

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique



Département Génie des procédés et de l'environnement

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Génie des procédés et de
l'environnement

Utilisation des techniques nucléaires pour la détermination des
facteurs de transfert sol-plante pour la contribution à l'étude de la
lutte contre la désertification

CHERFAOUI Lina Fatima & EL KHIR Maroua

Sous la direction de :

Promoteur : Dr. Samiha BENAROUS Chercheur principal (CRNA)

Co-promoteur : Pr. Jazia ARRAR Professeur (ENP)

Présenté et soutenu publiquement le (02/07/2024) auprès des membres du jury :

Président : Dr. Abdelkader NAMANE Professeur (ENP)

Examineur : Dr. Hana SILHADI Chercheur principal (CRNA)

Examineur : Pr. Yacine KERCHICH Professeur (ENP)

Promoteur : Dr. Samiha BENAROUS Chercheur principal (CRNA)

Co-promoteur : Pr. Jazia ARRAR Professeur (ENP)

Invité : Azeddine ARABI Ingénieur spécialisé (CRNA)

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique



Département Génie des procédés et de l'environnement

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Génie des procédés et de
l'environnement

Utilisation des techniques nucléaires pour la détermination des
facteurs de transfert sol-plante pour la contribution à l'étude de la
lutte contre la désertification

CHERFAOUI Lina Fatima & EL KHIR Maroua

Sous la direction de :

Promoteur : Dr. Samiha BENAROUS Chercheur principal (CRNA)

Co-promoteur : Pr. Jazia ARRAR Professeur (ENP)

Présenté et soutenu publiquement le (02/07/2024) auprès des membres du jury :

Président : Dr. Abdelkader NAMANE Professeur (ENP)

Examineur : Dr. Hana SILHADI Chercheur principal (CRNA)

Examineur : Pr. Yacine KERCHICH Professeur (ENP)

Promoteur : Dr. Samiha BENAROUS Chercheur principal (CRNA)

Co-promoteur : Pr. Jazia ARRAR Professeur (ENP)

Invité : Azeddine ARABI Ingénieur spécialisé (CRNA)

ملخص

أجريت دراسة في مشتل المرجة في الجزائر حول التصحر، المشكلة الرئيسية في المنطقة. لتقييم الوضع، تم أخذ عشر عينات من التربة والنباتات وتحليلها في المختبر. حيث خضعت العينات لتحليل سلسلة أشعة غاما للكشف عن العناصر المشعة وتحديد كمياتها، وتقنية فلورية الأشعة السينية لتقييم العناصر الغذائية والعناصر السامة، لتحديد ما إذا كان قد حدث تلوث أو تدهور في التربة. بعد ذلك، تم حساب معامل الانتقال بين التربة والنبات لتقييم مقدار التراكم في كل نبات وتحديد النباتات المرشحة للمعالجة النباتية.

أظهرت النتائج وجود تركيزات نويدات مشعة تتماشى مع المعايير الدولية التي وضعتها لجنة الأمم المتحدة العلمية المعنية بالبحوث العلمية والتقنية. إلا أنه تم اكتشاف نقطة تراكم للسيزيوم. بالإضافة إلى ذلك، لوحظ حدوث تلوث بالحديد وتلوث بالعديد من المعادن الثقيلة مثل الفاناديوم و الموليبدنوم والكوبالت. كما أظهرت بعض النباتات قدرة واعدة على المعالجة النباتية.

الكلمات المفتاحية:

التصحر، النشاط الإشعاعي، المعالجة النباتية، التربة، النبات، قياس أشعة غاما، التفلور الإشعاعي.

Abstract

A study carried out at the El Meurdja arboretum in Algeria examined desertification, a major problem in the region. To assess the situation, ten soil and plant samples were taken and analyzed in the laboratory. The samples were subjected to gamma chain analysis to detect and quantify radioactive elements, and to ED-XRF analysis to assess nutrients and toxic elements, to determine whether soil degradation or pollution was involved. Next, the soil-plant transfer factor was calculated to assess the accumulation of each plant and identify potential candidates for phytoremediation.

The results showed radionuclide concentrations in line with international standards set by UNSCEAR. However, a caesium accumulation point was detected. In addition, iron pollution and contamination by several heavy metals such as vanadium, molybdenum and cobalt were observed. Certain plants showed a promising capacity for phytoremediation.

Keywords : Desertification, radioactivity, phytoremediation, soil, plant, gamma spectrometry, ED-XRF.

Résumé

Une étude réalisée à l'arboretum d'El Meurdja en Algérie a examiné la désertification, un problème majeur dans la région. Pour évaluer la situation, dix échantillons de sol et de plantes ont été prélevés et analysés en laboratoire. Les échantillons ont été soumis à une chaîne gamma pour détecter et quantifier les éléments radioactifs, ainsi qu'à une analyse ED-XRF pour évaluer les éléments nutritifs et toxiques, afin de déterminer s'il s'agissait de dégradation du sol ou de pollution. Ensuite, le facteur de transfert sol-plante a été calculé pour évaluer l'accumulation de chaque plante et identifier des candidats potentiels pour la phytoremédiation.

Les résultats ont montré des concentrations de radionucléides conformes aux normes internationales établies par l'UNSCEAR. Cependant, un point d'accumulation de césium a été détecté. De plus, une pollution en fer ainsi qu'une contamination par plusieurs métaux lourds comme le vanadium, le molybdène et le cobalt ont été observées. Certaines plantes ont montré une capacité prometteuse pour la phytoremédiation.

Mots clés : Désertification, radioactivité, phytoremediation, sol, plante, spectrométrie gamma, ED-XRF.

Remerciements

Nous commençons par exprimer notre profonde gratitude envers DIEU le Tout-Puissant pour nous avoir accordé le courage et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce travail malgré les défis rencontrés.

Nous tenons à adresser nos sincères remerciements à plusieurs personnes qui ont joué un rôle crucial dans la réalisation de cette étude. En premier lieu, nous exprimons notre reconnaissance envers notre promotrice, Madame BENAROUS Samiha, chercheuse au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger. Son encadrement précieux, ses conseils éclairés et son soutien constant ont été essentiels à chaque étape de notre stage et ont grandement enrichi la qualité de notre travail.

Nous remercions également chaleureusement notre co-promotrice, Mme ARRAR, pour sa disponibilité, son écoute attentive et ses conseils avisés qui ont guidé nos recherches de manière pertinente.

Nos remerciements vont également à Mr ARABI Azedine, Ingénieur spécialisé au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, pour son assistance précieuse dans la réalisation des analyses avec l'ED-XRF et la spectrométrie gamma, ainsi qu'à tout le personnel du laboratoire pour avoir mis à notre disposition les équipements nécessaires à la conduite de cette étude.

Nous remercions le Pr NAMANE Abdelkader qui nous a fait l'honneur de présider ce jury de thèse ainsi que Pr. Yacine KERCHICH et Dr. SILHADI Hana en qualité d'examineurs. Merci pour le temps que vous avez consacré à juger notre travail, à vos remarques constructives.

Enfin, nous exprimons notre gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail de recherche.

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à toutes les personnes que j'aime,

À mes chers parents, Embarek et Mizrana, dont le sacrifice et la persévérance sont une source d'inspiration quotidienne, je vous remercie du fond du cœur pour votre amour inconditionnel et vos prières. À mes frères, Mohamed, Nadhir, El Hassen et El Hossein qui m'ont toujours encouragé et soutenu.

À la mémoire de mes chers grand parents, Cherfaoui Saad, Kadri Ahmed et Saadouni Zahra, que Dieu accueille vos âmes dans son paradis.

À ma chère grand-mère Mostfaoui Fatima Zahra.

A toute ma famille, les CHERFAOUI et les KADRI.

Que ces lignes témoignent de ma gratitude éternelle et de mon amour pour chacun de vous. Ce mémoire n'est pas seulement le fruit de mes efforts solitaires, mais le résultat d'une unité familiale qui transcende les pages et les chapitres.

Lina

Dédicaces

Je souhaite dédier ce travail à toutes les personnes que j'aime,

À mes parents, Abdellah et Djamila, votre patience et votre dévouement ont été les piliers de mon parcours académique. Vous avez toujours été là pour moi, m'entourant d'un amour inconditionnel et d'un soutien constant. Votre persévérance et votre sagesse m'ont inspirée et m'ont permis de surmonter chaque obstacle. Je vous suis profondément reconnaissante pour tout ce que vous avez fait pour moi.

À mes sœurs, Rania, Nour El Houda, Imene, et Malak, votre présence joyeuse et votre soutien sans faille ont illuminé chaque étape de ma vie. Vous avez été mes confidantes, mes soutiens et mes alliées dans tous les moments difficiles. Votre amour et votre encouragement ont été des sources de motivation inestimables, et je vous remercie du fond du cœur pour tout ce que vous avez fait pour moi.

À ma chère amie Khouloud, dont la mémoire demeure une étoile brillante dans mon ciel, je dédie ces pages en souvenir des moments précieux partagés et de ton influence positive sur ma vie. Ta gentillesse, ta sagesse et ton soutien ont laissé une empreinte indélébile dans mon cœur. Bien que tu ne sois plus physiquement parmi nous, ton esprit continue de m'inspirer et de me guider.

À toute ma famille, ELKHIR et Mohammedi, ces mots expriment toute ma gratitude et mon amour pour chacun de vous.

Ce mémoire est un hommage à l'amour, à la famille et à l'amitié, et je suis honorée de pouvoir le dédier à ceux qui ont façonné ma vie et mon parcours académique.

Maroua

Table des matières

Liste des tableaux

Table des figures

Liste des acronymes

Introduction générale	14
1 Sol et environnement	16
1.1 Introduction	16
1.2 Généralités sur le sol	16
1.2.1 Définition du sol	16
1.2.2 La structure du sol	17
1.2.3 Les propriétés chimiques du sol	17
1.2.3.1 pH du Sol	17
1.2.3.2 Capacité d'échange cationique du Sol	18
1.2.3.3 Pouvoir Tampon	18
1.3 La désertification	18
1.3.1 La contamination des sols	19
1.3.1.1 Contamination par des radioéléments	19
1.4 La Végétation	21
1.4.1 L'interaction polluants – plantes	21
1.4.2 La phytoremédiation	22
1.5 Conclusion	25
2 Spectrométrie gamma et fluorescence X	26
2.1 Introduction	26

2.2	Interactions photon-matière	26
2.2.1	Définition du rayonnement	26
2.2.2	Effet photoélectrique	27
2.2.3	Effet Compton	28
2.2.4	Création de paires	28
2.2.5	Diffusion Rayleigh	29
2.3	La technique EDX-XRF (Energy dispersive X-ray fluorescence)	30
2.3.1	La nature du rayon X	30
2.3.2	La production des rayons X	30
2.3.3	Les composants d'un tube à rayons X	31
2.4	Principe de la technique d'analyse ED-XRF	32
2.4.1	Spectre des rayons X	33
2.4.2	Caractéristique de la technique	34
2.4.3	Analyse qualitative et quantitative	35
2.4.4	Les méthodes des standards	36
2.4.5	Limite de détection	37
2.5	La technique Spectrométrie gamma	37
2.5.1	Chaîne de détection	38
2.5.2	Principales caractéristiques d'un détecteur	40
2.5.3	Mesure de la radioactivité par spectrométrie gamma	42
2.5.4	Types de désintégrations	43
2.5.5	Équilibre séculaire	45
3	Matériel et Méthodes	46
3.1	Description de la zone d'étude	46
3.2	Identification des espèces végétales	49
3.2.1	<i>Centaurea calcitrapa</i> L (P1)	49
3.2.2	<i>Galactites elegans</i> Syn <i>G tomentosa</i> (P2)	49
3.2.3	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill (P3)	50
3.2.4	<i>Cynoglossum cheirifolium</i> (P4)	51
3.2.5	<i>Picris hieracioides</i> (P5)	51

3.3	Préparation des échantillons	52
3.4	Analyse par spectrométrie gamma	52
3.4.1	Caractéristiques de la chaîne de spectrométrie gamma	53
3.4.2	Calibration en Énergie	54
3.4.3	Calibration en Efficacité	55
3.4.4	Analyse des échantillons de sols et plantes	59
3.5	Analyse par ED-XRF	61
3.5.1	Description du dispositif ED-XRF	61
3.5.2	Calibration en énergie	62
3.5.3	Analyse qualitative	62
3.5.4	Analyse quantitative	63
4	Résultats et discussion	65
4.1	Introduction	65
4.2	Caractérisation physico-chimique du sol	65
4.3	Distribution des éléments Radioactifs	66
4.4	Distribution des métaux lourds	71
4.4.1	Distribution des éléments de structure	71
4.4.2	Oligo-éléments	75
4.4.3	Métaux lourds toxiques	78
4.5	Facteur de transfert (FT)	88
	Conclusion	94
	Bibliographie	96

Liste des tableaux

2.1	Les types de désintégrations	43
3.1	Localisations et altitudes de points d'échantillonnage	48
3.2	Calibration en énergie de la chaîne de spectrométrie Gamma	54
3.3	Calibration en efficacité en utilisant une Mixed source dans une matrice sol . . .	57
3.4	Calibration en efficacité en utilisant une Mixed source dans une matrice plante .	58
3.5	Conditions d'excitations	64
4.1	Propriétés physico-chimiques du sol étudié	65
4.2	Résultats des activités spécifiques de radionucléides dans les échantillons de sol .	67
4.3	Résultats des activités spécifiques de radionucléides dans les échantillons de plantes	67
4.4	Distribution des radionucléides dans les sols de Cameroun, Iran, Serbie, Algérie et leur moyenne mondiale (en Bq/kg)	69
4.5	Distribution des éléments essentiels et toxiques obtenus par l'analyse ED-XRF .	71
4.6	Les facteurs de transfert sol-plante de radionucléides	88
4.7	Les facteurs de transfert sol-plante des éléments essentiels et des métaux toxiques	90

Table des figures

1.1	Triangle textural	17
1.2	Schéma illustrant les différents facteurs qui affectent la dégradation des sols . . .	18
1.3	Types de phytoremédiation	25
2.1	La Classifications des rayonnements	27
2.2	L'effet photoélectrique	27
2.3	L'effet Compton	28
2.4	Phénomène de création de paires	28
2.5	Diffusion Rayleigh	29
2.6	Prédominance du type d'interaction en fonction de l'énergie et du numéro atomique du matériau	29
2.7	Caractéristique des différentes ondes électromagnétiques	30
2.8	Tube à rayon X	31
2.9	L'ampoule à rayon X	31
2.10	Dispositif expérimental de l'ED XRF	33
2.11	Spectre continu et des raies caractéristiques	34
2.12	Schéma de la chaîne de détection	38
2.13	Schéma qui illustre le système d'une spectrométrie gamma avec le détecteur NaI(Tl)	39
2.14	Définition de la résolution pour un pic parfaitement gaussien	41
2.15	Équilibre séculaire du ^{226}Ra	45
3.1	Zone d'étude	46
3.2	Échantillonnage effectué dans l'arboretum de Meurdja	47
3.3	Schéma représentatif du transect étudié	48
3.4	<i>Centaurea calcitrapa</i> L (ID 1850)	49

3.5	<i>Galactites elegans</i> Syn <i>G tomentosa</i>	50
3.6	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	50
3.7	<i>Cynoglossum cheirifolium</i>	51
3.8	<i>Picris hieracioides</i>	51
3.9	Schéma illustrant la préparation des échantillons	52
3.10	Les radioéléments et leurs descendants mesurés	53
3.11	Chaîne de Spectrométrie Gamma	53
3.12	Courbe de la calibration en Énergie en utilisant une source ponctuelle de ^{152}Eu .	55
3.13	Schéma illustrant la préparation du mixed source	56
3.14	Courbe de calibration en efficacité du détecteur en utilisant un mixed source sol	57
3.15	Courbe de calibration en efficacité du détecteur en utilisant un mixed source plante	59
3.16	Spectres expérimentaux d'un échantillon sol et plante de la région d'el Meurdja	60
3.17	Appareillage de l'ED-XRF	61
3.18	Droite de calibration de la chaîne ED-XRF à l'aide d'un standard de cuivre . .	62
3.19	Spectre de fluorescence X (ED-XRF) d'un échantillon du sol	63
3.20	Spectre de fluorescence X (ED-XRF) d'un échantillon de plante	63
4.1	Activités spécifiques de radionucléides dans les différents sols et plantes étudiés .	70
4.2	Distribution des éléments de structure dans les échantillons de plantes étudiés .	74
4.3	Distribution des éléments de structure dans les échantillons de sol étudiés . . .	74
4.4	Distribution des teneurs en fer dans les différents sols et plantes étudiés	75
4.5	Distribution du zinc dans les échantillons de sols et de plantes étudiés	76
4.6	Distribution des teneurs en cuivre dans les différents sols et plantes étudiés . . .	77
4.7	Distribution des teneurs en manganèse dans les différents sols et plantes étudiés	78
4.8	Distribution des teneurs en molybdène dans les différents sols et plantes étudiés	79
4.9	Distribution du nickel dans les différents sols et plantes étudiés	80
4.10	Distribution du chrome dans les échantillons de sols et de plantes étudiés	81
4.11	Distribution du vanadium dans les différents sols et plantes étudiés	82
4.12	Distribution de l'arsenic dans les différents sols et plantes étudiés	83
4.13	Distribution du cadmium dans les différents sols et plantes étudiés	84
4.14	Distribution du cobalt dans les différents sols et plantes étudiés	85

4.15	Distribution du plomb dans les différents sols et plantes étudiés	86
4.16	Distribution de l'aluminium dans les différents sols et plantes étudiés	87
4.17	Les facteurs de transfert sol-plante des radionucléides	89
4.18	Les facteurs de transfert sol-plante des éléments des structure	91
4.19	Les facteurs de transfert sol-plante des oligo-éléments	91
4.20	Les facteurs de transfert sol-plante des éléments toxiques	92
4.21	Les facteurs de transfert sol-plante des éléments majoritaire	92

Liste des acronymes

- **ADC** : Analogique Digital Convertisseur
- **Ba** : Baryum
- **Bq** : Becquerel
- **Br** : Brome
- **Ca** : Calcium
- **Cd** : Cadmium
- **Ce** : Cesium
- **Co** : Cobalt
- **Cr** : Chrome
- **CRNA** : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger
- **Cu** : Cuivre
- **ED-XRF** : Energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry
- **Fe** : Fer
- **FT** : Facteur de Transfert
- **FWHM** : Full width at half maximum
- **GeHP** : Germanium hyper pur
- **Hg** : Mercure
- **K** : Potassium
- **KeV** : kilo electron –Volt
- **La** : Lanthanum
- **LD** : Limite de détection
- **MCA** : Analyseur multicanaux
- **Mg** : Magnésium
- **Mn** : Manganèse
- **Mo** : Molybdène
- **Na** : Sodium
- **NaI** : Iodure de Sodium
- **Ni** : Nickel
- **P** : Phosphore
- **Pb** : Plomb
- **Ra** : Radium
- **Sn** : L'étain
- **Sr** : Strontium
- **Th** : Thorium
- **U** : Uranium
- **V** : Vanadium
- **XRF** : X-Ray Fluorescence
- **Zn** : Zinc

Introduction générale

La désertification, processus naturel ou non, est reconnue comme l'un des enjeux environnementaux les plus critiques du 21^{ème} siècle. Ce phénomène se caractérise par une dégradation progressive des terres, résultant d'une exploitation excessive des ressources naturelles au-delà de leur capacité de régénération, souvent accentuée par des variations climatiques. Cette dégradation entraîne une diminution irréversible des activités économiques, plongeant les populations locales les plus vulnérables dans la pauvreté et les poussant à migrer massivement en quête de meilleures conditions de vie[1].

L'Algérie illustre parfaitement cette situation critique. Ce pays, au climat diversifié, fait face à un défi majeur : la désertification. Ce phénomène touche particulièrement les régions arides et semi-arides, où les sécheresses prolongées et récurrentes exercent une pression considérable sur l'environnement. Cette pression est exacerbée par des contraintes anthropiques telles que le surpâturage du bétail, l'expansion des zones résidentielles et la déforestation, qui accélèrent la dégradation de sols. Chaque année, des milliers d'hectares de terres arables sont perdues, et de vastes étendues deviennent gravement vulnérables à la désertification[2].

Face à cette situation alarmante, ce travail se propose d'identifier et de quantifier la dégradation des sols et de fait du couvert végétal à partir des mouvements des éléments radioactifs et des métaux lourds dans le cas du sol de l'arboretum El Meurdja, et d'évaluer le facteur de transfert de ces éléments de la matrice sol/plante.

Les objectifs de notre étude sont multiples : déterminer si les sols sont déficients en éléments essentiels, détecter une éventuelle pollution en métaux lourds ou en éléments radioactifs, et identifier quelles plantes peuvent potentiellement accumuler ces derniers, ouvrant ainsi la voie à une phytoremédiation possible. Cette démarche pourrait offrir des solutions viables et écologiques pour la réhabilitation des terres dégradées, contribuant ainsi à la lutte contre la désertification.

Pour mener à bien cette étude, nous nous appuyons sur des techniques nucléaires avancées, telles que la spectrométrie gamma et l'analyse par fluorescence X à dispersion d'énergie (ED-XRF). Ces outils analytiques nous permettront d'obtenir des mesures précises et fiables, essentielles pour une compréhension approfondie de la pollution des sols et des possibilités de remédiation par les plantes.

L'analyse par spectrométrie gamma permet de quantifier les isotopes radioactifs présents dans le sol et les plantes. Cette méthode fournit des données précieuses sur la disponibilité des éléments tels que le césium, en identifiant les concentrations de contamination radioactive. Ces informations sont cruciales pour évaluer les risques environnementaux et sanitaires associés à la pollution radioactive et pour déterminer les stratégies de remédiation appropriées[3].

D'un autre côté, la spectrométrie ED-XRF est utile pour analyser la composition élémentaire des échantillons. Elle permet de détecter et de quantifier les métaux lourds et autres éléments présents dans les sols et les plantes. Grâce à cette technique, nous pouvons identifier les niveaux

de pollution par des éléments toxiques tels que le plomb, le cadmium et le zinc, et évaluer leur mobilité et leur impact sur l'environnement[4].

En combinant ces deux techniques, nous serons en mesure de dresser un tableau complet de la contamination des sols de la zone étudiée, de déterminer les échantillons les plus affectés et d'identifier les plantes les plus adaptées pour la phytoremédiation. Ce travail vise non seulement à comprendre et à appréhender les impacts de la désertification, mais aussi à proposer des solutions innovantes et durables pour la protection et la restauration des terres arides et semi-arides en Algérie.

Ce projet de fin d'études sera divisé en quatre chapitres :

- Le premier chapitre se concentre sur les généralités concernant le sol, les types de phytoremédiation. Il introduit les concepts fondamentaux nécessaires pour comprendre l'importance et les mécanismes de la remédiation des sols contaminés.
- Le deuxième chapitre aborde en détail les techniques nucléaires utilisées dans cette étude, leur mode de fonctionnement et leurs principes. Il explique comment la spectrométrie gamma et l'analyse par fluorescence X à dispersion d'énergie (ED-XRF) sont employées pour détecter et quantifier les éléments radioactifs et les métaux lourds.
- Le troisième chapitre décrit la zone étudiée, l'arboretum El Meurdja, et présente l'identification des plantes prélevées sur ce site. Ce chapitre inclut également la calibration des deux techniques nucléaires, garantissant la précision et la fiabilité des mesures effectuées.
- Le dernier chapitre est consacré à la présentation et à la discussion des résultats obtenus. Il compare les échantillons analysés, en mettant en lumière les niveaux de pollution détectés et l'efficacité des plantes identifiées pour la phytoremédiation. Cette section inclut une analyse critique des données et propose des recommandations pour des études futures et des applications pratiques.

Chapitre 1

Sol et environnement

1.1 Introduction

Parmi les vastes défis environnementaux auxquels le monde est confronté, la dégradation des sols, en particulier la désertification, constitue une préoccupation majeure qui nécessite une attention immédiate. Ce phénomène menace la santé des écosystèmes, la fertilité des terres ainsi que la sécurité alimentaire. Il est donc nécessaire de détecter ses signes à travers des analyses rigoureuses pour y remédier et préserver l'environnement.

1.2 Généralités sur le sol

1.2.1 Définition du sol

Le sol est un système complexe non renouvelable à l'intersection de l'atmosphère, de la lithosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère [5]. C'est la base de survie trophique de nombreuses espèces biologiques. Définis comme « une formation naturelle de surface à structure meuble et d'épaisseur variable, résultant de la transformation de la roche mère sous-jacente sous l'influence de divers processus physiques, chimiques et biologiques, au contact de l'atmosphère et des êtres vivants », les sols sont vivants et permettent la coexistence d'une multitude d'organismes de tailles variées, faisant du sol un réservoir unique de biodiversité microbienne, animale et végétale [6, 7].

Le sol est constitué de cinq principaux composants :

- **Matière minérale** : dérivée de la fragmentation et de la décomposition des roches.
- **Matière organique** : provenant de la décomposition des résidus végétaux, des restes d'animaux et des tissus microbiens.
- **Eau** : apportée par l'atmosphère et générée par les réactions chimiques, physiques et microbiologiques dans le sol.
- **Air et gaz** : issus de l'atmosphère ainsi que des réactions des racines, des microbes et des produits chimiques présents dans le sol.
- **Organismes vivants** : comprenant une large gamme d'organismes, des vers et insectes aux microbes. [8]

1.2.2 La structure du sol

La structure du sol se définit par le mode d'assemblage des constituants solides du sol ou le mode d'arrangement des différentes particules solides du sol. Elle est encore définie par les proportions relatives (%) de particules argileuses, limoneuses et sableuses qui constituent la terre fine du sol. Les classes de texture d'un sol peuvent être délimitées graphiquement dans un triangle dont chaque côté soutient une échelle graduée (argile, limon ou sable) [9] (figure 1.1).

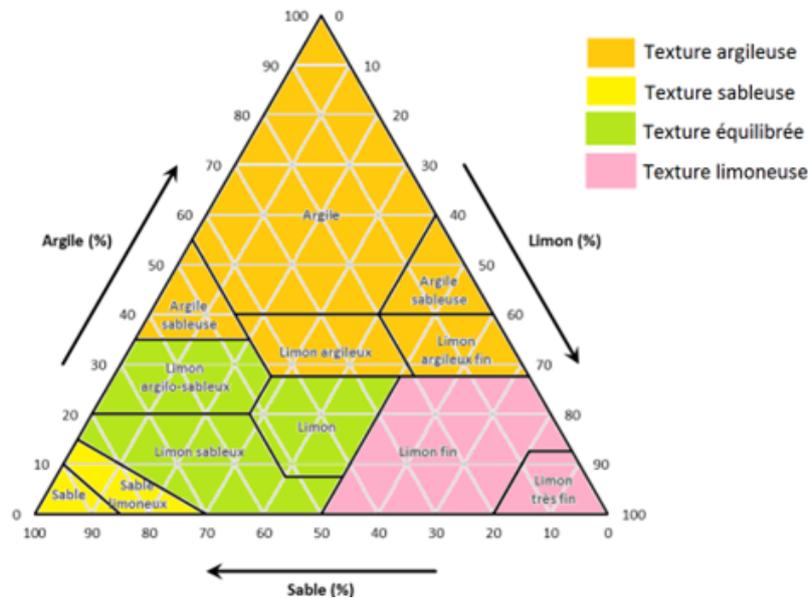


FIGURE 1.1 – Triangle textural [10]

La texture peut être déduite d'une analyse granulométrique (laboratoire). La détermination de la texture permet d'attribuer au matériau observé le nom d'une classe texturale (exemple : limon fin, argile sableuse...). Ainsi, la connaissance de la texture permet d'indiquer les tendances du sol quant à ses qualités physiques.

