1,90	26,66
Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium L.</i>	Thérophytes	6	0,520	13,33
Pinaceae	<i>Pinus halepensis Mill.</i>	Phanérophytes	2	0,17	6,66
Plumbaginaceae	<i>limonium vulgare Mill.</i>	Hémicryptophytes	69	5,98	60
Malvaceae	<i>Malva sylvestris L.</i>	Hémicryptophytes	13	1,12	13,33
Nitrariaceae	<i>Peganum harmala L.</i>	Chaméphytes	96	8,32	66,66
Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus L.</i>	Chaméphytes	13	1,12	46,66
Tamaricaceae	<i>Tamarix balansea J.Gay</i>	Phanérophytes	2	0,17	13,33

2.5.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 5

Le tableau 16 présente les espèces indicatrices avec leur IndVal, leur valeur P et leur fréquence (Freq) dans la station 5. *Arenaria sp* présente une IndVal de 0,436 ($P < 0,001$) avec une fréquence de 12, suivie par *Salsola vermiculata L.* avec une IndVal de 0,389 ($P < 0,001$) et une fréquence de 12. *Retama ratam Forssk* présente une IndVal significative de 0,322 ($P = 0,002$) avec une fréquence de 45, tandis que *Convolvulus lineatus L* présente une IndVal de 0,267 ($P = 0,002$) avec une fréquence de 4.

Tableau 16. Les espèces végétales les plus représentatives dans station 5

Espèces Indicatrices	Indval	Pvalue	Freq
<i>Arenaria sp</i>	0.4357895	0.001	12
<i>Salsola vermiculata L.</i>	0.3887324	0.001	12

<i>Retama ratam Forssk.</i>	0.3218673	0.002	45
<i>Convolvulus lineatus L.</i>	0.2666667	0.002	4

2.5.4 Corrélation entre les paramètres du sol et les espèces indicatrices

La figure 37 présente l'analyse canonique des correspondances (CCA), *Convolvulus lineatus L.* et *Salsola vermiculata L.* sont regroupés sur le côté droit positif, ce qui indique une corrélation positive avec le Fe et le Pb. Inversement, *Retama ratam Forssk* est positionné sur le côté droit négatif, suggérant une relation inverse avec Cd, Cu, Zn, Ce, Na, Mg, pH et Caco3. En outre, *Arenaria sp* se situe sur le côté gauche négatif, ce qui dénote également une corrélation négative.

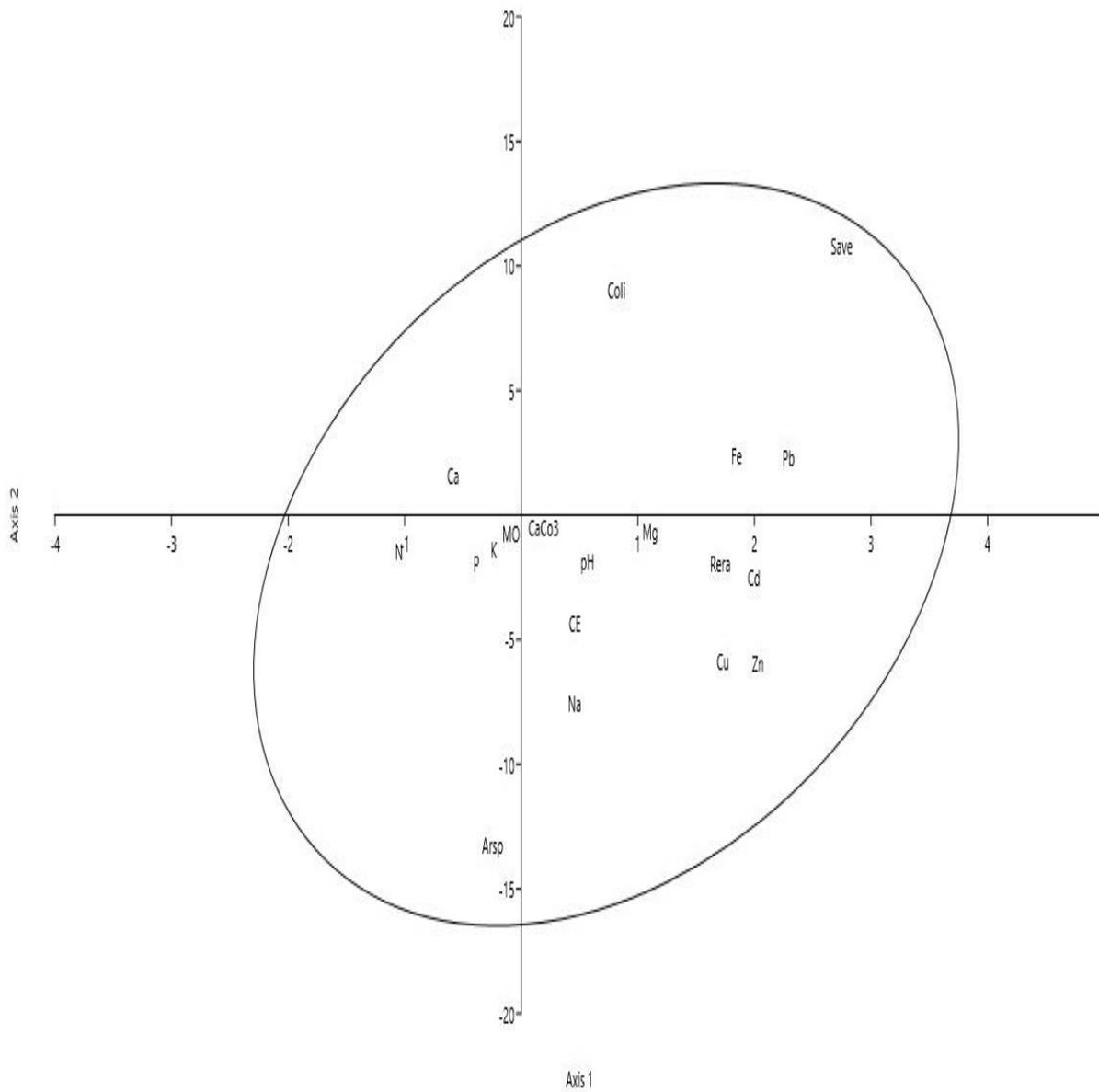
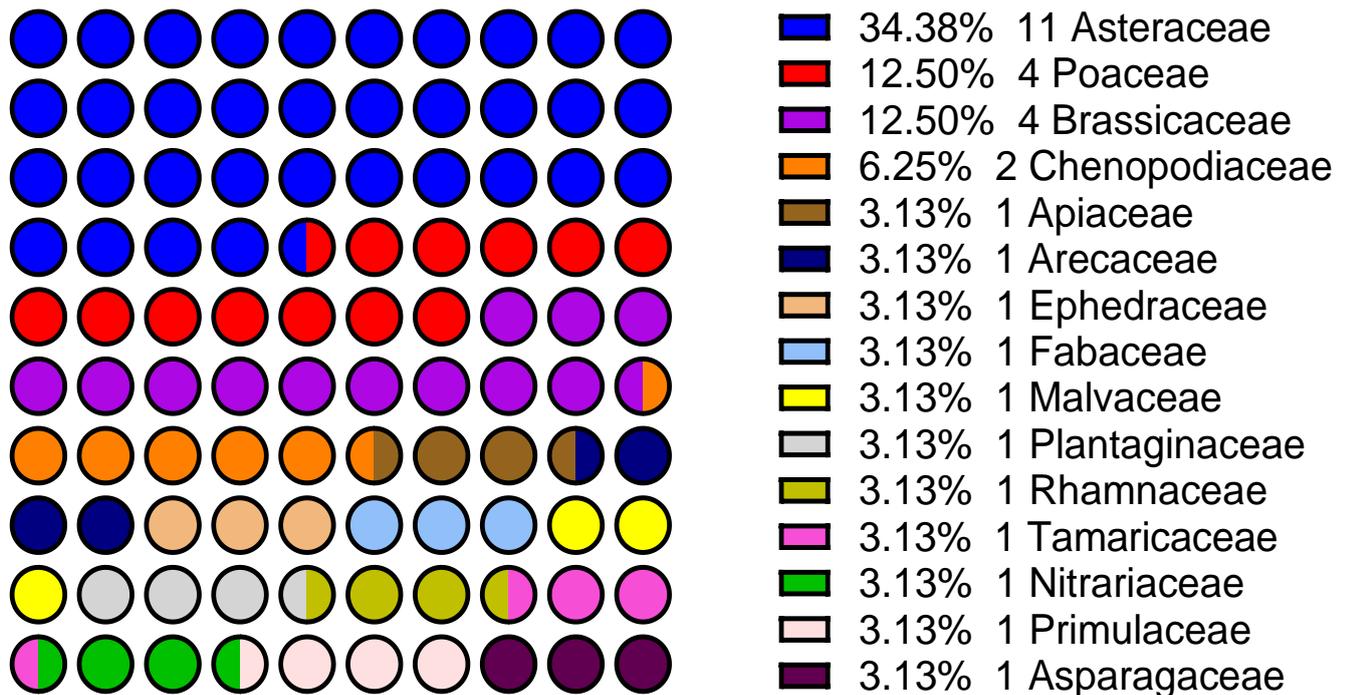


Figure 37. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 5.

2.6 La composition floristique et l'analyse de la diversité dans la station 6

2.6.1 La composition floristique dans la station 6

Une présence de 17 familles de plantes a été observée dans la station 6. La famille des *Astéraceae* est dominante, avec 34.38 %, suivie de la famille des *Brassicaceae* avec 12.5 % et de la famille des *Poaceae* avec 12.5 %. En outre, la famille des *Chenopodiaceae* comptait 6.25%. Les autres familles étaient représentées par un seul type de plante (figure 38).



Total=32

Figure 38. Répartition globale de la richesse spécifique par famille dans la station 6.

2.6.2 Composition des espèces végétales dans la station 6

Le tableau 17 montre la répartition des plantes entre les familles et les espèces, type biologique, les valeurs correspondantes pour Abondance absolue (AA), Abondance relative (AR%) et Occurrence (C%) dans la station 06. On observe une prédominance des hémicryptophytes avec un taux de prévalence de 34,28%. En ce qui concerne les espaces végétaux, *Bellis sylvestris* Cirillo présente une abondance notable, avec une valeur AA de 286% et une valeur AR de 17,99 %.

Tableau 17. Abondance absolue (AA), abondance relative (AR%) et occurrence (C %) des inventoriées récoltées dans la station 06

Famille	Espèce	Type biologique	AA%	AR%	C%
Asteraceae	<i>Anacyclus radiatus</i> Lois.	Thérophytes	15	0,94	40
	<i>Anvillea radiata</i> L.	Chaméphytes	13	0,81	20
	<i>Artemisia herba-alba</i> Asso	Chaméphytes	74	4,65	93,33
	<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	Hémicryptophytes	286	17,99	100
	<i>Bombycilaena discolor</i> (Pers.) Láinz	Hémicryptophytes	5	0,31	13,33
	<i>Calendula arvensis</i> L.	Thérophytes	34	2,13	60
	<i>Carduncellus pinnatus</i> Desf.	Hémicryptophytes	46	2,89	60
	<i>Echinops spinosus</i> L.	Chaméphytes	53	3,33	40
	<i>Hedynois cretica</i> L.	Thérophytes	7	0,44	20
	<i>Hertia cheirifolia</i> L.	Hémicryptophytes	1	0,06	6,66
	<i>Reichardia tingitana</i> L.	Thérophytes	28	1,76	40
	<i>Scolymus hispanicus</i> L.	Hémicryptophytes	182	11,45	80
Brassicaceae	<i>Diploaxis harra</i> Boiss.	Thérophytes	22	1,38	33,33
	<i>Eruca vesicaria</i> L. Car.	Thérophytes	96	6,04	73,33
	<i>Moricandia arvensis</i> L.	Hémicryptophytes	128	8,05	73,33
	<i>Sisymurum irio</i> L.	Thérophytes	30	1,88	33,33
Poaceae	<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> Poir.	Hémicryptophytes	5	0,31	6,66
	<i>Hordeum maritimum</i> With	Thérophytes	139	8,74	60
	<i>Lolium perenne</i> L.	Hémicryptophytes	33	2,07	20
	<i>Stipa tenacissima</i> L.	Hémicryptophytes	48	3,02	73,33
Chenopodiaceae	<i>Atriplex halimu</i> L.	Chaméphytes	52	3,27	20
	<i>Arthrocnemum indicum</i> Willd.	Hémicryptophytes	1	0,06	6,66
Apiaceae	<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Thérophytes	36	2,26	53,33
Areceae	<i>Phoenix dactylifera</i> L.	Mésophanérophytes	1	0,06	6,66
Ephedraceae	<i>Ephedra alata</i> Desf.	Nanophanérophytes	19	1,19	33,33
Fabaceae	<i>Retama ratam</i> Forssk.	Phanérophytes	28	1,76	20
Malvaceae	<i>Malva sylvestris</i> L.	Hémicryptophytes	114	7,17	60
Nitrariaceae	<i>Peganum harmala</i> L.	Chaméphytes	9	0,56	20
Plantaginaceae	<i>Plantago lenceolata</i> L.	Hémicryptophytes	19	1,19	20
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Anagallis arvensis	63	3,96	46,66
Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus</i> L.	Chaméphytes	1	0,06	6,66
Tamaricaceae	<i>Tamarix balansea</i> J.Gay	Phanérophytes	1	0,06	6,66

2.6.3. Analyse des espèces Indicatrices (IndVal) dans la station 6

Le tableau 18 présente les espèces indicatrices avec leur IndVal, P-value et fréquence (Freq) respectives. *Artemisia herba-alba* Asso présente la valeur indicatrice la plus élevée (IndVal = 0,897, $P < 0,001$) avec une fréquence de 16, suivie par *Bellis sylvestris* Cirillo avec une IndVal de 0,799 ($P < 0,001$) et une fréquence de 32. *Eruca vesicaria* L. Car présente une IndVal de 0,402 ($P < 0,001$) avec une fréquence de 26, tandis que *Scolymus hispanicus* L.

présente une IndVal de 0,377 ($P < 0,001$) avec une fréquence de 32. *Anagallis arvensis L.* et *Echinops spinosus L.* présentent tous deux des IndVal significatives de 0,377 et 0,372 respectivement ($P < 0,001$ dans les deux cas), avec des fréquences de 13 et 8. En outre, *Moricandia arvensis L.* présente une IndVal de 0,368 ($P < 0,001$) avec une fréquence de 27, tandis que *Diplotaxis harra Boiss* a une IndVal de 0,319 ($P = 0,002$) avec une fréquence de 6. En plus, *Malva sylvestris L.* et *Hordeum maritimum With* ont des valeurs indicielles de 0,299 et 0,297 respectivement, avec des fréquences de 33 et 18. Enfin, *Reichardia tingitana L.* et *Anacyclus radiatus Lois* ont des IndVal de 0,287 et 0,222 respectivement ($p = 0,002$ et 0,010), avec des fréquences de 9 et 10.

Tableau 18. Les espèces végétales les plus représentatives dans station 6

Espèces Indicatrices	indval	pvalue	freq
<i>Artemisia herba-alba Asso</i>	0.8969697	0.001	16
<i>Bellis sylvestris Cirillo</i>	0.7988827	0.001	32
<i>Eruca vesicaria L. Car.</i>	0.4022857	0.001	26
<i>Scolymus hispanicus L.</i>	0.3772021	0.001	32
<i>Anagallis arvensis L.</i>	0.3769231	0.001	13
<i>Echinops spinosus L.</i>	0.3719298	0.001	8
<i>Moricandia arvensis L.</i>	0.3681046	0.001	27
<i>Diplotaxis harra Boiss.</i>	0.3188406	0.002	6
<i>Malva sylvestris L.</i>	0.2986900	0.004	33
<i>Hordeum maritimum With</i>	0.2967972	0.002	18
<i>Reichardia tingitana L.</i>	0.2871795	0.002	9
<i>Anacyclus radiatus Lois.</i>	0.2222222	0.010	10

2.6.4 Corrélation entre les paramètres du sol et les espèces indicatrices

L'analyse canonique des correspondances (CCA) révèle des associations écologiques distinctes entre les espèces végétales et les paramètres du sol (figure 39). *Diplotaxis harra Boiss* présente une corrélation positive avec le Cd et le Fe, positionnée sur le côté droit positif du graphique. De même, *Malva sylvestris L.*, *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana L.* et *Anagallis arvensis L.* sont regroupés sur le côté droit positif, ce qui suggère des préférences écologiques similaires. *Moricandia arvensis L.* est positionné sur l'axe vertical positif, particulièrement associé à Ca, ce qui indique une niche écologique unique. Inversement, *Echinops spinosus L.* est positionné seul sur le côté gauche négatif, suggérant des préférences écologiques différentes de celles des autres espèces.

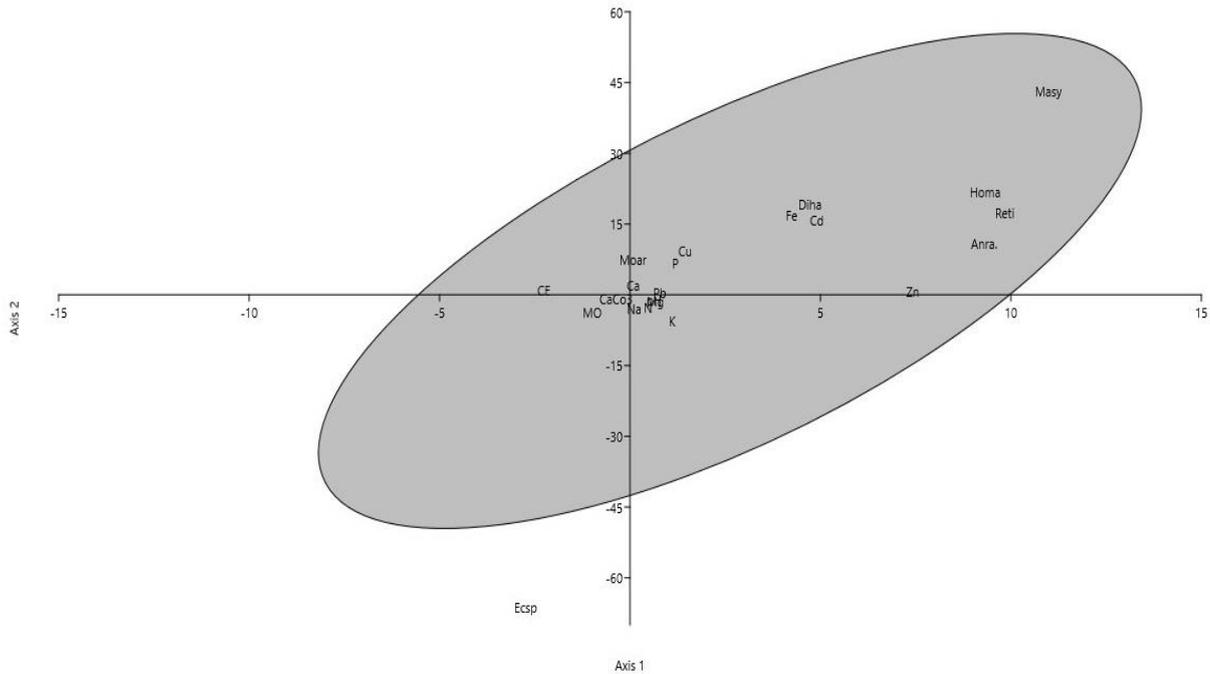


Figure 39. Analyse canonique des correspondances (CCA) dans la station 6.

3. Caractérisation et diversité végétale entre les six stations d'étude.

Le tableau 19 présente la diversité végétale dans les six stations d'étude, avec 28 familles au total ayant 75 espèces. Les *Astéracées* sont la famille la plus répandue, avec 23 espèces, y compris des représentants majeurs tels que *Calendula arvensis L.* et *Carduncellus pinnatus Desf.*, que l'on retrouve dans les six stations. Les *Poaceae* suivent avec 10 espèces, notamment *Stipa tenacissima*, abondante dans toutes les stations sauf la station 2. Les *Brassicaceae* sont représentées par 5 espèces, et les *Chenopodiaceae*, avec 4 espèces, démontrent une présence robuste dans toutes les stations, en particulier avec trois espèces *Arthrocnemum indicum Willd.*, *Atriplex halimu L.* et *Salsola vermiculata L.* Les *Apiacées* avec 4 espèces parmi lesquelles *Scandix pecten-veneris L.* présentes dans toutes les stations. D'autres familles, telles que les *Fabaceae*, les *Lamiaceae* et les *Plantaginaceae*, présentent une importance écologique, avec chacune 3 espèces. Les *Brangiaceae* sont représentées par deux espèces, tandis que les autres familles contribuent à une seule espèce chacune. Ces résultats montrent la richesse écologique de la zone d'étude et constituent des éléments cruciaux pour la recherche écologique et la conservation de la biodiversité.

Tableau 19. Liste systématique des espèces inventoriées dans les six stations d'étude, (+) présence, (-) absence. Les stations sont représentées par la lettre S suivie du numéro de séquence (S1, S2, S3, S4, S5, S6).

Famille	Espèce	N	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Asteraceae	<i>Anacyclus radiatus</i> Lois.	1	+	-	-	-	-	+
	<i>Anvillea radiata</i> L.	2	+	-	-	-	+	+
	<i>Artemisia herba-alba</i> Asso	3	-	-	-	-	-	+
	<i>Asteriscus pygmaeus</i> DC.	4	-	-	-	+	+	-
	<i>Atractylis caespitosa</i> L.	5	+	-	-	+	+	-
	<i>Atractylis humilis</i> L.	6	+	-	-	-	-	-
	<i>Atractylis delicatula</i> L.	7	+	+	+	+	+	-
	<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	8	+	-	-	+	+	+
	<i>Bombycilaena discolor</i> (Pers.) Lainz	9	+	-	-	+	+	+
	<i>Calendula arvensis</i> L.	10	+	+	+	+	+	+
	<i>Carduncellus pinnatus</i> Desf.	11	+	+	+	+	+	+
	<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	12	+	-	-	-	-	-
	<i>Carthamus lanatus</i> L.	13	+	-	+	+	+	-
	<i>Echinops spinosus</i> L.	14	+	+	-	-	-	+
	<i>Hedypnois cretica</i> L.	15	+	+	+	-	-	+
	<i>Hertia cheirifolia</i> L.	16	-	-	-	-	-	+
	<i>Onopordum acanthium</i> L.	17	+	-	-	-	-	-
	<i>Reichardia picroides</i> L.	18	+	+	+	+	+	-
	<i>Reichardia tingitana</i> L.	19	-	-	-	+	-	+
	<i>Scirpus lacustris</i> L.	20	-	+	-	+	+	-
	<i>Scolymus hispanicus</i> L.	21	+	-	+	-	+	+
	<i>Scorzonera undulata</i> Vahl	22	-	-	-	+	-	-
	<i>Xanthium spinosum</i> L.	23	+	+	+	-	+	-
Poaceae	<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> Poir.	24	-	+	-	-	-	+
	<i>Arundo donax</i> L.	25	+	+	-	-	-	-
	<i>Avena fatua</i> L.	26	+	-	-	-	-	-
	<i>Bromus rubens</i> L.	27	-	-	-	+	+	-
	<i>Cynodon dactylon</i> L.	28	+	-	-	+	+	-
	<i>Hordeum maritimum</i> With	29	+	-	-	+	-	+
	<i>Oryzopsis miliacea</i> L.	30	-	+	+	+	-	-
	<i>Lagurus ovatus</i> L.	31	+	-	-	-	-	-
	<i>Lolium perenne</i> L.	32	+	+	+	-	+	+
	<i>Stipa tenacissima</i> L.	33	+	-	+	+	+	+
Brassicaceae	<i>Diplotaxis harra</i> Boiss.	34	-	-	-	+	-	+
	<i>Eruca vesicaria</i> L. Car.	35	+	+	-	+	+	+
	<i>Matthiola lunata</i> DC.	36	-	-	-	-	-	-
	<i>Moricandia arvensis</i> L.	37	+	+	-	-	-	+
	<i>Sisymbrium irio</i> L.	38	+	+	-	+	-	+

Apiaceae	<i>Daucus carota L.</i>	39	-	-	+	-	-	-
	<i>Elaeoselinum asclepium L.</i>	40	-	-	-	+	-	-
	<i>Eryngium campestre L.</i>	41	-	-	-	+	-	-
	<i>Scandix pecten-veneris L.</i>	42	+	+	+	+	+	+
Chenopodiaceae	<i>Arthrocnemum indicum Willd.</i>	43	+	-	-	+	+	+
	<i>Atriplex halimu L.</i>	44	+	-	+	+	+	+
	<i>Salsola vermiculata L.</i>	45	+	+	+	+	+	-
	<i>Spinacia oleracea L.</i>	46	+	+	-	-	-	-
Fabaceae	<i>Astragalus armatus Willd.</i>	47	-	-	+	+	-	-
	<i>Astragalus monspessulanus L.</i>	48	-	+	-	-	-	-
	<i>Retama ratam Forssk.</i>	49	+	-	+	+	+	+
Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare L.</i>	50	+	+	+	+	+	-
	<i>Rosmarinus officinalis L.</i>	51	+	+	+	+	-	-
	<i>Teucrium polium L.</i>	52	-	-	-	-	+	-
Plantaginaceae	<i>Globularia alypium L.</i>	53	-	-	-	+	-	-
	<i>Plantago lagopus L.</i>	54	-	-	-	-	-	-
	<i>Plantago lenceolata L.</i>	55	+	+	-	-	-	+
Boraginaceae	<i>Echium pycnanthum Pomel.</i>	56	-	-	-	+	-	-
	<i>Echium italicum L.</i>	57	+	-	-	-	-	-
Arecaceae	<i>Phoenix dactylifera L.</i>	58	+	-	-	+	+	+
Asphodelaceae	<i>Aloe africana</i>	59	-	-	-	+	-	-
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica L.</i>	60	-	-	-	+	-	-
Caryophyllaceae	<i>Arenaria sp</i>	61	-	-	-	-	+	-
Convolvulaceae	<i>Convolvulus lineatus L.</i>	62	-	-	-	-	+	-
Cupressaceae	<i>Juinperus oxycedrus L.</i>	63	+	-	+	+	-	-
Ephedraceae	<i>Ephedra alata Desf.</i>	64	+	-	+	+	-	+
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia helioscapia L.</i>	65	+	-	-	-	-	-
Frankeniaceae	<i>Frankenia Thymifolia Desf.</i>	66	+	-	+	+	+	-
Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium L.</i>	67	+	-	-	-	+	-
Malvaceae	<i>Malva sylvestris L.</i>	68	+	+	-	+	+	+
Nitrariaceae	<i>Peganum harmala L.</i>	69	-	-	+	+	+	+
Oleaceae	<i>Olea europaea L.</i>	70	-	-	-	+	-	-
Pinaceae	<i>Pinus halepensis Mill.</i>	71	+	-	-	+	+	-
Plumbaginaceae	<i>Limonium vulgare Mill.</i>	72	-	-	-	-	+	-
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis L.</i>	73	-	-	-	+	-	+
Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus L.</i>	74	+	-	+	+	+	+
Tamaricaceae	<i>Tamarix balansea J.Gay</i>	75	+	-	+	+	+	+
Espèces totales	75	-	48	23	25	45	35	32

La figure 40 représente la répartition globale de la richesse spécifique dans les six stations d'étude. S1 a enregistré le nombre le plus élevé d'espèces, atteignant 48 espèces en totalité, suivie par S4 avec 45 espèces. Par contre, les stations S2 et S3 montrent une faible abondance

d'espèces, avec respectivement 23 et 25 espèces.

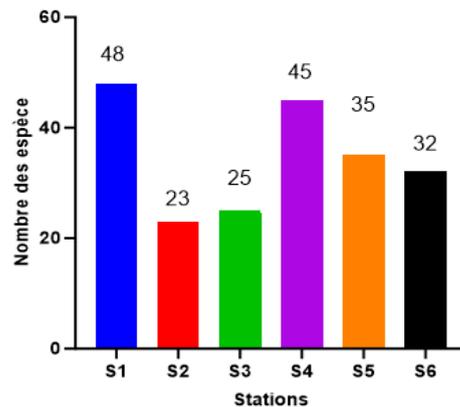


Figure 40. Répartition globale de la richesse spécifique par site et dans les six stations d'étude.

La figure 41 présente les estimations de la richesse en espèces (indice Chao-1) dans les six stations d'étude. La station 1 présente la richesse spécifique estimée la plus élevée avec 49 espèces, suivie par la station 4 avec 46 espèces. Les stations 2, 3, 5 et 6 présentent des estimations légèrement inférieures, avec respectivement 24, 25, 36,5 et 42 espèces. Ces estimations donnent un aperçu des schémas de biodiversité entre les stations étudiées, soulignant les différences potentielles dans la composition des espèces et la santé de l'écosystème.

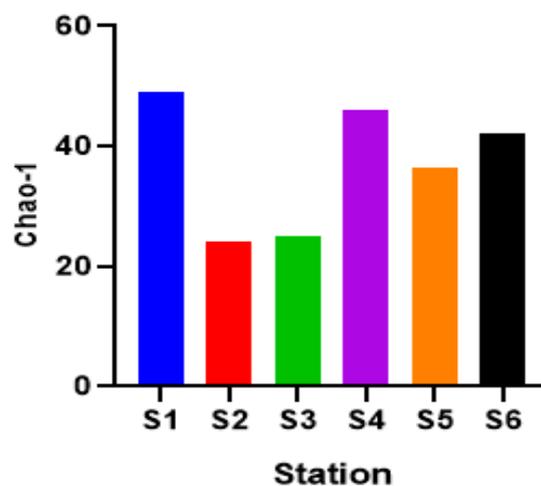


Figure 41. Estimation de la richesse en espèces (Chao-1) dans les différentes stations d'étude.

On observe dans le Tableau 20 une variation dans le nombre d'espèces (Taxa_S) par station (S1 à S6), avec un maximum de 48 espèces dans S1 et un minimum de 23 espèces dans S2. Le

nombre total d'individus (Individuals) varie également entre les stations, avec le nombre le plus élevé de nombre d'individus dans S1 et le nombre le plus bas de 1225 individus dans S2 et S5. La dominance (Dominance_D) montre des variations subtiles, avec la plus faible dominance dans S1 (0,05919) et la plus élevée dans S3 (0,1448). L'indice de Simpson (Simpson_1-D) indique une légère variation, montrant une plus grande diversité dans S1 (0,9408) et une diversité légèrement plus faible dans S3 (0,8552). L'indice de Shannon (Shannon_H) révèle une diversité maximale dans S1 (3,231) et une diversité minimale dans S3 (2,379). Chao-1 varie d'un échantillon à l'autre, atteignant son maximum dans S1 (49) et son minimum dans S2 (24).

Tableau 20. Indice de diversité et le ratio des statistiques des taxons (S), les individus, la dominance (D), dans les six stations.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Taxa_S	48	23	25	45	35	32
Individuals	2026	1285	1225	1333	1225	1589
Dominance_D	0,05919	0,1109	0,1448	0,09436	0,08106	0,07921
Simpson_1-D	0,9408	0,8891	0,8552	0,9056	0,9189	0,9208
Shannon_H	3,231	2,569	2,379	2,931	2,843	2,863
Evenness_e^H/S	0,527	0,5676	0,4318	0,4164	0,4905	0,5472
Brillouin	3,177	2,524	2,334	2,86	2,783	2,816
Menhinick	1,066	0,6684	0,7143	1,233	1	0,8028
Margalef	6,173	3,109	3,375	6,115	4,782	4,206
Equitability_J	0,8346	0,8194	0,7391	0,7699	0,7996	0,826
Fisher_alpha	8,822	4,048	4,447	8,989	6,716	5,675
Berger-Parker	0,1673	0,239	0,2792	0,2273	0,1739	0,18
Chao-1	49	24	25	46	36,5	42

L'analyse canonique des correspondances (CCA) élucide les relations écologiques entre les espèces végétales et les variables environnementales dans les stations échantillonnées (figure 41). L'analyse révèle de distribution des plantes en corrélation avec des conditions environnementales spécifiques. Les espèces végétales situées sur le côté droit positif, notamment *Malva sylvestris L.*, *Hordeum maritimum*, *Onopordum acanthium L.*, *Reichardia picroides L.*, *Atractylis humilis L.*, *Lagurus ovatus L.*, *Arenaria sp.*, *Arundo donaxi L.* et *Ephedra alata Desf* sont associées à des variables environnementales particulières présentes dans la station 1. Inversement, les espèces situées sur le côté droit négatif, telles que *Oryzopsis miliacea L.*, *Retama ratam Forssk.*, *Hedypnois cretica L.*, *Carduncellus pinnatus Desf.*, *Xanthium spinosum L.*, *Atractylis humilis L.* et *Pinus halepensis Mill* sont liées à des

conditions environnementales différentes représentées par la troisième station. Du côté gauche positif, des espèces comme *Bellis sylvestris* Cirillo, *Scolymus hispanicus* L., *Echinops spinosus* L., *Artemisia herba-alba* Asso, *Diploaxis harra* Boiss., *Reichardia picroides* L., *Stipa tenacissima* L., et *Tamarix balanseae* J.Gay, sont en corrélation avec les conditions environnementales des quatrième et sixième stations. Par ailleurs, les espèces situées du côté gauche négatif, telles que *Arenaria* sp., *Rosmarinus officinalis* L., *Bromus rubens* L., *Ziziphus lotus* L., *Peganum harmala* L. et *Lolium perenne* L., sont associées aux conditions environnementales de la cinquième station

La figure 42 présente les espèces indicatrices dans différentes stations. Les espèces indicatrices sont celles qui indiquent des conditions environnementales ou des types d'habitat spécifiques. Dans la station 1, *Lolium perenne* L. a la valeur indicative la plus élevée, ce qui indique une forte association avec cette station, suivie par *Atriplex humilis* L. et *Onopordum acanthium* L. Dans la station 2, *Spinacia oleracea* présente la valeur indicatrice la plus élevée, avec *Xanthium spinosum* L. et *Ampelodesmos mauritanicus* Poir. La station 3 est caractérisée par *Atriplex halimus* L. *Rosmarinus officinalis* L. domine la station 4 avec la valeur indicatrice la plus élevée, tandis qu'*Arenaria* sp. occupe la station 5 avec une valeur indicatrice notable. La station 6 se distingue par *Artemisia herba-alba* Asso, qui affiche la valeur indicatrice la plus élevée.

La figure 43 présente La distribution des types biologiques des plantes dans les six stations étudiées. Les hémicryptophytes dominent la station 02 avec la proportion la plus élevée (42,31 %), suivie de la station 06 (38,71 %) et de la station 01 (36,73 %). Les thérophytes prédominent à la station 01, représentant 34,69 % de la végétation, suivie de près par la station 02 avec 34,62 %. Les chaméphytes sont les plus abondants à la station 03, représentant 30,77 % de la végétation, tandis que la station 01 présente une proportion plus faible (14,29 %). Les phanérophytes sont plus nombreux à la station 03 (11,54 %) qu'à la station 01 (8,16 %). Les géophytes sont plus fréquents à la station 2 (7,69 %). qu'à la station 5 (5,71 %). Les mésophanérophytes sont surtout observés à la station 04 (2,33 %), suivie de près par la station 01 (2,04 %). Les nanophanérophytes sont plus abondants à la station 03 (3,85 %).

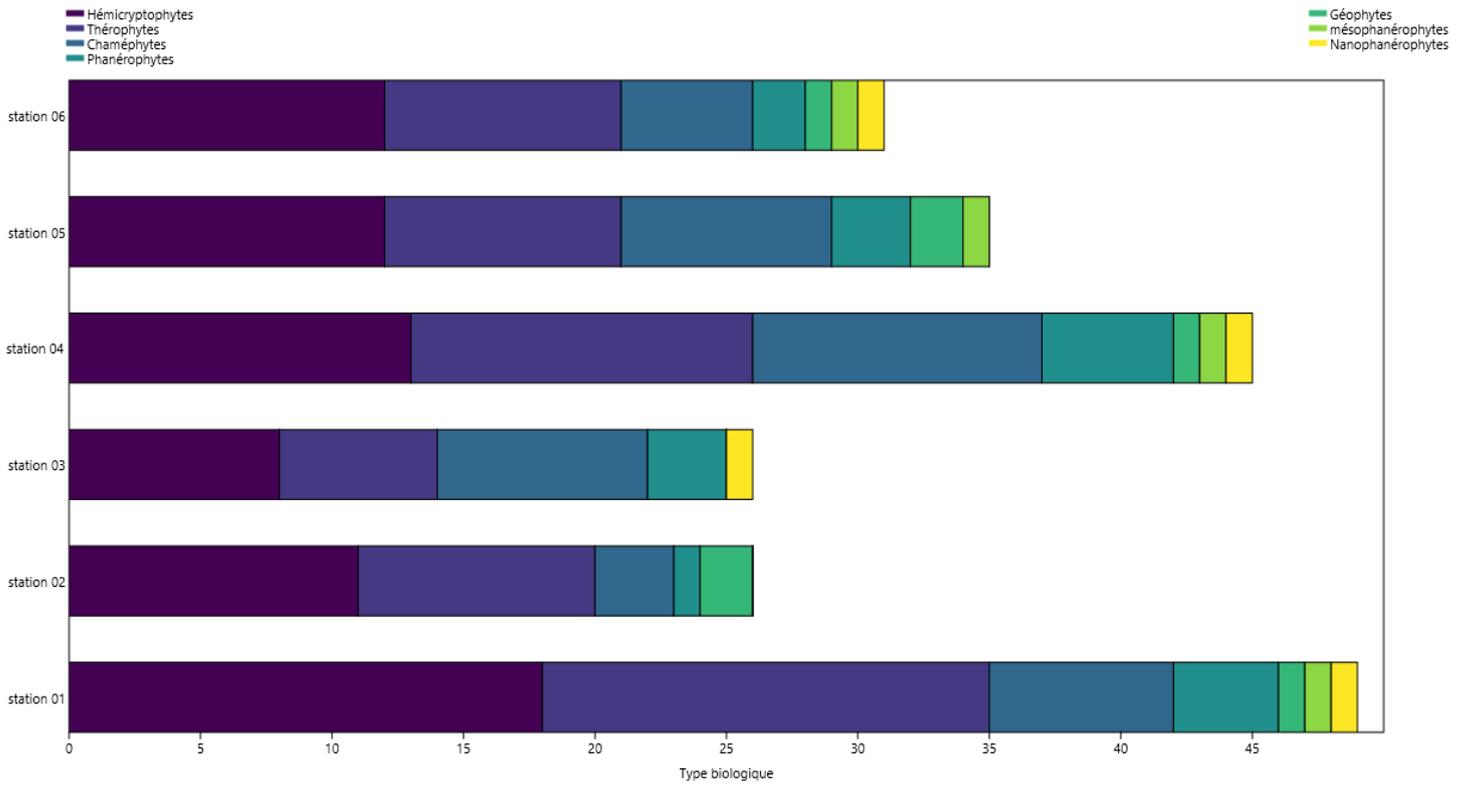


Figure 44. Distribution des types biologiques des plantes dans les six stations d'étude.

Chapitre 4

Discussion

En considération des résultats obtenus, il se manifeste que les caractéristiques physiques du sol dans les six stations étudiées se distinguent par un pH modéré, une salinité élevée dans certaines stations, une faible teneur en matière organique et une présence modérée de carbonate de calcium. Dans les zones semi-arides, le pH du sol est généralement caractérisé par un niveau relativement élevé ou alcalin (**Zhang et al., 2019 ; Hag Husein et al., 2021**). Les propriétés chimiques du sol ne diffèrent pas significativement d'un mois à l'autre (**Naeth et al., 2020**). Le pH élevé des sols semi-arides est le résultat de divers facteurs, notamment l'aridité, la température et les caractéristiques du sol (**Jiao et al., 2016**). Plusieurs recherches indiquent que le sol dans la région de Tébessa est alcalin (**Mehalaine et Chenchouni, 2020 ; Chenchouni, 2017 ; Neffar et al., 2015**). La concentration élevée d'ions associés au sel dans le sol est généralement observée, ce qui peut être attribué à divers éléments tels que les taux élevés d'évaporation et les faibles précipitations caractéristiques de ces régions (**Sakadevan et Nguyen, 2010**). Multiples rapports ont mentionné que les sols de la région semi-aride de Tébessa sont salins (**Chafika et al., 2023 ; Boudjabi et Chenchouni, 2022**). La teneur en CaCO₃ des sols semi-arides est généralement faible (**Lin et al., 2017**). La teneur en CaCO₃ des sols de la région semi-aride de Tébessa est faible (**Boudjabi et Chenchouni, 2022**). La matière organique dans les sols semi-arides est un facteur important pour la productivité et la qualité des sols. Les sols semi-arides sont particulièrement pauvres en carbone organique, ce qui affecte la capacité de production de l'agriculture (**Jiménez-González et al., 2023 ; Mureva et al., 2018**). Les sols semi-arides sont généralement pauvres en matière organique, la fertilité des sols dans les zones arides et semi-arides est limitée non seulement par la disponibilité de l'eau, mais aussi par la faible teneur en matière organique (**Hag Husein et al., 2021 ; Vecchio et al., 2018**). Les sols sont généralement pauvres en matière organique, fragiles et peu profonds. Les processus de pédogenèse se produisent dans des conditions climatiques semi-arides, la formation du sol est influencée non seulement par les précipitations mais aussi par une forte évaporation (**Sahrawat et Wani, 2013**).

La structure du sol est une propriété importante du sol qui est essentielle à sa qualité, elle joue un rôle vital dans le contrôle de la productivité des terres et des cycles du carbone, de l'azote et de l'eau (**Rabot et al., 2018**). Sur la base de nos résultats, les sols en général sont sablonneux. Contrairement à nos propres résultats, l'étude menée par (**Neffar et al., 2022**) a révélé que les sols des steppes semi-arides étaient caractérisés par une texture argileuse. En outre, les recherches de (**Chenchouni, 2017**) ont indiqué que les sols des régions semi-arides de Tébessa étaient principalement constitués d'argile. D'autre part, l'étude de la région semi-aride a révélé une caractéristique des sols sablonneux, suggérant ainsi que la texture pourrait

influencer l'aptitude des terres aux activités agricoles (**Mihi et al., 2020**). En général, le sol brun est léger et à texture grossière, avec une couche supérieure de sable limoneux ou de loam sableux et un assortiment de graviers de différentes tailles, et un sous-sol plus riche en argiles que la couche d'humus (**Li et al., 2020**). Les six stations étudiées ont montré une diminution de la teneur en azote et phosphore, ce qui confirme ainsi des études précédentes. Dans les régions semi-arides, le sol se caractérise par une faible fertilité, une faible teneur en azote et en phosphore et une faible capacité de rétention d'eau. Les sols semi-arides sont également connus pour la diminution de la qualité des sols et la rareté de l'eau, ce qui peut avoir un impact supplémentaire sur la disponibilité des éléments nutritifs (**Ayangbenro et Babalola, 2021**). Les teneurs en Ca, K et Mg sont élevées dans toutes les stations étudiées. Les activités minières pourraient être une cause potentielle des niveaux élevés de ces minéraux. Contrairement à ce qui est indiqué dans notre étude, les recherches montrent que les régions arides et semi-arides sont généralement caractérisées par une carence en éléments nutritifs et une diminution de la qualité des sols en raison de la rareté de l'eau et de régimes climatiques défavorables (**Andrade et al., 2020 ; Pernet-Coudrier et al., 2012**). Les sols semi-arides se caractérisent par une faible teneur en éléments nutritifs et une faible disponibilité, ce qui peut limiter la croissance des plantes (**Liu et al., 2021**).