1.2.3 Les propriétés chimiques du sol

Comprendre les propriétés chimiques du sol est essentiel pour évaluer sa fertilité et sa capacité à soutenir la vie. Ces propriétés incluent :

1.2.3.1 pH du Sol

Le pH du sol est une mesure de l'acidité ou de la basicité (alcalinité) d'un sol [11]. Ce paramètre est considéré comme l'un des principaux indicateurs chimiques de la santé du sol. Il contrôle la solubilité, la mobilité et la biodisponibilité des oligo-éléments, ce qui détermine leur translocation dans les plantes [12]. Pour la plupart des plantes, un pH optimal se situe entre 5,5 et 7,5 [11]. Les conditions physiques du sol peuvent varier considérablement en termes de pH [13]; par exemple, les sols acides se forment souvent lorsque les pluies lessivent les cations, rendant le sol plus alcalin, comme observé dans les zones arides et semi-arides [11].

1.2.3.2 Capacité d'échange cationique du Sol

La capacité d'échange cationique (CEC) est une mesure de la capacité d'un sol à retenir et échanger des cations sur sa surface [14, 8]. Elle joue un rôle crucial dans la rétention de l'eau et la circulation des fluides [15]. Les variations de la CEC en fonction du pH sont particulièrement significatives dans les sols très altérés ou acides ; en effet, les sols acides présentent généralement une CEC inférieure à leur capacité maximale potentielle[16].

1.2.3.3 Pouvoir Tampon

Le pouvoir tampon du sol se réfère à sa capacité à maintenir un pH relativement stable malgré la présence de substances acidifiantes ou alcalinisantes[17]. Ce phénomène résulte de la protonation des minéraux et des matières organiques naturellement présents dans le sol, ou ajoutés intentionnellement. Le pouvoir tampon est étroitement lié à la quantité et à la nature des argiles, ainsi qu'aux colloïdes organiques ou à l'humus présents dans le sol. Il est essentiel pour déterminer la quantité d'amendements nécessaires pour ajuster le pH du sol ; un sol avec un pouvoir tampon élevé nécessitera moins d'amendements pour corriger son acidité ou son alcalinité [8].

1.3 La désertification

La désertification est un problème environnemental majeur qui menace l'écosystème, elle désigne le phénomène de perte de productivité et de couverture végétale des sols qui aboutit à des terres stériles. Elle se produit généralement dans les régions arides, semi-arides et subhumides sèches [1]. Les facteurs affectant la dégradation des sols et conduisant par la suite à la désertification peuvent être de nature physique, chimique et/ou biologique. La figure 1.2 synthétise les divers facteurs ainsi que leurs impacts .



FIGURE 1.2 – Schéma illustrant les différents facteurs qui affectent la dégradation des sols [18]

Ces facteurs entraînent des répercussions considérables sur l'environnement notamment l'érosion des sols qui fait partie du processus de désertification. Ce phénomène se traduit généralement par l'enlèvement de la couche arable du sol riche en nutriments, créant des particules grossières et sablonneuses ayant une faible capacité de rétention de l'eau. Par conséquent, les terres dépourvues des conditions nécessaires à la croissance des plantes finiront par se transformer en désert [19]. Cette dégradation du sol est associée aussi à la propagation, à l'accumulation et aux effets biologiques ou toxiques néfastes des contaminants organiques, inorganiques ainsi

que des radionucléides dans le sol [20]. La désertification peut également résulter d'activités anthropiques telles que la déforestation d'origine humaine associée à l'industrie du bois, l'industrie du papier, l'agriculture intensive et l'expansion des grandes exploitations agricoles [21].

L'Algérie, est fortement touchée par la désertification, surtout dans ses régions arides et semi-arides, principalement en raison de sécheresses prolongées et récurrentes accompagnées de fortes contraintes anthropiques (surpâturage du bétail, expansion des zones résidentielles, déforestation). Chaque année, l'Algérie perd des milliers d'hectares de terres arables et des milliers d'autres deviennent gravement vulnérables à la désertification [2].

1.3.1 La contamination des sols

Pour identifier la présence d'un contaminant dans l'un des compartiments de l'environnement (sol, eau, air), il faut pouvoir comparer sa quantité mesurée à un référentiel. La pollution du sol peut être locale ou diffuse d'origine agricole, industrielle ou microbienne et qui touche le sol proprement dit ou l'eau souterraine. Il s'agit généralement d'apports massifs, souvent associés aux exploitations minières, aux installations industrielles et à autres, tant en cours d'exploitation qu'après leur fermeture.

Les contaminations diffuses touchent tout l'ensemble des sols, bien que leur impact puisse varier en intensité. Les contaminants se dispersent de manière étendue et non localisée, affectant ainsi les sols de manière générale, même si certains endroits peuvent être plus ou moins touchés que d'autres. En d'autres termes, la pollution n'est pas concentrée en un seul point mais est répartie sur une vaste surface. Ce type de contamination provient principalement de dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être liés à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) identifiable(s) ainsi que des pratiques agricoles et horticoles telles que l'épandage d'engrais, d'amendements, de boues de stations d'épuration, et l'utilisation de traitements phytosanitaires, entre autres. Ces contaminations diffuses sont souvent inévitables, résultant d'apports involontaires comme les émissions atmosphériques industrielles ou la présence d'impuretés indésirables dans les matériaux apportés intentionnellement. Un sol pollué par des métaux lourds ou des radioéléments peut à son tour devenir une source potentielle de diffusion directe ou indirecte de polluants dans l'environnement [22]. Les conséquences sont surtout la perte de la biodiversité végétale et animale et la perturbation de l'équilibre au sein des divers écosystèmes environnementaux.

1.3.1.1 Contamination par des radioéléments

Chaque matrice environnementale, que ce soit l'eau, l'air, les sols, les roches ou les milieux vivants, présente une certaine radioactivité naturelle. L'exposition à ces radiations provient de sources naturelles telles que les éléments radioactifs dans les roches et le sol, l'exposition interne aux éléments radioactifs par le biais de l'eau et de l'air, ainsi que des rayons cosmiques pénétrant de l'espace extra-atmosphérique dans l'atmosphère terrestre [23].

La radioactivité du sol (ou rayonnement tellurique) est émise par de nombreux éléments radioactifs présents dans l'écorce terrestre, comme l'uranium et le thorium [24], ou artificielle par contamination. Les principales sources anthropiques des radionucléides sont les rejets de radionucléides anthropiques (en particulier le radiocésium ^{134}Cs et ^{137}Cs) provenant d'accidents industriels et nucléaires et de retombées d'essais d'armes nucléaires [25]. La distribution de la radioactivité varie selon la nature du sol.

1.3.1.1.1 Migration des radionucléides dans le sol

La migration des radionucléides dans le sol peut résulter de divers mécanismes de transport, notamment la convection, la dispersion, la diffusion. Une forte absorption racinaire des radionucléides dans les plantes est corrélée à une forte migration. En règle générale, le taux de déplacement des radionucléides varie en fonction du type et des caractéristiques physico-chimiques du sol [26].

1.3.1.2 Contamination par les métaux lourds

Ce groupe comprend à la fois des métaux et des métalloïdes, caractérisés par des masses volumiques supérieures à 5 g/cm^3 et des masses atomiques variant approximativement de 60 à 200 U [27]. Ils sont définis comme des métaux lourds en raison de leur poids atomique élevé ou de leurs masses volumiques élevées [28]. Ces éléments comprennent à la fois des éléments majeurs et des éléments traces, avec une concentration dans la croûte terrestre pour chacun inférieure à 1%. Les exemples classiques incluent le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le mercure (Hg), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn) ainsi que trois autres éléments, le bore (B), l'arsenic (As) et le sélénium (Se) qui ne sont cependant pas des métaux par leur structure atomique.

La quantité de métaux lourds disponible dans le sol n'est pas une fraction fixe, elle varie en fonction de leur chimie ainsi que des propriétés physico-chimiques du sol, telles que le pH et la texture [29]. Ces contaminants ne sont pas biodégradables et persistent dans le sol pendant de longues périodes en exerçant une influence fatale sur les organismes [30]. La majorité des métaux lourds présents dans l'écosystème au-delà de la limite autorisée, sont toxiques par nature et s'accumulent dans la chaîne alimentaire; ils contaminent le sol, l'atmosphère et les cours d'eau, ce qui entraîne de graves effets sur l'écologie et la santé [31].

1.3.1.2.1 Classification des métaux lourds

Sur le plan biologique et selon leurs effets physiologiques et de toxicité, on distingue deux types : métaux essentiels et métaux toxiques.

- Métaux essentiels :

Les métaux lourds essentiels sont des éléments indispensables dont les plantes ont besoin en petites quantités pour leur croissance et leur développement. Ces éléments jouent un rôle crucial dans les processus biochimiques des plantes, tels que la photosynthèse, la respiration et la fixation de l'azote. Ils contribuent également à la synthèse des enzymes et d'autres composés essentiels dont les plantes ont besoin [32]. Ils sont généralement classés comme macronutriments ou micronutriments en fonction de la quantité de l'élément nécessaire à la croissance normale des plantes. Certains peuvent devenir toxiques lorsque leur concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du fer (Fe); par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du milli molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides.

Les oligo-éléments ou micronutriments sont essentiels en quantités relativement faibles, habituellement représentant moins de 0,05% du poids sec de la plante. En revanche, les

macronutriments sont nécessaires en quantités importantes, représentant normalement 0,1% ou plus du poids sec de la plante.[33].

- Métaux toxiques

Les métaux non essentiels sont des polluants majeurs qui présentent des risques potentiels pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. Ces éléments incluent l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure [34].

L'accumulation des métaux lourds dans les sols, l'eau ou l'air, pose une menace sérieuse. Leur capacité à s'intégrer dans la chaîne alimentaire représente un danger pour les écosystèmes et la santé des organismes vivants, avec des implications potentiellement désastreuses sur les plans social, environnemental et économique. Des concentrations élevées de métaux lourds peuvent réduire la densité, la biodiversité et l'activité de la microflore et de la microfaune du sol.

1.4 La Végétation

Les plantes représentent l'un des deux grands règnes du règne vivant. Elles sont les seules à pouvoir fabriquer leur propre nourriture en utilisant l'énergie de la lumière du soleil. Cela inclut les arbres, arbustes, herbes et vignes. La structure de base des plantes comprend deux systèmes majeurs d'organes : le système aérien et le système racinaire. Le système aérien est composé des parties de la plante habituellement situées au-dessus du sol, telles que les feuilles, les bourgeons, les branches et les tiges. Le système racinaire comprend les parties de la plante habituellement situées sous le sol, telles que les racines, les tubercules et les rhizomes [35].

La plupart des plantes interagissent directement avec le sol tout au long de leur cycle de vie, depuis la graine jusqu'aux débris végétaux, dépendant largement du sol pour leur approvisionnement en eau, leur nutrition minérale et leur ancrage. En retour, les plantes jouent un rôle crucial en tant qu'ingénieures du sol [36]. A cette dynamique d'interaction entre les sols et les plantes génère des impacts significatifs sur les cycles biogéochimiques tels que le carbone, l'azote et l'eau, ainsi que sur divers aspects des écosystèmes terrestres comme la roche-mère, la microtopographie, le microclimat, la faune et le microbiote, à la fois souterrains et aériens.[36].

En explorant la richesse de la végétation, il est essentiel d'examiner également comment ces plantes interagissent avec le sol environnant.

1.4.1 L'interaction polluants – plantes

Les métaux sont principalement absorbés par diffusion à travers les parois des cellules racinaires (voie apoplastique). Le transport des métaux à travers la paroi cellulaire se fait passivement, sans utiliser d'énergie, en suivant le gradient de concentration, à travers les pores des fibres de cellulose, d'hémicellulose et de glycoprotéines[37].

Chez certaines espèces, la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, ce qui peut conduire à une accumulation de métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes[37].

Le premier effet observable des métaux lourds sur les végétaux est une inhibition de leur croissance. Cette inhibition s'accompagne souvent d'autres symptômes de dysfonctionnement tels que la chlorose des feuilles, de grandes lésions nécrotiques, un jaunissement progressif, ainsi

que le repliement ou le dessèchement du feuillage [37]. La compréhension des interactions entre les plantes et ces substances est permise par l'évaluation des facteurs de transfert des polluants dans les écosystèmes. Les plantes, en tant qu'organismes primaires dans la chaîne alimentaire et agents de bioremédiation, jouent un rôle central dans l'absorption, la transformation et la distribution des polluants dans leur environnement.

1.4.1.1 Les facteurs de transferts sol-plante

Les transferts sol-plante sont complexes et mettent en jeu de nombreuses interactions entre les différents milieux. Le facteur de transfert sol-plante peut être déterminé selon la relation suivante [38] :

$$FT = \frac{\text{Teneur en élément dans les Plantes sèches}}{\text{Teneur en élément dans le sol correspondant}} \quad (1.1)$$

Ce facteur est essentiel pour évaluer la dynamique et les risques associés à la contamination environnementale. Il permet également d'identifier les plantes capables d'accumuler spécifiquement certains éléments, ce qui est crucial pour élaborer des stratégies de décontamination.

1.4.2 La phytoremédiation

La phytoremédiation est une technologie émergente qui utilise les plantes pour la détoxification des polluants. Elle présente l'avantage d'être moins coûteuse, plus rapide, plus respectueuse de l'environnement et durable dans le temps [30]. Elle implique l'utilisation des espèces végétales brutes ou génétiquement modifiées pour restaurer des sols, des boues huileuses et l'environnement aquatique contaminés [31]. Une fois leur rôle accompli, les plantes sont récoltées pour éliminer de manière permanente les polluants accumulés sur les sites contaminés [30].

La phytoremédiation comprend divers mécanismes et stratégies adaptés au traitement des contaminants présents dans le sol. Le choix de la stratégie appropriée dépend du type de polluants, de leur biodisponibilité, des espèces végétales disponibles, ainsi que des conditions du sol et du climat [30]. Les principales techniques de phytoremédiation incluent la phytostabilisation, la phytodégradation, la phytovolatilisation, la phytoextraction, la rhizodégradation et la rhizofiltration [24].

1.4.2.1 Types de phytoremédiation

1.4.2.1.1 Phytoextraction (Phytoaccumulation)

Il s'agit d'une des techniques de phytoremédiation les plus avancées, elle utilise des plantes accumulatrices pour absorber les contaminants de sites pollués, les transférer et les accumuler dans les pousses, les feuilles et d'autres parties récoltables des plantes [39]. Après récolte, ces plantes subissent divers processus tels que le séchage, l'incinération ou le compostage. La biomasse résultante, concentrée en métaux lourds et autres contaminants, peut être économiquement valorisée pour récupérer des oligo-éléments, sinon elle doit être soigneusement éliminée en tant que déchet dangereux [40]. C'est l'une des solutions les plus importantes et les plus permanentes pour éliminer les métaux lourds et les radionucléides des terres contaminées.[30]

Cette procédure implique :

- La mobilisation et la perméabilité des contaminants dans le sol.
- L'absorption des contaminants par les racines de la plante.
- La translocation des ions des contaminants via les racines vers les parties aériennes de la plante.
- La compartimentation des ions contaminants dans les tissus de la plante.[30]

Le succès de la phytoextraction en tant qu'une technologie d'assainissement environnementale dépend de plusieurs facteurs clés, notamment la capacité spécifique de chaque espèce végétale à absorber et à stocker ces métaux dans son système racinaire. [40].

Les espèces végétales sélectionnées doivent présenter :

- Une tolérance accrue aux effets létaux des contaminants.
- Une capacité accrue d'extraction et d'accumulation de quantités élevées de contaminants.
- Une croissance rapide et une production accrue de biomasse.
- Des pousses abondantes et un système racinaire étendu.
- Une capacité indestructible à se propager dans des sols déficients.
- Une résistance élevée aux parasites. [39]

1.4.2.1.2 Phytostabilisation

La phytostabilisation consiste à utiliser certaines espèces végétales pour immobiliser les contaminants présents dans le sol. Cela peut se faire par la précipitation des contaminants, la réduction de leur valence dans la rhizosphère, leur adsorption sur les parois cellulaires des racines, ou encore par leur séquestration à l'intérieur des tissus racinaires [30].

Ce processus n'élimine pas les contaminants, il ne fait que limiter leur mouvement et les empêcher de se mélanger aux eaux souterraines ou à la poussière, bloquant ainsi leur mouvement vers la chaîne alimentaire [40].

L'espèce végétale choisie doit présenter une bonne tolérance à divers stress environnementaux, tels que la sécheresse et la salinité du sol.

La plante choisie doit :

- Immobiliser les ions métalliques seulement, elle ne doit pas absorber les métaux, (c'est-à-dire qu'il n'y aura pas de translocation vers les pousses).
- Avoir un facteur de bioconcentration élevé et un facteur de translocation faible.
- Avoir la capacité de tolérer plusieurs métaux et métalloïdes présents dans le sol.
- Avoir un système de racines et de pousses suffisamment dense pour assurer la phytostabilisation. [40]

1.4.2.1.3 Phytovolatilisation

La phytovolatilisation repose sur l'utilisation des plantes en vue d'absorber les polluants du sol et de les transformer en formes volatiles moins nocives, permettant ainsi leur libération dans l'atmosphère [30]. Cette méthode peut être envisagée comme une solution durable pour le site, car il est peu probable que les produits gazeux volatilisés se redéposent sur place ou à proximité. Cependant, cette méthode ne doit pas être mise en œuvre près des zones urbaines densément peuplées ni dans des régions où les conditions météorologiques sont instables, car cela favoriserait une libération rapide de substances volatiles. [39].

Il existe deux formes différentes de phytovolatilisation, à savoir la phytovolatilisation directe et la Phytovolatilisation indirecte. La phytovolatilisation directe est souvent simplement appelée

phytovolatilisation normale, car elle suit le même processus d'absorption des contaminants par les racines et leur émission dans l'atmosphère par les feuilles. Ce processus est bien documenté et largement étudié. Dans cette méthode, les contaminants sont captés dans le sol, absorbés par les racines, transportés à travers les tiges, puis émis dans l'atmosphère par les feuilles composées.

1.4.2.1.4 Phytodégradation

Lors de la phytodégradation, les plantes absorbent les contaminants et les décomposent sous des formes plus simples et moins toxiques. La décomposition des contaminants toxiques s'effectue par deux voies :

- Par un processus métabolique à l'intérieur de la plante
- Par l'intermédiaire d'enzymes produites par la plante.

Les contaminants décomposés en produits plus simples sont utilisés par la plante pour accélérer sa croissance [39].

L'efficacité de l'absorption des polluants et leur concentration dans le sol sont des éléments cruciaux de ce processus. Cette efficacité dépend des propriétés phytochimiques spécifiques des plantes [40].

1.4.2.1.5 Rhizodegradation

La rhizodégradation est un processus de phytoremédiation qui dépend entièrement de l'association symbiotique entre les plantes et les micro-organismes présents dans la rhizosphère (la zone du sol immédiatement adjacente aux racines des plantes).

Les champignons, les levures et les bactéries utilisent plusieurs contaminants comme sources d'énergie, les dégradant, les métabolisant et/ou les minéralisant en formes moins nocives ou inoffensives [30]. Les plantes jouent un rôle crucial dans les systèmes de rhizodégradation en libérant des composés, appelés exsudats racinaires, dans le sol. Ces exsudats varient selon les espèces végétales, attirant différents micro-organismes qui peuvent être spécialisés dans la dégradation de différents types de contaminants. Cela souligne l'importance de considérer les exsudats racinaires des plantes et les micro-organismes associés lors de la mise en œuvre de systèmes de rhizodégradation [30].

1.4.2.1.6 Rhizofiltration

La rhizofiltration utilise des plantes aquatiques pour absorber, concentrer et précipiter les contaminants au niveau de leurs racines, réduisant ainsi leur mobilité et les empêchant de migrer vers les eaux souterraines [30].

Les plantes choisies sont d'abord cultivées en hydroponie, c'est-à-dire qu'elles sont cultivées dans des serres avec leurs racines immergées dans l'eau plutôt que dans le sol. Une fois que leurs racines sont bien développées, elles sont transférées dans des eaux contaminées par des métaux. Elles absorbent et concentrent les métaux dans leurs racines avant de les transporter vers leurs parties aériennes. Cette approche est économique, générant peu de déchets secondaires et nécessitant moins de main-d'œuvre, de coûts d'exploitation et de maintenance.[40].

Plusieurs points doivent être pris en compte lors de la planification d'une stratégie de rhizofiltration pour un site contaminé, dont :

- La profondeur de la contamination.
- Les différentes formes des polluants et le niveau de contamination.
- Le type de végétation à utiliser (aquatique/émergente/submergée).
- Le temps de sorption et de rétention hydraulique [30].

Ce processus est cependant limité par le besoin continu d'ajuster le pH pour atteindre une absorption optimale des métaux, le développement initial des plantes en serres ou en pépinières, ainsi que par la nécessité de récolter périodiquement les plantes et de les éliminer.[31].

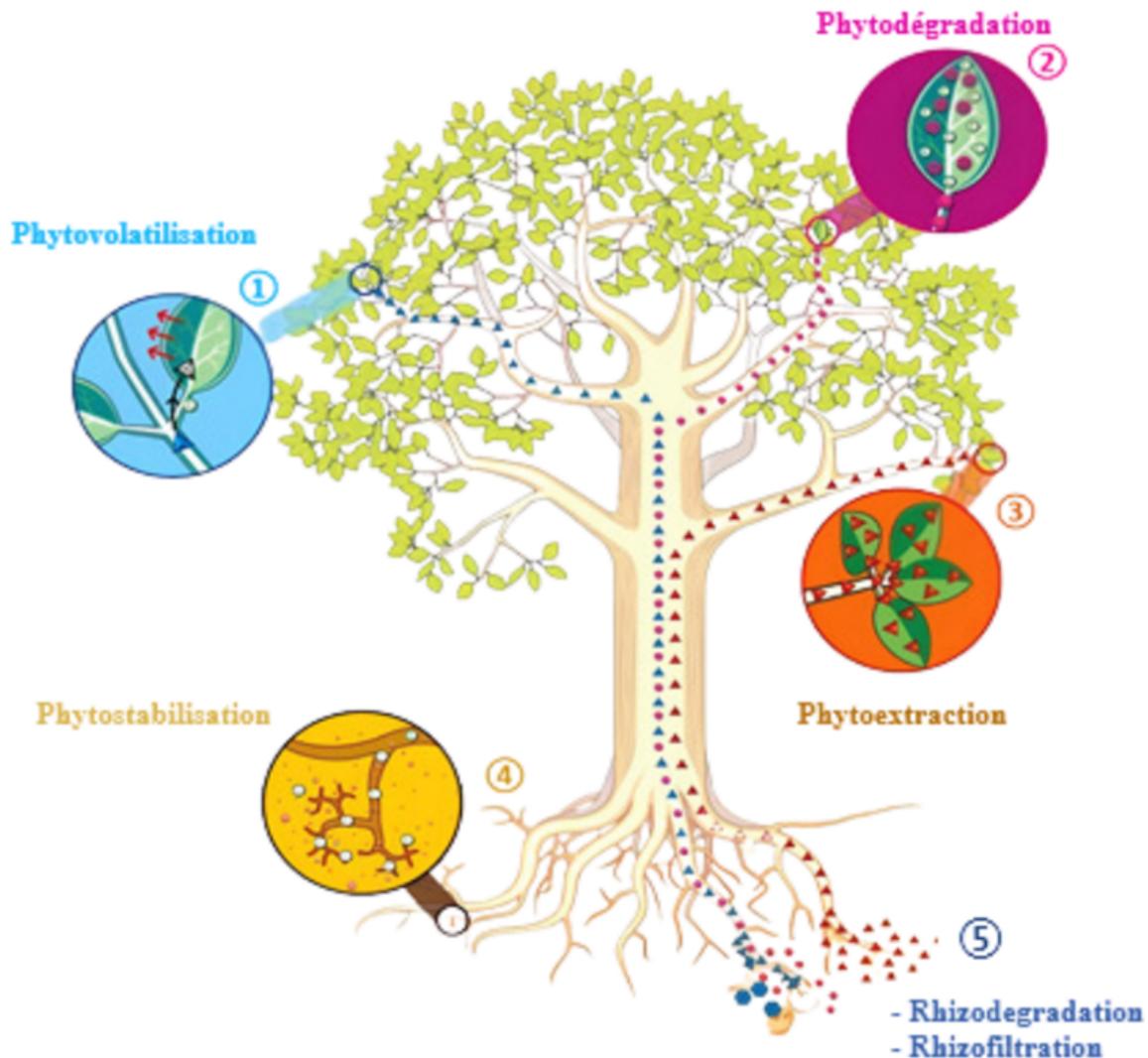


FIGURE 1.3 – Types de phytoremédiation [41]

1.5 Conclusion

Afin de lutter contre la désertification des sols, il est primordial de détecter les signes à travers des analyses rigoureuses. Les techniques nucléaires permettent de quantifier et de déterminer les différents composants des plantes et des sols et ce, dans le but de détecter les potentiels polluants nuisant à ces derniers.

Chapitre 2

Spéctrométrie gamma et fluorescence X

2.1 Introduction

Dans le cadre d'une étude environnementale, l'utilisation des techniques nucléaires présente un atout important. Parmi le large éventail de choix de ces techniques, la spectrométrie gamma et l'ED-XRF vont être utilisées pour quantifier et caractériser les cinétiques des transferts sols-plantes en vue de détecter une éventuelle pollution en métaux lourds ou en contaminants radioactifs. Ces méthodes s'avèrent être performantes, rapides et offrent la possibilité d'une analyse qualitative et quantitative pour la réalisation d'une étude complète.

Dans la première section, nous nous focaliserons sur les mécanismes d'interaction des photons avec la matière. La seconde section explique le principe de la spectrométrie gamma et de l'ED-XRF pour des analyses approfondies des échantillons environnementaux afin de déterminer leur composition élémentaire et leur radioactivité.

2.2 Interactions photon-matière

Avant d'aborder les différents mécanismes par lesquels le photon interagit avec la matière, il est important de définir quelques notions de bases.

2.2.1 Définition du rayonnement

Un rayonnement, ou radiation, désigne un transfert d'énergie à travers l'espace sous forme d'onde électromagnétique ou de faisceau de particules. Ce transfert d'énergie se propage de manière isotrope et sa trajectoire dépend de son énergie. Les rayonnements sont classés en deux catégories : ionisants et non-ionisants comme le montre la figure 2.1 Un rayonnement est qualifié d'ionisant lorsqu'il a la capacité d'arracher des électrons de la matière lors de son interaction. Les rayonnements ionisants sont produits soit par la désintégration de radionucléides (radioactivité) soit par des générateurs électriques tels que les générateurs de rayons X et les accélérateurs de particules [3].