Les résultats indiquent une contamination des sols par le cadmium dans toutes les stations étudiées, avec des concentrations dépassant les normes agricoles établies pour protéger la santé humaine et l'environnement. Dans la station 5, la concentration de plomb dépasse les valeurs de risque, cette station se distingue par la présence d'une mine abandonnée de Pb, ce qui a entraîné cette pollution. La concentration moyenne de zinc (Zn), cuivre (Cu) et fer (Fe) dans le sol respectait les seuils de risque environnemental selon l'évaluation de l'AFNOR NF U 44-041 dans les six stations d'étude. Les résultats antérieurs ont confirmé que la ville de Tébessa est contaminée par les métaux toxiques en introduisant des déchets pollués liés à l'exploitation minière (**Boumaza et al., 2023 ; Greib et al., 2011**). Les métaux lourds ont été détectés dans les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux de source dans la zone minière de phosphorite de Tébessa (**Boumaza et al., 2021 ; Fehdi et al., 2016**). Dans le sol, les résultats obtenus ont montré la présence d'une proportion significative de métaux lourds tels que le zinc et le cuivre (**Chafika et al., 2023**), avec une forte contamination du sol et de l'eau par des niveaux élevés de minéralisation en Pb, Cd, Cu et Zn (**Brahmi et al., 2021**).

La contamination par les déchets miniers est un problème environnemental grave qui peut entraîner peuvent constituer un risque potentiel pour la santé humaine et l'environnement (**Vinayagam et al., 2023 ; Cacciuttolo et al., 2023 ; Carmo et al., 2020**). Les métaux lourds

sont les polluants les plus toxiques, et la pollution qui en résulte est considérée comme un problème environnemental mondial (Srivastava *et al.*, 2022). Ils font partie des principales menaces de pollution environnementale, car ils présentent un risque pour la santé humaine par différentes voies d'exposition et pour l'environnement (Allajbeu *et al.*, 2021). Ils ne sont pas biodégradables et peuvent persister dans l'environnement pendant de longues périodes, rendant les sols impropres à la culture (Shah et Daverey, 2020). Mais, certains métaux sont essentiels à la croissance normale des plantes (Beduk *et al.*, 2022). Les métaux lourds toxiques sont des polluants environnementaux dangereux non essentiels qui posent des problèmes de santé insolubles chez les humains et les animaux. L'exposition au plomb (Pb), au cadmium (Cd), au mercure (Hg), à l'arsenic (As), au nickel (Ni) et au chrome (Cr) est omniprésente et inévitable en raison de la contamination des aliments, de l'exploitation minière et de la mobilisation industrielle (Famurewa *et al.*, 2022 ; Bortolot et Baron, 2022). Les activités minières entraînaient une contamination des sols due à la présence d'éléments toxiques, principalement des métaux, dans les déchets miniers produits à tous les niveaux de l'activité minière. (Ghaneei-Bafghi *et al.*, 2024 ; Pecina *et al.*, 2023 ; Terrones-Saeta *et al.*, 2021). La contamination des sols adjacents aux mines par des métaux lourds résulte de divers facteurs tels que l'exploitation minière, les émissions des fonderies et les activités humaines (Li *et al.*, 2022). Ils peuvent entraîner différentes formes de pollution, notamment la contamination des sols et de l'eau, la pollution de l'air (Haddaway *et al.*, 2019 ; Azizi *et al.*, 2022 ; Bini *et al.*, 2017).

La biodiversité végétale et ses facteurs sont à étudier afin d'avoir une meilleure connaissance des écosystèmes semi-arides et de contribuer par la suite aux efforts de réhabilitation (Wang *et al.*, 2022). La dégradation de la région attribuée aux activités humaines et à d'autres facteurs a entraîné un impact important sur les steppes algériennes (Bahlouli *et al.*, 2018). La végétation et la régénération des steppes algériennes ont atteint un état critique de dégradation. Les conditions de dégradation ont entraîné des changements physiologiques et paysagers sous l'effet d'influences climatiques et anthropiques (Macheroum et Chenchouni, 2022). Les écosystèmes semi-arides, comme les steppes algériennes, sont fragiles et sensibles aux perturbations extérieures (Benhanifia *et al.*, 2014). La géodiversité, qui fait référence aux éléments géologiques et physiques ayant un impact sur la diversité des plantes, s'est avérée influencer la structure des communautés végétales dans les régions semi-arides (De Falco *et al.*, 2021). Les régions semi-arides sont souvent considérées comme ayant une plus faible biodiversité et ont donc été négligées, ce qui a entraîné une sous-estimation de leur richesse biologique (Roth-Monzón *et al.*, 2018).

Des études réalisées en Algérie ont analysé la composition et la diversité des espèces végétales dans les steppes, montrant une grande variété d'espèces, de genres et de familles présents dans ces régions (**Belhadj et al., 2023 ; Habib et al., 2021**). Comme dans notre étude, la composition et la diversité taxonomique et phylogénétique des communautés végétales des steppes semi-arides du nord-est de l'Algérie. Les résultats des études de la végétation steppique ont montré la prédominance des espèces des familles *Asteraceae*, *Fabaceae*, et *Brassicaceae* (**Macheroum et al., 2021**). La richesse et la diversité des plantes existent dans les régions semi-arides. Les familles *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae*, *Amaranthaceae* et *Chenopodiaceae* étaient les plus représentatives (**Souahi et al., 2022**). L'étude de la végétation des pâturages semi-arides en Algérie a montré une dominance d'espèces telles que *Atractylis humilis*, *Calendula arvensis*, etc., avec une augmentation des espèces tolérantes aux conditions changeantes comme *Atractylis serratuloides* et *Salsola vermiculata*. Ils sont associés à la désertification croissante de la région, mais leur origine exacte reste incertaine, pouvant être liée à des facteurs humains ou climatiques (**Senoussi et al., 2021 ; Belala et al., 2018**).

Les plantes sont exposées à toute une variété de défis environnementaux au cours de leur vie, notamment la chaleur, le froid, la sécheresse, la salinité, etc. Cela a un impact marqué sur les propriétés de la plante et constitue un des principaux éléments de la répartition des espèces végétales (**Mafakheri et al., 2021**). La détermination de la végétation peut permettre de déterminer les corrélations entre la répartition des espèces biologiques et les conditions environnementales (**Chen et al., 2020**). Dans les régions semi-arides, les propriétés du sol sont l'un des éléments les plus importants qui contrôlent la propagation des végétations (**Yuan et al., 2020**). Nous en avons déduit que les différences dans les interactions entre les propriétés environnementales de la végétation et du sol correspondent aux différences entre les espèces végétales. Ces résultats suggèrent que les espèces de la région peuvent supporter un pH élevé du sol et de faibles niveaux de MO (**Huang et al., 2020**). La valeur du pH du sol est essentielle dans l'agriculture, non seulement pour déterminer les plantes appropriées à la terre, mais aussi pour gérer la fertilité des plantes (**Sihombing et Rivaldo, 2021**). La croissance des plantes est entravée et leur taille est réduite lorsque la teneur en CE dépasse le seuil de tolérance (**Jafari et al., 2018; Craine et al., 2012**). La MO dans le sol est une caractéristique agronomique importante, car elle affecte la minéralisation des nutriments, réduit l'encroûtement du sol tout en augmentant la capacité de rétention d'eau, la porosité du sol et l'infiltration et la percolation de l'eau (**Li et al., 2018**). Le carbone naturel du sol est géré par la puissante coopération entre les apports de la végétation, la dégradation et la stabilisation

de la MO dans les sols (**Bellè et al., 2022**). La texture du sol est le principal paramètre déterminant ses caractéristiques. Elle contrôle le développement des racines, la disponibilité des nutriments et la capacité de rétention d'eau (**Kaya et Başayığit, 2021**). Une gestion efficace des cultures et des terres, ainsi que pour les études environnementales, il est essentiel de disposer d'informations détaillées sur les variations de la texture du sol dans la dimension latérale (**Adhikari et al., 2013**).

Plusieurs auteurs ont rapporté les relations entre les caractéristiques physico-chimiques du sol et la distribution des plantes dans le bassin versant semi-aride de l'Afrique du Nord. Les caractéristiques de la communauté végétale dans cette étude ont été influencées par les propriétés physiques et chimiques du sol (**Chu et al., 2020**). Les propriétés du sol sont l'un des facteurs les plus importants qui influencent la distribution et la croissance des plantes dans les climats semi-arides (**Yuan et al., 2020 ; Warren et al., 2021**). Dans les environnements semi-arides, l'amélioration des conditions microclimatiques et l'augmentation de la fertilité du sol peuvent contribuer à accroître la couverture basale des plantes (**Abdallah et Chaieb, 2012**). Il est essentiel de déterminer les facteurs qui influencent la formation des communautés végétales dans différents environnements semi-arides si nous voulons gérer ces écosystèmes délicats (**Cao et al., 2022**). Le sol et la végétation de la terre sont intimement liés, représentent l'état de l'environnement biologique de la région et sont essentiels à l'étude de la biodiversité (**Bradley et al., 2022**).

En fonction des espèces végétales et des propriétés du sol, les sols contiennent souvent des niveaux importants d'éléments nécessaires et non essentiels, qui peuvent être dangereux à des doses élevées (**DalCorso, 2012**). La culture sur des sols agricoles contaminés par des métaux lourds à la suite d'une pollution entraîne l'accumulation de ces métaux dans les plantes, ce qui présente des risques pour la santé humaine en raison de la consommation de composants végétaux contaminés (**Nyiramigisha, 2021**). L'absorption des métaux lourds par les plantes varie en fonction du type de sol, de l'espèce végétale (**Buza et Pacheco, 2020**). L'absorption des métaux lourds par les plantes dépend de différents facteurs tels que les propriétés du sol, les espèces végétales et les caractéristiques physico-chimiques de l'environnement (**Hlihor et al., 2022**). La contamination des sols par les métaux lourds a des effets importants sur les écosystèmes végétaux, ce qui entraîne des conséquences écologiques (**Alengebawy et al., 2021**). Parmi les conséquences notables des pollutions des sols, on peut noter une réduction de la diversité des plantes (**Jia et al., 2020**). Les sols contaminés sont généralement caractérisés par une richesse d'espèces réduite et une diversité végétale plus faible (**Alsherif et al., 2022**). Lorsque les métaux lourds dépassent leur seuil de concentration, ils peuvent

devenir toxiques pour les plantes et perturber des processus tels que la photosynthèse, l'absorption des nutriments et la croissance des racines (**Pande et al., 2022 ; Angulo-Bejarano et al., 2021**). Certaines espèces végétales ont développé des capacités remarquables pour évoluer dans des environnements contaminés par des métaux lourds, grâce à leurs mécanismes d'adaptation évolutifs (**Tózsér et al., 2023**).

Les espèces végétales bioindicatrices jouent un rôle crucial dans la biosurveillance de la pollution industrielle, en particulier des métaux lourds, en raison de leur capacité à tolérer des conditions extrêmes et à accumuler les oligo-éléments présents dans l'environnement (**Ugulu et al., 2023**). Des études ont identifié des espèces de mauvaises herbes communes comme étant des bioindicateurs efficaces pour les métaux lourds tels que le Cd, le Pb, le Cu et le Zn (**Cakaj et al., 2023**). En outre, la végétation, y compris les plantes, a été utilisée comme biomarqueurs pour surveiller les contaminants des métaux lourds sur les sites de décharge. Ces plantes permettent d'identifier la mobilisation des métaux lourds et donnent des indications sur leur biodisponibilité, contribuant ainsi aux efforts de surveillance continue (**Kadim et Risjani 2022 ; Vaverková et Adamcová, 2014**).

En identifiant les espèces végétales indicatrices et en utilisant des techniques statistiques multivariées telles que l'analyse canonique des correspondances (CCA) et l'analyse des corrélations (Annex 4), nous obtenons des informations précieuses sur les processus écologiques qui façonnent les caractéristiques de la distribution des plantes et des sols au sein des écosystèmes.

Dans la station 1, *Lolium perenne L.* présente une corrélation positive avec des niveaux élevés de Cd, Ca, matière organique (MO) et K. Cette association suggère une préférence pour des conditions de sol caractérisées par des concentrations plus élevées de ces éléments. Par rapport aux résultats précédents, *Lolium perenne L.*, communément appelé ivraie vivace, présente une capacité notable à accumuler des niveaux élevés de Cd (**Cui et al., 2022**). En outre, des recherches sur l'absorption de traces d'éléments rares par le *Lolium perenne* ont montré des corrélations significatives entre divers éléments tels que Be, Cd, Ga, In, La, Ce, Nd ou Gd dans la plante cultivée dans le sol. Cela souligne la capacité de la plante à accumuler une gamme d'oligo-éléments provenant de son environnement (**Jensen et al., 2023**). En outre, *Onopordum acanthium L.* et *Erodium cicutarium L.* présentent également des corrélations positives avec ces paramètres du sol. Cependant, ces corrélations semblent plus faibles que celles observées avec *Lolium perenne L.*

Dans la station 2, *Spinacia oleracea L.* et présentent toutes deux des corrélations positives avec plusieurs variables du sol, notamment le Cd, le Cu, MO, le Fe, le P, le N, le Mg, le K et

le pH. Une étude sur les réponses à court terme des épinards à différents nutriments du sol tels que l'azote, le phosphore et le potassium a révélé des corrélations entre divers paramètres morpho-physiologiques et l'absorption de nutriments chez *Spinacia oleracea* (Ma et al., 2022). L'*Astragalus monspessulanus* L. présente des corrélations positives avec plusieurs variables du sol, dont le Cd. Cette espèce végétale, également connue sous le nom d'*Astragale de Montpellier*, a été étudiée pour son profil chimique et ses activités biologiques. La recherche s'est concentrée sur la caractérisation du profil chimique des composés phénoliques et sur diverses activités biologiques d'espèces apparentées comme *Astragalus gombiformis* (Lekmine et al., 2020). En outre, des études ont exploré la corrélation entre les caractéristiques fonctionnelles de l'*Astragalus monspessulanus* L. et les propriétés du sol, soulignant l'importance des caractéristiques des plantes dans le contrôle de l'érosion et la protection des sols (Burylo, 2010).

Dans la station 3, *Atriplex halimus* L. présente des corrélations positives avec des variables du sol telles que la matière organique (MO), le carbonate de calcium (CaCO₃), le pH, le cadmium (Cd), le magnésium (Mg) et le fer (Fe). Cela suggère une préférence pour des conditions de sol riches en ces facteurs. Les expériences ont étudié la réponse d'*Atriplex halimus* à différentes concentrations de Cd et de Pb, mettant en évidence sa tolérance aux métaux lourds (Souahi et al., 2021 ; Souahi et al., 2023 ; Chebout et al., 2023). *Juniperus oxycedrus* L et *Carthamus lanatus* L. présentent des corrélations positives avec des variables du sol similaires à celles d'*Atriplex halimus* L. Cela suggère des similitudes écologiques dans leurs préférences en matière d'habitat. Les résultats suggèrent que *Juniperus oxycedrus* présente des relations positives avec les caractéristiques du sol et la dynamique des nutriments, mettant en évidence ses interactions écologiques avec l'environnement du sol (Alguacil et al., 2014 ; Kutbay, 2003).

Dans la station 4, La corrélation positive observée entre *Astragalus armatus* Willd et Cd, Mg, CE et N implique que cette espèce végétale peut avoir des adaptations écologiques spécifiques ou des préférences qui lui permettent de prospérer dans des environnements avec des concentrations élevées de ces variables du sol. Des recherches indiquent que l'*Astragalus armatus* peut protéger contre la cytotoxicité induite par le cadmium (Xie et al., 2017). En outre, *Astragalus armatus* peut avoir des effets protecteurs contre la toxicité des métaux lourds (Yao et al., 2019).

Dans la station 5, La corrélation positive de *Salsola vermiculata* L. avec le Fe et le Pb suggère une association avec des conditions de sol riches en ces éléments. *Salsola vermiculata*, également connue sous le nom de salicorne méditerranéenne, présente des caractéristiques

physiologiques qui lui permettent de prospérer dans des conditions de faible pluviométrie et de sol salin (Guma *et al.*, 2010). Cette espèce végétale peut supporter des niveaux d'humidité du sol qui provoqueraient le flétrissement d'autres plantes, ce qui souligne son adaptabilité aux environnements difficiles (Louhaichi *et al.*, 2014). La présence de *Salsola vermiculata* dans des zones où les niveaux de cadmium et de plomb sont élevés indique ses adaptations physiologiques uniques, comme le montre sa plus grande tolérance aux métaux lourds par rapport à d'autres espèces halophiles de *Chenopodiaceae* comme *Atriplex halimus* et *Salicornia* (Sanjosé *et al.*, 2021). En outre, l'indice de tolérance des cotylédons de *Salsola vermiculata* à divers métaux lourds souligne sa capacité à prospérer dans des environnements difficiles riches en polluants tels que le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc (Fatarna *et al.*, 2017).

Convolvulus lineatus L. présentent une corrélation positive avec le Fe et le Pb. Cela suggère que ces espèces végétales sont associées à des conditions de sol caractérisées par des niveaux plus élevés de Fe et de Pb. *Convolvulus lineatus*, une espèce végétale, a montré un potentiel notable d'accumulation de métaux lourds tels que le chrome, le nickel et le plomb (Lystvan *et al.*, 2021 ; Mohammad Hussain *et al.*, 2019).

Dans la station 6, Les plantes *Diploaxis harra* Boiss, *Malva sylvestris* L., *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana* L. et *Anagallis arvensis* L, sont positivement corrélées avec le Cd, ce qui suggère des préférences écologiques similaires. La recherche porte sur les concentrations en métaux lourds chez *Malva sylvestris* et sa capacité à accumuler ces métaux dans ses racines et ses pousses (Unver *et al.*, 2015). Indiquant la capacité de la plante à absorber ces métaux même dans des environnements défavorables (Kostic *et al.*, 2019 ; Montiel-Rozas *et al.*, 2016). *Diploaxis harra*, une espèce végétale, a montré un potentiel significatif en matière de tolérance aux métaux lourds et d'élimination des solutions aqueuses. Les recherches indiquent que la biomasse de *Diploaxis harra* peut être activée chimiquement pour éliminer efficacement les métaux lourds tels que le zinc, le cobalt, le cadmium et d'autres encore des effluents industriels et des sources d'eau (Tounsadi *et al.*, 2016 ; Tounsadi *et al.*, 2015). Les capacités de biosorption de cette plante ont été mises en évidence dans diverses études, soulignant son efficacité à éliminer les ions de métaux lourds grâce à ses capacités d'adsorption élevées (Nguyen *et al.*, 2022). *Reichardia tingitana* est connue pour sa tolérance aux métaux lourds. Une étude sur la phytostabilisation des déchets de mines de phosphate a révélé que *Reichardia tingitana*, ainsi que d'autres espèces de plantes, montrait une tolérance aux métaux lourds tels que le Cd, le Cu, le Pb et le Zn (El Berkaoui *et al.*, 2021 ; Abd-ElGawad *et al.*, 2020). *Anagallis arvensis*, communément appelé le pimpernel écarlate, est

une espèce végétale qui présente d'importantes capacités d'accumulation de métaux lourds (**Tamás et Kovács, 2005**). Des études ont montré qu'*Anagallis arvensis*, ainsi que d'autres espèces végétales, peuvent accumuler des quantités substantielles de métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) dans leurs tissus (**Remon, 2006**).

Conclusion

Et perspectives

En conclusion, les résultats de cette étude soulignent l'importance de l'analyse des sols et des plantes dans l'évaluation de la pollution environnementale, en particulier dans les zones affectées par les activités minières.

L'analyse des sols a révélé des niveaux de pH modérés, une salinité variable, une faible teneur en matière organique et une teneur modérée en carbonate de calcium. Ces paramètres indiquent une diversité de conditions pédologiques qui peuvent influencer la distribution et la santé des espèces végétales locales.

En ce qui concerne les métaux lourds, l'étude a révélé une contamination par le cadmium dans l'ensemble de la zone d'étude, avec une pollution notable par le plomb dans la station 5. Malgré les concentrations élevées d'autres métaux (Cu, Zn, Fe) dans le sol, elles sont restées dans les limites des normes environnementales internationales, ce qui suggère une source de contamination localisée plutôt que généralisée.

La diversité végétale dans la zone d'étude est dominée par les familles *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* et *Chenopodiaceae*. Parmi les espèces végétales identifiées, l'étude révèle un groupe de plantes indicatrices comprenant *Lolium perenne* L., *Spinacia oleracea*, *Atriplex halimus* L., *Salsola vermiculata* L., *Malva sylvestris* L., *Hordeum maritimum*, *Reichardia tingitana* L., *Anagallis arvensis* L. Ces plantes présentent une corrélation positive avec le cadmium et les caractéristiques du sol, et font preuve de résilience face à des conditions environnementales difficiles, ce qui les rend particulièrement utiles pour le biomonitoring.

En outre, d'autres espèces végétales telles que *Onopordum acanthium* L., *Erodium cicutarium* L., *Astragalus monspessulanus* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Carthamus lanatus* L., *Astragalus armatus* Willd., *Convolvulus lineatus* L. et *Diploaxis harra* Boiss présentent une association moins significative avec les conditions du sol. Ces espèces pourraient néanmoins jouer un rôle complémentaire dans les stratégies de phytoremédiation et de restauration écologique.

Ces résultats soulignent le potentiel de certaines espèces végétales en tant qu'indicateurs efficaces pour évaluer les niveaux de pollution et leur adaptabilité à des conditions environnementales difficiles. En conséquence, l'utilisation de ces plantes indicatrices pourrait être intégrée dans les programmes de surveillance environnementale pour fournir des données précieuses sur la qualité des sols et l'impact des activités humaines sur les écosystèmes.

Enfin, cette étude met en évidence la nécessité de poursuivre les recherches sur les interactions entre les plantes, les sols et les polluants, afin de mieux comprendre les mécanismes de tolérance et d'accumulation des métaux lourds. Des études futures pourraient également explorer des approches innovantes pour la réhabilitation des sols contaminés et la conservation de la biodiversité dans les zones touchées par les activités minières.

Les résultats prometteurs de cette étude ouvrent la voie à plusieurs perspectives importantes dans le domaine de la gestion environnementale et de la conservation de la biodiversité.

Tout d'abord, les plantes identifiées comme ayant une corrélation positive avec le cadmium et les caractéristiques du sol pourraient jouer un rôle crucial dans le processus de phytoremédiation. En utilisant ces plantes comme des bioindicateurs, il est possible de mettre en place des stratégies de phytoremédiation ciblées pour décontaminer les sols pollués par le cadmium et d'autres métaux lourds. Ces plantes pourraient non seulement aider à réduire la contamination des sols, mais aussi à prévenir la propagation des polluants dans les écosystèmes adjacents, contribuant ainsi à la protection de la faune et de la flore locales.

De plus, ces plantes pourraient également être exploitées dans le cadre de programmes de reboisement et de restauration écologique dans les zones minières dégradées. En replantant ces espèces résistantes, il serait possible de restaurer la couverture végétale, améliorer la qualité des sols et favoriser la recolonisation par d'autres espèces végétales et animales, contribuant ainsi à la réhabilitation des écosystèmes affectés.

La poursuite de la recherche sur les mécanismes de tolérance et d'accumulation des métaux lourds chez ces plantes pourrait fournir des informations précieuses pour le développement de variétés végétales résistantes à la pollution. En comprenant mieux les processus biologiques et physiologiques qui permettent à ces plantes de survivre et de prospérer dans des environnements contaminés, il serait possible de manipuler ces traits pour créer des variétés encore plus efficaces dans la phytoremédiation.

En outre, ces recherches pourraient également avoir des applications dans l'agriculture, en permettant de développer des cultures plus résistantes aux sols contaminés, réduisant ainsi les risques pour la santé humaine et animale associés à la consommation de produits agricoles cultivés dans des sols pollués.

Enfin, la mise en œuvre de ces stratégies pourrait également avoir des retombées socio-économiques positives. En restaurant les écosystèmes dégradés et en améliorant la qualité des sols, il serait possible de revitaliser les communautés locales, en créant des emplois dans le domaine de la restauration écologique et en augmentant les opportunités pour l'agriculture durable et d'autres activités économiques.

Ces perspectives montrent que les résultats de cette étude ne se limitent pas à une meilleure compréhension de la pollution des sols, mais ouvrent également des avenues prometteuses pour des interventions concrètes et bénéfiques pour l'environnement et les sociétés humaines.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abd-ElGawad, A. M., El-Amier, Y. A., Assaeed, A. M., & Al-Rowaily, S. L. (2020).** Interspecific variations in the habitats of *Reichardia tingitana* (L.) Roth leading to changes in its bioactive constituents and allelopathic activity. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27(1), 489-499.
- Adhikari, K., Kheir, R. B., Greve, M. B., Bøcher, P. K., Malone, B. P., Minasny, B., ... & Greve, M. H. (2013).** High-resolution 3-D mapping of soil texture in Denmark. *Soil Science Society of America Journal*, 77(3), 860-876.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M. Q. (2021).** Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants : Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42.
- Allajbeu, S., Bekteshi, L., Lazo, P., Qarri, F., & Stafilov, T. (2021).** Spatial Series and Multivariate Analysis in Assessing the Essential (Cu and Zn) and Toxic (As, Cd, Cr, Co, Hg, Ni and Pb) Metals Linked with Health Risk and Ecological Effects of Atmospheric Deposition by Using Bryophyte Moss as Bioindicator. In *Contaminant Levels and Ecological Effects* (pp. 33-74). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66135-9_2
- Alsherif, E. A., Al-Shaikh, T. M., & AbdElgawad, H. (2022).** Heavy metal effects on biodiversity and stress responses of plants inhabiting contaminated soil in Khulais, Saudi Arabia. *Biology*, 11(2), 164.
- Álvarez-Rogel, J., Peñalver-Alcalá, A., Jiménez-Cárceles, F. J., Tercero, M. C., & González-Alcaraz, M. N. (2021).** Evidence supporting the value of spontaneous vegetation for phytomanagement of soil ecosystem functions in abandoned metal (loid) mine tailings. *Catena*, 201, 105191.
- Angulo-Bejarano, P. I., Puente-Rivera, J., & Cruz-Ortega, R. (2021).** Metal and metalloids toxicity in plants: An overview on molecular aspects. *Plants*, 10(4), 635.
- Aoulmi Z, Nouiri Y, Abdi N (2017)** Contribution to the maintenance of T4 Bh drilling machine (case of the mine of Boukhadra, Algeria). *Min Sci* 24:73–83. <https://doi.org/10.5277/msc172404>
- Arar A, Chenchouni H (2014)** A “simple” geomatics-based approach for assessing water erosion hazard at montane areas. *Arab J Geosci* 7(1):1–12. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0782-4>
- Aryani, R. D., Nugroho, A. P., & Purwestri, Y. A. (2018).** Effects of Copper on Accumulation, Plant Growth, Superoxide Dismutase Activity and Total Phenolic Compounds in Paddy (*Oryza sativa* L. ‘Cempo Merah’) Leaves. In *Proceeding of the 2nd International Conference on Tropical Agriculture* (pp. 195-203). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-97553-5_20.
- Aubert, G. (1990).** Les teneurs en métaux lourds dans les sols naturels et les sols enrichis en résidus d’épuration urbaine du Sud de la France. *Ecologia mediterranea*, 16(1), 383-393.
- Ayangbenro, A. S., & Babalola, O. O. (2021).** Reclamation of arid and semi-arid soils: The role of plant growth-promoting archaea and bacteria. *Current Plant Biology*, 25, 100173.
- Azizi, M., Faz, A., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Shahrokh, V., & Acosta, J. A. (2022).** Environmental pollution and depth distribution of metal (loid) s and rare earth

elements in mine tailing. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107526.

Azzazy, M. F. (2020). Plant bioindicators of pollution in Sadat city, Western Nile Delta, Egypt. *PLoS One*, 15(3), e0226315.

Babajani A, Iranbakhsh A, Ardebili ZO, Eslami B (2019) Differential growth, nutrition, physiology, and gene expression in *Melissa officinalis* mediated by zinc oxide and elemental selenium nanoparticles. *Environ Sci Poll Res* 26(24):24430–44

Bahlouli, F. Z., Djabeur, A., Keffifa, A., Arfi, F., & Kaid-harche, M. (2018). Degradation of Western Algerian steppes lands: Monitoring and assessment. *Indian Journal of Ecology*, 45(2), 235-243.

Baize, D. (2000). Teneurs totales en «métaux lourds» dans les sols français: résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, (40), 39-54.

Baize, D., & Girard, M. C. (1995). Référentiel pédologique. INRA, Paris

Balafrej, H., Bogusz, D., Triqui, Z. E. A., Guedira, A., Bendaou, N., Smouni, A., & Fahr, M. (2020). Zinc hyperaccumulation in plants: A review. *Plants*, 9(5), 562. doi:10.3390/plants9050562

Balestrin, D., Martins, S. V., Schoorl, J. M., Lopes, A. T., & de Andrade, C. F. (2019). Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. *Ecological Engineering*, 135, 8-16

Bali, A. S., & Sidhu, G. P. S. (2021). Heavy metal contamination indices and ecological risk assessment index to assess metal pollution status in different soils. In *Heavy Metals in the Environment* (pp. 87-98). Elsevier.

Beduk, F., Aydin, S., Aydin, M. E., & Bahadir, M. (2022). Consequences of Heavy Metals in Water and Wastewater for the Environment and Human Health. In *Water and Wastewater Management* (pp. 221-228). Springer, Cham.

Belala, F., Hirche, A., Muller, S. D., Tourki, M., Salamani, M., Grandi, M., ... & Boughani, M. (2018). Rainfall patterns of Algerian steppes and the impacts on natural vegetation in the 20th century. *Journal of Arid Land*, 10(4), 561-573.

Belala, F., Hirche, A., Muller, S. D., Tourki, M., Salamani, M., Grandi, M., ... & Boughani, M. (2018). Rainfall patterns of Algerian steppes and the impacts on natural vegetation in the 20th century. *Journal of Arid Land*, 10(4), 561-573.

Benarfa, 2021 HCDS). Haut Commissariat au Développement de la Steppe Tebessa

Belhadj, A., Allache, F. D., Boulghobra, N., & Mebrek, N. (2023). Botanical Diversity of Arid Steppe in South East of Algeria (Biskra). *Journal of Ecological Engineering*, 24(1).

Bellè, S. L., Riotte, J., Sekhar, M., Ruiz, L., Schiedung, M., & Abiven, S. (2022). Soil organic carbon stocks and quality in small-scale tropical, sub-humid and semi-arid watersheds under shrubland and dry deciduous forest in southwestern India. *Geoderma*, 409, 115606. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115606>

Benhanifia, K., Haddouche, D., Smahi, Z., Bensaid, A., & Hamimed, A. (2004). Characterization of the deforestation effect in a semi-arid region by the use of satellite images. In *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology V* (Vol. 5232, pp. 324-332). SPIE.

Bini, C., Maleci, L., & Wahsha, M. (2017). Mine waste: assessment of environmental contamination and restoration. In *Assessment, restoration and reclamation of mining*

influenced soils (pp. 89-134). Academic Press.

BNEDER. 2017 : Bureau National D'Etude Pour Le Developpement Rural, Etude D'Amenagement Forestier Tebessa 50.00 Ha, Plan D'Amenagement 1998-2017, Entreprise publique économique, 2017, P : 81.

Bonneau, M., & Souchier, B. (1994). Pédologie. 2. Constituants et propriétés du sol (No. 631.4 B716 1994). Masson.

Bortoloti, G. A., & Baron, D. (2022). Phytoremediation of toxic heavy metals by Brassica plants: A biochemical and physiological approach. *Environmental Advances*, 8, 100204.

Bouderbala, A., & Hadj Mohamed, N. (2020). Water Resources in Coastal Aquifers of Algeria Face Climate Variability: Case of Alluvial Aquifer of Mitidja in Algeria. *Water Resources in Algeria-Part I*, 203-224.

Boudjabi, S., & Chenchouni, H. (2022). Soil fertility indicators and soil stoichiometry in semi-arid steppe rangelands. *Catena*, 210, 105910. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105910>

Bouguerra, N. (2019). Efficacité comparée des extraits de deux plantes, *Thymus vulgaris* et *Origanum vulgare* à l'égard d'une espèce de moustique, *Culex pipiens*: Composition chimique, Toxicité, Biochimie et Biomarqueurs.

Boumaza, B., Chekushina, T. V., Kechiched, R., Benabdeslam, N., Brahmi, L., Kucher, D. E., & Rebouh, N. Y. (2023). Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals in Phosphate Rocks, Products, and Their Wastes in the Algerian Phosphate Mining Area (Tébessa, NE Algeria). *Minerals*, 13(7), 853.

Boumaza, B., Chekushina, T. V., Vorobyev, K. A., & Schesnyak, L. E. (2021). The heavy metal pollution in groundwater, surface and spring water in phosphorite mining area of Tebessa (Algeria). *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100591.

Bouti, D (2014). Etude du fonctionnement hydrodynamique d'un aquifère fracturé- Application à la région de Tébessa (NE Algérien) (Doctoral dissertation).

Bouzidi A (2010) Tadjmout soils (Laghouat) features, mapping and evaluation. Mem. Ing. ENSA, El Harrach, p 94. (in French)

Bradley, C. A., Akin-Fajiye, M., Gardner, W. C., & Fraser, L. H. (2022). Debris Barriers

Reduce the Effects of Livestock Grazing Along Streams After Timber Harvest. *Rangeland Ecology & Management*, 81, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.11.002>

Brahmi, S., Baali, F., Hadji, R., Brahmi, S., Hamad, A., Rahal, O., ... & Hamed, Y. (2021). Assessment of groundwater and soil pollution by leachate using electrical resistivity and induced polarization imaging survey, case of Tebessa municipal landfill, NE Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 14, 1-13.

Burylo, M. (2010). Relations entre les traits fonctionnels des espèces végétales et leurs fonctions de protection contre l'érosion dans les milieux marneux restaurés de montagne (Doctoral dissertation, Université de Grenoble).

Buzea, C., & Pacheco, I. (2020). Heavy Metals: Definition, Toxicity, and Uptake in Plants. In *Cellular and Molecular Phytotoxicity of Heavy Metals* (pp. 1-17). Springer, Cham.

Cacciuttolo, C., Cano, D., & Custodio, M. (2023). Socio-Environmental Risks Linked with Mine Tailings Chemical Composition: Promoting Responsible and Safe Mine Tailings

Management Considering Copper and Gold Mining Experiences from Chile and Peru. *Toxics*, 11(5), 462.

Cakaj, A., Lisiak-Zielińska, M., Hanć, A., Malecka, A., Borowiak, K., & Drapikowska, M. (2023). Common weeds as heavy metal bioindicators: a new approach in biomonitoring. *Scientific Reports*, 13(1), 6926.

Carmo, F. F., Lanchotti, A. O., & Kamino, L. H. (2020). Mining waste challenges: environmental risks of gigatons of mud, dust and sediment in megadiverse regions in Brazil. *Sustainability*, 12(20), 8466.

Chabaliera, P., Morvanb, T. & Parna, V., 2005. Caractérisation des déchets organiques et des milieux récepteurs (sols andiques) sous climat tropical Cas de l'île de La Réunion. p. 8.

Chafika, R., Chemssedine, F., & Amara, D. G. (2023). Amendment Of Cations And Ions In The Soil Of Semi-Arid Areas Under By Halophytes Plant Cultivation. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 10(3), 480-486.

Charef A (2010) Methodological approach for the evaluation of soil phospho-potassium and nitrogen fertility. Mem. Ing. ENSA, El Harrach, p 61. (in French)

Chebout, A., Souahi, H., Kadi, Z., & Gacem, R. (2023). Morphological and Physiological Responses of a Halophyte (*Atriplex Halimus*) to the Effect of Heavy Metal Case of Cadmium. *Journal of Bioresource Management*, 10(1), 2.

Chemseddine, F., Dalila, B., & Fethi, B. (2015) Characterization of the main karst aquifers of the Tezbent Plateau, Tebessa Region, Northeast of Algeria, based on hydrogeochemical and isotopic data. *Environmental Earth Sciences*, 74(1), 241-250.

Chen, W., & Zhai, Q. (2018). Applications of Lactic Acid Bacteria in Heavy Metal Pollution Environment. In *Lactic Acid Bacteria in Foodborne Hazards Reduction* (pp. 213-248). Springer, Singapore.

Chen, Y., Li, X., & Shen, Z. (2018). Chelant-enhanced phytoextraction of heavy metal-contaminated soils and its environmental risk assessment. In *Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China* (pp. 509-533). Springer, Singapore.

Chen, Z., Wang, W., & Fu, J. (2020). Vegetation response to precipitation anomalies under different climatic and biogeographical conditions in China. *Scientific reports*, 10(1), 830.

Chu D (2018) Effects of heavy metals on soil microbial community. ICAESEE 2017 IOP Publishing. IOP Conf Ser Earth Environ Sci 113:012009. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/113/1/012009>

Chu, B., Ye, G., Yang, S., Zhou, F., Zhang, F., Zhou, J., & Hua, L. (2020). Effect of plateau zokor (*Myospalax fontanierii*) disturbance on plant community structure and soil properties in the eastern Qinghai-Tibet Plateau, China. *Rangeland Ecology & Management*, 73(4), 520-530. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.02.004>

Chun, S. J., Kim, Y. J., Cui, Y., & Nam, K. H. (2021). Ecological network analysis reveals distinctive microbial modules associated with heavy metal contamination of abandoned mine soils in Korea. *Environmental Pollution*, 117851

Craine, J. M., Engelbrecht, B. M., Lusk, C. H., McDowell, N. G., & Poorter, H. (2012). Resource limitation, tolerance, and the future of ecological plant classification. *Frontiers in*

plant science, 3, 246.

Cruzado-Tafur, E., Torró, L., Bierla, K., Szpunar, J., & Tauler, E. (2021). Heavy metal contents in soils and native flora inventory at mining environmental liabilities in the Peruvian Andes. *Journal of South American Earth Sciences*, 106, 103107.

Cui, B., Liu, C., Hu, C., & Liang, S. (2022). Transcriptomic Sequencing Analysis on Key Genes and Pathways Regulating Cadmium (Cd) in Ryegrass (*Lolium perenne* L.) under Different Cadmium Concentrations. *Toxics*, 10(12), 734.

D'Antraccoli, M., Bacaro, G., Tordoni, E., Bedini, G., & Peruzzi, L. (2020). More species, less effort: Designing and comparing sampling strategies to draft optimised floristic inventories. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 45, 125547. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2020.125547>

Daget Ph., Poissonet J., 1971 - Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Ann. Agron.*, 22 (1), 5-41 p.

Dash, B., Soni, R., & Goel, R. (2019). Rhizobacteria for reducing heavy metal stress in plant and soil. In *Plant Growth Promoting Rhizobacteria for Sustainable Stress Management* (pp. 179-203). Springer, Singapore.

De Falco, N., Tal-Berger, R., Hjazin, A., Yizhaq, H., Stavi, I., & Rachmilevitch, S. (2021). Geodiversity impacts plant community structure in a semi-arid region. *Scientific Reports*, 11(1), 15259.

Deffous, S., Boukhalfa, A., & Bouzenoune, A. E. (2016). *Les minéralisations à Pb-Zn de Mesloulia. Contexte géologique et géochimique des fluides minéralisateurs* (Doctoral dissertation, Université de jijel).

Dekak, A., Menasria, T., Benhizia, Y., & Chenchouni, H. (2020). Endophytic passenger bacteria associated with *Genista cinerea* nodules growing in North African drylands. *Rhizosphere* 14: 100205.

Del Rio-Salas, R., Ayala-Ramírez, Y., Loredó-Portales, R., Romero, F., Molina-Freaner, F., Minjarez-Osorio, C., ... & Moreno-Rodríguez, V. (2019). Mineralogy and geochemistry of rural road dust and nearby mine tailings: a case of ignored pollution hazard from an abandoned mining site in semi-arid zone. *Natural Resources Research*, 28(4), 1485-1503.

Dineshkumar, M., Seenuvasan, M., & Sarojini, G. (2019). Phytoremediation strategies on heavy metal removal. In *Water and Wastewater Treatment Technologies* (pp. 81-101). Springer, Singapore.

Djabri, L., Ghrieb, L., Hani, A., Bouhssina, S., Chaffai, H., & Trabelsi, F. (2020). Impact of Toxic Metals on Water Quality Around an Abandoned Iron Mine, Bekkaria, Algeria. *Water Resources in Algeria-Part I*, 53-68. [10.1007/698_2020_524](https://doi.org/10.1007/698_2020_524)

Djellab, S., Mebarkia, N., Neffar, S., & Chenchouni, H. (2019). Diversity and phenology of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in pine forests (*Pinus halepensis* Miller) of Algeria. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 22(3), 766-777.

Djellali, ADEL. Modélisation Des Chaussées Sur Sols Supports Expansibles Et Estimation De La Pression De Gonflement: Cas De La Région De Tébessa (N. E Algérie). 2017. Thèse de doctorat.

Dong, C., Feng, W., Xu, W., Yu, L., Xiang, H., Chen, Y., & Zhou, J. (2020). The Copper Age: Copper (Cu)-Involved Nanotheranostics. *Advanced Science*, 7(21), 2001549.

Doucet, R. 2006. Le climat et les sols agricoles. ed. Berger, Eastman, Québec. xv, 443 pp.

- Doumas, P., Munoz, M., Banni, M., Becerra, S., Bruneel, O., Casiot, C., ... & Sappin-Didier, V. (2018).** Polymetallic pollution from abandoned mines in Mediterranean regions: a multidisciplinary approach to environmental risks. *Regional environmental change*, 18(3), 677-692.
- Doumas, P., Munoz, M., Banni, M., Becerra, S., Bruneel, O., Casiot, C., ... & Sappin-Didier, V. (2018).** Polymetallic pollution from abandoned mines in Mediterranean regions: a multidisciplinary approach to environmental risks. *Regional environmental change*, 18(3), 677-692.
- DURAND (J.H.), 1983.** Les sols irrigables. Etude pédologique. ACCT-PUF, 339 p
- El Berkaoui, M., El Adnani, M., Hakkou, R., Ouhammou, A., Bendaou, N., & 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), 900.
- Famurewa, A. C., Renu, K., Eladl, M. A., Chakraborty, R., Myakala, H., El-Sherbiny, M., ... & Gopalakrishnan, A. V. (2022).** Hesperidin and hesperetin against heavy metal toxicity: Insight on the molecular mechanism of mitigation. *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 149, 112914.
- Fasani, E. (2012).** Plants that hyperaccumulate heavy metals. In *Plants and heavy metals* (pp. 55-74). Springer, Dordrecht.
- Fatarna, L., Boutekrabt, A., Arabi, Y., & Adda, A. (2017).** Impact du Cadmium, du Zinc et du Plomb sur la germination des graines d'Atriplex halimus L.(Amaranthaceae). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 72(1), 61-72.
- Fatmi, H., Mâalem, S., Harsa, B., Dekak, A., Chenchouni, H., 2020.** Pollen morphological variability correlates with a large-scale gradient of aridity. *Web Ecol.* 20, 19–32. <https://doi.org/10.5194/we-20-19-2020>
- Fontenele, N. M. B., Otoch, M. D. L. O., Gomes-Rochette, N. F., de Menezes Sobreira, A. C., Barreto, A. A. G. C., de Oliveira, F. D. B., ... & de Melo, D. F. (2017).** Effect of lead on physiological and antioxidant responses in two *Vigna unguiculata* cultivars differing in Pb-accumulation. *Chemosphere*, 176, 397-404.
- Futughe, A. E., Purchase, D., & Jones, H. (2020).** Phytoremediation using native plants. In *Phytoremediation* (pp. 285-327). Springer, Cham.
- Ghaneei-Bafghi, M. J., Feiznia, S., Mokhtari, A. R., Jaafari, M., Tavili, A., & Khodaeian, Z. (2024).** Agricultural soil contamination and degradation near a mining area in an arid region. *Journal of Geochemical Exploration*, 256, 107349.
- Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005).** Review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts: *Applied Ecology Research*, 3.
- Ghosh, P. K., & Majumdar, S. (2022).** Cadmium Stress Management in Plants: Prospects of Plant Growth-Promoting Rhizobacteria. In *Plant Stress: Challenges and Management in the New Decade* (pp. 235-249). Springer, Cham.
- Ghrieb, L., & Maoui, A. (2022)** Impact of the Gypsiferous Formations of Djebel Djebissa on the Salinity of the Water : Plain of Tebessa Northeast Algeria. In *Conference of the Arabian Journal of Geosciences* (pp. 235-237). Springer, Cham.
- Giri, S. S., Kim, M. J., Kim, S. G., Kim, S. W., Kang, J. W., Kwon, J., ... & Park, S. C. (2021).** Role of dietary curcumin against waterborne lead toxicity in common carp *Cyprinus carpio*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 219, 112318.