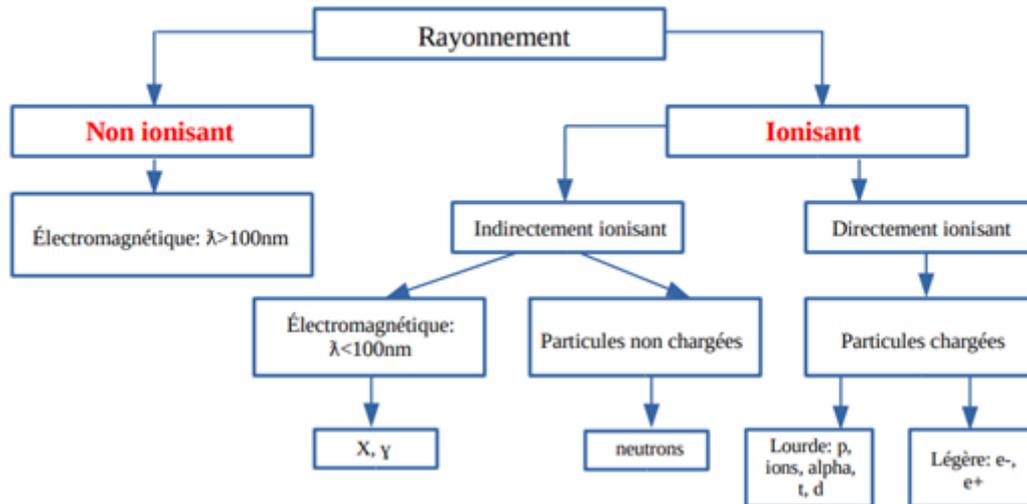


FIGURE 2.1 – La Classifications des rayonnements [42]

Les photons peuvent interagir avec la matière selon quatre processus principaux : l'effet photoélectrique, la diffusion Compton ; la création de paires ; ainsi que la diffusion Rayleigh [3].

2.2.2 Effet photoélectrique

Il s'agit de l'absorption totale d'un photon par un atome, où l'énergie du photon est transférée à un électron de la couche électronique de l'atome, le libérant. Cet électron est alors qualifié de photoélectron. Ce phénomène est prédominant à basse énergie et dans les matériaux de numéro atomique élevé[43].

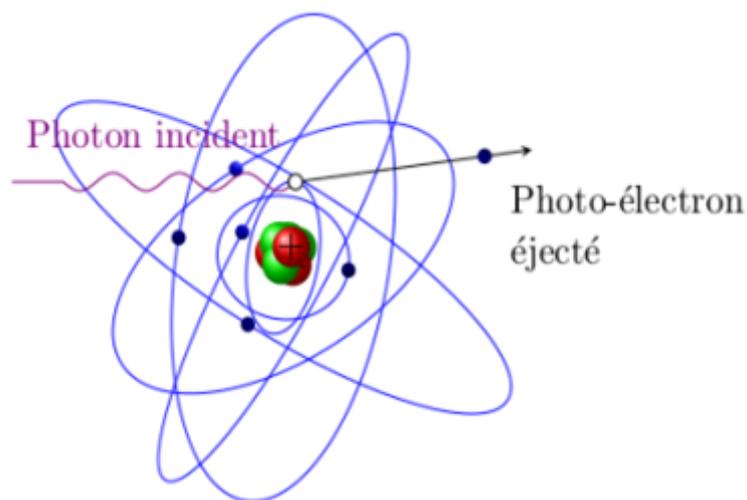


FIGURE 2.2 – L'effet photoélectrique [3]

2.2.3 Effet Compton

L'Effet Compton est le phénomène au cours duquel une partie de l'énergie de l'onde électromagnétique est transférée à la particule chargée lors d'une collision élastique[44], ce dernier est prédominant à des énergies intermédiaires.

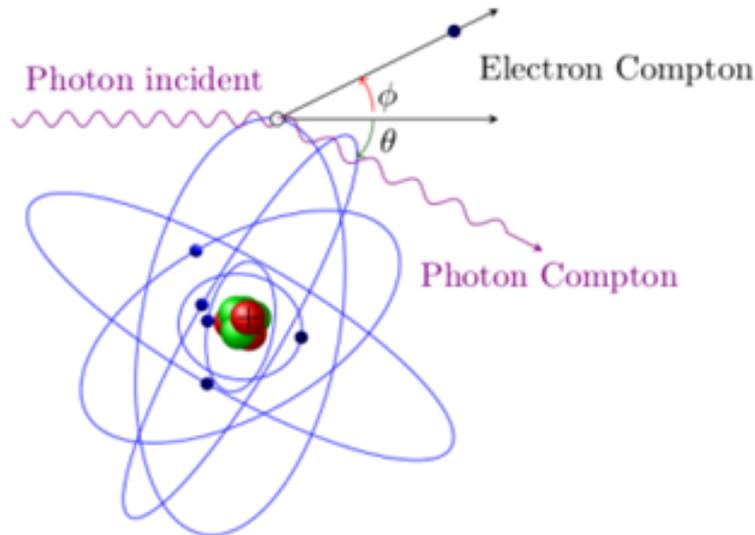


FIGURE 2.3 – L'effet Compton [3]

2.2.4 Création de paires

Ce phénomène implique la disparition d'un photon et la création simultanée d'un positron et d'un électron. On parle également de la matérialisation d'un photon en un électron et un positron. Il s'agit d'une réaction seuil qui ne peut se produire que lorsque l'énergie des photons incidents dépasse 1,022 MeV. L'énergie excédentaire est transportée par l'électron et le positron sous forme d'énergie cinétique[43].

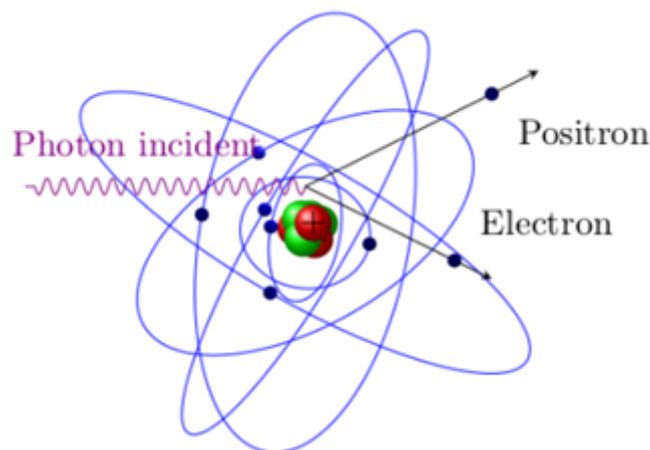


FIGURE 2.4 – Phénomène de création de paires [3]

2.2.5 Diffusion Rayleigh

Cela fait référence à la diffusion cohérente d'un photon par les atomes du matériau, sans transfert d'énergie : le photon diffusé conserve la même énergie que le photon incident mais change de direction.

les photons de courtes longueurs d'onde sont fortement diffusés tandis que les photons de longues longueurs d'onde le sont moins. La section efficace dépend également de l'indice de réfraction du milieu. Cette diffusion est un processus négligeable comparé aux trois autres [43]

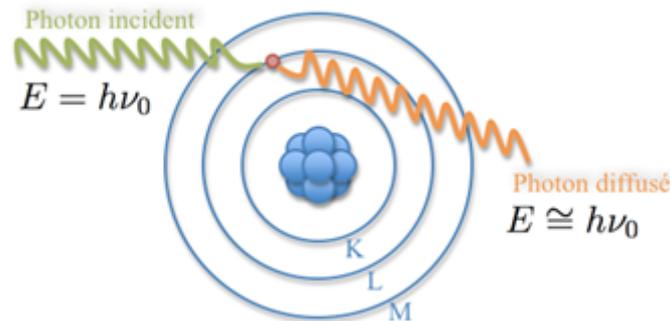


FIGURE 2.5 – Diffusion Rayleigh [45]

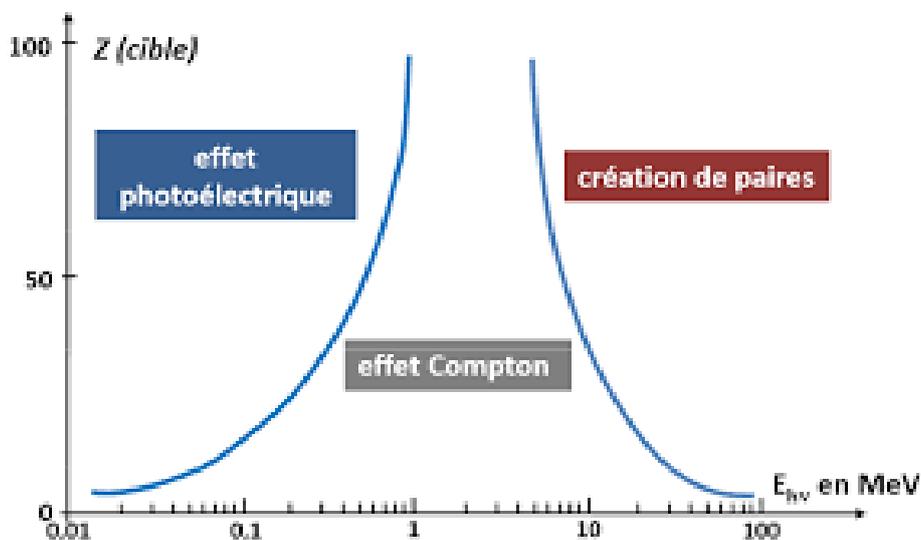


FIGURE 2.6 – Prédominance du type d'interaction en fonction de l'énergie et du numéro atomique du matériau [3]

La figure 2.6 illustre les régions de dominance de chaque interaction en fonction de l'énergie du photon et du numéro atomique du matériau cible.

Les importances relatives des différents processus d'interaction (effet photoélectrique, effet Compton et création de paire) varient en fonction de l'énergie du photon incident et du numéro atomique (Z) du milieu traversé.[3]

Les interactions photons-matière régissent les techniques nucléaires utilisées, notamment la fluorescence des rayons X par dispersion d'énergie (ED-XRF) et la spectrométrie gamma.

2.3 La technique EDX-XRF (Energy dispersive X-ray fluorescence)

2.3.1 La nature du rayon X

Les rayons X ont été découverts en 1895 par le physicien allemand Wilhelm Konrad Röntgen alors qu'il étudiait les effets des faisceaux d'électrons (alors appelés rayons cathodiques) dans les décharges électriques à travers des gaz à basse pression.

Les rayons X sont des rayonnements électromagnétiques de longueur d'onde extrêmement courte et de haute fréquence. Ils sont généralement produits par l'accélération (ou la décélération) de particules chargées.

Les rayons X sont une forme de rayonnement ionisant : lorsqu'ils interagissent avec la matière, ils sont suffisamment énergétiques pour que les atomes neutres éjectent des électrons. Grâce à ce processus d'ionisation, l'énergie des rayons X se dépose dans la matière. [46]

L'énergie E et la longueur d'onde d'un photon sont liées par la relation :

$$E = \frac{h.c}{\gamma} \quad (2.1)$$

Où h est la constante de Planck ($6,6 \cdot 10^{-34}$ J.s) et c la vitesse de la lumière ($3 \cdot 10^8$ m/s).[4]

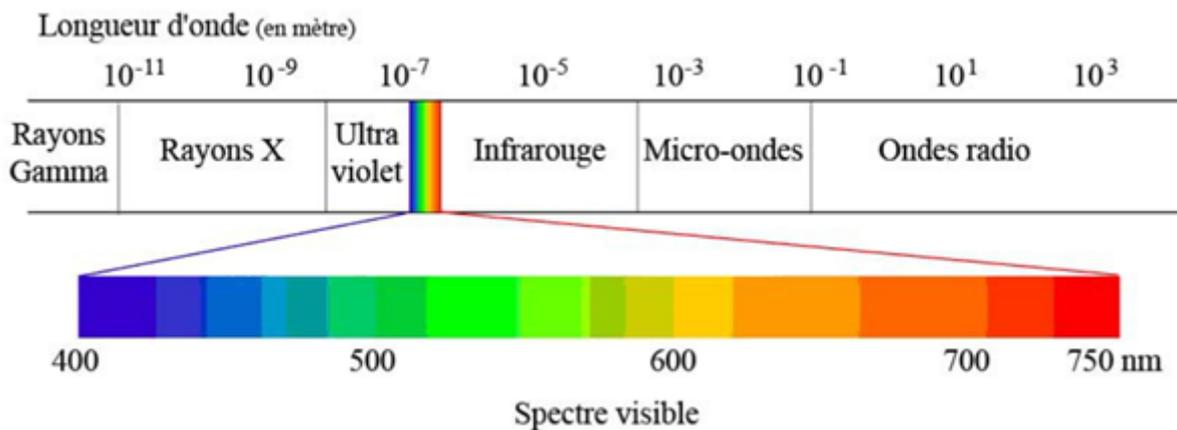


FIGURE 2.7 – Caractéristique des différentes ondes électromagnétiques[47]

2.3.2 La production des rayons X

Il existe trois mécanismes courants de production de rayons X : l'accélération d'une particule chargée, les transitions atomiques entre des niveaux d'énergie distincts et la désintégration radioactive de certains noyaux atomiques. Chaque mécanisme conduit à un spectre caractéristique de rayonnement X.

Dans la source terrestre de rayons X la plus courante, le tube à rayons X, un faisceau d'électrons à haute énergie frappe une cible solide. Lorsque les électrons rapides du faisceau interagissent avec les électrons et les noyaux des atomes de la cible, ils sont déviés et ralentis à plusieurs reprises.

Au cours de cette décélération brutale, les électrons du faisceau émettent un spectre continu de rayonnements électromagnétiques avec un pic d'intensité dans la région des rayons X. La plupart de l'énergie émise dans un faisceau de rayons X se trouve dans la région de la cible. La majeure partie de l'énergie émise dans un tube à rayons X est contenue dans ce spectre continu.

L'émission de rayons X est parfois un sous-produit d'une transformation nucléaire. Dans le processus de capture d'électrons, un électron atomique de la coquille interne est capturé par le noyau atomique, ce qui déclenche la transformation d'un proton nucléaire en neutron et abaisse le numéro atomique d'une unité. [46]

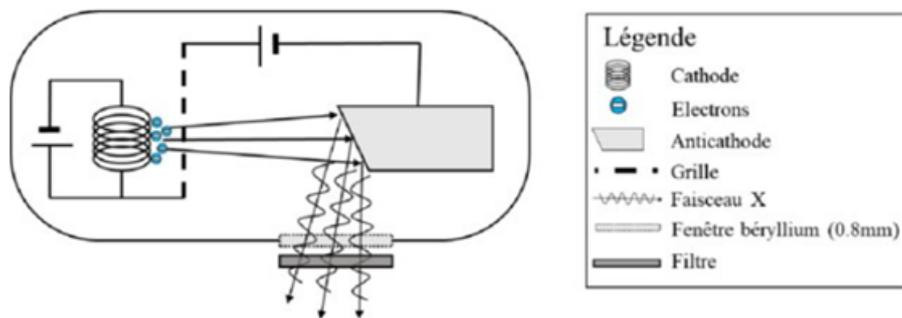


FIGURE 2.8 – Tube à rayon X [48]

2.3.3 Les composants d'un tube à rayons X

2.3.3.1 L'ampoule

Les rayons X sont générés à l'aide de tubes contenant une anode et une cathode. Ces composants sont enfermés dans une enveloppe sous vide, généralement fabriquée en verre ou en céramique.[49]

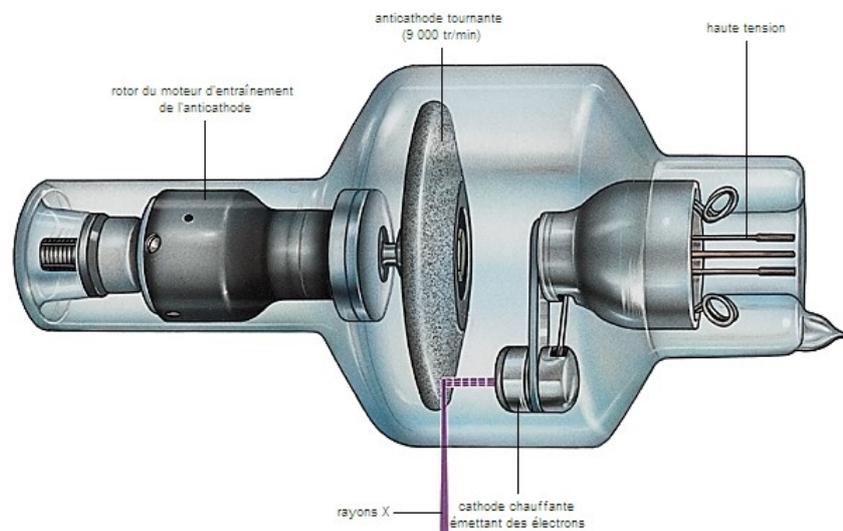


FIGURE 2.9 – L'ampoule à rayon X [48]

2.3.3.2 La cathode

Le pôle négatif du tube à rayons X, appelé cathode, est parfois aussi désigné par le terme filament. La cathode, source d'électrons pour le tube à rayons X, comprend trois éléments : le filament lui-même, les fils de connexion pour le courant de chauffage (un courant de faible tension, environ 10 V, mais de forte intensité, entre 3 et 5 A), et la pièce de concentration. Le nombre de photons X produits dépend directement du nombre d'électrons traversant le tube, du filament à la cible (anode). L'intensité du courant dans le tube, mesurée en milliampères (mA), indique le nombre d'électrons passant par le tube chaque seconde.

2.3.3.3 L'anode

Deux types d'anodes (électrodes positives) ont été utilisés dans l'évolution des tubes à rayons X : l'anode fixe et l'anode tournante.

L'anode fixe d'un tube radiogène est constituée d'une petite plaque de tungstène sertie dans une masse de cuivre. Le développement de générateurs plus puissants a mis en évidence que la capacité du tube à rayons X est limitée par la chaleur générée au niveau de l'anode.

L'anode tournante a été développée pour augmenter la capacité du tube à dissiper la chaleur lors des expositions prolongées. L'anode de ce type de tube est un disque de tungstène ou d'un alliage de tungstène qui tourne rapidement lors d'une exposition, améliorant ainsi la gestion thermique.[49]

2.4 Principe de la technique d'analyse ED-XRF

La fluorescence X est une méthode d'analyse élémentaire polyvalente et non destructive qui permet de détecter et de quantifier la majorité des éléments présents dans un échantillon. Elle est applicable à une gamme étendue de matériaux, qu'ils soient solides ou liquides, tels que les minéraux, les céramiques, les métaux, les huiles, l'eau et les verres.

Lors de l'analyse, l'échantillon est exposé à un faisceau de rayons X. Sous l'impact de ces rayons X, les atomes de l'échantillon transitent de leur état fondamental à un état excité. Cet état excité est instable, conduisant les atomes à retourner à leur état fondamental en émettant de l'énergie, principalement sous forme de photons X. Chaque atome, avec sa configuration électronique spécifique, émet des photons ayant des énergies et des longueurs d'onde distinctes. Ce phénomène est appelé fluorescence X, une émission secondaire de rayons X caractéristique des éléments constitutifs de l'échantillon. L'analyse de cette radiation X secondaire permet de déterminer à la fois la composition élémentaire de l'échantillon ainsi que sa concentration massique.[4]

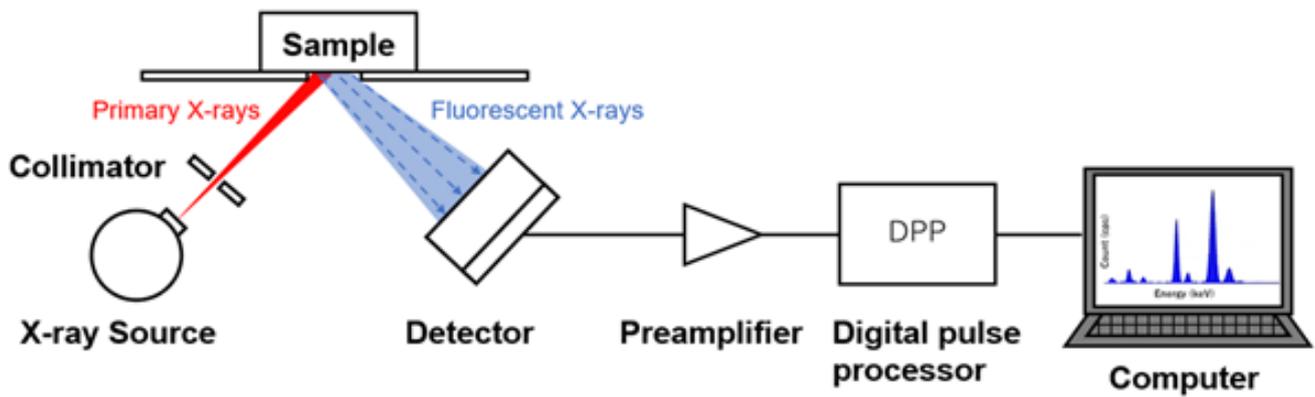


FIGURE 2.10 – Dispositif expérimental de l'ED XRF [50]

- Détecteur :

Le détecteur peut être un détecteur à semi-conducteur, généralement un détecteur Si (Li) (silicium dopé au lithium), ou de détecteur à diffusion de silicium (Silicon Drift Detector, SDD), qui est connecté à un amplificateur. Lorsque les photons X pénètrent dans le détecteur, ils provoquent des ionisations dans le semi-conducteur. Les paires électrons/trous ainsi créées migrent sous l'effet du champ électrique de polarisation, générant des impulsions de courant. La hauteur de ces impulsions est proportionnelle à l'énergie du photon. Enfin, le détecteur convertit les photons X en charge électrique[4].

- Amplificateur :

Les photons X convertis en charge électrique par le détecteur vont être transformés en impulsion électrique par l'amplificateur. Plus l'énergie du photon X incident est élevée, plus il créera de défauts dans le semi-conducteur, ce qui se traduira par une amplitude d'impulsion électrique plus importante. L'amplitude des impulsions est directement proportionnelle à l'énergie du photon X pénétrant dans le détecteur.[51]

- Convertisseur digital analogique(ADC) et un analyseur multicanaux (MCA) :

L'ADC a pour rôle de convertir les impulsions analogiques émises par l'amplificateur en codes numériques, par la suite, l'analyseur multicanaux (MCA) stocke les informations et traite les spectres régit. [51]

2.4.1 Spectre des rayons X

Le spectre des rayons X est constitué d'un spectre continu et d'un spectre de raies.

2.4.1.1 Spectre continu

On considère que les électrons ont une énergie unique (E_0) et se déplacent dans une seule direction. Lorsqu'ils passent près du noyau, ils sont attirés par une force coulombienne, ce qui dévie leur trajectoire. Cette déviation entraîne une perte d'énergie cinétique, qui est émise sous forme de rayonnement électromagnétique appelé rayonnement de freinage.

Quand l'électron incident passe près du noyau, il subit une forte décélération et est dévié, émettant un photon dont l'énergie correspond à sa perte d'énergie cinétique. Si l'électron passe loin du noyau, il est peu dévié et freiné, et le photon de freinage a une faible énergie.

2.4.1.2 Spectre des raies

Il se forme par l'interaction entre les électrons accélérés et ceux de la cible. Si l'énergie E_0 de l'électron incident est suffisante, il peut éjecter un électron du cortège électronique des atomes cibles, pour autant que leur énergie de liaison soit inférieure à E_0 . Cela excite l'atome, et le retour à l'état fondamental se produit par réorganisation électronique : un électron périphérique comble la place créée, libérant son énergie sous forme de photons dans le milieu ambiant.

Par conséquent, chaque ligne caractéristique ainsi définie est subdivisée en fonction des niveaux d'énergie des électrons périphériques. Le spectre résultant est propre à la cible et est limité par l'énergie du faisceau d'électrons incidents.

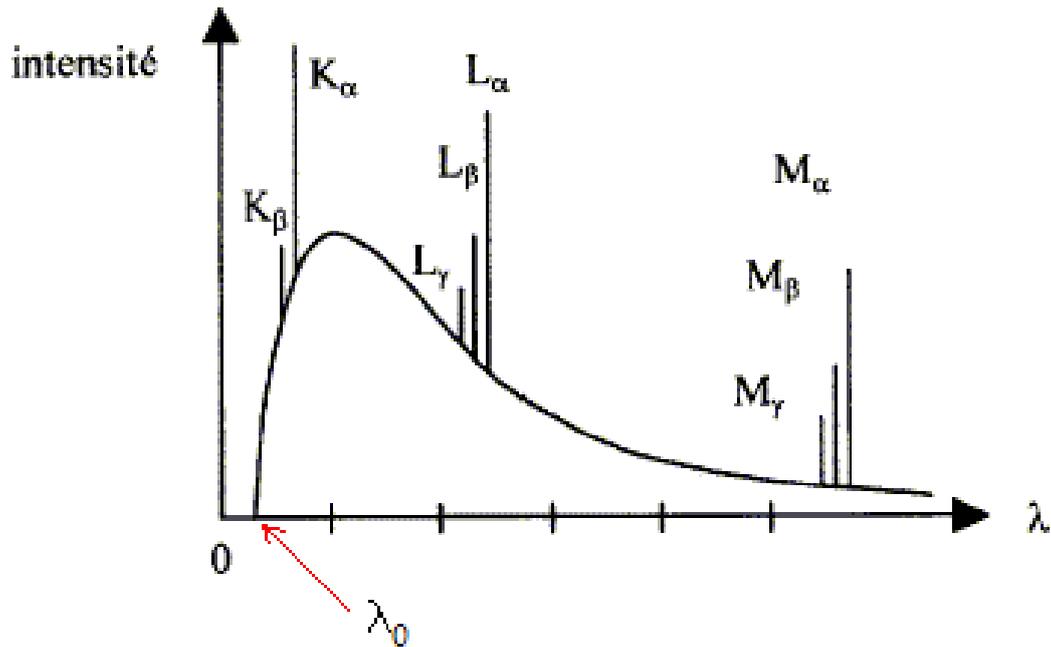


FIGURE 2.11 – Spectre continu et des raies caractéristiques

2.4.2 Caractéristique de la technique

2.4.2.1 Sensibilité

La sensibilité est un paramètre attribué au spectromètre à rayons X et est indiquée pour chaque élément du tableau périodique.

En termes généraux, elle fournit des informations sur certains paramètres fondamentaux, l'efficacité du détecteur et la géométrie du système.

La sensibilité du système ED-XRF pour chaque numéro atomique peut être facilement calculée par la relation suivante :

$$S = \frac{I_i}{C_i} \quad (2.2)$$

Où :

I_i : Intensité de la raie X caractéristique de l'élément i .

C_i : Concentration de l'élément i . [52]

2.4.2.2 Le bruit de fond

La source du bruit de fond est principalement attribuée à deux aspects : le premier est la diffusion, y compris la diffusion Compton et la diffusion Rayleigh. Le second est l'interaction entre le rayon X caractéristique de l'échantillon et le détecteur, y compris le bruit généré à l'intérieur de l'instrument.