- Gomes, C. S., & Silva, E. A. (2021).** Health Benefits and Risks of Minerals: Bioavailability, Bio-Essentiality, Toxicity, and Pathologies. In *Minerals latu sensu and Human Health* (pp. 81-179). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65706-2_4
- Greib, L., Djabri, L., Hani, A., Bouhsina, S., Mudry, J., & Sharour, I (2011).** Potential groundwater contamination by toxic metals around an abandoned iron mine, Bekkaria (Algeria).
- Guma, I. R., Padrón-Mederos, M. A., Santos-Guerra, A., & Reyes-Betancort, J. A. (2010).** Effect of temperature and salinity on germination of *Salsola vermiculata* L.(Chenopodiaceae) from Canary Islands. *Journal of arid Environments*, 74(6), 708-711.
- Gunjal, A. B. (2021).** Mechanism and Pretreatment Effect of Fungal Biomass on the Removal of Heavy Metals. In *Biotechnology for Sustainable Environment* (pp. 155-172). Springer, Singapore.
- Guzmán-Martínez, F., Arranz-González, J. C., Ortega, M. F., García-Martínez, M. J., & Rodríguez-Gómez, V. (2020).** A new ranking scale for assessing leaching potential pollution from abandoned mining wastes based on the Mexican official leaching test. *Journal of Environmental Management*, 273, 111139.
- Habib, N., Regagba, Z., Miara, M. D., Hammou, M. A., & Snorek, J. (2020).** Floristic diversity of steppe vegetation in the region of Djelfa, North-West Algeria. *Acta Botanica Malacitana*, 45, 37-46.
- Haddaway, N. R., Cooke, S. J., Lesser, P., Macura, B., Nilsson, A. E., Taylor, J. J., & Raito, K. (2019).** Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social–ecological systems in Arctic and boreal regions: a systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 8(1), 1-11.
- Haddaway, N. R., Cooke, S. J., Lesser, P., Macura, B., Nilsson, A. E., Taylor, J. J., & Raito, K. (2019).** Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social–ecological systems in Arctic and boreal regions: a systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 8(1), 1-11.
- Hag Husein, H., Lucke, B., Bäumlér, R., & Sahwan, W. (2021).** A contribution to soil fertility assessment for arid and semi-arid lands. *Soil Systems*, 5(3), 42.
- Hahn, J., Mann, B., Bange, U., & Kimmel, M. (2019).** Horizon-specific effects of heavy metal mobility on nitrogen binding forms in forest soils near a historic smelter (Germany). *Geoderma*, 355, 113895.
- Hlihor, R. M., Roşca, M., Hagiú-Zaleschi, L., Simion, I. M., Daraban, G. M., & Stoleru, V. (2022).** Medicinal plant growth in heavy metals contaminated soils: Responses to metal stress and induced risks to human health. *Toxics*, 10(9), 499.
- Hossen, M. A., Chowdhury, A. I. H., Mullick, M. R. A., & Hoque, A. (2021).** Heavy metal pollution status and health risk assessment vicinity to Barapukuria coal mine area of Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100469
- Huang, Y., Ren, H., Wang, J., Liu, N., Jian, S., Cai, H., ... & Guo, Q. (2020).** Relationships between vegetation and soil seed banks along a center-to-edge gradient on a tropical coral island. *Ecological Indicators*, 117, 106689. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106689>
- Huq, S. I., & Shoaib, J. M. (2013).** *The soils of Bangladesh*. Dordrecht : Springer. DOI : 374 https://doi.org/10.1007/978-94-007-1128-0_1.

- Ilić, Z. H., Solomun, M. K., Šumatić, N., Ristić, R., & Marjanović-Balaban, Ž. (2021).** The Role of Plants in Water Regulation and Pollution Control.
- Ismayilov, A. I., Mamedov, A. I., Fujimaki, H., Tsunekawa, A., & Levy, G. J. (2021).** Soil Salinity Type Effects on the Relationship between the Electrical Conductivity and Salt Content for 1: 5 Soil-to-Water Extract. *Sustainability*, 13(6), 3395.
- Ivanov, A. A., & Kosobryukhov, A. A. (2020).** Ecophysiology of plants under cadmium toxicity: photosynthetic and physiological responses. In *Plant ecophysiology and adaptation under climate change: mechanisms and perspectives I* (pp. 429-484). Springer, Singapore.
- Jafari, M., Tavili, A., Panahi, F., Esfahan, E. Z., & Ghorbani, M. (2018).** Reclamation of arid lands. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-54828-9>
- Jakovljević, K., Randelović, D., & Mišljenović, T. (2021).** Phytoremediation of Mine Waste Disposal Sites : Current State of Knowledge and Examples of Good Practice. *Biotechnology for Sustainable Environment*, 223-250.
- Jan, S., & Parray, J. A. (2016).** Biodiversity prospecting for phytoremediation of metals in the environment. In *Approaches to heavy metal tolerance in plants* (pp. 103-110). Springer, Singapore.
- Jasu, A., Lahiri, D., Nag, M., & Ray, R. R. (2021).** Biofilm-Associated Metal Bioremediation. In *Biotechnology for Sustainable Environment* (pp. 201-221). Springer, Singapore.
- Jensen, H., Lehto, N., Almond, P., Gaw, S., & Robinson, B. (2023).** The Uptake of Rare Trace Elements by Perennial Ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Toxics*, 11(11), 929.
- Jia, P., Liang, J. L., Yang, S. X., Zhang, S. C., Liu, J., Liang, Z. W., ... & Li, J. T. (2020).** Plant diversity enhances the reclamation of degraded lands by stimulating plant–soil feedbacks. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1258-1270.
- Jiménez-González, M. A., López-Romano, H., Carral, P., Álvarez-González, A. M., Herranz-Luque, J. E., Sastre-Rodríguez, B. E., ... & Marques, M. J. (2023).** Ten-Year Impact of Cover Crops on Soil Organic Matter Quantity and Quality in Semi-Arid Vineyards. *Land*, 12(12), 2143.
- John C (2017)** Living Soils: the role of microorganisms in soil health. Strategic analysis paper. Future Directions International Pty Ltd., Australia 7
- Jubayer Al Mahmud, M. H. M., Anee, T. I., Nahar, K., Fujita, M., & Hasanuzzaman, M. (2019).** Reactive Oxygen Species Metabolism and Antioxidant Defense in Plants Under Metal/Metalloid Stress. *Plant Abiotic Stress Tolerance: Agronomic, Molecular and Biotechnological Approaches*, 221.
- Kabir, E., Ray, S., Kim, K. H., Yoon, H. O., Jeon, E. C., Kim, Y. S., ... & Brown, R. J. (2012).** Current status of trace metal pollution in soils affected by industrial activities. *The Scientific World Journal*, 2012.
- Kadim, M. K., & Risjani, Y. (2022).** Biomarker for monitoring heavy metal pollution in aquatic environment: An overview toward molecular perspectives. *Emerging Contaminants*, 8, 195-205.
- Katsumiti A, Thorley AJ, Arostegui I, Reip P, Valsami-Jones E, Tetley TD, Cajaraville MP (2018)** Cytotoxicity and cellular mechanisms of toxicity of CuO NPs in mussel cells in vitro and comparative sensitivity with human cells. *Toxicol In Vitro* 48:146–158
- Kaur, M., & Sharma, A. (2021).** A review on heavy metal accumulation and toxicity in

biotic and abiotic components. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 889, No. 1, p. 012062). IOP Publishing.

Kaya, F., & Başayığit, L. (2021). Spatial Prediction and Digital Mapping of Soil Texture Classes in a Floodplain Using Multinomial Logistic Regression. In International Conference on Intelligent and Fuzzy Systems (pp. 463-473). Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-85577-2_55.

Kerbati, N. R., Gadri, L., Hadji, R., Hamad, A., & Boukelloul, M. L. (2020). Graphical and numerical methods for stability analysis in surrounding rock of underground excavations, example of Boukhadra Iron Mine NE Algeria. *Geotechnical and Geological Engineering*, 38(3), 2725-2733. <https://doi.org/10.1007/s10706-019-01181-9>

Khatoon, H., Rai, J. P. N., & Jillani, A. (2021). Role of fungi in bioremediation of contaminated soil. In *Fungi Bio-Prospects in Sustainable Agriculture, Environment and Nanotechnology* (pp. 121-156). Academic Press.

Krause, A., & Rotter, V. S. (2018). Recycling improves soil fertility management in smallholdings in Tanzania. *Agriculture*, 8(3), 31.

Kumar, N., Paul, S., & Mallick, S. (2020). Climate Change-Induced Heavy Metal (or Metalloid) Stress in Crop Plants and Possible Mitigation Strategies. In *Sustainable Agriculture in the Era of Climate Change* (pp. 293-326). Springer, Cham.

LABO, (2015). Laboratoire Agronomique de Normandie, 2015. Analyse granulométrique. URL : http://www.lano.asso.fr/web/analyse_granulometrique.html

Laboski, C.A.M., and J.B. Peters. 2012. Nutrient application guidelines for field, vegetable, and fruit crops in Wisconsin. Coop. Ext. Serv. A-2809. Univ. of Wisconsin, Madison, WI.

Laouar, R., Salmi-Laouar, S., Sami, L., Boyce, A. J., Kolli, O., Boutaleb, A., & Fallick, A. E. (2016). Fluid inclusion and stable isotope studies of the Mesloula Pb-Zn-Ba ore deposit, NE Algeria: Characteristics and origin of the mineralizing fluids. *Journal of African Earth Sciences*, 121, 119-135. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.06.004>

Lasso-Robledo, J. L., Torres, B., & Peralta-Videa, J. R. (2022). Do all Cu nanoparticles have similar applications in nano-enabled agriculture ? *Plant Nano Biology*, 100006. <https://doi.org/10.1016/j.plana.2022.100006>.

Lebrun, M., Nandillon, R., Miard, F., Morabito, D., & Bourgerie, S. (2021). Metallicolous Plants Associated to Amendments and Selected Bacterial Consortia, to Stabilize Highly Polymetallic Contaminated Mine Deposits. In *Biotechnology for Sustainable Environment* (pp. 251-269). Springer, Singapore

Lekmine, S., Boussekine, S., Kadi, K., Martín-García, A. I., Kheddouma, A., Nagaz, K., & Bensouici, C. (2020). A comparative study on chemical profile and biological activities of aerial parts (stems, flowers, leaves, pods and seeds) of *Astragalus gombiformis*. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 27, 101668.

Li, B., Deng, J., Li, Z., Chen, J., Zhan, F., He, Y., ... & Li, Y. (2022). Contamination and health risk assessment of heavy metals in soil and ditch sediments in long-term mine wastes area. *Toxics*, 10(10), 607.

Li, L., Chen, J., Han, X., Zhang, W., & Shao, C. (2020). Overview of Chinese Grassland Ecosystems. In *Grassland Ecosystems of China* (pp. 23-47). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-3421-8_8

Li, M., Watanabe, S., Gao, F., & Dubos, C. (2023). Iron Nutrition in Plants: Towards a

New Paradigm?. *Plants*, 12(2), 384.

Li, X., Yang, Y., Zhang, J., Jia, L., Li, Q., Zhang, T., ... & Ma, S. (2012). Zinc induced phytotoxicity mechanism involved in root growth of *Triticum aestivum* L. *Ecotoxicology and environmental safety*, 86, 198-203.

Li, Y., Xu, Z., Ren, H., Wang, D., Wang, J., Wu, Z., & Cai, P. (2022). Spatial Distribution and Source Apportionment of Heavy Metals in the Topsoil of Weifang City, East China. *Frontiers in Environmental Science*, 469. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.89393>

Li, Z., Schneider, R.L., Morreale, S.J., Xie, Y., Li, C., Li, J., 2018. Woody organic amendments for retaining soil water, improving soil properties and enhancing plant growth in desertified soils of Ningxia, China. *Geoderma* 310, 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.009>

Lin, H., Wang, Z., Liu, C., & Dong, Y. (2022). Technologies for removing heavy metal from contaminated soils on farmland: A review. *Chemosphere*, 135457.

Lin, K., Li, D., Zhang, G., Zhao, Y., Yang, J., Liu, F., & Song, X. (2017). Content, Density, Illuviation Mode and Depth of CaCO₃ in Soils of Semiarid-Arid Qilian Mountains—An Altitude Sequence Study of the Hulugou Watershed. *Agricultural Sciences*, 8(06), 479.

Linnaeus C (1753) *Species Plantarum*. Holmiae: Impensis Laurentii Salvii.

Liu, Q., Xu, H., & Yi, H. (2021). Impact of fertilizer on crop yield and C: N: P stoichiometry in arid and semi-arid soil. *International journal of environmental research and public health*, 18(8), 4341.

Liu, Z., & Tran, K. Q. (2021). A review on disposal and utilization of phytoremediation plants containing heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226, 112821.

Lodhi, R. S., Das, S., Zhang, A., & Das, P. (2021). Nanotechnology for the Remediation of Heavy Metals and Metalloids in Contaminated Water. In *Water Pollution and Remediation: Heavy Metals* (pp. 177-209). Springer, Cham.

Louhaichi, M., Clifton, K., & Hassan, S. (2014). Direct seeding of *Salsola vermiculata* for rehabilitation of degraded arid and semi-arid rangelands. *Range Management and Agroforestry*, 35(2), 182-187.

Lystvan, K., Listvan, V., Shcherbak, N., & Kuchuk, M. (2021). Rhizoextraction potential of *Convolvulus tricolor* hairy roots for Cr⁶⁺, Ni²⁺, and Pb²⁺ removal from aqueous solutions. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 193, 1215-1230.

Ma, J., Ali, S., Saleem, M. H., Mumtaz, S., Yasin, G., Ali, B., ... & Ali, S. (2022). Short-term responses of Spinach (*Spinacia oleracea* L.) to the individual and combinatorial effects of Nitrogen, Phosphorus and Potassium and silicon in the soil contaminated by boron. *Frontiers in Plant Science*, 13, 983156.

Maccherini, S., Bacaro, G., Tordoni, E., Bertacchi, A., Castagnini, P., Foggi, B., ... & Angiolini, C. (2020). Enough is enough? Searching for the optimal sample size to monitor European habitats: a case study from coastal sand dunes. *Diversity*, 12(4), 138.

Maček, I. (2021). Remediation of Toxic Metal-Contaminated Soil and Its Revitalisation with Arbuscular Mycorrhizal Fungi. In *Symbiotic Soil Microorganisms* (pp. 469-489). Springer, Cham.

Macheroum, A et Kadik, L. (2015). Évaluation des ressources pastorales et de la biodiversité floristique dans les parcours steppiques orientaux de l'Algérie (cas de Tébessa).

- Macheroum, A., & Chenchouni, H. (2022).** Short-term land degradation driven by livestock grazing does not affect soil properties in semiarid steppe rangelands. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 846045.
- Macheroum, A., Kadik, L., Neffar, S., & Chenchouni, H. (2021).** Environmental drivers of taxonomic and phylogenetic diversity patterns of plant communities in semi-arid steppe rangelands of North Africa. *Ecological Indicators*, 132, 108279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108279>
- Mafakheri, M., Kordrostami, M., & Al-Khayri, J. M. (2021).** Plant Abiotic Stress Tolerance Mechanisms. In *Nanobiotechnology* (pp. 29-59). Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-73606-4_2
- Majeed, A., Muhammad, Z., Ahmad, H., Inayat, N., & Siyar, S. (2020).** Heavy metal-contaminated soils: Weeds as potential phytoremediation agents—Issues and prospects. In *Cellular and Molecular Phytotoxicity of Heavy Metals* (pp. 179-190). Springer,
- Makhanya, B. N., Nyandeni, N., Ndulini, S. F., & Mthembu, M. S. (2021).** Application of green microalgae biofilms for heavy metals removal from mine effluent. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 103079.
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020).** Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in public health*, 8, 14.
- Masindi, V., & Muedi, K. L. (2018).** Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals*, 10, 115-132.
- MATF, Teneur limites sol France (1998)**
- Mathieu.C et Pieltain.F. 2003.** Analyse chimique des sols.Ed : Lavoisier. P : 112,387.
- Mehmood, S., Saeed, D. A., Rizwan, M., Khan, M. N., Aziz, O., Bashir, S., ... & Shaheen, A. (2018).** Impact of different amendments on biochemical responses of sesame (*Sesamum indicum* L.) plants grown in lead-cadmium contaminated soil. *Plant Physiology and Biochemistry*, 132, 345-355.
- Meng, S., Peng, T., Pratush, A., Huang, T., & Hu, Z. (2021).** Interactions between heavy metals and bacteria in mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112846.
- Mensah, A. K., Marschner, B., Antoniadis, V., Stemm, E., Shaheen, S. M., & Rinklebe, J. (2021).** Human health risk via soil ingestion of potentially toxic elements and remediation potential of native plants near an abandoned mine spoil in Ghana. *Science of The Total Environment*, 798, 149272.
- Mihi, A., Benarfa, N., & Arar, A. (2020).** Assessing and mapping water erosion-prone areas in northeastern Algeria using analytic hierarchy process, USLE/RUSLE equation, GIS, and remote sensing. *Applied Geomatics*, 12(2), 179-191.
- Mishra, S. K., Kumar, P. R., & Singh, R. K. (2020).** Transgenic plants in phytoremediation of organic pollutants. In *Bioremediation of Pollutants* (pp. 39-56). Elsevier.
- Mishra, S., Singh, G., Gupta, A., & Tiwari, R. K. (2023).** Heavy metal/metalloid contamination: Their sources in environment and accumulation in food chain. In *Heavy Metal Toxicity: Environmental Concerns, Remediation and Opportunities* (pp. 19-47). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Mitra, P., Sharma, S., Purohit, P., & Sharma, P. (2017).** Clinical and molecular aspects of lead toxicity: An update. *Critical reviews in clinical laboratory sciences*, 54(7-8), 506-528
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., ... &**

- Simal-Gandara, J. (2022).** Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University-Science*, 101865.
- Mohammad Hussain, M. H., Ullah, S. H., Abdul Baqi, A. B., Rukhsana Jabeen, R. J., & Khattak, M. I. (2019).** Study of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb & Zn) in some medicinal plant species (*Hertia intermedia*, *Cardaria chalepense*, *Scorzonera ammophila*, *Tamarix karelini*, *Astragalus auganus*) at Pishin area in Balochistan, Pakistan.
- Mohammadi, L., Malvajerdi, M. S., Rahdar, A., & Kyzas, G. Z. (2021).** Optimization of Cadmium Ions Biosorption Onto *Trichoderma Fungi*.
- Mohan, I., Gorla, K., Dhar, S., Kothari, R., Bhau, B. S., & Pathania, D. (2021).** Phytoremediation of Heavy Metals from the Biosphere Perspective and Solutions. *Pollutants and Water Management: Resources, Strategies and Scarcity*, 95-127.
- Molnár, V. É., Tózsér, D., Szabó, S., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2020).** Use of leaves as bioindicator to assess air pollution based on composite proxy measure (APTI), dust amount and elemental concentration of metals. *Plants*, 9(12), 1743.
- Morrissey, J., & Guerinot, M. L. (2009).** Iron uptake and transport in plants: the good, the bad, and the ionome. *Chemical reviews*, 109(10), 4553-4567.
- Mukherjee, S., Chakraborty, A., Mondal, S., Saha, S., Haque, A., & Paul, S. (2019).** Assessment of common plant parameters as biomarkers of air pollution. *Environmental monitoring and assessment*, 191, 1-8.
- Mureva, A., Ward, D., Pillay, T., Chivenge, P., & Cramer, M. (2018).** Soil organic carbon increases in semi-arid regions while it decreases in humid regions due to woody-plant encroachment of grasslands in South Africa. *Scientific Reports*, 8(1), 15506.
- Nawab, J., Ghani, J., Khan, S., Khan, M. A., Ali, A., Rahman, Z., ... & Lei, M. (2022).** Nutrient Uptake and Plant Growth Under the Influence of Toxic Elements. In *Sustainable Plant Nutrition under Contaminated Environments* (pp. 75-101). Springer, Cham.
- Nayak, S., & Gupta, R. (2019).** Heavy metals in agro-ecosystems and their impacts on human health. *Contam. Agric. Environ. Heal. Risks Remediat*, 58-65.
- Naz, S., Chatha, A. M. M., Téllez-Isaías, G., Ullah, S., Ullah, Q., Khan, M. Z., ... & Kari, Z. A. (2023).** A Comprehensive Review on Metallic Trace Elements Toxicity in Fishes and Potential Remedial Measures. *Water*, 15(16), 3017.
- Nedjimi, B., & Brahim, G. U. I. T. (2012).** Les steppes algériennes: causes de déséquilibre. *Algerian Journal of Arid Environment "AJAE"*, 2(2), 12-12.
- Nedjraoui, D., & Bédrani, S. (2008).** La désertification dans les steppes algériennes: causes, impacts et actions de lutte. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 8(1).
- Neffar, S., Beddiar, A., & Chenchouni, H. (2015).** Effects of soil chemical properties and seasonality on mycorrhizal status of prickly pear (*Opuntia ficus-indica*) planted in hot arid steppe rangelands. *Sains Malaysiana*, 44(5), 671-680.
- Neffar, S., Beddiar, A., Menasria, T., & Chenchouni, H. (2022).** Planting prickly pears as a sustainable alternative and restoration tool for rehabilitating degraded soils in dry steppe rangelands. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(3), 1-19.

- Negm, A., Bouderbala, A., Chenchouni, H., Barcelo, D. (Eds), 2020.** Water Resources in Algeria - Part I: Assessment of Surface and Groundwater. Springer Nature Switzerland. <http://doi.org.snd11.arn.dz/10.1007/978-3-030-57895-4>.
- NFP94-056** : Analyse granulométrique-méthode par tamisage à sec après lavage.
- Nguyen, D. T. C., Tran, T. V., Kumar, P. S., Din, A. T. M., Jalil, A. A., & Vo, D. V. N. (2022).** Invasive plants as biosorbents for environmental remediation: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(2), 1421-1451.
- Nigam, A., & Gupta, R. (2020).** *Environmental Analysis Laboratory Handbook*. John Wiley & Sons.
- Nissim, W. G., & Labrecque, M. (2021).** Reclamation of urban brownfields through phytoremediation: implications for building sustainable and resilient towns. *Urban Forestry & Urban Greening*, 127364.
- Noor, I., Sohail, H., Sun, J., Nawaz, M. A., Li, G., Hasanuzzaman, M., & Liu, J. (2022).** Heavy metal and metalloid toxicity in horticultural plants: Tolerance mechanism and remediation strategies. *Chemosphere*, 135196.
- Norme AFNOR,"** Qualité de sol", Ed. AFNOR, Paris (1999).
- Nunes da Silva, M., Machado, J., Osorio, J., Duarte, R., & Santos, C. S. (2022).** Non-essential elements and their role in sustainable agriculture. *Agronomy*, 12(4), 888.
- Nyiramigisha, P. (2021).** Harmful impacts of heavy metal contamination in the soil and crops grown around dumpsites. *Reviews in Agricultural Science*, 9, 271-282.
- O.N.M 2017** : Office National de Météorologique de Tébessa.
- Obiri-Nyarko, F., Duah, A. A., Karikari, A. Y., Agyekum, W. A., Manu, E., & Tagoe, R. (2021).** Assessment of heavy metal contamination in soils at the Kpone landfill site, Ghana: Implication for ecological and health risk assessment. *Chemosphere*, 131007.
- Ojha NK, Zyryanov GV, Majee A, Charushin VN, Chupakhin ON, Santra S (2017)** Copper nanoparticles as inexpensive and efficient catalyst: a valuable contribution in organic synthesis. *Corros Rev* 353:1–57
- Oladoye, P. O., Olowe, O. M., & Asemoloye, M. D. (2021).** Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literatures. *Chemosphere*, 132555.
- Olowoyo, J. O., & Mugivhisa, L. L. (2020).** Evidence of uptake of different pollutants in plants harvested from soil treated and fertilized with organic materials as source of soil nutrients from developing countries.
- Orlova, K. N., Pietkova, I. R., & Borovikov, I. F. (2015, August).** Analysis of air pollution from industrial plants by lichen indication on example of small town. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 91, No. 1, p. 012072). IOP Publishing.
- Pande, A., Mun, B. G., Methela, N. J., Rahim, W., Lee, D. S., Lee, G. M., ... & Yun, B. W. (2022).** Heavy metal toxicity in plants and the potential NO-releasing novel techniques as the impending mitigation alternatives. *Frontiers in plant science*, 13, 1019647.
- Parihar, P., Singh, S., Singh, R., Rajasheker, G., Rathnagiri, P., Srivastava, R. K., ... & Kishor, P. K. (2019).** An Integrated Transcriptomic, Proteomic, and Metabolomic Approach to Unravel the Molecular Mechanisms of Metal Stress Tolerance in Plants. In *Plant-Metal Interactions* (pp. 1-28). Springer, Cham.

- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016).** Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Patel, K., Tripathi, I., Chaurasia, M., & Rao, K. S. (2021).** Phytoremediation: Status and Outlook. *Pollutants and Water Management : Resources, Strategies and Scarcity*, 67-94
- Pecina, V., Juříčka, D., Hedbávný, J., Klimánek, M., Kynický, J., Brtnický, M., & Komendová, R. (2023).** The impacts of mining on soil pollution with metal (loid) s in resource-rich Mongolia. *Scientific Reports*, 13(1), 2763.
- Peñalver-Alcalá, A., Álvarez-Rogel, J., Peixoto, S., Silva, I., Silva, A. R. R., & González-Alcaraz, M. N. (2021).** The relationships between functional and physicochemical soil parameters in metal (loid) mine tailings from Mediterranean semiarid areas support the value of spontaneous vegetation colonization for phytomanagement. *Ecological Engineering*, 168, 106293.
- Pignatti, E., & Pignatti, S. (2017).** Floristic Inventory and Chorological Atlas. In *Plant Life of the Dolomites* (pp. 9-12). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Pouget, M. (1980).** Soil-vegetation relationships in the steppes of southern Algeria. *Soil-vegetation relationships in the steppes of southern Algeria.*, (116).
- Pujari, M., & Kapoor, D. (2021).** Heavy metals in the ecosystem: Sources and their effects. In *Heavy Metals in the Environment* (pp. 1-7). Elsevier.
- Qian, M., Li, X., Tang, L., Peng, Y., Huang, X., Wu, T., ... & Shen, Z. (2022).** VrNramp5 is responsible for cadmium and manganese uptake in *Vigna radiata* roots. *Environmental and Experimental Botany*, 199, 104867. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104867>
- Qin, W., Han, D., Song, X., & Liu, S. (2021).** Sources and migration of heavy metals in a karst water system under the threats of an abandoned Pb–Zn mine, Southwest China. *Environmental Pollution*, 277, 116774.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018).** Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122-137.
- Ramkumar, M. K., Preeti, K., Varuna, K., Shah, M. P., & Kumar, S. S. (2020).** Heavy metal pollution: an insight towards its infiltration, impact and remediation. In *Environmental Microbiology and Biotechnology* (pp. 91-112). Springer, Singapore.
- Ran, H., Guo, Z., Yi, L., Xiao, X., Zhang, L., Hu, Z., ... & Zhang, Y. (2021).** Pollution characteristics and source identification of soil metal (loid) s at an abandoned arsenic-containing mine, China. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125382.
- Rapini, A. (2014).** Introduction to botanical taxonomy. In *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology* (pp. 123-139). Humana Press, New York, NY. DOI https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8636-7_9
- Raunkiaer C., 1904.** Om biologiske typer, med Hensyn til Planternes Tilpasning til at overle ugunstige Aarister. *Bot. Tidsskrift*, 26.
- Raunkiaer C., 1905.** Types biologiques pour la géographie botanique. *Oversigt over Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Forhandling* : 347-437.
- Raunkiaer C., 1934.** The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer. Oxford Clarendon Press, 632 p
- Rawat, K., Fulekar, M. H., & Pathak, B. (2012).** Rhizofiltration: a green technology for remediation of heavy metals. *Intl J Inno Biosci*, 2(4), 193-199.

- Raza, A., Charagh, S., Najafi-Kakavand, S., & Siddiqui, M. H. (2021).** The crucial role of jasmonates in enhancing heavy metals tolerance in plants. In *Jasmonates and salicylates signaling in plants* (pp. 159-183). Springer, Cham
- Reddy, A. V. B., Moniruzzaman, M., & Madhavi, G. (2021).** Removal of Heavy Metal Pollutants from Wastewater Using Zerovalent Iron Nanoparticles. In *Water Pollution and Remediation: Heavy Metals* (pp. 37-72). Springer, Cham.
- Remon, E. (2006).** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution (Doctoral dissertation, Université Jean Monnet-Saint-Etienne).
- Rossetti, F., Blanc, A. C., Riguzzi, F., Leroux, E., Pavlopoulos, K., Bellier, O., & Kapsimalis, V. (2018).** The Structural Geology Contribution to the Africa-Eurasia Geology: Basement and Reservoir Structure, Ore Mineralisation and Tectonic Modelling. In Conference proceedings CAJG (p. 23). https://doi.org/10.1007/978-3-030-01455-1_15
- Roth-Monzón, A. J., Mendoza-Hernández, A. A., & Flores-Villela, O. (2018).** Amphibian and reptile biodiversity in the semi-arid region of the municipality of Nopala de Villagrán, Hidalgo, Mexico. *PeerJ*, 6, e4202.
- Ruault-Djerrab, M., Ferré, B., & Kechid-Benkherouf, F. (2012).** Etude micropaléontologique du Cénomano-Turonien dans la région de Tébessa (NE Algérie): implications paléoenvironnementales et recherche de l’empreinte de l’OAE2. *Revue de Paléobiologie*, 31(1), 127-144.
- Sahrawat, K. L., & Wani, S. P. (2013).** Nutrient Deficiencies and their Management in Soils of the Semi-Arid Tropical Regions.
- Sakadevan, K., & Nguyen, M. L. (2010).** Extent, impact, and response to soil and water salinity in arid and semiarid regions. *Advances in agronomy*, 109, 55-74.
- Salamanca, E. J. P., Madera-Parra, C. A., Avila-Williams, C. A., Rengifo-Gallego, A. L., & Ríos, D. A. (2015).** Phytoremediation using terrestrial plants. In *Phytoremediation* (pp. 305-319). Springer, Cham.
- Salamanca, E. J. P., Madera-Parra, C. A., Avila-Williams, C. A., Rengifo-Gallego, A. L., & Ríos, D. A. (2015).** Phytoremediation using terrestrial plants. In *Phytoremediation* (pp. 305-319). Springer, Cham.
- Samira, G. (2019).** Impact des sites miniers abandonnés sur l’environnement. Cas de la région Nord de Tébessa. (Extrême est Algérien) (Doctoral dissertation).
- Sanders, T., Liu, Y., Buchner, V., & Tchounwou, P. B. (2009).** Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: a review. *Reviews on environmental health*, 24(1), 15-46.
- Sanjosé, I., Navarro-Roldán, F., Infante-Izquierdo, M. D., Martínez-Sagarra, G., Devesa, J. A., Polo, A., ... & Muñoz-Rodríguez, A. F. (2021).** Accumulation and effect of heavy metals on the germination and growth of *Salsola vermiculata* L. seedlings. *Diversity*, 13(11), 539.
- Saroop, S., & Tamchos, S. (2021).** Monitoring and impact assessment approaches for heavy metals. In *Heavy Metals in the Environment* (pp. 57-86). Elsevier.
- 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. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 249, 71-131.

- Selvi A, Rajasekar A, Theerthagiri J, Ananthaselvam A, Sathishkumar K, Madhavan J, Rahman PKSM (2019)** Integrated remediation processes toward heavy metal removal/recovery from various environments-a review. *Front Environ Sci* 7:66–81. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00066>
- Semenkov, I., & Koroleva, T. (2020).** Heavy metals content in soils of Western Siberia in relation to international soil quality standards. *Geoderma Regional*, 21, e00283.
- Senoussi, A., Schadt, I., Hioun, S., Chenchouni, H., Saoudi, Z., Aissaoui Zitoun–Hamama, O., ... & Rapisarda, T. (2021).** Botanical composition and aroma compounds of semi-arid pastures in Algeria. *Grass and Forage Science*, 76(2), 282-299.
- Shah, S. B. (2021).** Heavy Metals in the Marine Environment—An Overview. *Heavy Metals in Scleractinian Corals*, 1-26.
- Shakya, A., & Agarwal, T. (2020).** Potential of Biochar for the Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil. *Biochar Applications in Agriculture and Environment Management*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 77-98.
- Shrivastava, M., Khandelwal, A., & Srivastava, S. (2019).** Heavy metal hyperaccumulator plants: The resource to understand the extreme adaptations of plants towards heavy metals. In *Plant-metal interactions* (pp. 79-97). Springer, Cham
- Sihombing, P., & Rivaldo, R. (2021).** Development of an Automatic Control System for Controlling of Soil pH Using a Microcontroller. In *Cyber Physical, Computer and Automation System* (pp. 107-119). Springer, Singapore. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-33-4062-6_10
- Singh, A. D., Sharma, P., Kohli, S. K., Kumar, P., Singh, R., Arora, P., ... & Bhardwaj, R. (2020).** Role of Plant Growth Regulators (PGRs) in Mitigation of Heavy Metal Phytotoxicity in Plants. In *Cellular and Molecular Phytotoxicity of Heavy Metals* (pp. 263-304). Springer, Cham.
- Singh, A. P., Giri, B. S., Singh, A., & Chaturvedi, P. (2021).** Role of Antioxidant in Plant- and Microbe-Based Remediation of Metal Stress. In *Antioxidants in Plant-Microbe Interaction* (pp. 181-197). Springer, Singapore.
- Singh, P., Siddiqui, H., Sami, F., Arif, Y., Bajguz, A., & Hayat, S. (2020).** Cadmium: A threatening agent for plants. In *Plant Responses to Soil Pollution* (pp. 59-88). Springer, Singapore.
- SIRVENT, L. (2020).** Les types biologiques.
- Slimane, M., & El-hafid, N. (2021).** Microbiome response under heavy metal stress. In *Heavy Metals in the Environment* (pp. 39-56). Elsevier.
- Sodango, T. H., Li, X., Sha, J., & Bao, Z. (2018).** Review of the spatial distribution, source and extent of heavy metal pollution of soil in China: impacts and mitigation approaches. *Journal of health and pollution*, 8(17), 53-70.
- Souahi, H., Chebout, A., & Assal, N. (2021).** EFFECTS OF HEAVY METALS ON THE GERMINATION AND RADICLE GROWTH OF HALOPHYTES SPECIES (ATRIPLEX HALIMUS L.). *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 31(4).
- Souahi, H., Chebout, A., Akrouf, K., Massaoud, N., & Gacem, R. (2021).** Physiological responses to lead exposure in wheat, barley and oat. *Environmental Challenges*, 4, 100079.
- Souahi, H., Chebout, A., Fares, R., & Sédairia, L. (2023).** Remediation of Agricultural Soil

by the Use of Halophytic Crops Under Heavy Metals Conditions in Semi-Arid Environments. *Gesunde Pflanzen*, 75(4), 1181-1192.

Souahi, H., Gacem, R., & Chenchouni, H. (2022). Variation in Plant Diversity along a Watershed in the Semi-Arid Lands of North Africa. *Diversity*, 14(6), 450. <https://doi.org/10.3390/d14060450>

Souahi, H., Gharbi, A., & Gassarellil, Z. (2017). Growth and physiological responses of cereals species under lead stress. *International Journal of Biosciences*, 11(1), 266-273.

Souri, Z., Cardoso, A. A., da-Silva, C. J., de Oliveira, L. M., Dari, B., Sihi, D., & Karimi, N. (2019). Heavy metals and photosynthesis: recent developments. *Photosynthesis, Productivity and Environmental Stress*, 107-134.

Srivastava, N., Chattopadhyay, J., Yashi, A., & Rathore, T. (2022). Heavy Metals Removal Techniques from Industrial Waste Water. In *Advanced Industrial Wastewater Treatment and Reclamation of Water* (pp. 87-101). Springer, Cham.

Srivastava, P., & Giri, N. (2021). Role of Plants in Phytoremediation of Industrial Waste. Bioprospecting of Plant Biodiversity for Industrial Molecules.

Srivastava, V., Sarkar, A., Singh, S., Singh, P., De Araujo, A. S., & Singh, R. P. (2017). Agroecological responses of heavy metal pollution with special emphasis on soil health and plant performances. *Frontiers in Environmental Science*, 5, 64.

Swamy, M. K., Nalina, N., Nalina, D., Akhtar, M. S., & Purushotham, B. (2019). Heavy Metal Stress and Tolerance in Plants Mediated by Rhizospheric Microbes. In *Salt Stress, Microbes, and Plant Interactions : Causes and Solution* (pp. 181-198). Springer, Singapore.

Tamás, J., & Kovács, E. (2005). Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösoroszi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforschung C*, 60(3-4), 362-368.

Tapia, J., Molina-Montenegro, M., Sandoval, C., Rivas, N., Espinoza, J., Basualto, S., ... & Vargas-Chacoff, L. (2021). Human activity in Antarctica: effects on metallic trace elements (MTEs) in plants and soils. *Plants*, 10(12), 2593.

Terrones-Saeta, J. M., Suárez-Macías, J., Bernardo-Sánchez, A., Álvarez de Prado, L., Menéndez Fernández, M., & Corpas-Iglesias, F. A. (2021). Treatment of Soil Contaminated by Mining Activities to Prevent Contamination by Encapsulation in Ceramic Construction Materials. *Materials*, 14(22), 6740.

Tiwari, S., & Agrawal, S. B. (Eds.). (2022). *New Paradigms in Environmental Biomonitoring Using Plants*. Elsevier.

Tounsadi, H., Khalidi, A., Abdennouri, M., & Barka, N. (2015). Biosorption potential of *Diplotaxis harra* and *Glebionis coronaria* L. biomasses for the removal of Cd (II) and Co (II) from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 822-830.

Tounsadi, H., Khalidi, A., Abdennouri, M., & Barka, N. (2016). Activated carbon from *Diplotaxis Harra* biomass: Optimization of preparation conditions and heavy metal removal. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 59, 348-358.

Tózsér, D., Horváth, R., Simon, E., & Magura, T. (2023). Heavy metal uptake by plant parts of *Populus* species: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(26), 69416-69430.

Ugulu, I., Bibi, S., Khan, Z. I., Ahmad, K., Munir, M., Malik, I. S., ... & Alrefaei, A. F. (2023). Biomonitoring of Heavy Metal and Metalloid Contamination in Industrial Wastewater

- Irrigated Areas Using Sugar Beet (*Brassica oleracea* L.). *Sustainability*, 15(12), 9694.
- Unver, M. C., Ugulu, I., Durkan, N., Baslar, S., & Dogan, Y. (2015).** Heavy metal contents of *Malva sylvestris* sold as edible greens in the local markets of Izmir. *Ekoloji Dergisi*, 24(96).
- Upadhyay, A. K., Singh, R., & Singh, D. P. (2020).** Phytoremediation and sustainable developmental policies and practices. In *Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment* (pp. 17-29). Springer, Singapore.
- Upadhyay, K. H., Vaishnav, A. M., Tipre, D. R., & Dave, S. R. (2021).** Metal Bioremediation, Mechanisms, Kinetics and Role of Marine Bacteria in the Bioremediation Technology. In *Biotechnology for Sustainable Environment* (pp. 173-199). Springer, Singapore.
- Vaverková, M., & Adamcová, D. (2014).** Heavy metals uptake by select plant species in the landfill area of Štěpánovice, Czech Republic. *Pol. J. Environ. Stud*, 23(6), 2265-2269.
- Vinayagam, S., Sathishkumar, K., Ayyamperumal, R., Natarajan, P. M., Ahmad, I., Saeed, M., ... & Sundaram, T. (2023).** Distribution and transport of contaminants in soil through mining processes and its environmental impact and health hazard assessment: A review of the prospective solutions. *Environmental Research*, 117473.
- Vitinotes (2006)** *Mesure du carbone organique dans le sol* (Cooperative Research Centre for Viticulture : Adelaide, SA, Australie)
- Vo, H. N. P., Bui, X. T., Nguyen, T. M. H., Koottatep, T., & Bandyopadhyay, A. (2018).** Insights of the removal mechanisms of pharmaceutical and personal care products in constructed wetlands. *Current Pollution Reports*, 4(2), 93-103.
- Wang, M., Lu, N., An, N., & Fu, B. (2022).** Plant functional and phylogenetic diversity regulate ecosystem multifunctionality in semi-arid grassland during succession. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 791801.
- Wang, Q., Xie, Z., & Li, F. (2015).** Using ensemble models to identify and apportion heavy metal pollution sources in agricultural soils on a local scale. *Environmental Pollution*, 206, 227-235. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.06.040>
- Wei ZJ, Han GD, Zhao G, Li DX (2013) *Research on the Chinese Desert Steppe Ecosystem*. Science Press, Beijing
- Wesche, K., Korolyuk, A., Lashchinsky, N., Silantyeva, M. M., Rosche, C., & Hensen, I. (2020).** The Kulunda steppe as part of the Eurasian steppe belt. In *KULUNDA: Climate Smart Agriculture* (pp. 7-18). Springer, Cham.
- Wu, Y., Li, X., Yu, L., Wang, T., Wang, J., & Liu, T. (2022).** Review of soil heavy metal pollution in China: Spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives. *Resources, Conservation and Recycling*, 181, 106261. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106261>
- Xiang, M., Li, Y., Yang, J., Lei, K., Li, Y., Li, F., ... & Cao, Y. (2021).** Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops. *Environmental Pollution*, 278, 116911.
- Xie, W., Ge, M., Li, G., Zhang, L., Tang, Z., Li, R., & Zhang, R. (2017).** Astragalus polysaccharide protect against cadmium-induced cytotoxicity through the MDA5/NF- κ B pathway in chicken peripheral blood lymphocytes. *Molecules*, 22(10), 1610.
- Yadav, M., George, N., & Dwibedi, V. (2023).** Emergence of toxic trace elements in plant

environments: Insights into potential of silica nanoparticles for mitigation of metal toxicity in plants. *Environmental Pollution*, 122112.