L'existence d'un bruit de fond affecte le calcul de la surface nette du pic et a un impact significatif sur la limite de détection et la précision . Il est donc nécessaire de soustraire avec précision le bruit de fond pour obtenir l'intensité nette du spectre caractéristique.[53]

2.4.2.3 Effet de matrice

En fluorescence X, l'intensité d'une raie n'est pas directement proportionnelle à la concentration de l'élément en raison des effets de matrice, qui incluent deux phénomènes principaux :

- **Absorption des rayons X** : Les rayons X d'excitation peuvent être partiellement absorbés par l'échantillon avant d'atteindre l'atome cible, phénomène connu sous le nom d'absorption primaire. De plus, les rayons X fluorescents émis peuvent eux-mêmes être absorbés par d'autres éléments de l'échantillon, ce qui constitue l'absorption secondaire.
- **Surexcitation et fluorescence secondaire** : Les rayons X de fluorescence émis par un atome cible peuvent exciter des atomes voisins, induisant ainsi une fluorescence secondaire. Les atomes reçoivent donc des rayons X non seulement directement du tube, mais aussi de la fluorescence émise par d'autres atomes dans l'échantillon.

Ces interactions complexes modifient le signal détecté, rendant nécessaire une correction pour obtenir des résultats précis sur la concentration des éléments.[54]

2.4.3 Analyse qualitative et quantitative

2.4.3.1 Analyse qualitative

Cette analyse vise à déterminer les éléments présents dans l'échantillon en utilisant l'énergie des rayons X émis.

Les énergies des raies sont déterminées par la loi de Moseley, qui établit une relation proportionnelle entre l'énergie du rayonnement X émis par un élément et le carré de son numéro atomique, selon l'équation suivante [54] :

$$hv = Rh (Z - \sigma)^2 \left[\frac{1}{n^2} - \frac{1}{p^2} \right] \quad (2.3)$$

Où :

Rh : la constante Rydberg

Z : est le numéro atomique

σ : est une constante d'écran de l'atome.

n,p : nombre quantiques correspondants au niveau d'énergie initial et final.

2.4.3.2 Analyse quantitative

Les concentrations des éléments détectés sont déterminées à partir des aires des raies X correspondantes. Le choix de la méthode de quantification dépend de l'épaisseur et de la nature de l'échantillon. La variation de l'intensité de la raie X, relative à l'élément à analyser, dépend de l'épaisseur de l'échantillon. Si l'épaisseur est mince, les effets de matrice sont négligeables, ce qui permet d'obtenir [54] :

$$I_i = S.C_i \quad (2.4)$$

Où :

S : la sensibilité du dispositif ED-XRF.

C_i : la concentration de l'élément i .

I_i : l'intensité mesurée de la raie relative de l'élément i .

En pratique, l'intensité peut être influencée par des effets de matrice, notamment l'absorption des rayonnements X primaires et secondaires. Pour corriger ces effets, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, telles que la méthode des standards externes, la méthode des standards internes .

2.4.4 Les méthodes des standards

2.4.4.1 Méthode des standards externes

Cette méthode repose sur l'utilisation d'un standard externe. La concentration de l'élément est alors déterminée par la formule suivante :

$$C_i = C_{st} \cdot \frac{I_{i.ech}}{I_{i.st}} \quad (2.5)$$

Où :

C_i : Concentration de l'élément dans l'échantillon.

C_{st} : Concentration de l'élément dans le standard.

$I_{i.ech}$: Surface de la raie X correspondante à l'élément dans l'échantillon.

$I_{i.st}$: Surface de la raie X correspondante à l'élément dans le standard.

L'erreur sur la concentration de l'élément dosé est donnée par la loi de la propagation de l'erreur selon la formule suivante [54] :

$$\delta C_i = C_i \sqrt{\left(\frac{\delta C_{st}}{C_{st}}\right)^2 + \left(\frac{\delta I_{st}}{I_{st}}\right)^2 + \left(\frac{\delta I_{i.ech}}{I_{i.ech}}\right)^2} \quad (2.6)$$

Où :

δC_{st} : L'erreur associée à la concentration du standard.

δI_{st} : L'erreur associée à l'intensité du standard.

δI_i : L'erreur associée à l'intensité de chaque élément dans l'échantillon.

2.4.4.2 Méthode du standard interne

Cette méthode implique l'ajout à l'échantillon d'un élément de concentration connue, de manière à ne pas interférer avec les éléments d'intérêt. Les concentrations des éléments présents sont alors déterminées à partir des aires des raies X, en tenant compte des facteurs de sensibilité et d'absorption. En général, la concentration d'un élément est calculée selon l'expression suivante [54] :

$$\frac{I_i}{I_{st}} = \frac{\delta_i \cdot \epsilon_i \cdot C_i}{\delta_{st} \cdot \epsilon_{st} \cdot C_{st}} \quad (2.7)$$

Où :

δ_{st} : Section efficace de production des rayons X de l'élément standard.

δ_i : Section efficace de production des rayons X de l'élément recherché.

ϵ_{st} : Efficacité de détecteur pour l'énergie du rayon X caractéristique de l'élément standard.

ϵ_i : Efficacité de détecteur pour l'énergie du rayon X caractéristique de l'élément recherché.

2.4.5 Limite de détection

La limite de détection (LD) indique la plus petite valeur réelle du mesurande qui peut encore être détectée avec les procédures de mesure appliquées. [55]

Elle est déterminée par la relation :

$$LD = 3.C.\sqrt{B}/N \quad (2.8)$$

Où :

C : La concentration de l'élément.

B : le bruit de fond moyen.

N : Intensité.

La limite de détection peut varier en fonction de la source d'excitation utilisée et des conditions expérimentales spécifiques. Elle se situe généralement autour de 10 ppm pour des éléments comme le zinc (Zn), le cuivre (Cu) et le plomb (Pb), mais peut atteindre 100 ppm voire 500 ppm pour les éléments plus légers.[56]

2.5 La technique Spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une méthode largement utilisée pour la mesure de la teneur en radionucléides émetteurs de rayons gamma dans divers matériaux. C'est une méthode de choix pour la mesure d'échantillons environnementaux. Cette méthode est basée sur l'interaction des rayons gamma émis par la source et le volume actif du détecteur. Les détecteurs à semi-conducteurs, notamment les détecteurs de germanium ultra-pur (HPGe), se sont révélés très sensibles et offrent une bonne résolution en énergie et en temps.[3].

2.5.1 Chaîne de détection

La spectrométrie γ vise à identifier qualitativement les radionucléides et à mesurer quantitativement l'activité des rayonnements γ émis spontanément par un échantillon.

Dans cette méthode, les photons qui interagissent avec le détecteur sont classés selon leur énergie. Les performances de la chaîne de mesure dépendent des choix et des réglages de chaque étape. Il est donc essentiel de comprendre le fonctionnement et les limitations de chaque composant pour adapter la chaîne de mesure à ses besoins spécifiques.

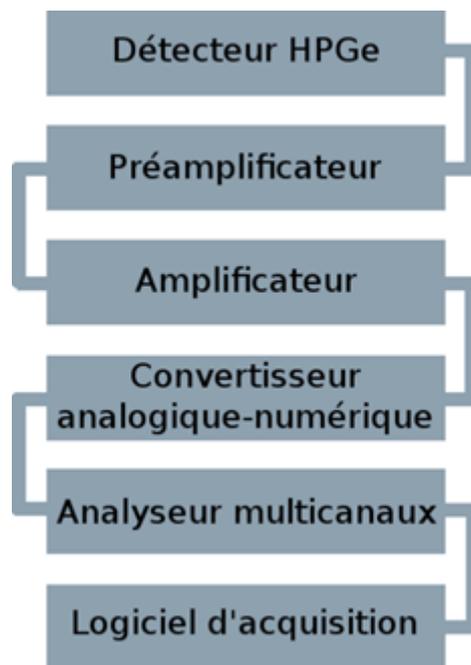


FIGURE 2.12 – Schéma de la chaîne de détection [57]

2.5.1.1 Détecteur

La détection d'un photon gamma repose sur le principe de mesurer l'énergie qu'il a transférée (partiellement ou totalement) au matériau sensible via l'un des mécanismes d'ionisation mentionnés précédemment. Cette section présente les deux principaux types de détecteurs utilisés en spectroscopie gamma : les scintillateurs et les semi-conducteurs.

- Détecteur à scintillations

La scintillation est un phénomène de fluorescence caractérisé par l'émission rapide ou retardée de photons visibles, voire infrarouges ou ultraviolets, dans un matériau excité par un photon gamma ou une particule énergétique. Les scintillateurs sont généralement classés en deux catégories : les scintillateurs organiques, disponibles sous forme cristalline, plastique ou en solution liquide, et les scintillateurs inorganiques utilisés sous forme de monocristaux.

Pour former un système de détection, le cristal scintillateur doit être associé à un dispositif sensible capable de recueillir les photons de scintillation. Ce dispositif, généralement un tube photomultiplicateur ou une photodiode, doit présenter une sensibilité excellente dans la plage de longueurs d'onde d'émission du scintillateur. De plus, le cristal scintillateur doit être revêtu d'un matériau réfléchissant les photons de scintillation et empêchant la pénétration de la lumière extérieure. [58]

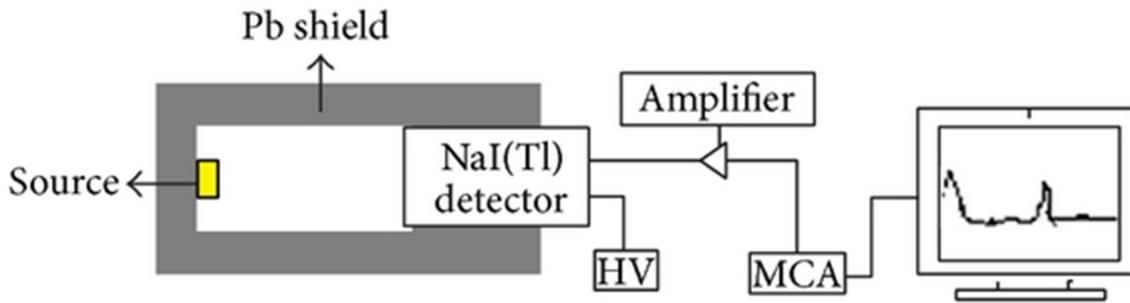


FIGURE 2.13 – Schéma qui illustre le système d'une spectrométrie gamma avec le détecteur NaI(Tl)

- Détecteur semi-conducteur

Dans le cas des détecteurs semi-conducteurs, lorsque les rayonnements interagissent avec le semi-conducteur, ils transfèrent de l'énergie au matériau. Cela entraîne la création de paires électron-trou. Étant donné que le semi-conducteur est positionné entre deux électrodes et soumis à une forte différence de potentiel, les paires électron-trou sont séparées, et chaque type de porteur de charge se déplace vers l'électrode correspondante. Une charge proportionnelle à l'énergie absorbée dans le semi-conducteur est alors collectée aux électrodes, amplifiée, puis mise en forme par la chaîne d'acquisition afin d'être analysée par un logiciel approprié.

Les semi-conducteurs offrent l'avantage de présenter une énergie nécessaire à la création d'une paire électron-trous très faible.[43]

Les détecteurs de germanium sont largement utilisés pour la spectrométrie des rayons gamma. Le principal avantage du détecteur HPGe (germanium hyperpurifié), pour la mesure des rayons gamma, réside dans sa résolution énergétique supérieure. Cette résolution dépend du nombre de porteurs de charge unique générés lors de l'interaction des particules avec le matériau du détecteur. Cependant, ce détecteur présente deux principaux inconvénients. Premièrement, son efficacité est inférieure à celle du NaI(Tl) en raison de sa taille plus petite et de son numéro atomique plus bas. L'efficacité de détection d'un système de détecteur NaI(Tl) dépend de différents paramètres. Deuxièmement, il est nécessaire de le refroidir à très basse température en utilisant de l'azote liquide, ce qui rend le détecteur HPGe plus coûteux à l'achat et à l'entretien que le NaI(Tl).[59]

2.5.1.2 Préamplificateur

Le préamplificateur, situé immédiatement après le détecteur, assure une première amplification du signal produit par l'interaction des rayonnements γ avec le cristal. En plus de cette amplification initiale, il agit comme un adaptateur d'impédance, facilitant ainsi le transfert du signal de sortie du détecteur à l'entrée de l'étage suivant. Typiquement, il est positionné près du cristal, souvent sous le même capot, ce qui permet un refroidissement des composants sensibles à la température et une réduction du bruit thermique. [60]

2.5.1.3 Amplificateur

L'amplificateur prend en charge les impulsions émises par le préamplificateur. Dans un premier temps, il ajuste l'amplitude du signal d'entrée à une plage de tensions compatible avec l'étage suivant du système. Ensuite, il effectue une mise en forme du signal, généralement sous forme gaussienne, en éliminant une partie du bruit parasite à haute fréquence par filtrage.[60]

2.5.1.4 ADC

Le convertisseur analogique-numérique (ADC), également connu sous le nom de convertisseur analogique-numérique, est employé pour convertir les signaux analogiques en signaux numériques. Cette conversion permet à l'étage suivant du système de traiter des données sous forme numérique plutôt qu'analogique.[60]

2.5.1.5 AMC

L'analyseur multicanaux (MCA), ou Analyseur Multi-Canal, joue le rôle crucial de trier les impulsions en fonction de leur amplitude. Il dispose de mémoires pour stocker ces données dans des canaux correspondant à des intervalles de tension, puis les transmet à un ordinateur en ligne. Les enregistrements obtenus prennent la forme d'histogrammes appelés "spectres différentiels de hauteur d'impulsion". Souvent, le logiciel utilisé pour acquérir les données offre également des fonctionnalités d'analyse qualitative et quantitative des spectres.[60]

2.5.2 Principales caractéristiques d'un détecteur

2.5.2.1 Efficacité de détection

L'efficacité de détection joue un rôle crucial dans l'analyse quantitative d'un échantillon. Elle est influencée par plusieurs facteurs, tels que le volume et la nature du détecteur, la section efficace d'absorption et le coefficient d'atténuation des matériaux composant le dispositif de détection. On distingue généralement deux types d'efficacité : l'efficacité absolue et l'efficacité intrinsèque.[3]

2.5.2.1.1 l'efficacité intrinsèque : Cette grandeur est en fonction du type de rayonnement, de son énergie et du matériau constituant le détecteur. Elle représente le rapport entre le nombre de photons détectés et le nombre de photons incidents atteignant le cristal. :

$$\epsilon_{int} = \frac{N_{dét}}{N_{reçu\ par\ le\ détecteur}} \quad (2.9)$$

2.5.2.1.2 L'efficacité absolue : Cette dépendance résulte de la géométrie de détection et de la probabilité d'interaction du photon dans le détecteur. On utilise deux termes pour décrire ce phénomène : l'efficacité totale absolue d'absorption (FEPE) et l'efficacité totale absolue.

- **Efficacité totale absolue d'absorption :** FEPE (Full Energy Peak Efficiency) est définie comme la mesure du pourcentage du nombre de photons détectés à une énergie

donnée (photons provenant de l'interaction photoélectrique) parmi ceux émis par la source. Elle est exprimée comme suit :

$$\epsilon_{FEPE} = \frac{N_{PE}}{A.I.\Delta t} \quad (2.10)$$

Où :

A : L'activité de la source.

I : L'intensité d'émission de la raie d'énergie E.

Δt : Le temps d'acquisition.

- **Efficacité totale absolue** : définie comme le rapport entre le nombre total de photons détectés (incluant les photons issus de tous les types d'interaction) et le nombre de photons émis par la source.

$$\epsilon_{abs} = \frac{N_{ray\ détectés}}{N_{émis\ par\ la\ source}} \quad (2.11)$$

Les deux types d'efficacités, intrinsèque et absolue, sont reliés par la relation suivante :

$$\epsilon_{abs} = \frac{\Omega}{4\pi} \epsilon_{int} \quad (2.12)$$

$\frac{\Omega}{4\pi}$ est l'efficacité géométrique, correspondant au rapport entre le nombre de photons qui atteignent le détecteur et le nombre de photons émis par la source, où Ω représente l'angle solide entre la source et le détecteur.

2.5.2.2 Résolution en énergie FWHM

La résolution d'un détecteur est définie par la largeur à mi-hauteur du pic obtenu pour un rayonnement donné. Pour garantir une mesure précise de l'énergie d'un rayonnement, il est essentiel que la résolution du détecteur soit minimale.[3]

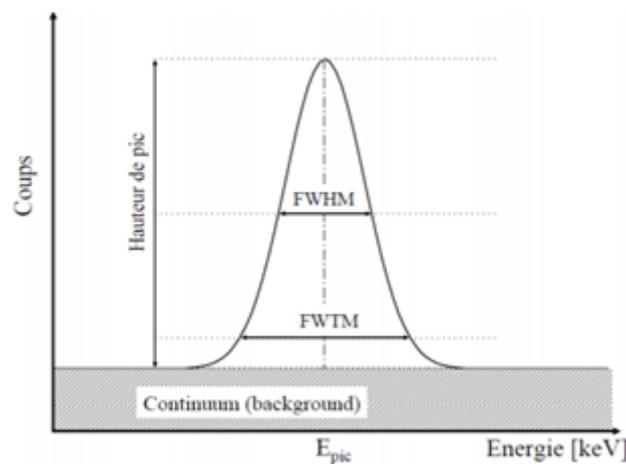


FIGURE 2.14 – Définition de la résolution pour un pic parfaitement gaussien [3]

La résolution en énergie d'un détecteur est généralement approximée par la relation suivante :

$$R = \frac{FWHM}{E_0} \quad (2.13)$$

2.5.2.3 Temps mort

Pendant l'intervalle de traitement du signal par la chaîne d'acquisition, suite à l'interaction d'un photon avec le détecteur, le système devient momentanément insensible à tout autre photon incident. Tout événement survenant durant cette période est considéré comme perdu ou ignoré, car l'entrée est électroniquement bloquée. Le temps mort représente ainsi le laps de temps minimal nécessaire pour séparer deux événements ou interactions distincts, qui seront ensuite convertis en deux impulsions distinctes. La perte de comptage due au temps mort augmente avec l'activité de la source, car cela accroît la probabilité que deux photons interagissent avec le détecteur dans un laps de temps inférieur au temps mort. [3]

Le temps mort (en %) est défini alors par le rapport :

$$\text{temps mort} = \frac{\text{temps réel} - \text{temps actif}}{\text{temps réel}} \quad (2.14)$$

2.5.3 Mesure de la radioactivité par spectrométrie gamma

La radioactivité est un processus au cours duquel un nucléide instable, appelé nucléide parent, se désintègre spontanément en un noyau d'un type différent, appelé nucléide fils, tout en émettant des rayonnements. L'unité dérivée du Système international (SI) pour mesurer la radioactivité est le Becquerel (Bq), défini comme l'activité d'un matériau radioactif où un noyau se désintègre par seconde.

La probabilité d'une désintégration radioactive reste constante pour un nucléide donné. En d'autres termes, l'activité du nucléide (A) est proportionnelle au nombre d'atomes ou de noyaux (N) présents de ce nucléide [61].

$$A = \lambda N = \frac{\ln(2)}{T} N \quad (2.15)$$

Avec :

A : Activité d'un radionucléide [Bq].

λ : Constante radioactive [s^{-1}].

N : Nombre de noyaux radioactifs.

T : Période du radionucléide [s].

2.5.3.1 Lois de la décroissance radioactive

Si l'on considère $N(t)$ comme le nombre de noyaux d'un certain radionucléide présent dans un échantillon à un moment t donné, alors le nombre total de désintégrations dN pendant un intervalle de temps dt est directement proportionnel à $N(t)$ et à la durée dt . Cette proportionnalité est caractérisée par un coefficient λ , appelé constante radioactive de ce radionucléide, qui reste constant pour cette espèce et ne dépend ni de la présence d'autres nucléides ni de l'environnement. Mathématiquement, cela se traduit par l'équation différentielle suivante :

$$dN = -\lambda N(t) dt \quad (2.16)$$

Si au départ, le nombre de noyaux était N_0 , alors le nombre $N(t)$ de noyaux présents à n'importe quel moment t est donné par la loi de décroissance radioactive :

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.17)$$

La période radioactive d'un radionucléide est le laps de temps nécessaire pour que la moitié des noyaux atomiques présents dans un échantillon se désintègre ($N(T_{\frac{1}{2}})$). Elle est représentée par T et mesurée en unités de temps. Cette période est reliée à la constante radioactive λ par l'équation suivante :

$$T = \frac{\ln(2)}{\lambda} \quad (2.18)$$

La relation d'évolution de la loi de décroissance s'écrit alors :

$$N(t) = N(nt) = N_0 e^{-\frac{\ln(2)}{T} t} \quad (2.19)$$

L'activité A d'un radionucléide dans un échantillon représente le nombre de désintégrations par seconde provenant de cette espèce. Elle peut être exprimée comme le taux de changement du nombre de noyaux par rapport au temps :

$$A = \frac{dN}{dt} \quad (2.20)$$

La loi fondamentale de l'activité d'une substance radioactive est exprimée par :

$$A(t) = \lambda N(t) = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.21)$$

Où A_0 représente l'activité à l'instant initial.

2.5.4 Types de désintégrations

La transition d'un radioélément de son état instable vers un état stable, accompagnée de l'émission d'énergie sous forme de rayonnement (alpha, bêta, gamma), est un phénomène connu sous le nom de désintégration [62].

Il existe principalement cinq types de désintégrations distincts :

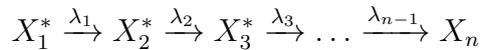
TABLEAU 2.1 – Les types de désintégrations

Type de désintégration	Equation
Désintégration α	${}^A_Z X \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2} Y + {}^4_2 He$
Désintégration β^-	${}^A_Z X \rightarrow {}^A_{Z+1} Y + e^- + \nu$
Désintégration β^+	${}^A_Z X \rightarrow {}^A_{Z-1} Y + e^+ + \nu$
Capture électronique CE	${}^A_Z X + e^- \rightarrow {}^A_{Z-1} Y + \nu$
La radioactivité gamma (γ)	${}^A_Z X^* \rightarrow {}^A_Z Y + \gamma$

2.5.4.1 Filiation radioactive

La filiation radioactive, également connue sous le nom de "série de décroissance radioactive" ou "décroissance multiple", décrit le processus par lequel un noyau instable, appelé noyau parent,

se désintègre successivement en une série de noyaux fils, jusqu'à ce qu'un noyau stable, non radioactif, soit obtenu. Dans ce processus, chaque noyau fils issu de la désintégration d'un noyau parent peut à son tour se désintégrer pour former un autre noyau, et ainsi de suite. Cette succession de désintégrations est représentée généralement par une série d'équations de la forme :



où λ_i représente la probabilité de désintégration du noyau X_i , et est appelée constante radioactive du radionucléide X_i . [62] L'ensemble des radioisotopes impliqués dans une filiation radioactive constitue ce qu'on appelle une famille radioactive.[63]

2.5.4.1.1 Famille du potassium (^{40}K)

Le potassium naturel se compose de trois isotopes (^{39}K , ^{40}K , ^{41}K). Parmi ceux-ci, le ^{40}K est l'unique isotope radioactif présent, avec une abondance naturelle de 0,0118%. Il se désintègre principalement par des processus de désintégration bêta et de capture électronique, se transformant en ^{40}Ca (89,28%) et ^{40}Ar (10,72%) respectivement. Le ^{40}Ar émis par cette désintégration émet ensuite un photon gamma à 1460,8 keV.[64]

2.5.4.1.2 Famille de L'uranium

L'uranium (U) est un élément chimique radioactif, métallique, dur et dense, faisant partie de la série des actinoïdes du tableau périodique, avec un numéro atomique de 92. Sa densité est de 19,1 kg/m³ et il est extrêmement rare dans la croûte terrestre, se trouvant à environ 2,5 parties par million. Il existe trois isotopes naturels de l'uranium, tous présentant une faible radioactivité. Leur composition isotopique principale est la suivante [65] :

- ^{238}U (99,27%), avec une radioactivité de 47,3 %.
- ^{235}U (0,72%) avec une radioactivité de 2,2 %.
- ^{234}U (0,0057%) avec une radioactivité de 50,5 %.

Dans la chaîne de désintégration de ^{238}U , on compte respectivement 8 désintégrations alpha et 6 désintégrations bêta, impliquant 14 étapes de désintégration : (^{234}Th , ^{234m}Pa , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po). [64]

2.5.4.1.3 Famille du thorium

Le thorium est l'un des éléments radioactifs que l'on peut encore trouver dans l'univers, avec une abondance 3 fois supérieure à celle de l'uranium. Il existe 6 isotopes instables appartenant au thorium, à savoir ^{228}Th , ^{229}Th , ^{230}Th , ^{231}Th , ^{232}Th et ^{234}Th . Parmi ceux-ci, le Th-232 est l'isotope le plus stable avec une demi-vie équivalente à l'âge de l'univers, soit environ 14,05 milliards d'années, de sorte qu'il peut être utilisé comme date pour déterminer l'âge de la terre.

Le thorium-232 subira un processus de désintégration d'un noyau atomique instable en un noyau atomique stable, à savoir le plomb-208, en émettant des rayons alpha et bêta.

Cette séquence subit 10 étapes principales de désintégration sans ramification, 6 désintégrations alpha (α) et 4 désintégrations bêta (β) en produisant produit 10 nucléides radioactifs significatifs (^{228}Ra , ^{228}Ac , ^{228}Th , ^{224}Ra , ^{220}Rn , ^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Po , ^{208}Pb) [66].

2.5.5 Équilibre séculaire

En physique nucléaire, l'équilibre séculaire se produit lorsque la quantité d'un radioisotope reste constante, car son taux de production, par exemple par la désintégration d'un isotope parent, équivaut à son taux de désintégration. Lorsque la période (T) du "parent" est nettement plus longue que celle des "enfants", les activités de différents isotopes fils atteignent un équilibre avec celle du parent. Pour atteindre cet équilibre séculaire, il faut généralement environ dix fois la période du fils dont la période est la plus longue, d'où la nécessité, dans certains cas, d'attendre un laps de temps considérable, par exemple 30 jours avant de commencer l'acquisition. [67]

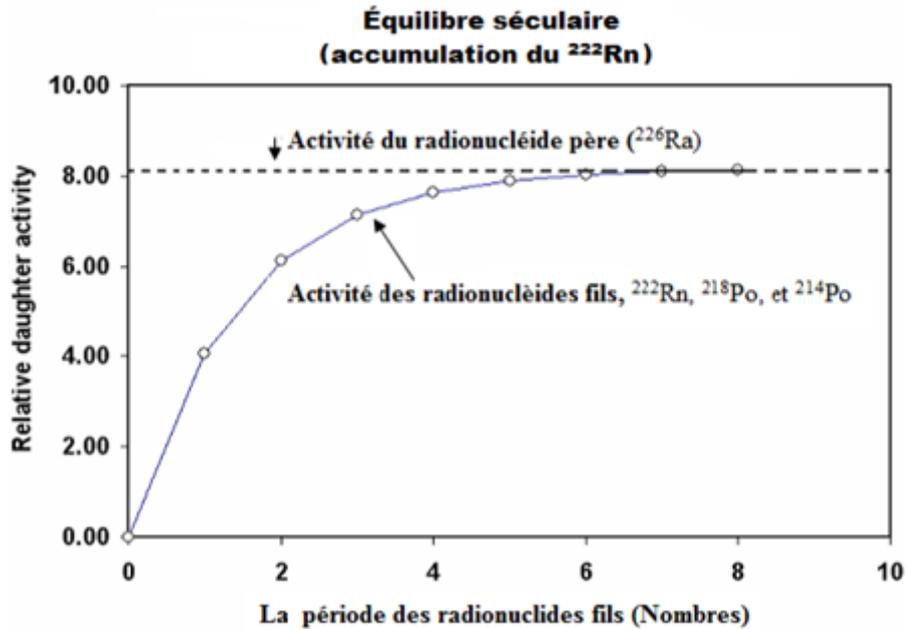


FIGURE 2.15 – Équilibre séculaire du ^{226}Ra

Chapitre 3

Matériel et Méthodes

Dans ce chapitre, nous décrivons le processus de prélèvement des échantillons de plantes et de leurs sols respectifs. Cinq échantillons seront collectés dans une zone forestière appelée l'Arboretum de El Merdja, située à une altitude comprise entre 600 et 1100 mètres. Cette altitude nous permet de minimiser l'impact des dépôts atmosphériques. Après la collecte des échantillons, nous procéderons à leur préparation, suivie de la calibration des appareils utilisés à savoir l'ED-XRF et la spectrométrie gamma, pour l'analyse des radionucléides et des éléments présents, afin de garantir des mesures précises et fiables.