Yadav, M., Singh, G., & Jadeja, R. N. (2021). Phytoremediation for Heavy Metal Removal: Technological Advancements. *Pollutants and Water Management: Resources, Strategies and Scarcity*, 128-150.

Yadav, M., Singh, G., & Jadeja, R. N. (2021). Phytoremediation for Heavy Metal Removal: Technological Advancements. *Pollutants and Water Management: Resources, Strategies and Scarcity*, 128-150.

Yao, J. J., Kong, D. D., Luo, J. Y., Qin, W. J., Qin, X. M., Fan, Z. W., & Yang, M. H. (2019). Safety evaluation of heavy metals contaminated *Astragalus membranaceus* using health risk assessment model. *Zhongguo Zhong yao za zhi= Zhongguo Zhongyao Zazhi= China Journal of Chinese Materia Medica*, 44(14), 3094-3099.

Yeremenko, O., Kalenska, S., Pokoptseva, L., & Todorova, L. (2019). The Influence of AKM Growth Regulator on Photosynthetic Activity of Oilseed Flax Plants in the Conditions of Insufficient Humidification of the Southern Steppe of Ukraine. In *Modern Development Paths of Agricultural Production* (pp. 793-806). Springer, Cham.

Yuan, Y., Xiong, D., Wu, H., Zhang, S., Zhang, B., Dahal, N. M., ... & Shi, L. (2020). Spatial variation of soil physical properties and its relationship with plant biomass in degraded slopes in dry-hot valley region of Southwest China. *Journal of Soils and Sediments*, 20(5), 2354-2366. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02617-z>

Yustres, Á., López-Vizcaíno, R., Cabrera, V., & Navarro, V. (2021). Physicochemical and Hydrodynamic Aspects of Soil. In *Electrochemically Assisted Remediation of Contaminated Soils* (pp. 3-27). Springer, Cham.

Zaid, A., Ahmad, B., Jaleel, H., Wani, S. H., & Hasanuzzaman, M. (2020). A critical review on iron toxicity and tolerance in plants: role of exogenous phytoprotectants. *Plant Micronutrients*, 83-99. https://doi.org/10.1007/978-3-030-49856-6_4

Zeng, L., Wang, Y., Jing, L., & Cheng, Q. (2021). Quantitative determination of auxiliary information for mapping soil heavy metals and soil contamination risk assessment. *Applied Geochemistry*, 130, 104964

Zhang, J., Cao, X., Yao, Z., Lin, Q., Yan, B., Cui, X., ... & Chen, G. (2021). Phytoremediation of Cd-contaminated farmland soil via various *Sedum alfredii*-oilseed rape cropping systems: Efficiency comparison and cost-benefit analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126489.

Zhang, Y. Y., Wu, W., & Liu, H. (2019). Factors affecting variations of soil pH in different horizons in hilly regions. *Plos one*, 14(6), e0218563.

Zine, H., Midhat, L., Hakkou, R., El Adnani, M., & Ouhammou, A. (2020). Guidelines for a phytomanagement plan by the phytostabilization of mining wastes. *Scientific African*, e00654.

Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., ... & Anjum, M. Z. (2019). Lead toxicity in plants : Impacts and remediation. *Journal of environmental management*, 250, 109557. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>

Annexes

Annexe 1.

Tableau 1. moyennes mensuelles des températures de Tébessa (1972-2021)

Année	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moy
1972	5,6	7,4	10	9,8	14,3	21,4	24,1	23,2	19,8	13,7	10,7	5,7	13,81
1973	4,4	4,8	5,6	10,5	19,9	23,1	26,9	23,6	21,7	17,1	9,3	6,3	14,43
1974	6,2	6,4	9,8	10,8	15,6	23,5	23,9	24,1	20,8	13,3	9,1	5,9	14,12
1975	5,9	6	8,5	11,9	16,4	21,3	25,4	23,2	22,7	14,2	9,2	7,4	14,34
1976	5,2	6,6	7,4	11,8	16	20	23,6	23,8	19,9	15,4	7,8	8,2	13,81
1977	8	9,8	11,8	12,9	17,5	21,8	27,8	24,6	19,8	16,6	11	7,9	15,79
1978	5,1	9,8	9,2	12,7	17	23	25,5	24,6	20,4	12,6	7,9	9,8	14,8
1979	9,8	8,6	10,5	10,2	16,7	22	26,1	25,2	18,8	17,6	8,4	7,4	15,11
1980	5,8	7,3	9	10,3	14,9	22,4	24,9	25,7	21,7	14,2	11	4,5	14,31
1981	3,9	6,3	12,4	15,2	19	23,3	24,5	24,1	20,7	17,3	9,2	9,7	15,47
1982	7,7	7,4	9,2	11,8	17	24,2	28	25,9	21,5	15,9	10,8	5,7	15,43
1983	4,7	6,7	9,3	15,3	18,9	22,5	27,1	26	21,6	15	12,2	7,2	15,54
1984	6,1	6	8,5	13	17	23,1	26,1	25,1	20,6	14,5	12	6,4	14,87
1985	5,4	10,4	8,3	14,2	16,9	25,1	27,7	25,6	20,4	15,7	13	8	15,89
1986	6,3	8,1	9,4	13,7	19,9	22	25	26,8	21	16,6	10,2	6,4	15,45
1987	6,3	7,7	8,8	14,3	16,7	24,3	26,7	27,9	23,6	19,3	10,7	10,5	16,4
1988	8,2	7,4	9,9	14,8	20,5	22,5	28	26,7	20,6	18,2	11,6	5,8	16,18
1989	5,4	7,2	11,5	13,7	18,2	20,9	25,6	26,1	22,2	15,5	13,4	10,7	15,87
1990	6,1	10,4	10,4	12,7	17,2	25,1	24,9	22,5	24,1	20	11,5	5,5	15,87
1991	5,5	6,8	11,6	10,4	14,2	21,9	26,3	25,6	21,8	16,7	10,6	5,5	14,74
1992	4,7	6,7	9,4	11,8	16,3	20,9	23,9	25,7	21,9	18	12,1	7,8	14,93
1993	5,2	5,6	8,7	13,9	19,2	24,8	26,8	27	22,3	19,1	11,1	7,7	15,95
1994	7,5	8,91	11,9	11,8	21,9	24,2	27	28,6	23,6	16,7	13,2	8,1	16,95
1995	5,7	10,3	9,2	12,7	20,1	22,9	27,1	24,6	21,1	16,3	11,3	9,8	15,93
1996	9,1	6,3	10,1	12,4	18,2	20,8	25,9	26,6	20,3	15	12,4	10,2	15,61
1997	8,7	9,3	9,3	12	20,4	26,6	27,5	25,2	20,5	17	11,8	8,5	16,4
1998	7,2	8,2	9,8	15,1	17,7	24,6	27,8	25,7	23,2	15	10,2	6,3	15,9
1999	7,1	5,8	10,2	14,9	22,1	25,8	26,2	28,9	23,6	19,2	11,1	7,1	16,83
2000	4,1	7,8	11,7	16,1	21	22,4	27,5	26,8	22,1	15,9	12,8	9,4	16,47
2001	8	7,5	15,6	14	19,6	25	28,4	27,1	22,3	21,1	11,8	6,8	17,27
2002	6,3	9	12,5	15	19,4	25,1	26,6	24,9	21,2	17,8	12,2	8,8	16,57
2003	6,9	6,1	10	14,1	18,9	25,2	29,2	27,4	21,5	19,6	12,3	7	16,52
2004	6,9	9,6	11,2	12,8	15,9	22,4	26,2	27	20,8	20,5	10,2	8,1	15,97
2005	4,5	4,9	11,2	14,2	21,1	23,7	28,5	25,9	21,6	17,8	12,1	6,5	16
2006	4,9	7,2	11,8	16,6	21,3	24,8	26,5	25,9	21,4	19	12,1	7,9	16,62
2007	8,8	9,2	9,7	13,5	18,5	25,3	26,5	26,7	22	17,6	10,5	6,9	16,27
2008	7	8,3	10,9	15,5	19,3	23,4	28,7	27,2	22,2	16,9	10,1	6,3	16,32
2009	11	6,4	9,7	11,5	19	24,2	28,7	26,8	21	15,7	12,4	10,7	16,43
2010	8,3	10,1	13,1	15,9	17,4	24	27,2	27,1	21,7	16,8	11,9	8,8	16,86
2011	7,6	6,4	9,5	14,8	17,4	22,4	27,5	27	23,5	15,7	12,3	7,9	16
2012	5,9	4,1	10,5	14,4	19,3	27,1	28,8	28,8	22,4	19,3	14,2	8,8	16,97
2013	7,2	6,7	12,9	15,7	18,8	23,1	27	25,4	22,6	21,3	10,9	7,2	16,57
2014	7,8	8,9	8,7	15,2	19	23,6	27,4	28,3	24,6	19,1	14	7,9	17,04
2015	6,4	5,9	9,8	15,1	20,15	22,7	27,05	26,2	22,05	18,15	11,65	8,25	16,11
2016	8,8	10,3	10,8	17,4	19,45	23,9	26,6	25,25	21,45	19,6	12,3	9	17,08
2017	5,4	9,75	12,1	13,4	20,85	25,35	32,35	28,1	22	15,7	10,7	6,8	16,88

2018	8,6	7,45	12,5	16,2	18,2	22,7	30,1	24,2	23,7	16,6	11,5	8,2	16,7
2019	5,6	6,2	9,4	13,4	15,7	26,2	28,2	27,6	22,8	17,4	10,6	9,6	17,7
2020	7	9,6	11	15,3	20,8	23,7	26,6	28	21,9	16,1	12,8	13,6	18,7
2021	6,5	7,7	10,1	14,6	18,9	24,2	27,3	26,9	22,3	17,5	11,4	7,9	19,7
moy	6,6	7,63	10,2	13,5	18,39	23,43	26,84	25,99	21,72	17,01	11,28	7,81	20,7

Tableau 2. moyennes mensuelles des précipitation de Tébessa (1972-2021)

Année	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Cumul
1972	71,9	25,1	34,9	95	26,4	47,7	11,1	8,4	36,9	99,3	11,2	34,9	502,8
1973	46	42,7	171,1	31,3	44,7	65,5	5,3	36,4	16,3	12,9	6	94,4	572,6
1974	14	28,3	29,3	50,2	10,4	24,8	4,5	12,1	27,1	37,9	18,5	14,2	271,3
1975	23,4	67,8	33,6	21,6	66,6	0	25,4	23,7	26,1	11	74,3	6,2	379,7
1976	22,4	38,2	49,1	32,4	25,8	59	27,3	39,3	25,1	23,1	134,5	10,3	486,5
1977	14,7	66	45,1	40,4	38,2	9,1	15	19,4	11,2	3,3	46,7	3,9	313
1978	3,9	54,7	102,5	23	23,9	3,9	0	50,1	5,4	26	20,4	3,6	317,4
1979	10,3	44,6	40,3	89,4	22,7	27,7	0	11,7	116,1	18,5	21,3	1,7	404,3
1980	33,7	29,8	76,8	28,1	41	4,3	2	3,4	65,8	3,7	24,1	47,5	360,2
1981	13,4	18,8	24,1	11,7	35,8	72,4	3,6	4,1	37,3	23	1,9	15,3	261,4
1982	21,8	45,6	12,4	56,2	80,1	8,5	3,7	15,5	12	58,5	50,3	24,7	389,3
1983	2,8	7,3	18,1	5,7	30,4	42,7	0,7	31,5	3,9	31,7	17,9	12,2	204,9
1984	18,9	92,4	24	24,1	4,3	6,8	0,2	15,4	27,2	26,2	19,1	51	309,6
1985	25,7	11,3	54,5	26,4	65,2	27,2	2,4	6	50,8	23,1	3,5	13,5	309,6
1986	31,1	14,3	83,1	2,5	35,8	15,2	51	13,1	24,4	28,7	44,7	20,7	364,6
1987	10,2	27,4	62,6	13,2	25,1	4,2	33,7	5	15,5	18,7	33,8	9,2	258,6
1988	23,7	4,2	35,8	31,6	55,6	62,1	8,3	6,5	21,4	20,6	35,1	35,4	340,3
1989	18,3	17,4	14	16,3	8,4	57,3	8,7	99,3	44,6	12	10,8	8,7	315,8
1990	83	0,2	34,8	43,1	66,9	17,1	15,2	136,6	53,3	22,4	99,8	64,9	637,3
1991	30,3	12,8	54	43	67,8	14,4	6,4	65,6	74,7	34,4	44,3	14,2	461,9
1992	34	29,9	24,3	43,6	82	23,2	13,4	4,5	51,2	28,4	61,6	48,4	444,5
1993	9,3	27,9	21,4	2,6	31,1	12,8	20,1	1,8	22,7	3,8	16,8	28,7	199
1994	31	23,9	19,4	23,3	41	2,4	4,5	11	7,2	66,8	0,6	6,8	237,9
1995	24,7	3	32,3	22,1	7,4	37,9	1,7	44,1	149,7	39,7	26,6	18,2	407,4
1996	24,9	72,9	56,3	49,8	30,2	38,9	13,2	30	12,4	4,1	1,2	15	348,9
1997	31,6	7,1	18,9	46,8	16,1	10,3	20,2	23,7	64	72,5	45,2	21,5	377,9
1998	22,3	10,2	28,7	29,2	16,7	31	0	15,2	78,6	36,2	55,1	14,5	337,7
1999	56,4	11,7	45,6	15,4	30,9	16,9	18,9	33,7	22,1	81,5	64,6	34,5	432,2
2000	3,7	4,1	10	14,7	86,5	76,4	21,6	18,8	51	18,3	17	13,7	335,8
2001	27,1	15,8	15,1	2,7	49,3	2,4	7,6	1,4	55	1,7	23,3	7,1	208,5
2002	17	11,8	5,2	29	40,6	13,3	58	84,7	36,5	38	76,4	30,3	440,8
2003	100	38,9	18	97,8	29,2	9,5	2,8	12,1	7,2	45,5	17,5	168,4	547,3
2004	20,6	3,2	72,6	29,4	39,4	91,6	16,4	44	19	26	117	66,9	546,1
2005	29,2	34	24	20,4	1,2	31,5	1,4	46,6	33,3	94,1	31,6	77,3	424,6
2006	34,9	14,4	5,5	43,6	37,6	26,9	8,4	26	6,4	12	3,7	63,2	282,6
2007	5,2	11	61	59,1	16,8	98,2	30,2	54,4	49,7	15,4	9,3	28,7	439
2008	6,1	7	36,4	28	67,4	12,9	4,3	18,7	84,9	52	12,8	47,1	377,6
2009	76,9	11,6	26,7	111,9	65,9	0	23	12,7	96,7	2	2	7	436,4
2010	38,7	3,1	13,1	79,3	35	25,9	20,2	2,4	77	17	55,1	5,5	372,3
2011	26,5	66,7	60,6	43,4	47,2	28,4	54,2	10,2	3	86,1	34	8,9	469,2
2012	46,4	57,2	39,4	24,1	27,8	2,1	3,5	35,5	41	51,9	13,2	2,6	344,7

2013	20,1	8,6	25	33,4	9	0,7	14,8	26,5	46,8	38,7	40	38,4	302
2014	38,7	48,4	27,9	2,3	19,9	29	22,5	8,7	49,3	7,1	43,2	39,5	336,5
2015	30,4	66,7	42,7	1,3	20,7	66	38,4	72,4	45,8	30,3	55,9	0	470,6
2016	13,4	4,3	32,3	18,1	37,7	2,7	0,8	13,6	30	49,3	18,7	65,8	286,7
2017	23,4	8,7	10,5	46,7	32,8	17,6	14,3	10	41,2	49	32,8	8,6	295,6
2018	0,7	29	18	26	95	13	2	71	13	88,9	7,9	13,2	377
2019	20,8	18,6	92,4	68	9,4	0,25	4,06	51,8	94,98	24,89	29,71	35,81	378
2020	11,9	0	73,14	43,17	10,92	52,07	6,85	0	78,48	20,07	26,66	47,5	379
2021	34,0	27,6	33,5	33,4	37,5	26,6	12,7	20,2	30,5	26,9	26,9	29,4	380
Moy	26,3	26,22	37,17	34,32	37,00	26,19	13,92	28,42	42,51	32,31	34,74	28,12	366,70

Annexe 2. Analyses du sol

Tableau 1. Echelle d'interprétation d'acidité (Doucet, 2006)

pH	Classe de réaction du sol
Extrêmement acide	< 4,5
Très fortement acide	4,5 – 5,0
Fortement acide	5,1 – 5,5
Moyennement acide	5,6 – 6,0
Faiblement acide	6,1 – 6,5
Neutre	6,6 – 7,3
Faiblement alcalin	7,4 – 7,8
Moyennement alcalin	7,9 – 8,4
Fortement alcalin	8,5 – 9,0
Très fortement alcalin	> 9,0

Tableau 2. Les normes de CE des sols (Durand, 1983)

Classe	CE en $\mu\text{s}/\text{cm}$ à 25 °C	Qualité des sols	Effet sur le rendement
Classe I	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe II	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement des cultures très sensibles au sel
Classe III	1000 à 2000	Salé	Diminution des rendements de la plus part des cultures
Classe IV	2000 à 4000	Très salé	Seules les cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant
Classe V	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures donnent des rendements satisfaisants

Tableau 3. Teneur de matière organique de sol (Vitinotes, 2006)

MO (%)	Sol
< 1%	Taux très faible : sol très pauvre en MO.
1-2%	Taux faible ; sol pauvre en MO.
2-4%	Bonne; sol riche en MO.
>4%	Très bonne ; sol très riche en MO

Tableau 4. Echelle de classification des sols le taux du calcaire totale (Baize, 2000)

Calcaire %	Interprétation
<1	Non calcaire
$1 < \text{CaCO}_3 < 5$	Peu calcaire
$5 < \text{CaCO}_3 < 25$	Modérément calcaire
$25 < \text{CaCO}_3 < 50$	Fortement calcaire
$50 < \text{CaCO}_3 < 80$	Très calcaire
> 80	Excessivement calcaire

Tableau 5. Dénominations des classes granulométriques agronomiques et limites (LANO, 2015)

DENOMINATIONS EN 5 CLASSES	ARGILE	LIMONS FINS	LIMONS GROSSIERS*	SABLES FINS	SABLES GROSSIERS
LIMITES DE TAILLE EN μm	< 2	2 à 20	20 à 50	50 à 200	200 à 2000
DENOMINATIONS EN 3 CLASSES	ARGILE	LIMONS totaux		SABLES totaux	
LIMITES DE TAILLE EN μm	< 2	2 à 50		50 à 2000	

Tableau 6. Les normes du phosphore total dans le sol

Classes	Teneur en phosphore total	Décision
Classe 1	<30 ppm	le taux de phosphore est très faible
Classe 2	30 - 50 ppm	le taux de phosphore est pauvre
Classe 3	50 - 100 ppm	le taux de phosphore est moyennement pauvre
Classe 4	100 - 200 ppm	le taux de phosphore est riche

Tableau 7. Norme de l'Azote (Chabaliera *et al.*, 2005)

Élément	Bon	Déficient	Pauvre
N %	> 0.1	0.05 - 0.10	< 0.05

Tableau 8. Catégories d'analyses de sol pour le calcium, le magnésium et le potassium (Laboski et Peters, 2012)

Éléments nutritifs	Très faible	Faible	Optimal	Élevé	Très élevé
Ca (ppm)	0- 300	301-600	601 - 1000	>1000	-
Mg (ppm)	0-50	51 -100	101- 500	>500	-
K (ppm)	<70	70-100	101 - 130	131 - 160	161 - 190

Annexe 3

Tableau 01. Fiche de relevé floristique

			Mois	Mois	Mois
			station	station	station
Famille	Espèce	Type biologique	Relevé	Relevé	Relevé
Famille 1	Espèce 1	Type biologique 1			
Famille 2	Espèce 2	Type biologique 2			
Famille 3	Espèce 3	Type biologique 3			
Famille 4	Espèce 4	Type biologique 4			
Famille 5	Espèce 5	Type biologique 5			
Famille 6	Espèce 6	Type biologique 6			

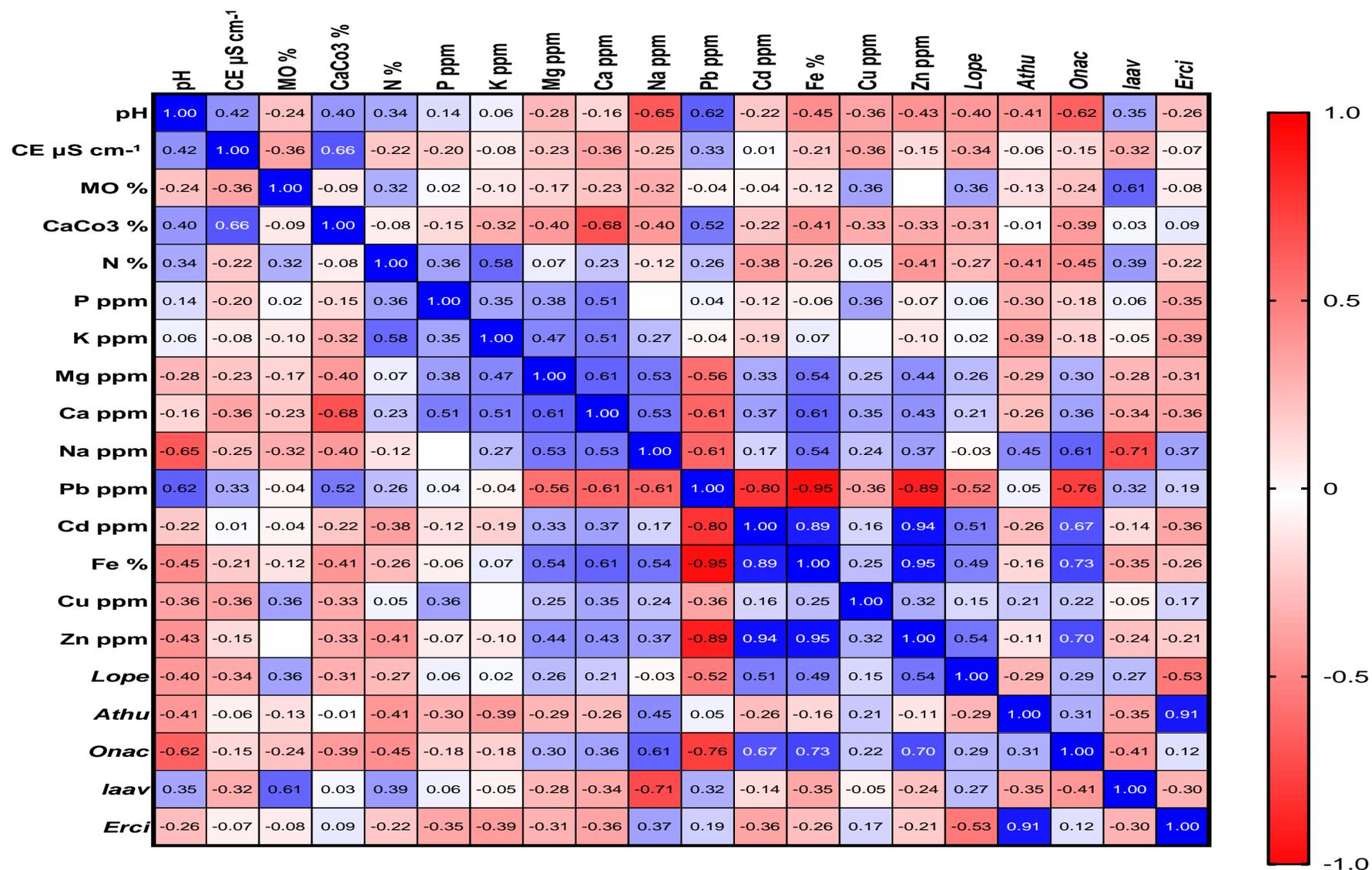
Tableau 02. Fiche de relevé linéaire

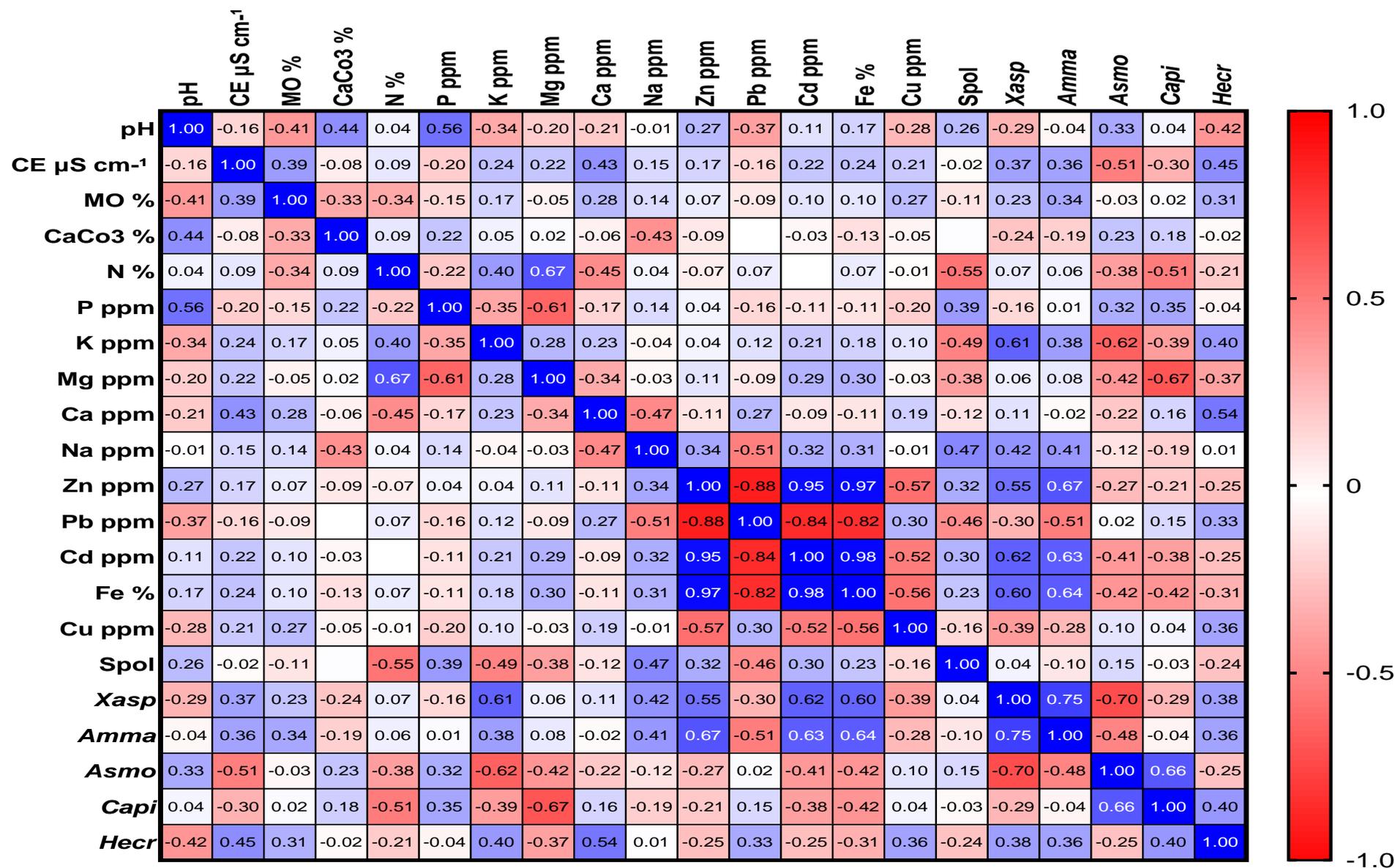
Relevé	R1	R2	R3	R4	R5
Station					
Mois					
coordonnée					
Litière%					
Elément grossier					
Sol nu					
Roche mère					
RG%					

Tableau 03. Échelle de coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet

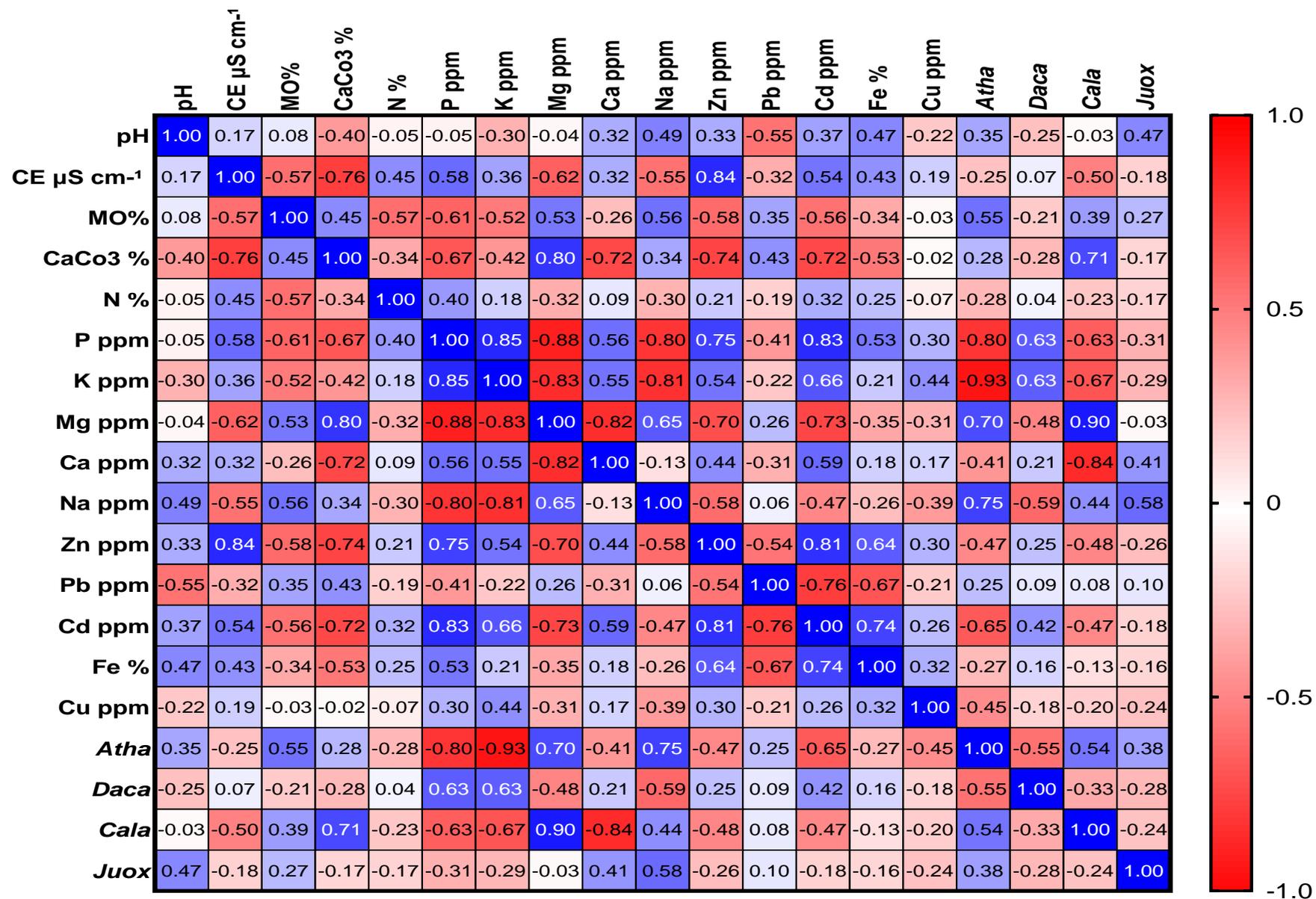
	5%	10%	coefficient	recouvrement
	25%	50%	5	75-100%
	75%	90%	4	50-75%
			3	25-75%
			2	5-25%
			1	ϵ -5%
			+	Peu abondant
		r	Esp. rare	
		i	1 individu	

Annexe 4.

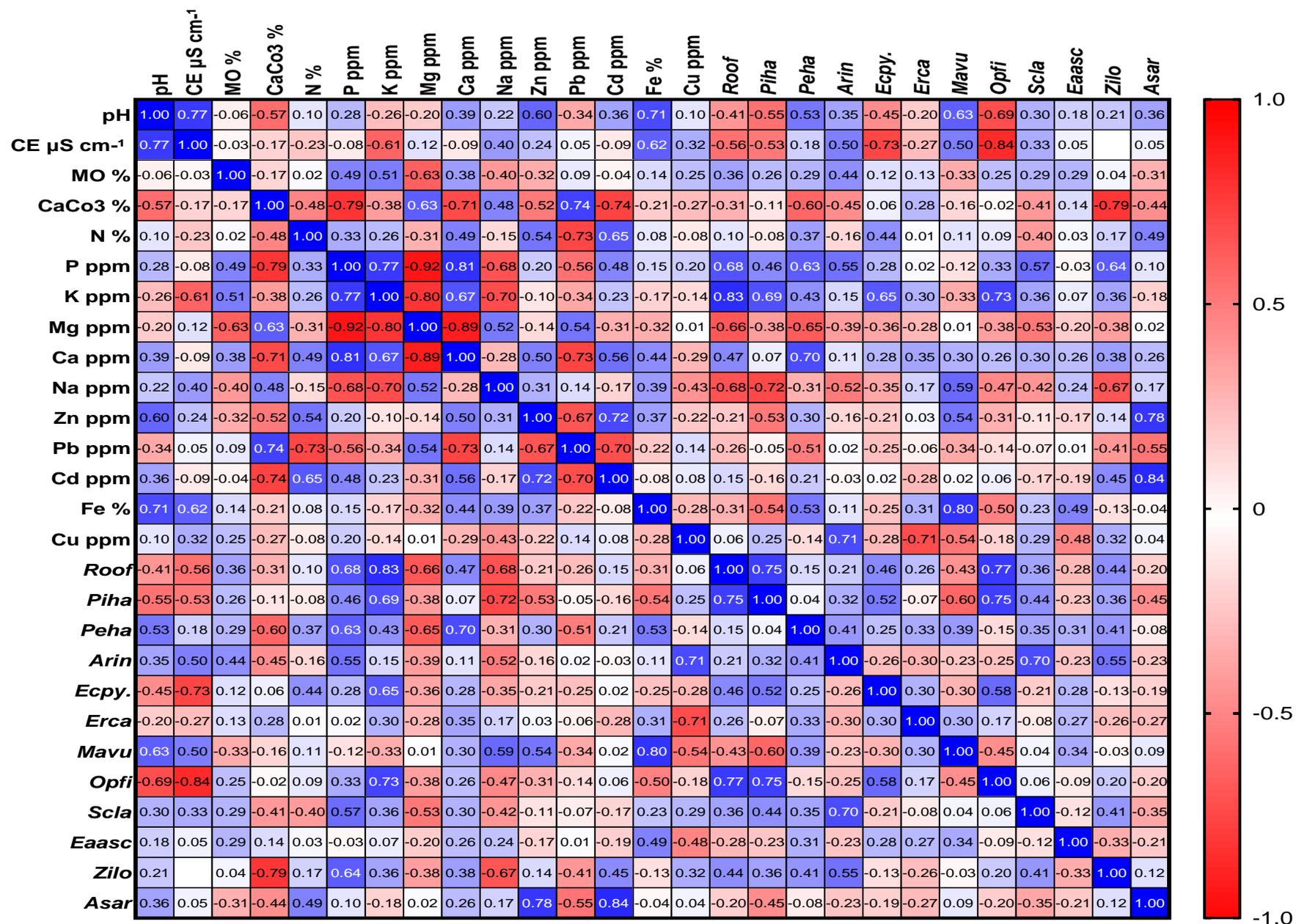




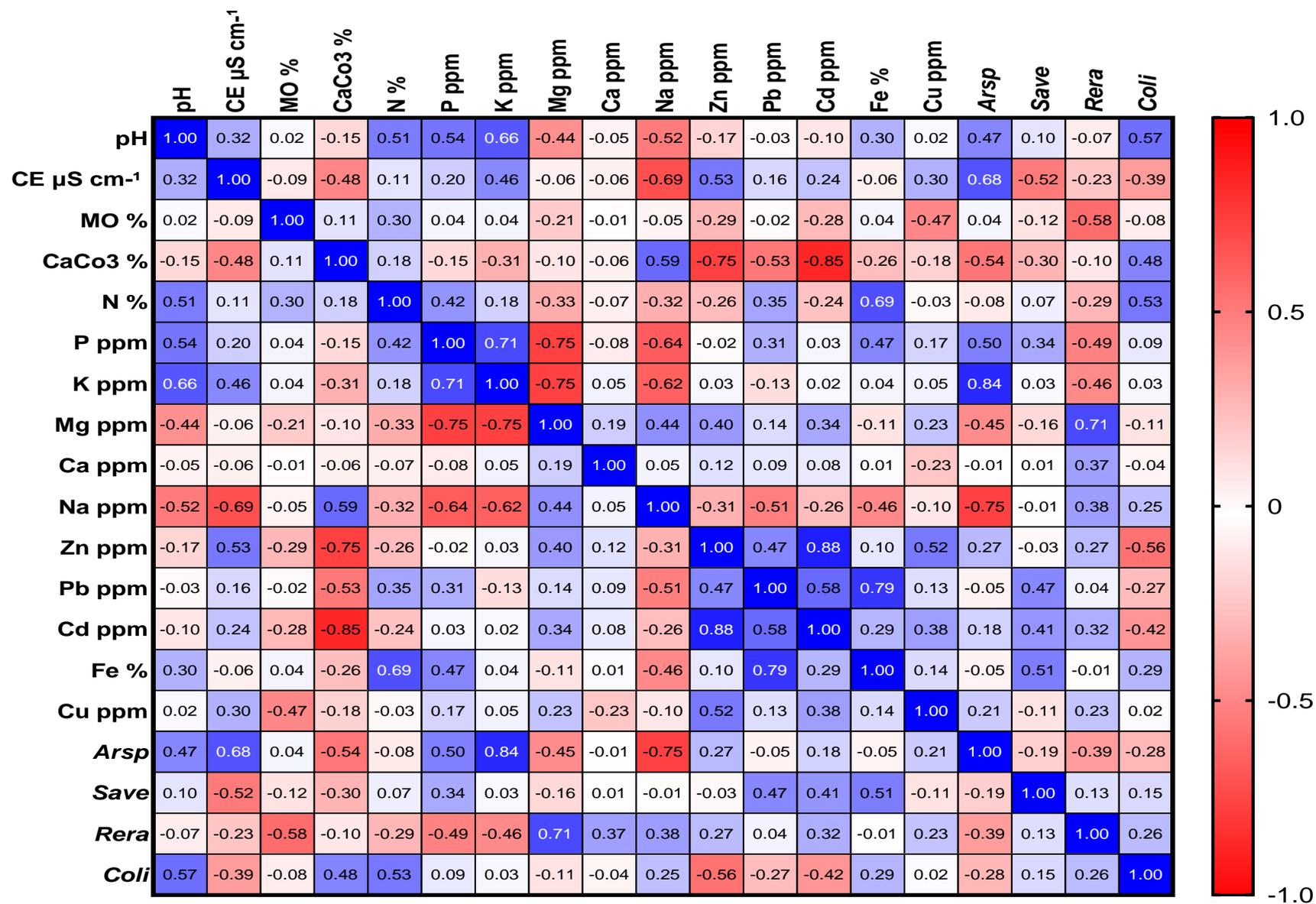
Station 2



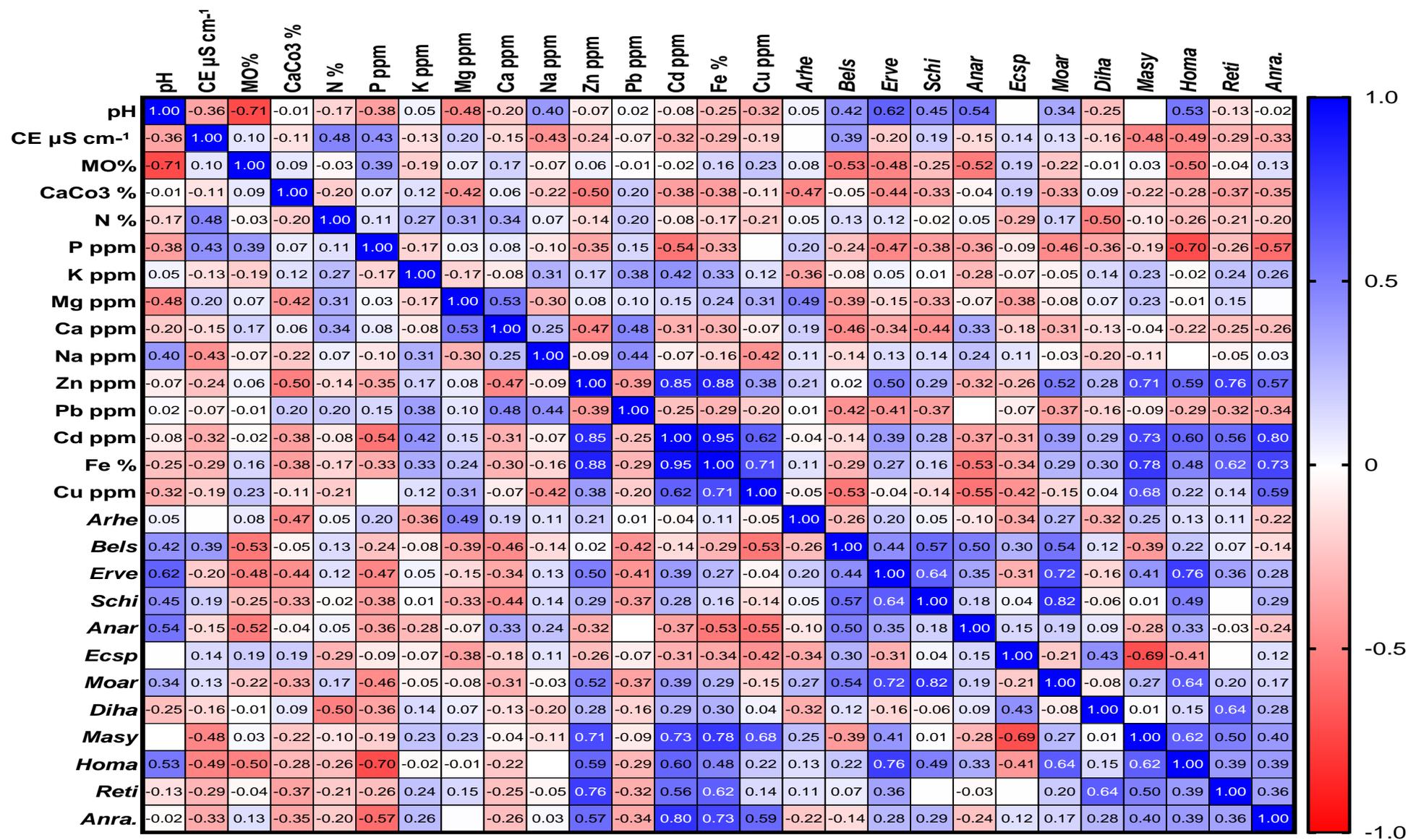
Station 3



Station 4



Station 5



Station 6