3.1 Description de la zone d'étude

L'arboretum de Meurdja est une région d'une superficie de 289 hectares, qui s'étend sur les contreforts de l'atlas blidéen. La zone d'étude couvre la partie supérieure du bassin de réception de l'Oued Morakchi et se présente en pente de 17% environs mais peut atteindre 40% en certains endroits. L'altitude varie de 600 à 1100 mètres avec une moyenne de 900 mètres et une exposition générale nord-ouest.

Cependant la présence de nombreux vallons dans le milieu forestier de Meurdja permet la réalisation d'une multitude d'exposition, créant ainsi des microclimats assez particuliers.

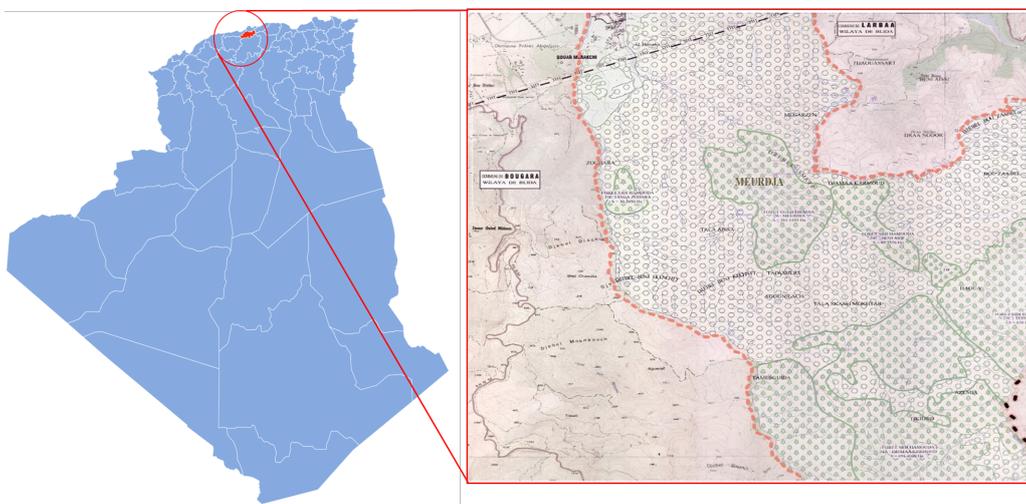


FIGURE 3.1 – Zone d'étude

Cette dernière présente un climat frais et humide avec une période estivale sèche de moins de

3 mois. La pluviométrie moyenne est de 1 159 mm par an (à une altitude de 950 mètres), et la température moyenne annuelle est de 14,40 °C. La végétation y est riche réunissant une large variété d'arbres et de plantes [68].



FIGURE 3.2 – Échantillonnage effectué dans l'arboretum de Meurdja

L'échantillonnage des plantes et de leurs sols respectifs a été effectué au niveau de l'arboretum de Meurdja, dans un bassin versant, incliné de 15%. Cinq plantes herbacées et spontanées ont été sélectionnées pour cette étude, à savoir le *Centaurea calcitrapa* L, *Galactites elegans* Syn *G tomentosa*, *Foeniculum vulgare* Mill, *Cynoglossum cheirifolium* et *Picris hieracioides*.

Les cinq échantillons de plantes et de leur sol respectif, ont été prélevés dans un bassin versant et selon les points de localisations et altitude présentés dans le tableau 3.1 :

TABLEAU 3.1 – Localisations et altitudes de points d'échantillonnage

Échantillon	Point de localisation
P1 et S1	N 36.49142° E 003.13133°
P2 et S2	N 36.49142° E 003.13121°
P3 et S3	N 36.49157° E 003.13137°
P4 et S4	N 36.49157° E 003.13121°
P5 et S5	N 36.49144° E 003.13128°

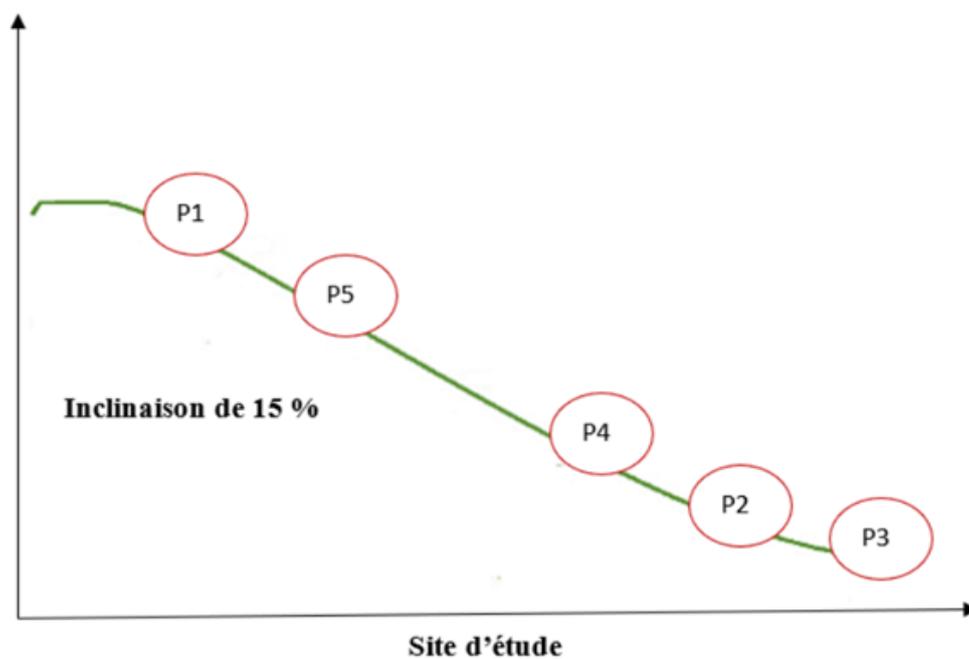


FIGURE 3.3 – Schéma représentatif du transect étudié

3.2 Identification des espèces végétales

3.2.1 *Centaurea calcitrapa* L (P1)

Le genre *Centaurea* contient approximativement entre 400-700 espèces. Ces derniers sont distribués un peu partout dans le monde, notamment dans les zones méditerranéennes ou d'Asie occidentale. *Centaurea calcitrapa* est une espèce bisannuelle, herbacée qui peut mesurer jusqu'à 60 cm de hauteur. Il est facile de reconnaître cette centaurée à ses capitules roses, avec des bractées terminées en longues aiguilles brunâtres. Elle préfère les endroits secs et ensoleillés. Cette plante est renommée pour ses propriétés médicinales, pouvant agir comme agent anti-inflammatoire ou antibactérien. Elle pousse sur le bord des routes ou les terrains vagues et préfère les endroits pierreux [69].



FIGURE 3.4 – *Centaurea calcitrapa* L (ID 1850)

3.2.2 *Galactites elegans* Syn *G tomentosa* (P2)

Le genre *Galactite* comprend des plantes à fleurs faisant partie de la famille des *Asteraceae*. De nombreux membres de cette famille sont des plantes herbacées.

Les feuilles de cette plante sont verdâtres, tachetées de blanc sur le dessus et recouvertes d'un duvet blanc en dessous. Elles sont sessiles, ce qui signifie qu'elles sont attachées directement à la tige sans pédoncule distinct, et elles peuvent être plus ou moins décurrentes. Elles sont étroitement lancéolées, avec des pointes épineuses.

Ces plantes se développent à l'échelle mondiale, en particulier dans les régions subtropicales caractérisées par des climats arides ou semi-arides. Elles préfèrent les endroits ensoleillés et poussent généralement sur des terrains non cultivés ou stériles, des terrains vagues, des sols bien drainés, des pâturages et des bas-côtés de routes [70].



FIGURE 3.5 – *Galactites elegans* Syn *G tomentosa*

3.2.3 *Foeniculum vulgare* Mill (P3)

Foeniculum vulgare Mill est une plante médicinale et aromatique bisannuelle appartenant à la famille des *Apiaceae* (*Ombellifères*). Il s'agit d'une plante herbacée, rustique avec des fleurs jaunes et des feuilles plumeuses d'une longueur de 40 cm. Elle est généralement reconnue comme originaire des rives de la Méditerranée, mais elle s'est largement répandue dans de nombreuses régions du monde, en particulier sur les sols secs près du littoral et sur les berges des rivières. Elle est souvent utilisée dans les secteurs pharmaceutique, alimentaire, cosmétique et de la santé. Le fenouil est utile pour traiter les troubles gastro-intestinaux car il possède des propriétés anti-inflammatoires, antispasmodiques, antibactériennes. En outre, elle est utilisée pour traiter les problèmes neurologiques grâce à ses effets antiulcéreux et antioxydants.



FIGURE 3.6 – *Foeniculum vulgare* Mill.

3.2.4 *Cynoglossum cheirifolium* (P4)

Cynoglossum cheirifolium fait partie de la famille des *Boraginacées* qui comprend environ 2300 espèces réparties à travers le monde. Cette plante est caractérisée par sa petite taille et par l'abondante pilosité blanche qui recouvre toutes les parties de la plante.



FIGURE 3.7 – *Cynoglossum cheirifolium*

De nombreuses plantes de cette famille possèdent des propriétés médicinales et sont utilisées dans la médecine traditionnelle pour traiter divers troubles de santé.

3.2.5 *Picris hieracioides* (P5)

Il s'agit d'une plante herbacée présente dans la région méditerranéenne. Cette espèce présente un cycle de vie annuel ou bisannuel selon les conditions de croissance. Au stade végétatif, *Picris* forme une rosette de feuilles avec une texture hispide en raison de la présence de nombreux poils rigides. Après l'élongation de la tige, elle se développe en une tige florale pouvant dépasser un mètre de hauteur et le long de laquelle apparaissent les capitules. Elle fleurit de juin à octobre, avec un pic très prononcé vers la fin juillet, bien que cela puisse varier d'une année à l'autre.



FIGURE 3.8 – *Picris hieracioides*

3.3 Préparation des échantillons

Tout d'abord les échantillons des plantes et leurs sols respectifs ont été lavés puis séchés à l'air libre pour une durée de 24 heures. Ces derniers ont ensuite été placés dans l'étuve à 60°C pour la même durée et ce dans le but d'éliminer toute trace d'eau. Les échantillons sont ensuite broyés jusqu'à l'obtention d'une poudre qui sera tamisée et homogénéisée. La taille des particules après tamisage doit être inférieure à 2mm et de quelques microns dans le cas des analyses par spectrométrie Gamma et par fluorescence XRF respectivement.

Pour la mesure par spectrométrie gamma, les échantillons ont été déposés dans des boîtes de pétri cylindrique scellées et stockées pendant au moins 30 jours afin d'atteindre l'équilibre séculaire radioactif dans lequel la concentration d'activité des fils serait identiques à la concentration d'activité des radionucléides parents.

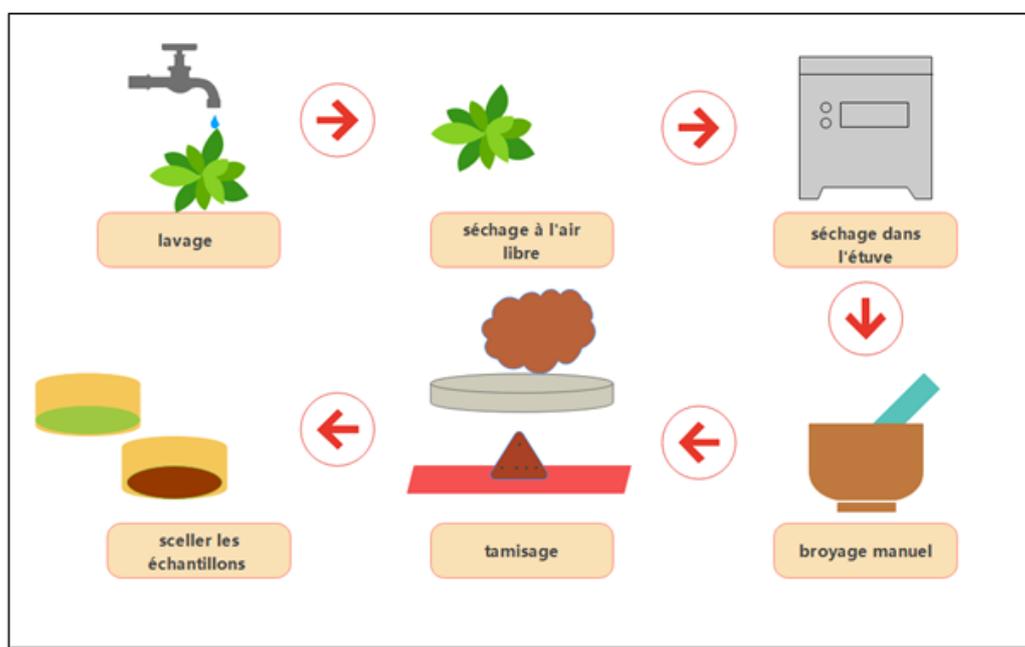


FIGURE 3.9 – Schéma illustrant la préparation des échantillons

3.4 Analyse par spectrométrie gamma

L'analyse par la spectrométrie gamma vise à détecter les radioéléments présents dans la matrice sol-plante et à déterminer si une quelconque pollution a affecté le milieu. La mesure de la radioactivité se fait par l'analyse de certains éléments ou par leurs descendants tels le radium-226 ou le thorium-232 qui seront quantifiés par leurs deux descendants respectifs, le plomb-214 et le bismuth-214 ou l'actinium-228 et le plomb-212.

La figure 3.10 présente les différents radionucléides qui seront mesurés dans cette étude.

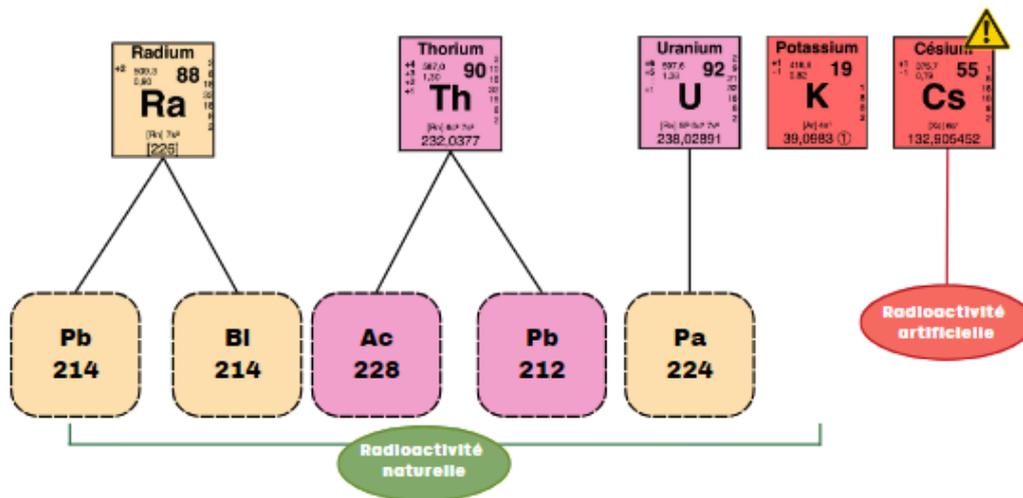


FIGURE 3.10 – Les radioéléments et leurs descendants mesurés

3.4.1 Caractéristiques de la chaîne de spectrométrie gamma

Le détecteur de spectrométrie gamma utilisé dans notre étude est un germanium de haute pureté Ge (HP) de type p, coaxiale, de modèle GX-3519, recouvert d'un château de blindage formé d'une couche de 114mm du plomb et 1,5 mm de cuivre afin de réduire le bruit de fond. Le détecteur utilisé présente 35% d'efficacité relative à 1,33 MeV comparé à celui du NaI (Tl), avec une résolution de 1,85 keV (FWHM) à 1332,5 keV.

L'acquisition et le contrôle des données, sont effectués par le logiciel Genie 2000 de Canberra Industries. Ce logiciel permet l'acquisition et le stockage des spectres, l'identification des isotopes, ainsi que l'étalonnage de l'énergie et de l'efficacité du système de détection.



FIGURE 3.11 – Chaîne de Spectrométrie Gamma

Avant toute manipulation, le système spectrométrique doit être soigneusement calibré en termes d'énergie et d'efficacité pour garantir des résultats précis et fiables. Cette étape essentielle permet de s'assurer que les mesures prises reflètent avec exactitude les caractéristiques des échantillons analysés.

3.4.2 Calibration en Énergie

La calibration en énergie du système spectrométrique est nécessaire pour déterminer l'énergie de chaque canal dans un spectre correspondant à la source de rayonnement analysée. C'est une relation linéaire entre l'énergie et le nombre de canaux correspondant à cette énergie. La calibration en énergie implique la détermination expérimentale d'une fonction, généralement un polynôme du premier degré, décrivant la dépendance en énergie du nombre de canaux dans le spectre dont l'équation est :

$$E = aC + b \quad (3.1)$$

Où E est l'énergie du rayon gamma, C est le numéro de canal spectral pour le centre du pic correspondant à E, a et b sont des constantes de régression à déterminer.

La calibration en énergie a été effectuée en utilisant une source standard d'euporium (^{152}Eu). Cet étalon émet plus de trois énergies gamma couvrant une large gamme spectrale entre 121.8 keV et 1408.0 keV.

Les résultats obtenus sont présentés sous forme de tableau (voir tableau 3.2), à partir duquel nous tracerons la droite de calibration (figure 3.12) et déterminerons l'équation correspondante. Les courbes et les équations correspondantes sont obtenues en utilisant le logiciel Origine qui permet de mieux ajuster les courbes.

TABLEAU 3.2 – Calibration en énergie de la chaîne de spectrométrie Gamma

Radioélément	Canal	Energie (KeV)
^{152}Eu	332	121.78
	661	244.6
	929	344.31
	1199	443,98
	2103	778,87
	2603	964,01
	3003	1112,04
	3802	1408,02

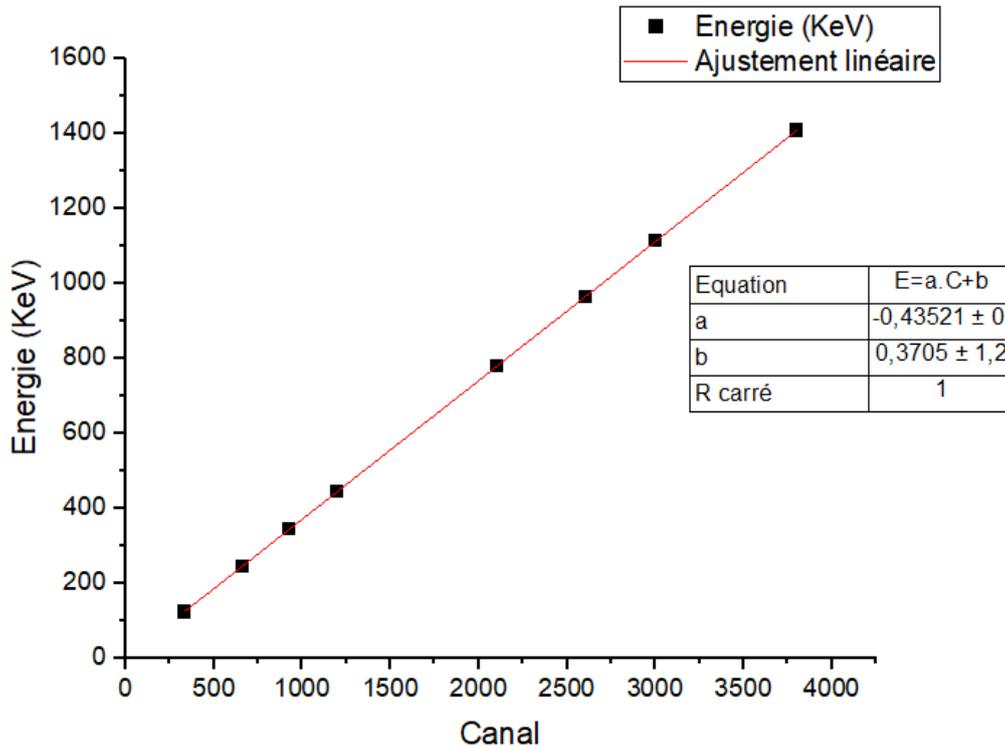


FIGURE 3.12 – Courbe de la calibration en Énergie en utilisant une source ponctuelle de ^{152}Eu

Comme le montre la figure 3.12, l'équation de la droite de calibration en énergie du détecteur est :

$$E = 0,3705C - 0,43521 \quad (3.2)$$

3.4.3 Calibration en Efficacité

Pour garantir des mesures précises et correctes avec un minimum d'erreurs d'activité, l'efficacité du détecteur doit être calibrée avec précision. L'efficacité absolue du détecteur Ge (HP) est influencée par son efficacité relative par rapport à la géométrie et aux matériaux de la matrice. La calibration en efficacité nécessite l'utilisation de sources radioactives standard. Les étalons et les échantillons à analyser doivent avoir le même volume, la même densité et la même composition chimique.

L'efficacité absolue du détecteur est donnée par l'équation :

$$\epsilon = \frac{N_x}{A\gamma t_m} \quad (3.3)$$

Où :

ϵ : Efficacité absolue.

N_x : Intensité ou surface du pic photoélectrique.

A : Activité de la source lors de la date de mesure (Bq).

γ : Rapport d'embranchement.

t_m : Temps de mesure (secondes).

Le calcul de l'efficacité des éléments inconnus dans les échantillons du sol et de plantes est effectué à l'aide de la relation d'ajustement entre l'énergie gamma (E_γ) et l'efficacité $\epsilon(E_\gamma)$:

$$\epsilon = y_0 + A_1 \exp\left(\frac{-E}{t_1}\right) + A_2 \exp\left(\frac{-E}{t_2}\right) \quad (3.4)$$

Où : y_0 , t_1 , t_2 sont des constantes à déterminer.

L'erreur sur l'efficacité est donnée par la relation :

$$\delta\epsilon = \epsilon \sqrt{\left(\frac{\delta A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\delta N_x}{N_x}\right)^2 + \left(\frac{\delta t_m}{t_m}\right)^2 + \left(\frac{\delta \gamma}{\gamma}\right)^2}$$

3.4.3.1 Préparation de Mixed source

L'approche expérimentale utilise des sources standardisées (sources de calibration appelées aussi mixed source) dont la composition, la densité et la géométrie sont aussi proches que possible des échantillons mesurés. La mesure directe de différentes sources d'étalonnage contenant des émetteurs de rayons gamma dans la plage d'énergie d'intérêt, et leur ajustement ultérieur à une fonction paramétrique, permet d'obtenir les meilleurs résultats [71].

La solution mixed source gamma standard de type ERX, certifiée par l'Institut tchèque de métrologie. Cette solution mixte est composée de ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{51}Cr , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{188}Y et ^{60}Co , couvrant une gamme d'énergie de 59,54 à 1836,12 keV. Environ 21 ml de cette solution standard, répartis en trois couches égales, ont été injectés en forme de spirale dans une matrice de sol et de plante, puis placés dans le conteneur d'échantillons [72].

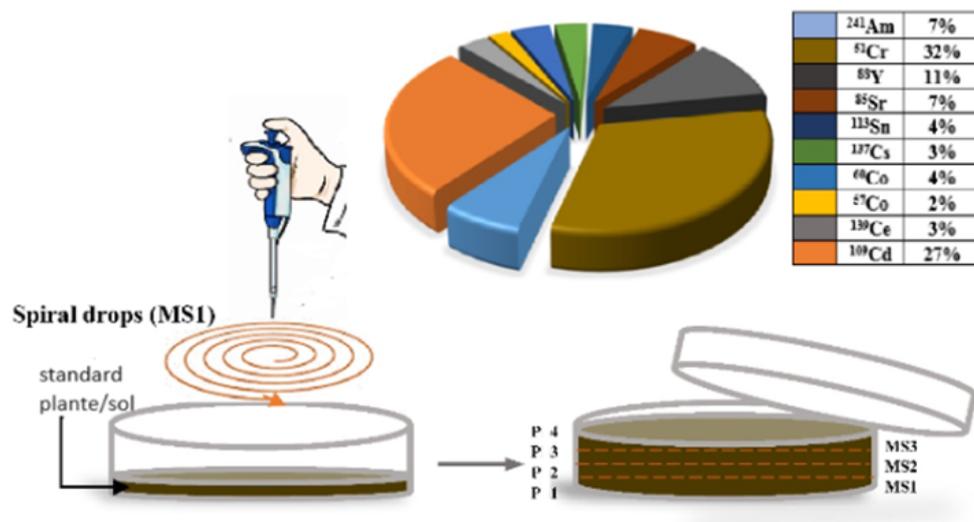


FIGURE 3.13 – Schéma illustrant la préparation du mixed source

3.4.3.2 Mixed source dans une matrice sol

En utilisant la mixed source préparée préalablement, les résultats de la mesure de cette dernière avec la spectrométrie gamma sont présentés sous forme de tableau (voir le tableau 3.3), à partir

duquel nous tracerons la droite de calibration (voir la figure 3.14) et déterminerons l'équation correspondante.

TABLEAU 3.3 – Calibration en efficacité en utilisant une Mixed source dans une matrice sol

Radioélément	$T_{\frac{1}{2}}$ (jours)	Energie (KeV)	ϵ	$\delta\epsilon$
Am-241	1578991	59,54	0,07796	3,98E-03
Cd-109	461,9	88,03	0,08653	4,42E-03
Co-57	271,74	122,06	0,08027	4,10E-03
	271,74	136,47	0,07770	4,01E-03
Ce-139	137,63	165,85	0,06494	3,31E-03
Cr-51	27,704	320,08	0,04188	2,21E-03
Sn-113	115,09	391,69	0,03571	4,78E-02
Sr-85	64,85	514	0,02861	1,46E-03
Cs-137	10979,2	661,65	0,02204	1,12E-03
Y-88	106,626	898,04	0,01676	8,55E-04
Co-60	1925,28	1173,23	0,01354	6,91E-04
	1925,28	1332,49	0,01221	6,23E-04
Y-88	106,626	1836,06	0,00938	4,79E-04

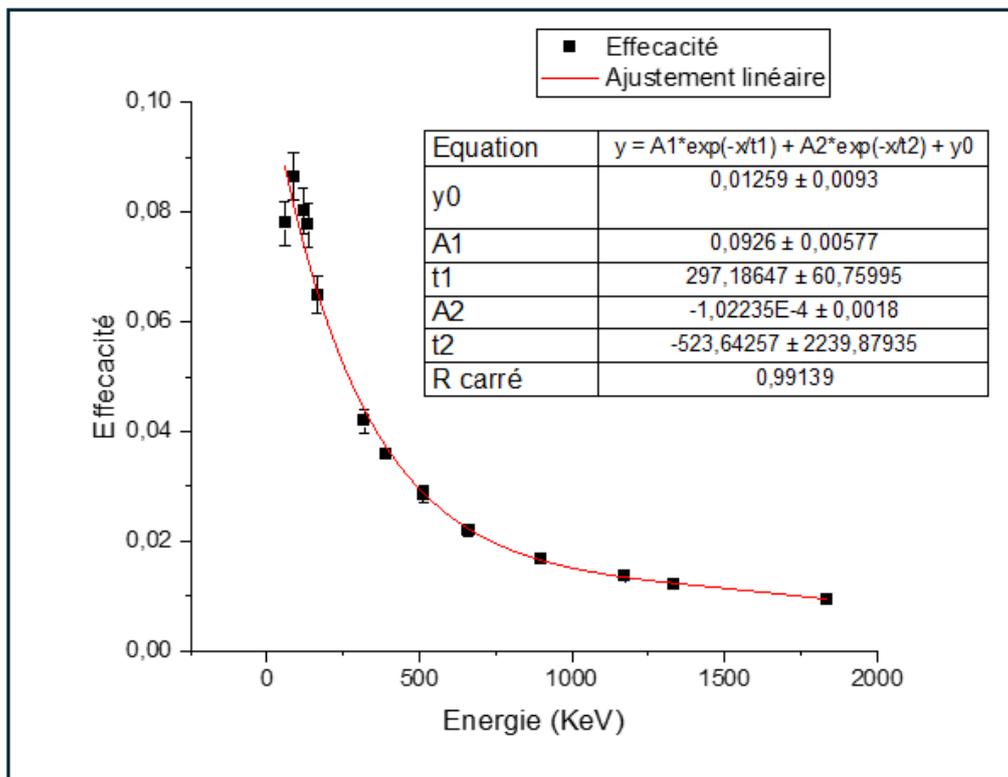


FIGURE 3.14 – Courbe de calibration en efficacité du détecteur en utilisant un mixed source sol

Comme le montre la figure 3.14, l'équation caractéristique de la relation d'ajustement entre

l'efficacité et l'énergie pour un échantillon sol est :

$$\epsilon = 0.01259 + 0.0926 \exp\left(\frac{-E}{297.186}\right) - 1.02235 * 10^{-4} \exp\left(\frac{E}{523.642}\right) \quad (3.5)$$

3.4.3.3 Mixed source dans une matrice plante

De même, En utilisant la mixed source préparée préalablement, les résultats de la mesure de cette dernière avec la spectrométrie gamma sont présentés sous forme de tableau (voir le tableau 3.4), à partir duquel nous tracerons la droite de calibration (voir la figure 3.15) et déterminerons l'équation correspondante.

TABLEAU 3.4 – Calibration en efficacité en utilisant une Mixed source dans une matrice plante

Radioélément	$T_{\frac{1}{2}}$ (jours)	Energie (KeV)	ϵ	$\delta\epsilon$
Am-241	1578991	59,54	0,07565	3,86E-03
Cd-109	461,9	88,03	0,07995	4,08E-03
Co-57	271,74	122,06	0,07156	3,65E-03
	271,74	136,47	0,06969	3,58E-03
Ce-139	137,63	165,85	0,05655	2,88E-03
Cr-51	27,704	320,08	0,03563	1,87E-03
Sn-113	115,09	391,69	0,03109	1,59E-03
Sr-85	64,85	514	0,02471	1,26E-03
Cs-137	10979,2	661,65	0,01992	1,02E-03
Y-88	106,626	898,04	0,01992	1,02E-03
Co-60	1925,28	1173,23	0,01183	6,04E-04
	1925,28	1332,49	0,01061	5,42E-04
Y-88	106,626	1836,06	0,00812	4,14E-04

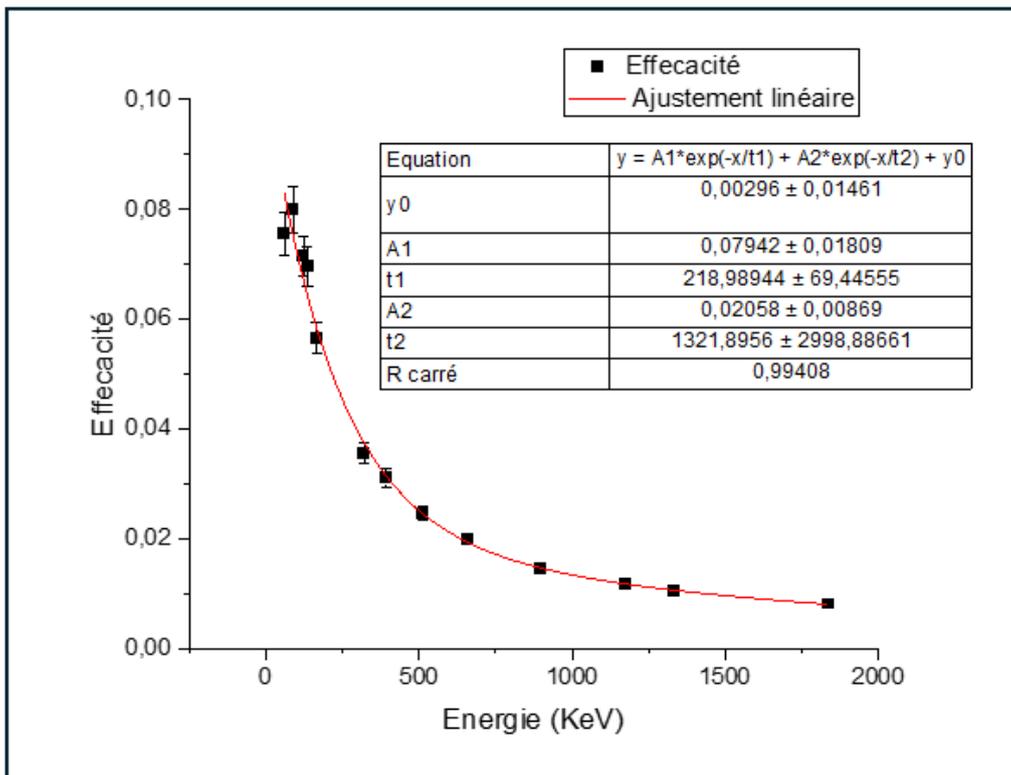


FIGURE 3.15 – Courbe de calibration en efficacité du détecteur en utilisant un mixed source plante

Comme le montre la figure 3.15, l'équation caractéristique de la relation d'ajustement entre l'efficacité et l'énergie pour un échantillon plante est :

$$\epsilon = 0.00296 + 0.079426 \exp\left(\frac{-E}{218,98944}\right) + 0,02058 \exp\left(\frac{-E}{1321,8956}\right) \quad (3.6)$$

3.4.4 Analyse des échantillons de sols et plantes

3.4.4.1 Analyse Qualitative

Les échantillons rencontrés lors des analyses environnementales contiennent divers radioéléments. La figure suivante représente un exemple d'un spectre multi- γ . A partir des informations enregistrées, il est possible d'identifier différents radioéléments selon leurs énergies correspondantes (analyse qualitative) et de déterminer par la suite leur activité (analyse quantitative).

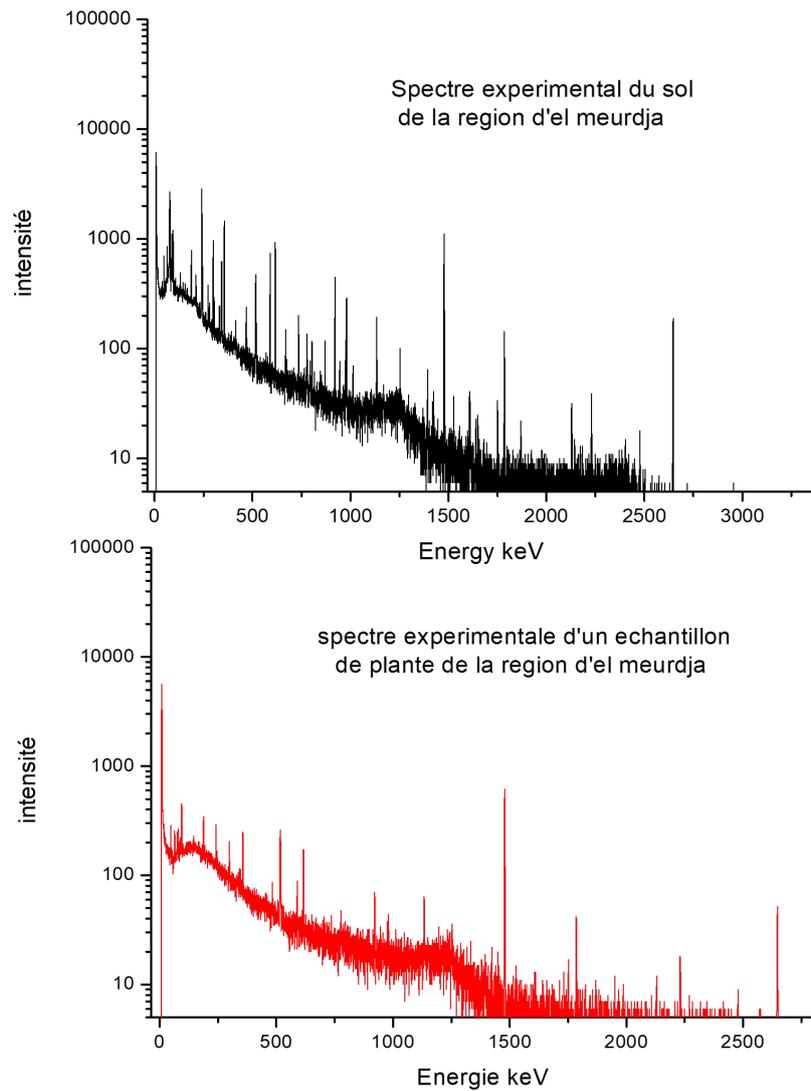


FIGURE 3.16 – Spectres expérimentaux d’un échantillon sol et plante de la région d’el Meurdja

3.4.4.2 Analyse Quantitative

L’activité spécifique est définie comme l’activité par unité de masse de l’échantillon, elle peut être mesurée suivant la relation :

$$A_s = \frac{N}{\gamma \epsilon m t_m} \quad (3.7)$$

Où :

A_s : L’activité spécifique du radioélément (Bq)

N : L’aire nette du pic à l’énergie souhaitée.

γ : Rapport d’embranchement.

ϵ : L’activité spécifique du détecteur pour une géométrie cylindrique.

m : La masse d'échantillon en kg.

t_m : Le temps de mesure (secondes).

3.5 Analyse par ED-XRF

L'utilisation de la technique XRF est couramment employée pour détecter de nombreux éléments chimiques dans la matrice sol-plante, notamment les éléments structuraux et les oligoéléments (essentiels au bon développement des plantes). L'objectif est de repérer toute pollution potentielle en identifiant la présence de métaux lourds susceptibles de nuire aux plantes et aux sols de la région étudiée.

3.5.1 Description du dispositif ED-XRF

Il s'agit d'un spectromètre à fluorescence X à dispersion d'énergie de marque QuantX de chez Thermo Fisher. Ce système est connu par sa sensibilité élevée ainsi que sa résolution spectrale supérieure, il fournit des résultats précis et rapides des éléments présents dans l'échantillon.

Il est composé d'une anode de Rhodium (Rh) de haute puissance (50 W) servant comme une source d'excitation du rayonnement fluorescent, sa tension d'excitation est réglée sur une fourchette de 4 à 50 KV. L'énergie des photons de rayons X produite est convertie en signaux électriques détectables à l'aide d'un détecteur semi-conducteur à base de silicium dopé, avec une résolution typique de 151 eV. Il permet l'analyse spectroscopique d'éléments dont le numéro atomique est compris entre 11 et 92, allant du sodium à l'uranium.

Il dispose également d'une roue de filtre avec 09 positions qui permet de sélectionner différents filtres pour optimiser la performance de l'analyse.



FIGURE 3.17 – Appareillage de l'ED-XRF

3.5.2 Calibration en énergie

Il est essentiel de procéder à une calibration en énergie de la chaîne de détection avant toute manipulation pour l'obtention de résultats exacts et fiables. Le but est d'identifier les éléments présents dans l'échantillon. La calibration permet d'établir une relation convertissant le numéro de canal en énergie.

Dans notre étude, la calibration du MCA est effectuée manuellement à l'aide d'un standard de cuivre. Le temps d'excitation doit être ajusté et mesuré à l'aide d'un logiciel d'analyse de spectres. En dernier lieu, le spectre obtenu est enregistré dans la base de données.

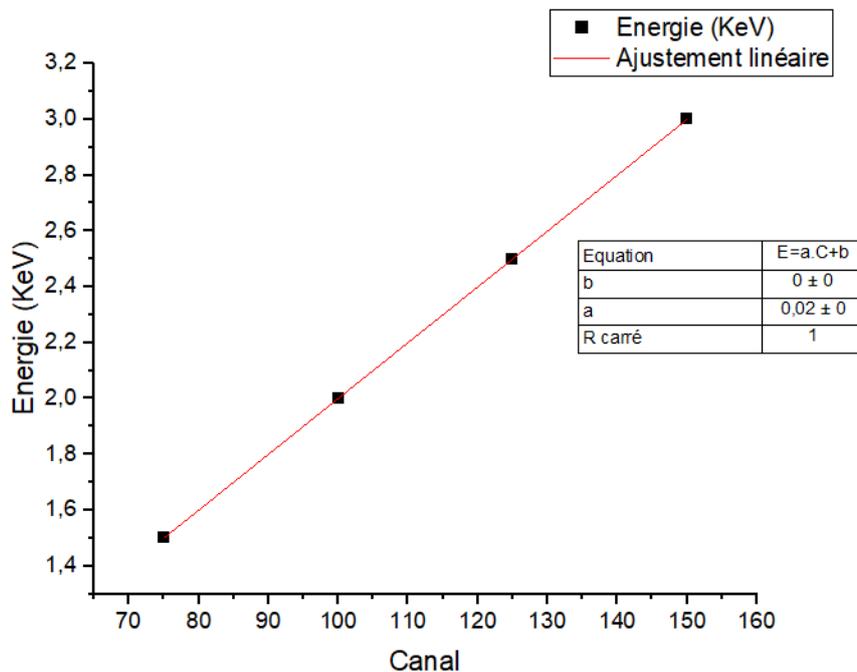


FIGURE 3.18 – Droite de calibration de la chaîne ED-XRF à l'aide d'un standard de cuivre

3.5.3 Analyse qualitative

Les rayons X ou photons à haute énergie générés par le tube à rayons X interagissent avec l'échantillon, les rayons X caractéristiques de chaque élément sont captés par le détecteur semi conducteur Si(Li) où ils sont absorbés et convertis en signaux électriques. Chaque photon se voit attribuer un numéro de canal dans un histogramme, avec les énergies sur l'axe X et le nombre d'impulsions sur l'axe Y, grâce à un analyseur multicanal. Le spectre résultant, produit par l'accumulation de ces données, est visualisé à l'aide d'un logiciel intégré à l'appareil d'analyse nommé WinTrace.

Ce logiciel permet également de traiter et de déconvoluer les spectres X, fournissant les intensités des raies X caractéristiques des éléments présents ainsi que les erreurs associées.

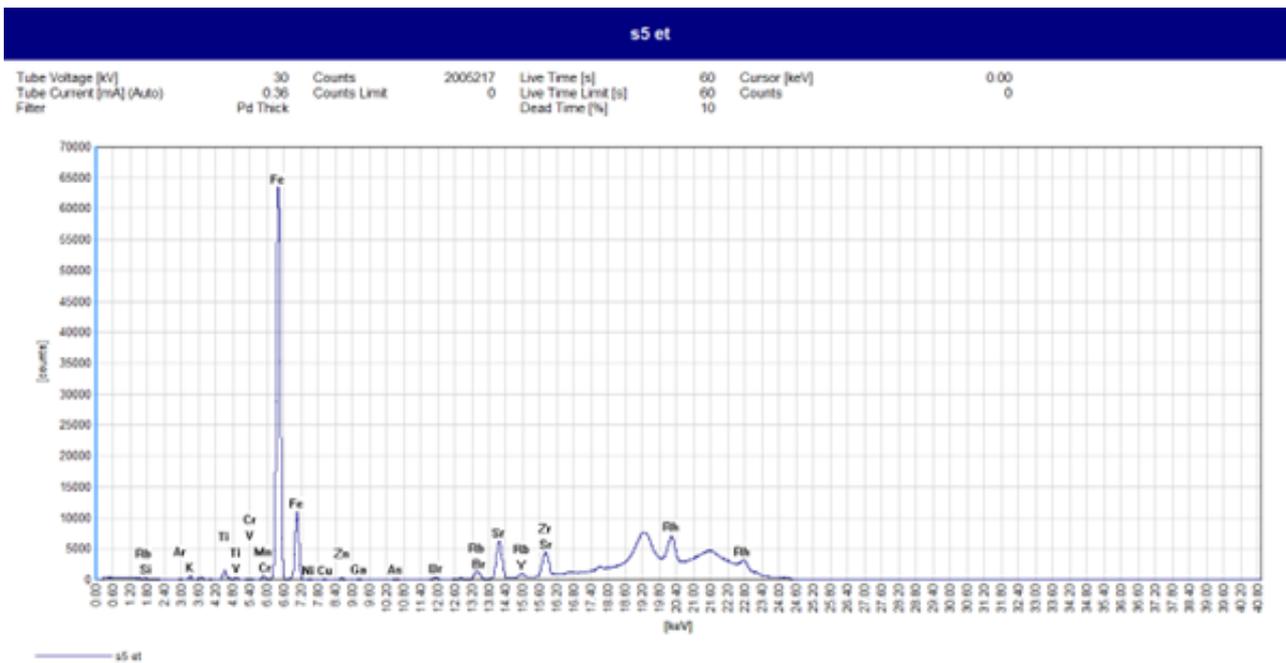


FIGURE 3.19 – Spectre de fluorescence X (ED-XRF) d'un échantillon du sol

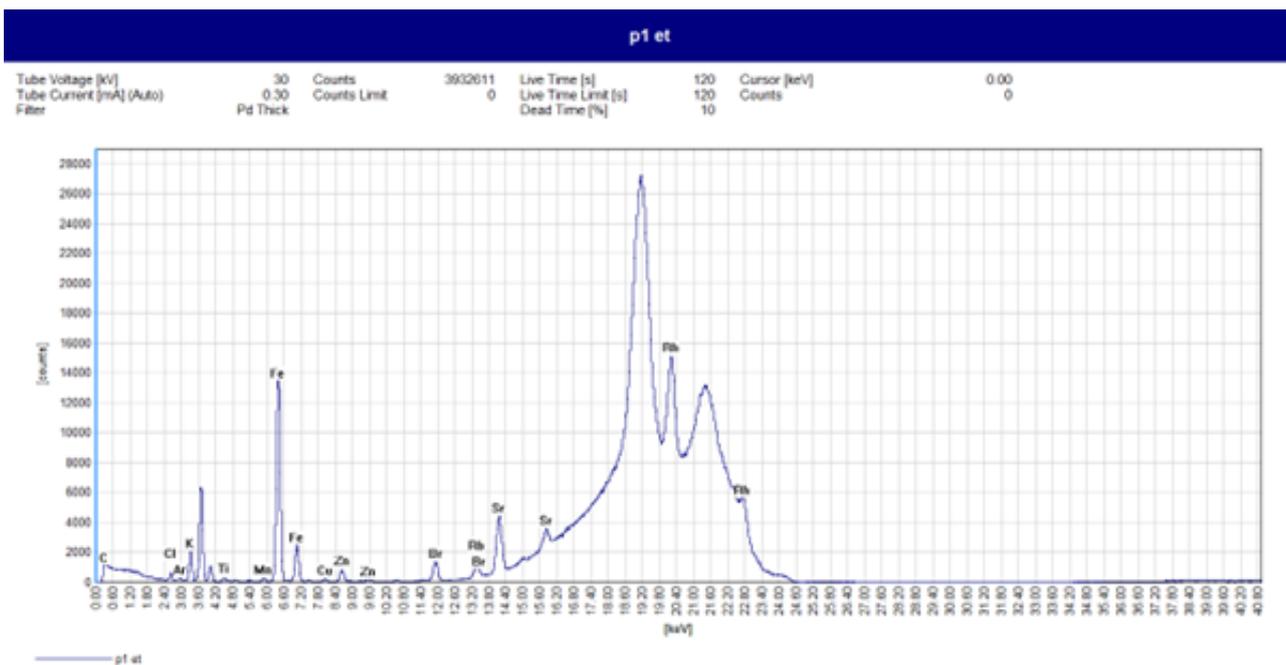


FIGURE 3.20 – Spectre de fluorescence X (ED-XRF) d'un échantillon de plante

3.5.4 Analyse quantitative

L'analyse quantitative repose sur la mesure de l'intensité d'une raie X spécifique à l'élément à doser (généralement la raie $K\alpha$ pour les éléments légers ou de Z moyen, et la raie $L\alpha$ pour les éléments lourds). L'intensité de cette raie X est proportionnelle à la concentration de l'élément en question. Dans notre étude, On a opté pour la méthode du standard externe pour l'analyse quantitative. On utilise le Standard Référence Matériel® 2706 New Jersey Soil pour les échantillons de sol et le Standard Référence Matériel® 1573 tomato leaves pour les échantillons de plantes. Ces matériaux de référence contiennent des éléments à des concentrations connues

et présentent des caractéristiques similaires à celles des échantillons étudiés, ce qui permet de calculer les concentrations de chaque élément de manière précise et fiable.

$$C_x = C_{st} \cdot \frac{I_x}{I_{i,st}} \quad (3.8)$$

Les erreurs associées aux concentrations des éléments présents dans l'échantillon sont déterminées par la relation suivante :

$$\delta C_x = C_x \sqrt{\left(\frac{\delta_{st}}{C_{st}}\right)^2 + \left(\frac{\delta I_{st}}{I_{st}}\right)^2 + \left(\frac{\delta I_x}{I_x}\right)^2} \quad (3.9)$$

Les conditions d'analyse utilisées pour les échantillons de plantes et de sol sont résumées dans le tableau ci-dessous :

TABLEAU 3.5 – Conditions d'excitations

Condition	Filtre	Voltage (KV)	Atmosphère	T _c (s)	Éléments
Low Za	Non	4	Air	100	Na, Mg, Al, Si, P, S
Low Zb	Thick C	8	Air	60	K, Ca, Sc
Mid Za	Thin Pd	16	Air	60	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, La, Nd, Ce
Mid Zc	Thick Pd	30	Air	60	Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Hg, Pb, Bi, Th, Se, Nb
High Zb	Thin Cu	50	Air	60	Nb, Ag, Cd, Cs, Ba

Chapitre 4

Résultats et discussion

4.1 Introduction

Ce chapitre présente les résultats des analyses des échantillons de plantes et de sols obtenus par les techniques nucléaires : la fluorescence des rayons X par dispersion d'énergie (ED-XRF) et la spectrométrie gamma. La première partie de ce chapitre décrit la caractérisation physico-chimique du sol de la zone étudiée, suivie des résultats de la spectrométrie gamma, utilisée pour mesurer l'activité radioactive des isotopes. La troisième partie est consacrée aux résultats de l'ED-XRF, qui mesure les concentrations des éléments de structure et des métaux lourds.

Une discussion des résultats obtenus par ces deux techniques analytiques sera ensuite effectuée, permettant une analyse approfondie de la composition chimique et radioactive des échantillons. L'objectif est de fournir une compréhension claire des distributions des éléments et isotopes, en identifiant les tendances et anomalies significatives. De plus, le facteur de transfert sera calculé pour mieux comprendre la dynamique des éléments entre les sols et les plantes.

4.2 Caractérisation physico-chimique du sol

La caractérisation physico-chimique d'un sol prélevé à une altitude de 994m situé dans notre zone d'étude, a été réalisée par une équipe de pédologie de l'Institut National de la Recherche Forestière (INRF) en mars 2023. Le tableau 4.1 représente les propriétés physico-chimiques du sol étudié.

TABLEAU 4.1 – Propriétés physico-chimiques du sol étudié

LG(%)	29,54	CE (mS/m)	0,03
Lf (%)	19,72	CaCO ₃ (%)	0,09
A (%)	25,69	CO (%)	2,29
Sf (%)	4,45	MO (%)	3,93
SG (%)	20,6	dapp	1,21
Texture (%)	L	NT (%)	0,64
pH	6,25	C/N	3,64

Légende : A : Argile; Lf : Limons fins; LG : Limons grossiers; Sf : sables fins; SG : sable grossier; CE : conductivité électrique; CaCO_3 : calcaire total; CO : carbone organique; MO : matière organique; d_{app} : densité apparente; NT : Azote total.

D'après le tableau 4.1, le sol présente une texture limoneuse avec une répartition granulométrique diversifiée, incluant une proportion notable d'argile (25,69%), de limons fins (19,72%), et de limons grossiers (29,54%). Les sables fins et grossiers complètent la composition texturale du sol, lui conférant une texture globalement limoneuse. En général, les sols limoneux, en général, ont une capacité de rétention d'eau moyenne et sont donc relativement résistants à la sécheresse, et sont potentiellement fertiles dans diverses situations [73].

Le pH du sol est de 6,25, légèrement acide, constitue selon [32] un environnement idéal pour la rétention des nutriments selon [32]. Par ailleurs, cette valeur caractérise un sol très faiblement calcaire. [74], trouvent que la teneur en calcaire (CaCO_3) joue un rôle essentiel dans la neutralisation de l'acidité, le pH du sol augmentant progressivement avec l'augmentation de la teneur en CaCO_3 .

Une teneur en matière organique de 3,93% indique un sol productif avec un bon potentiel pour soutenir la croissance des plantes et retenir les éléments nutritifs [75]. Le rapport molaire carbone/azote (C/N) de 3,64 reflète une minéralisation rapide de la matière organique : ce qui signifie un stock d'humus incorporé dans le sol relativement faible en raison d'un taux élevé de minéralisation, offrant ainsi davantage d'éléments nutritifs disponibles pour les plantes [76].

La densité apparente du sol de 1,21 reflète une compacité optimale pour la croissance des racines des plantes limoneuses, comme observé par [77]. La conductivité électrique du sol indique qu'il n'est pas salin, créant ainsi un milieu favorable au développement de la plupart des plantes [78]. De façon générale, ce sol comporte des caractéristiques idéales pour le développement et la croissance des espèces végétales spontanées.

4.3 Distribution des éléments Radioactifs

Les résultats globaux de l'activité spécifique des radionucléides dans les 10 échantillons de sol et de plantes issus de divers endroits autour de l'arboretum de la Meurdja sont présentés dans les tableaux 02 et 03 respectivement. 4.2 et 4.3 respectivement.

TABLEAU 4.2 – Résultats des activités spécifiques de radionucléides dans les échantillons de sol

Echantillon	Activité spécifique (Bq/kg)					
	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U	^{235}U	^{40}K	^{137}Cs
S1	33,84 ±1, 486	43,79 ±1, 743	30,7 ±2, 04	1,18 ±0, 119	371 ±11, 910	2,02 ±0, 128
S2	33,99 ±1, 492	41,85 ±1, 666	13,05 ±0, 787	0,94 ±0, 095	366,79 ±11, 774	4,94 ±0, 312
S3	33,2 ±1, 457	39,31 ±1, 565	26,85 ±1, 619	<LD	345,65 ±11, 095	13,1 ±0, 828
S4	35,11 ±1, 541	42,98 ±1, 711	14,51 ±0, 875	<LD	368,15 ±11, 818	5,57 ±0, 352
S5	36,76 ±1, 614	46,42 ±1, 848	<LD	<LD	397,47 ±12, 759	1,9 ±0, 120
Moyenne	34,58	42,87	21,28	-	369,81	5,506
Fourchette en Algérie [79]	5-180	2-140	2-110	-	66-1150	-
Moyenne mondiale [79]	32	45	33	-	420	-

TABLEAU 4.3 – Résultats des activités spécifiques de radionucléides dans les échantillons de plantes

Echantillon	Activité spécifique (Bq/kg)					
	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U	^{235}U	^{40}K	^{137}Cs
P1	3,77 ±0, 16211	3,88 ±0, 188568	<LD	<LD	421,88±13, 162	<LD
P2	3,03 ±0, 13029	6,43 ±0, 312498	<LD	<LD	768,46 ±23, 975	LD
P3	3,62 ±0, 15566	2,34 ±0, 113724	<LD	<LD	1463,74 ±45, 668	<LD
P4	7,54 ±0, 32422	6,22 ±0, 302292	<LD	<LD	762,24 ±23, 781	<LD
P5	8,73 ±0, 37539	3,35 ±0, 16281	<LD	<LD	1039,77 ±32.440	<LD
Moyenne	5.34	4.44	-	-	891,22	-

Légende : LD : Limite de détection

Il ressort des tableaux 4.2 et 4.3 que l'activité spécifique la plus élevée du sol pour le ^{226}Ra a été mesurée dans l'échantillon S5, avec une valeur de 36,76 Bq/kg, tandis que l'activité spécifique la plus faible a été trouvée dans l'échantillon S3, avec une valeur de 33,20 Bq/kg. La valeur moyenne est de 34,58 Bq/kg. Toutes les valeurs d'activité sont comprises dans l'intervalle de la fourchette moyenne algérienne pour le ^{226}Ra dans le sol; toutefois, elles sont légèrement supérieures à la moyenne mondiale. En revanche son activité dans les plantes varie entre 3,03 Bq/kg dans l'échantillon P2 et 8,37 Bq/kg dans l'échantillon P5, avec une moyenne de 5,34 Bq/kg.

L'activité du ^{232}Th dans le sol varie entre 39,31 Bq/kg, observée dans l'échantillon S3, et 46,42 Bq/kg, mesurée dans l'échantillon S5, avec une moyenne de 45 Bq/kg. Cette activité est inférieure à la moyenne mondiale et se trouve dans la fourchette algérienne typique pour le ^{232}Th dans le sol. L'activité dans les plantes, en revanche, varie entre 2,35 Bq/kg, dans le cas de l'échantillon P3, et 6,43 Bq/kg dans le cas de l'échantillon P2, avec une moyenne de 4,44 Bq/kg.

La distribution de ^{238}U dans le sol est non uniforme, la plus grande valeur a été trouvée dans l'échantillon S1 avec une activité de 30,7 Bq/Kg. En revanche, il est pratiquement indétectable dans les plantes, toutes les valeurs étant inférieures à la limite de détection.

Concernant le ^{235}U , il a été détecté uniquement dans les deux premiers échantillons de sol (S1 et S2) avec des concentrations relativement faibles par rapport au ^{238}U , ce qui est conforme à l'abondance naturellement faible de l' ^{235}U . De même, aucun ^{235}U n'a été détecté dans les échantillons de plantes, indiquant qu'il est très peu absorbé par ces dernières.

La concentration uniforme de ^{40}K dans le sol se manifeste par des valeurs d'activité relativement stables, allant de 345,65 Bq/kg dans le cas de l'échantillon S3 à 397,81 Bq/kg dans le cas de l'échantillon S5, avec une moyenne de 369,81 Bq/kg. Ces valeurs sont toutes inférieures à la moyenne mondiale de 412 Bq/kg et sont conformes aux observations faites pour les sols en Algérie, ne montrant aucune anomalie significative en termes de contenu en potassium. En revanche, sa biodisponibilité dans les plantes est notablement plus élevée, variant entre 421,88 et 1463,74 Bq/kg avec une moyenne de 891,22 Bq/kg.

La présence de ^{137}Cs est notable dans tous les échantillons du sol, avec des valeurs d'activité variant entre 1,9 et 13,10 Bq/kg, et une moyenne de 5,506 Bq/kg. Cependant, il n'a été détecté que dans l'échantillon de plante P5, avec une activité insignifiante de 0,17 Bq/kg.

La variation des radionucléides dans les cultures est attribuée aux caractéristiques métaboliques et à la disponibilité des radionucléides dans chaque culture, ainsi que leur mobilité et leur absorption dans les sols. Le potassium étant un micro-élément nutritif nécessaire et essentiel au métabolisme des plantes, il est donc facilement absorbé par celles-ci. [80].

On observe que l'activité du césium dans le sol S1, situé à la plus haute altitude, est de 2,02 Bq/kg, comparée à celle du sol S3, situé à la plus basse altitude, qui est de 13,1 Bq/kg. Ce phénomène suggère un point de dépôt et d'accumulation du césium dans le sol S3 en raison d'un mouvement de sol, indiquant un début d'érosion. Cette érosion pourrait être causée par les précipitations dans la zone étudiée.

Une étude de la distribution du césium-137 dans le sol, réalisée par spectrométrie gamma dans le bassin versant de Fergoug (Mascara), a révélé des résultats significatifs. Dans le site cultivé, l'analyse a montré une distribution spatiale du Cs-137, indiquant une érosion dans cette zone située en amont du bassin versant. Les résultats ont permis de déterminer des zones d'érosion et de dépôt, étant donné que le césium est un élément très peu mobile [81].

Les plantes n'ont pas pu accumuler l'uranium-235, l'uranium-238 et le césium-137 probablement en raison de la difficulté pour ces éléments lourds d'être absorbés par les plantes.

Le tableau 4.4 représente une comparaison entre la distribution des radionucléides dans les sols de Cameroun, Iran et de Serbie avec le sol étudié.

TABLEAU 4.4 – Distribution des radionucléides dans les sols de Cameroun, Iran, Serbie, Algérie et leur moyenne mondiale (en Bq/kg)

Pays	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁸ U	²³⁵ U	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	Référence
Cameroun	124,9	157	99	6	671	-	[82]
Iran	24,66	31,9	-	3,7	506,4	11,66	[83]
Serbie	33,9	36,7	34,7	1,9	513,8	4,6	[84]
Algérie	34,58	42,9	21,8	-	369,8	5,506	-
Moyenne mondiale	32	45	33	-	420	-	[79]

La distribution de radioéléments est d'autant moins élevée ou quasiment similaire dans notre sol comparé à celle du Cameroun, d'Iran et de la Serbie.

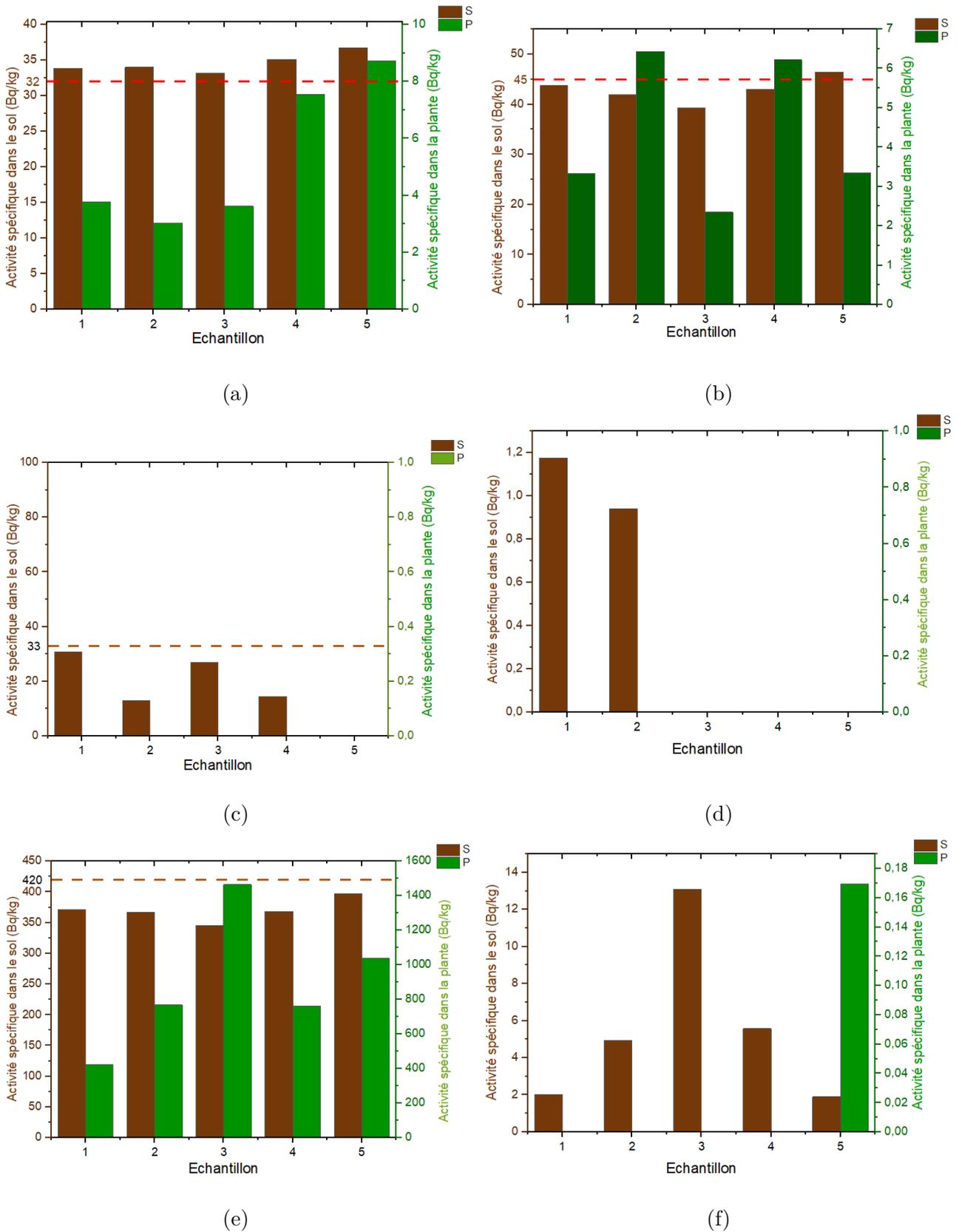


FIGURE 4.1 – Activités spécifiques de radionucléides dans les différents sols et plantes étudiés

Légende : a : ^{226}Ra , b : ^{232}Th , c : ^{238}U , d : ^{235}U , e : ^{40}K , f : ^{137}Cs

4.4 Distribution des métaux lourds

Le tableau 4.5 présente les résultats obtenus durant l'analyse ED-XRF des échantillons des plantes et de leurs sols respectifs.

TABLEAU 4.5 – Distribution des éléments essentiels et toxiques obtenus par l'analyse ED-XRF

	Élément	Échantillons de sol					Échantillons de plante				
		S1	S2	S3	S4	S5	P1	P2	P3	P4	P5
%	CO ₂	65	68	75	72,4	69,2	94	93	92	94	94
	P	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,19	0,15	0,25	0,17	0,17
	S	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,4	0,35	0,48	0,25	0,7
	K	0,91	0,89	0,72	0,8	0,8	1,07	1,61	3,64	1,66	2,15
	Ca	0,59	0,48	0,64	0,54	0,4	2,02	3	1,33	1,78	1,32
	Mg	1,7	1,16	0	0,6	1,94	0	0	0	0,45	0
	Fe	4,04	3,76	3,06	3,48	3,65	0,24	0,38	0,08	0,53	0,49
	Si	20,10	18,31	17,63	16,17	17,60	-	-	-	-	-
	Al	6,54	6,28	5,57	5,28	5,57	0,0751	0,09	0,06	0,1	0,1
	ppm	Zn	68,355	88,57	97,58	118,3	86,98	39,38	62,9	38,86	55,55
Cu		19,7	20,7	19,3	18,6	20,9	8,26	10,49	6,83	10,05	6,89
Mn		615,5	469,6	517,6	445	404,9	51,22	84,4	42,7	144,1	90,6
Mo		2	2	1	1	2	7,5	1,94	0,41	1,72	0,44
Ni		33,1	34,5	27,75	29	30,1	2,78	3,83	1,57	3,84	4,15
Cr		124,6	130	104,9	123,8	111,6	19,2	28,7	5,6	32,2	27,2
V		88,3	89,4	79,3	73	79,3	4,61	7,06	1,5	9,68	9,16
As		16,4	13,7	16,4	13,24	16,06	1	5,23	0	3,05	5,12
Pb		3,4	6,7	9,5	5,6	0,5	0,45	0	1,85	1,087	0
Cd		2	1,6	1,7	1,4	0	0	0,1	2,5	5,4	4,9
Co		7,74	7,28	8,8	10,22	7,44	4,44	4,48	1,09	10,01	7,29
Ce	38	25	30	31	28	4,47	4,41	0,74	10,18	7,48	

Légende : 1%=10⁴ ppm

4.4.1 Distribution des éléments de structure

4.4.1.1 Soufre et Phosphore

Le soufre est un élément essentiel pour les plantes et les animaux. Dans les plantes, il se classe quantitativement juste après les trois éléments majeurs que sont l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) Bien que le soufre soit considéré comme un élément secondaire, les besoins

des plantes en soufre sont égaux, voire parfois supérieurs, à ceux du phosphore et du magnésium [85].

D'après les figures représentant la distribution des éléments de structure dans les échantillons de plantes et de leurs sols respectifs (figures 4.2 et 4.3), on observe une distribution uniforme du phosphore dans les différents sols, avec des valeurs ne dépassant pas 0,05%. En revanche, la distribution du phosphore dans les plantes montre une légère variation des concentrations, allant de 0,15% dans l'échantillon P2 à 0,25% dans l'échantillon P4.

En ce qui concerne le soufre, sa répartition dans les sols est quasi homogène avec des valeurs n'excédant pas les 0,09%.

Quant aux plantes étudiées, les valeurs de sa concentration varient de 0,25% dans l'échantillon P4 jusqu'à 0,70% dans l'échantillon P5. Les autres échantillons ont des valeurs assez proches (0,35% jusqu'à 0,49%). On pourra dire que la plante P5 absorbe plus le soufre et en a davantage besoin pour sa croissance étant donné que le soufre est un élément de structure.

Des chercheurs ont examiné la composition de différentes variétés de (*Foeniculum vulgare* Mill. var. dulce) (fenouil) en éléments minéraux provenant de diverses régions de Turquie afin d'évaluer leur potentiel comme additif dans l'alimentation animale. La teneur en phosphore dans ces échantillons varie entre 0,3 et 0,4% [86]. La plante P3, appartenant à la même espèce que les fenouils étudiés, présente une teneur en phosphore similaire, indiquant qu'elle n'est pas déficiente en cet élément.

4.4.1.2 Potassium

Le potassium est un élément essentiel pour la croissance et le développement des plantes ; cependant, sa rareté ou son niveau excessif entraîne une distorsion de nombreuses fonctions chez les plantes. Il participe au contrôle de plusieurs fonctions importantes dans l'évolution des plantes. En raison de son importance, il est considéré comme le deuxième élément des plus cruciaux après l'azote pour la croissance de l'ensemble de la plante. Environ 60 enzymes dépendent de K pour être activées dans le système végétal, dans lequel K joue une fonction vitale en tant que régulateur. [87].

On remarque une répartition asymétrique du potassium dans les plantes, la plante P1 est caractérisée par la plus faible concentration de ce dernier avec un pourcentage de 1,07%. La plante P3 présente la concentration la plus élevée pour cet élément (3,6%) bien que son sol respectif S3 en comparaison n'en contient que très peu (0,7%). D'après l'étude des propriétés des différentes populations de fenouil prélevées, la teneur en potassium (K) varie de 2,3% à 2,9% [86] , tandis que l'échantillon P3 présente une teneur de 3,6%. Cette disparité peut être attribuée à la biodisponibilité variable du potassium dans la zone étudiée.

4.4.1.3 Calcium

Le calcium est un nutriment essentiel pour les plantes. En tant que cation divalent (Ca^{2+}), il est nécessaire pour les rôles structurels dans la paroi cellulaire et les membranes, en tant que contre-cation pour les anions inorganiques et organiques dans la vacuole, et en tant que messager intracellulaire dans le cytosol. Les carences en calcium sont rares dans la nature, mais

un excès de Ca limite les communautés végétales sur les sols calcaires. Les plantes qui poussent avec une quantité adéquate de Ca dans leurs habitats naturels ont des concentrations de Ca dans les pousses comprises entre 0.1% et 5% . Ces valeurs reflètent à la fois la disponibilité du Ca dans l'environnement et les besoins contrastés en Ca des différentes espèces végétales [88].

D'après l'histogramme 4.2, on peut remarquer que la distribution du calcium dans les différents sols présente une légère variation avec des valeurs allant de 0,40% pour le sol S5, jusqu'à 0,64% pour le sol S3, les autres sols ont des concentrations quelque peu similaires. Quant aux plantes, on constate une différence frappante des concentrations de calcium. La plante P2 a la concentration la plus élevée avec une valeur de 3% tandis que les plantes P3 et P5 ont les mêmes concentrations de 1,3%. Toutes les plantes ont des teneurs en calcium adéquates, les valeurs sont comprises entre 0,1 et 5%. La différence des concentrations s'explique par le pouvoir d'absorption de chaque plante.

Selon l'étude [86], la teneur en calcium dans différentes variétés de (*Foeniculum vulgare* Mill. var. dulce) (fenouil) varient entre 1,4 et 1,7% . Tandis que, l'échantillon P3 présente une teneur de 1,3%. Ces résultats suggèrent que la plante P3 n'est pas déficiente en calcium.

4.4.1.4 Magnésium

Le magnésium (Mg) est le deuxième cation le plus abondant dans les plantes. Il est impliqué dans de nombreux processus physiologiques et biochimiques, notamment la photosynthèse, l'activation des enzymes et la synthèse des acides nucléiques et des protéines [89]. Cependant, on peut constater que le magnésium est absent dans plusieurs échantillons de plantes et de sols. Cela est dû à la limite de détection du détecteur car les concentrations sont faibles.

Une équipe de chercheurs a mené une étude sur la composition élémentaire de diverses plantes du genre *Centaurea* en utilisant la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif. Les résultats montrent que les teneurs en magnésium (Mg) des feuilles de *Centaurea* varient de 845ppm dans le cas de *Centaurea cariensis* Boiss. subsp. *microlepis* à 4411,5ppm dans le cas de *Centaurea cariensis* Boiss. subsp. *microlepis*[90].

L'échantillon P1 qui appartient également à cette espèce présente une teneur en Mg nettement inférieure au domaine de concentrations rapportées dans l'étude précitée. Cela indique que la zone étudiée est déficiente en Mg ce qui pourrait suggérer une dégradation du sol de la zone.

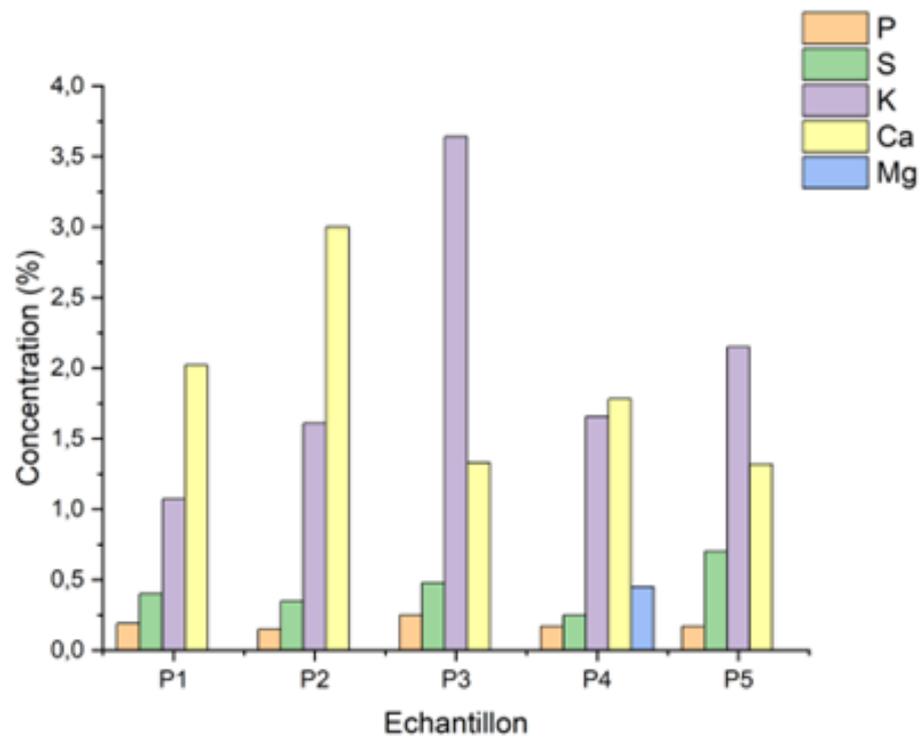


FIGURE 4.2 – Distribution des éléments de structure dans les échantillons de plantes étudiés

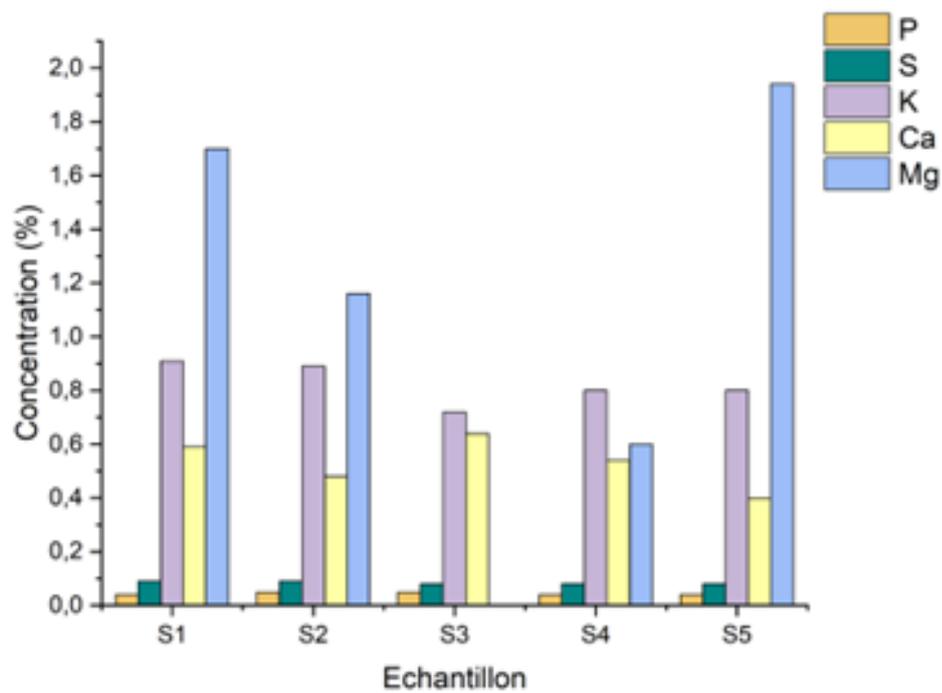


FIGURE 4.3 – Distribution des éléments de structure dans les échantillons de sol étudiés

4.4.2 Oligo-éléments

4.4.2.1 Fer

Le fer est impliqué dans la production et l'utilisation de l'énergie dans la plante et joue un rôle important dans de nombreuses réactions d'oxydoréduction. La quasi-totalité du fer d'une plante se trouve dans les chloroplastes, qui sont responsables de la photosynthèse. Le reste du fer d'une plante est réparti dans le cytoplasme et dans d'autres organites [91].

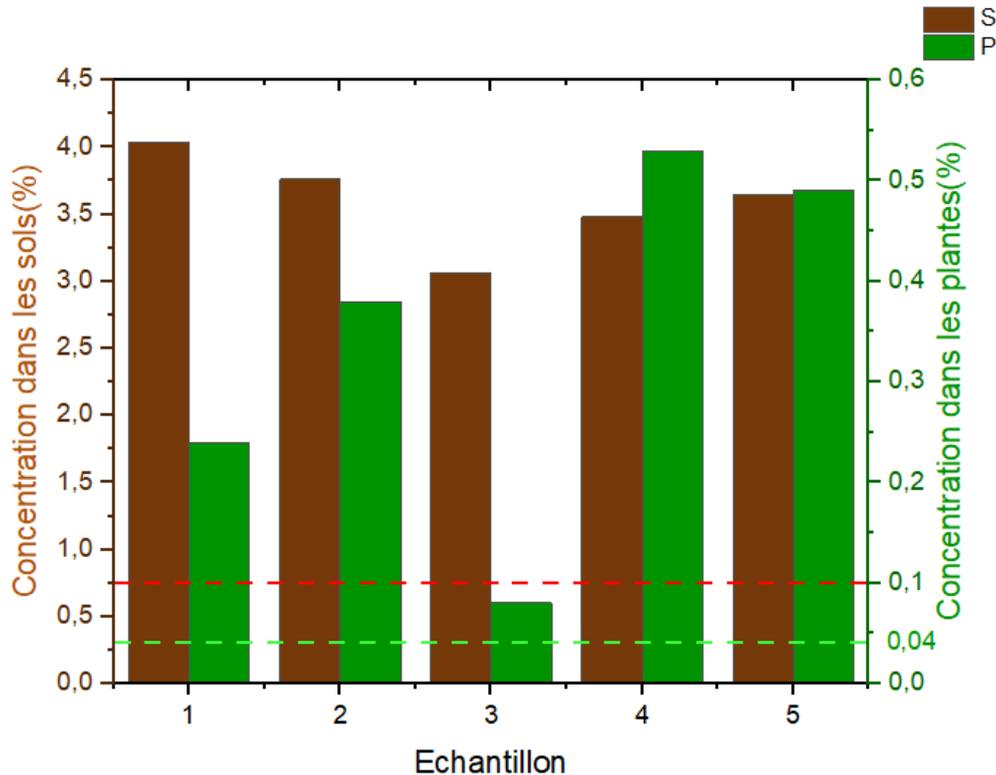


FIGURE 4.4 – Distribution des teneurs en fer dans les différents sols et plantes étudiés

La répartition du fer dans les différents sols varie de 3,06% pour le sol S3, à 4,04% pour le sol S1. On peut dire que les concentrations sont relativement homogènes. Cette homogénéité suggère que les sources de fer pour les différentes zones sont similaires. Les valeurs du fer dans le sol peuvent être influencées par la composition minérale des sols ainsi que les pratiques agricoles locales. On constate directement une asymétrie des concentrations de fer dans les plantes. La plante P4 possède la concentration la plus élevée, avec 0,535%, tandis que la plante P3 présente la concentration la plus basse, avec 0,08%. Cette différence peut s'expliquer par le pouvoir d'absorption unique à chaque plante. La plante P4 est donc accumulatrice du fer par rapport aux autres plantes (P1 et P2). La concentration « normale » se situe entre 0,006 et 0,03%, les plantes « déficientes » peuvent avoir une teneur de 0,001% à 0,003%, tandis que les conditions « excessives » peuvent donner des niveaux de 0,04 (400ppm) à 0,1 % (1000ppm) [92]. On peut conclure que les teneurs en fer dans les plantes sont très élevées et excèdent les 1000 .

Selon la même étude réalisée par [90], les teneurs en fer (Fe) dans les feuilles de *Centaurea cariensis* varient de 0.00555% (55,5ppm) à 0.0502% (502,5ppm). L'échantillon P1, appartenant également à cette espèce, présente une teneur en Fe nettement supérieure à celle rapportée dans

l'étude 2434ppm. Cela suggère une pollution en fer dans la zone étudiée.

Une autre étude sur les caractéristiques des différentes populations de fenouil prélevées indique que les concentrations en fer varient entre 0.0215% (215ppm) et 0.0623% (623ppm) [86]. En revanche, la plante P3 présente une concentration de 0.0815 % soit 815ppm, ce qui indique la présence d'une contamination en fer.

4.4.2.2 Zinc

Le zinc (Zn),est le 24^{ème} élément le plus répandu sur Terre. Il est classé parmi les éléments de transition dans le tableau périodique. De faible dureté et de couleur bleue blanchâtre, le zinc est généralement présent sous forme ionique de cation bivalent. Il se lie facilement aux matériaux terrestres, organiques ou inorganiques, formant diverses combinaisons stables. Les origines naturelles du zinc dans l'environnement comprennent principalement l'altération des roches, le volcanisme et la végétation [93]. Les formes les plus mobiles du zinc seraient facilement absorbées par les constituants organiques et minéraux des sols, de sorte que le zinc tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface de la plupart des sols [94].

Les concentrations moyennes de cet élément ne devraient pas dépasser les valeurs maximales fixées par l'OMS dans le sol, qui sont de 300ppm [95] . L'accumulation de zinc dans le sol conduit souvent à une absorption excessive par les plantes, dépassant ainsi les capacités de leur système à le gérer. Dans un sol riche en zinc, seule une poignée de plantes a la possibilité de survivre, ce qui entraîne une faible diversité végétale autour des installations manipulant cet élément. Cette accumulation représente ainsi une menace sérieuse pour la productivité des terres agricoles. Malgré ces effets néfastes sur les plantes, les engrais contenant du zinc restent largement utilisés. De plus, le zinc peut perturber l'activité du sol en ayant un impact négatif sur les micro-organismes et les vers de terre. Par conséquent, la décomposition de la matière organique peut être considérablement ralentie [94].

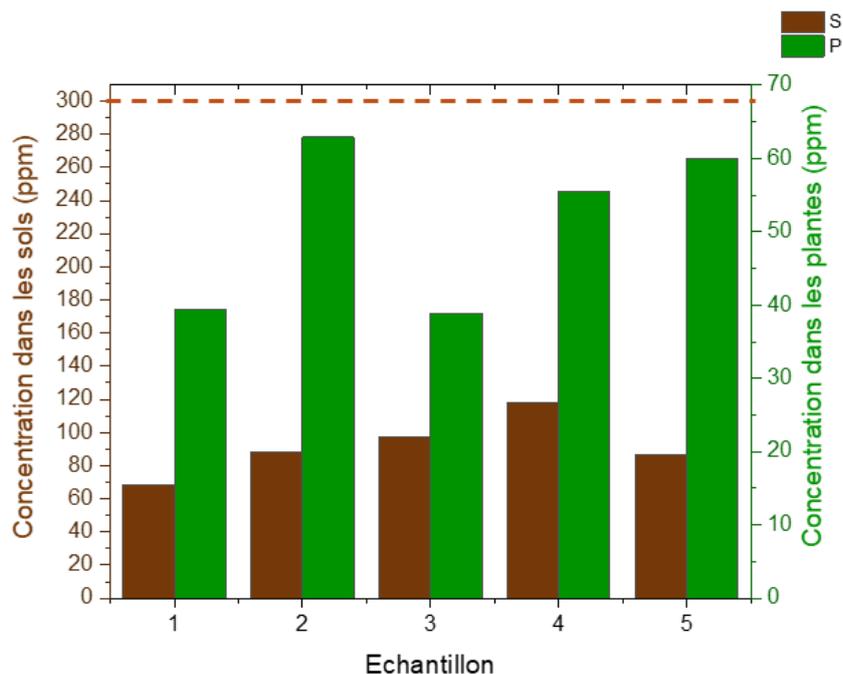


FIGURE 4.5 – Distribution du zinc dans les échantillons de sols et de plantes étudiés

L'histogramme 4.5 représente les concentrations de zinc dans les échantillons de plantes et de sols. Les concentrations de zinc dans les cinq échantillons de sols vont de 68,4 à 118,3ppm, avec une moyenne de 91,6ppm. Ces valeurs sont donc conformes et sont bien au-dessous des normes émises par l'OMS (300ppm). Tandis que les concentrations de zinc dans les cinq échantillons de plantes se situent entre 38,9ppm (P3) et 62,9ppm (P2), avec une moyenne de 51,7ppm . Parmi les échantillons de plantes, la plante associée à l'échantillon 2 est celle qui accumule le plus de zinc. Cela suggère une variabilité dans la capacité d'absorption et d'accumulation du zinc par les différentes plantes.

4.4.2.3 Cuivre

Le cuivre est un métal essentiel à la croissance et au développement normaux des plantes, mais il est aussi potentiellement toxique. Le cuivre participe à de nombreux processus physiologiques et est un cofacteur essentiel pour de nombreuses métalloprotéines, mais des problèmes se posent en cas d'excès de cuivre dans les cellules. L'excès de cuivre inhibe la croissance des plantes et nuit à d'importants processus cellulaires (par exemple, le transport d'électrons par la photosynthèse) [96]. Le cuivre étant à la fois un cofacteur essentiel et un élément toxique, impliquant un réseau complexe de voies de trafic des métaux, différentes stratégies ont évolué chez les plantes pour réguler de manière appropriée son homéostasie en fonction de la teneur en cuivre de l'environnement [95].

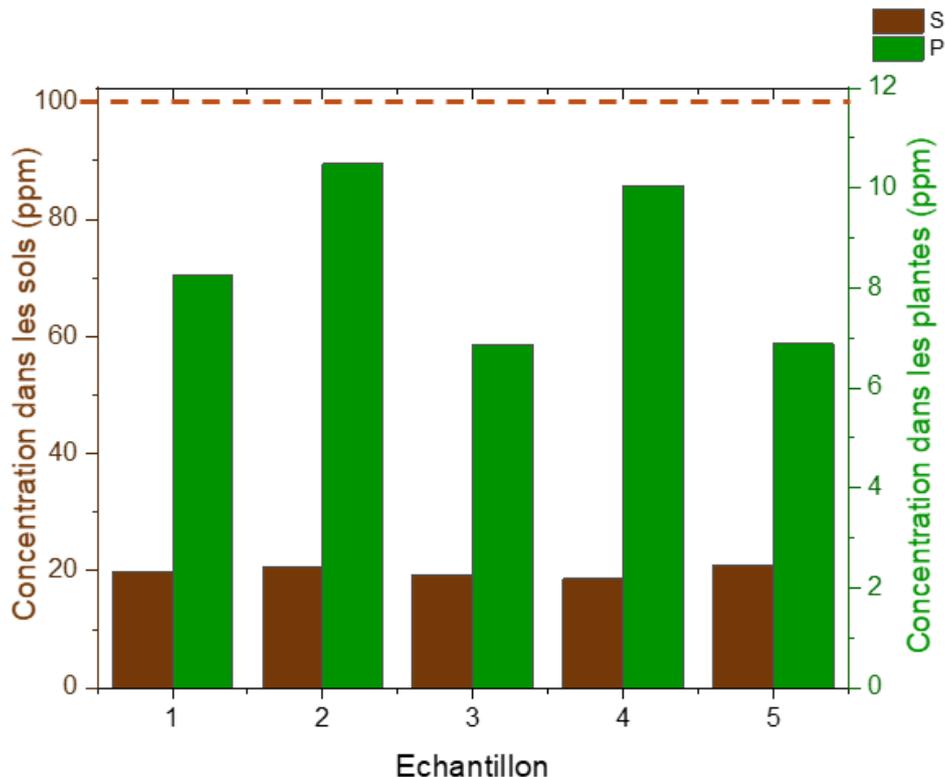


FIGURE 4.6 – Distribution des teneurs en cuivre dans les différents sols et plantes étudiés

L'histogramme 4.6 présente les concentrations de cuivre dans les échantillons de plantes et de sols. Les concentrations de cuivre dans les cinq échantillons de sols vont de 18,6 à 20,9ppm, avec une moyenne de 20,08ppm. Cette répartition homogène suggère que les sources de cuivre des différentes zones sont similaires. Les concentrations de cuivre dans les cinq échantillons

de plantes se situent entre 6,8 et 10,5ppm , avec une moyenne de 8,7ppm . En général, les concentrations moyennes de cet élément ne dépassent pas les valeurs maximales fixées par l’OMS dans le sol, qui sont de 100ppm.

4.4.3 Métaux lourds toxiques

4.4.3.1 Manganèse

Le manganèse (Mn) est un micronutriment important pour la croissance et le développement des plantes. Il joue un rôle métabolique dans les différents compartiments cellulaires des plantes. Il peut être préjudiciable lorsqu’il est disponible en excès dans le milieu de croissance. Un excès de Mn dans le milieu de croissance peut interférer avec l’absorption, la translocation, et l’utilisation d’autres éléments minéraux tels que Ca, Mg, Fe et P [97].

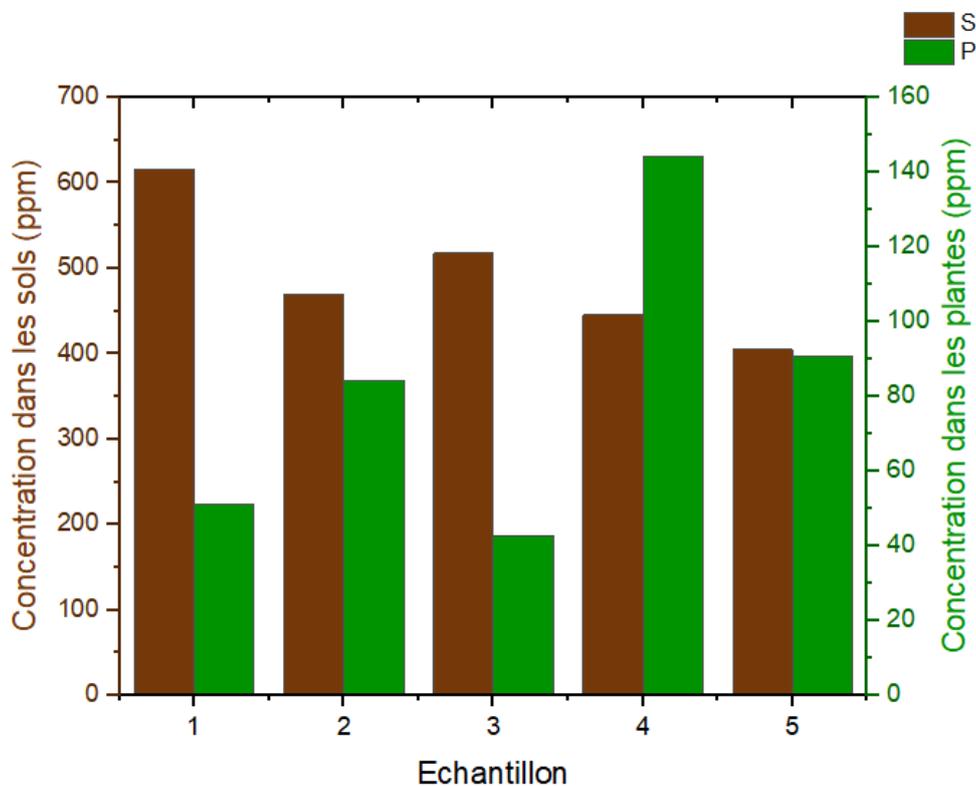


FIGURE 4.7 – Distribution des teneurs en manganèse dans les différents sols et plantes étudiés

D’après la figure 4.7, les concentrations de manganèse dans les cinq sols varient de 409 à 615ppm. Cette gamme indique une variabilité modérée entre les échantillons de sol étudiés. En comparaison, les plantes montrent des concentrations de manganèse beaucoup plus faibles que leurs sols correspondants. Les concentrations dans les plantes varient de 42 à 144ppm. Ces observations suggèrent que, bien que les sols contiennent des niveaux modérés à élevés de manganèse, les plantes n’absorbent qu’une petite fraction de ce métal lourd.

D’après l’étude de [90], les teneurs en manganèse (Mn) dans les feuilles de *Centaurea cariensis* varient de 12ppm dans le cas de *Centaurea cariensis* Boiss. subsp. *longipapposa* à 32,6ppm dans le cas de *Centaurea pterocaula* [90]. Tandis que la plante P1 affiche une teneur en Mn de 51,22ppm, ce qui pourrait suggérer une légère pollution en manganèse dans notre cas.

4.4.3.2 Molybdène

Bien que le molybdène (Mo) soit un élément essentiel à la croissance de la plupart des organismes, il est nécessaire en très petites quantités et la fourchette entre carence et toxicité est étroite [98]. La teneur moyenne en molybdène de la lithosphère est d'environ 1 à 2ppm. Le molybdène, élément indispensable aux plantes et aux animaux, se trouve dans les sols à des concentrations allant de traces à 20ppm. Les sols des zones semi-arides contiennent généralement les concentrations les plus élevées de cet élément. Certains processus pédogénétiques provoquent l'accumulation de molybdène dans les sols et semblent jouer un rôle plus important que les roches mères dans la détermination des teneurs totales en molybdène. La teneur en molybdène des sols, disponible pour les plantes, varie de 0,01 à 12ppm. Le pH du sol joue un rôle important dans la détermination de la teneur en molybdène disponible pour les plantes. [99]

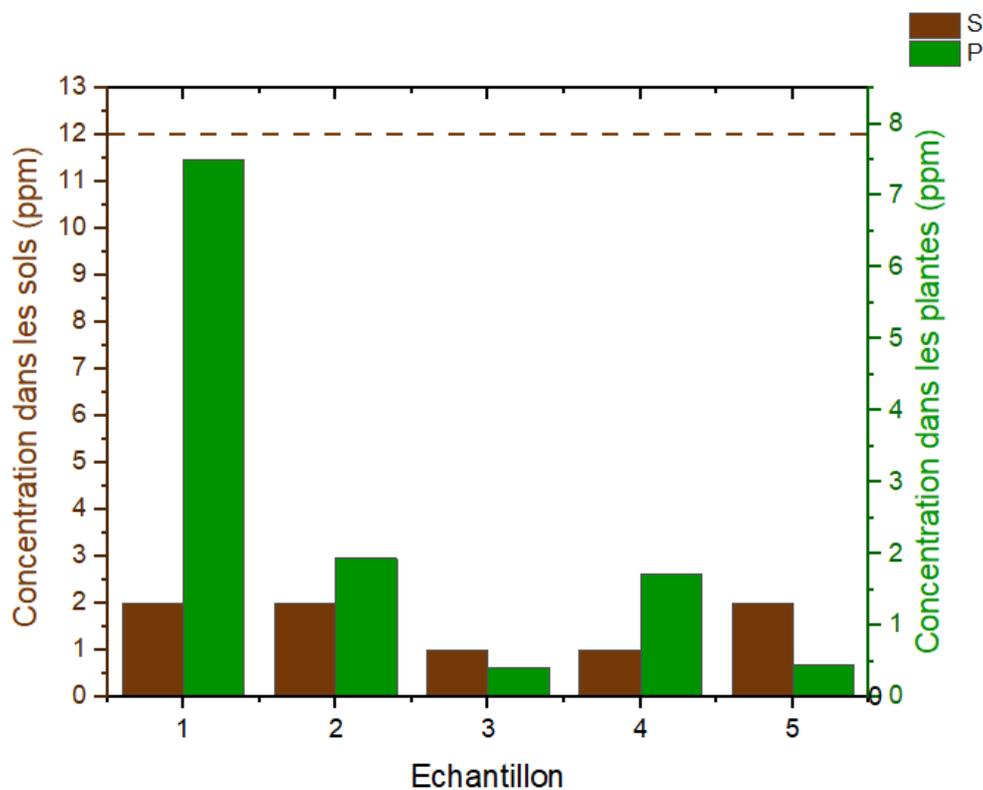


FIGURE 4.8 – Distribution des teneurs en molybdène dans les différents sols et plantes étudiés

D'après l'histogramme 4.8, la plante P1 affiche la concentration la plus élevée en molybdène (7,5ppm) parmi les cinq échantillons de plantes étudiées, tandis que son sol présente une concentration beaucoup plus faible (2ppm). Cette différence significative suggère un dépôt atmosphérique de molybdène, qui pourrait être dû à des sources de pollution aérienne ou à des apports extérieurs non liés au sol malgré l'altitude de notre zone d'étude. Cette plante pourrait aussi accumuler cet élément, ce qui serait utile pour une phytoremédiation. La plante P2 représente la deuxième concentration la plus élevée en molybdène. Les concentrations en molybdène des plantes P3, P4 et P5 sont comparables entre elles et se situent à des niveaux inférieurs par rapport à P1 et P2. Les sols correspondants à ces plantes montrent également des concentrations relativement homogènes, sans différences marquées comme observé pour la plante P1. Les concentrations du molybdène dans le sol restent toutefois dans les normes, entre 0,01 et 12ppm.

4.4.3.3 Nickel

Le nickel (Ni) n'est qu'un des nombreux métaux traces omniprésents émis dans l'environnement par des sources naturelles et anthropiques. L'augmentation de la concentration de nickel déposée dans les sols agricoles par les particules de nickel en suspension dans l'air est particulièrement préoccupante. En général, les principales sources d'émissions de Ni dans l'air ambiant sont la combustion du charbon et du pétrole pour la production de chaleur ou d'électricité, l'exploitation minière du nickel, la fabrication de l'acier et d'autres sources diverses, telles que la fabrication du ciment. Notre zone d'étude étant une forêt loin des activités industrielles, la présence de ce dernier par dépôt atmosphérique est donc peu probable. Le nickel est un micronutriment essentiel à la croissance des plantes et il est également un composant de l'enzyme uréase, qui est un élément essentiel de l'environnement. Les symptômes les plus courants de la toxicité du Ni chez les plantes sont l'inhibition de la croissance, de la photosynthèse ou de la germination des graines. [100].

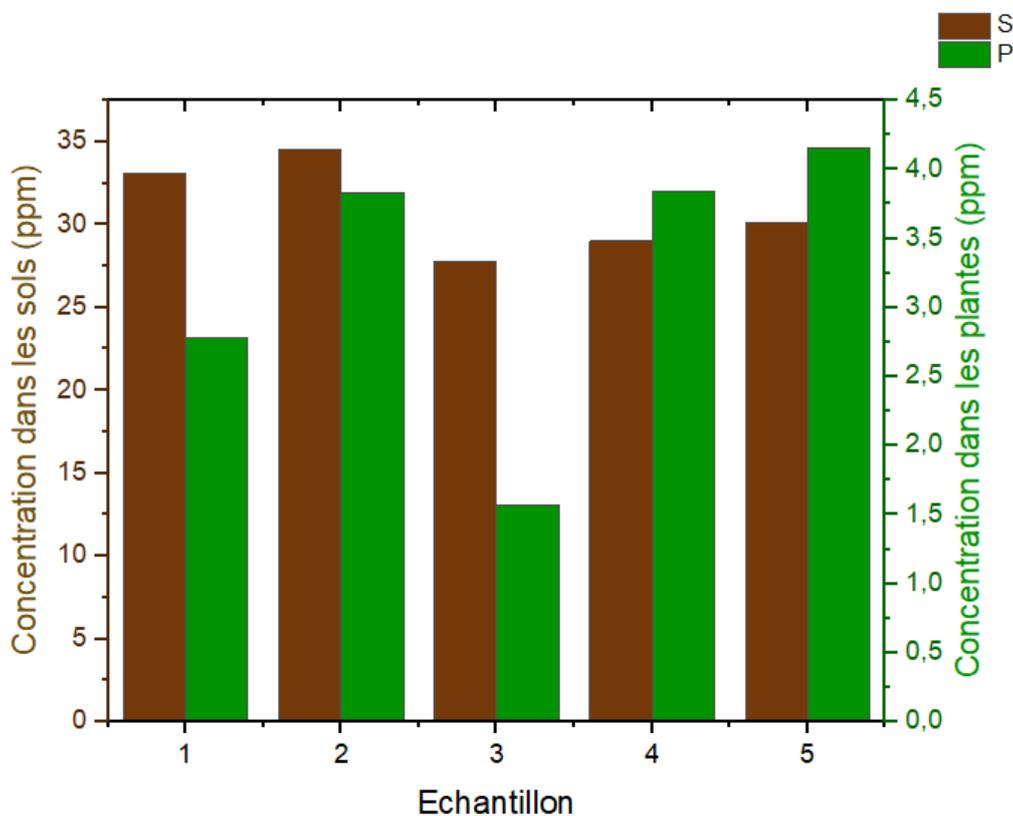


FIGURE 4.9 – Distribution du nickel dans les différents sols et plantes étudiés

L'histogramme 4.9 représente les concentrations du nickel dans les échantillons de sols et de plantes. On remarque une répartition homogène des concentrations de nickel dans les sols, ce qui suggère que les sources de nickel et les conditions pédologiques sont similaires dans les différentes zones échantillonnées et ne présentent aucune pollution en nickel. Cependant, les concentrations de nickel dans les plantes présentent une plus grande variabilité par rapport aux sols. Bien que le nickel soit présent en quantités homogènes dans le sol, sa disponibilité pour l'absorption par les plantes peut varier en fonction de facteurs comme le pH du sol ou la présence de matières organiques.

D'après l'étude [90], les teneurs en nickel dans les feuilles varient entre 1,5ppm dans le cas de

Centaurea pterocaula et 18,6ppm dans le cas de *Centaurea nigrofimbria*. Il en découle que le nickel dans le cas de la plante P1 avec une teneur de 2,8ppm, ne constitue pas un problème d'inhibition de la croissance, de photosynthèse ou de germination.

4.4.3.4 Chrome

Le chrome est l'élément chimique de numéro atomique 24. Il s'agit d'un métal de transition dur, de couleur gris acier, obtenu naturellement dans la croûte terrestre sous forme de minerai [101].

Lorsque le chrome se trouve à un niveau toxique dans le corps d'une plante (au-delà de 150ppm selon l'OMS), il affecte d'abord la germination des graines et ce, en réduisant l'activité de l'amylase et le transfert de sucre. Il entrave également le développement de la racine. Ainsi, il empêche la croissance et le développement des plantes ce qui entraîne une baisse remarquable de la qualité et de la productivité [102].

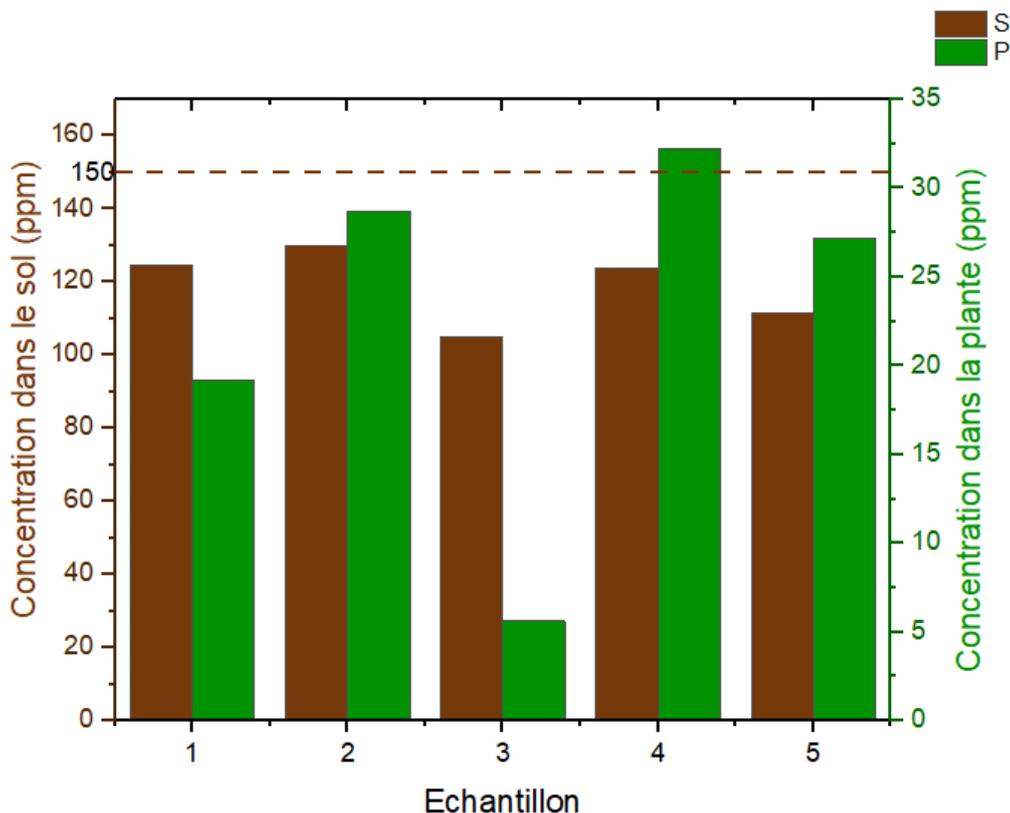


FIGURE 4.10 – Distribution du chrome dans les échantillons de sols et de plantes étudiés

La figure 4.10 illustre les concentrations en chrome des cinq plantes et de leurs sols respectifs. Les concentrations de chrome dans les cinq sols varient de 130,0 à 104,9ppm , indiquant une variabilité modérée. En comparaison, les plantes montrent des concentrations de chrome beaucoup plus faibles, variant de 5,6 à 32,2ppm. Ces observations suggèrent que, bien que les sols contiennent des niveaux modérés de chrome, les plantes n'absorbent qu'une petite fraction de ce chrome disponible. Certaines plantes ont une capacité limitée à absorber et à accumuler du chrome, ce qui pourrait expliquer les faibles concentrations observées. Des facteurs environnementaux comme le pH du sol, la température et l'humidité peuvent également

influencer l'absorption de métal lourd par les plantes. De ce fait, aucune plante étudiée ne peut servir à la phytoremédiation de cet élément et les concentrations du chrome dans ces dernières sont au dessous des normes.

4.4.3.5 Vanadium

Le vanadium (V) intéresse de plus en plus la recherche pour deux raisons principales. D'une part, il s'est avéré être un oligo-élément essentiel pour la croissance, les performances reproductives et les effets sur le métabolisme des lipides. D'autre part, il est libéré dans l'environnement en grande quantité par la combustion et les activités humaines [103]. Une concentration de vanadium supérieure à 2ppm exerce des effets toxiques sur les plantes en provoquant un stress oxydatif, une inhibition de la croissance et une chlorose des feuilles, une nécrose des feuilles, une structure coralloïde des racines et une suppression de l'absorption [104].

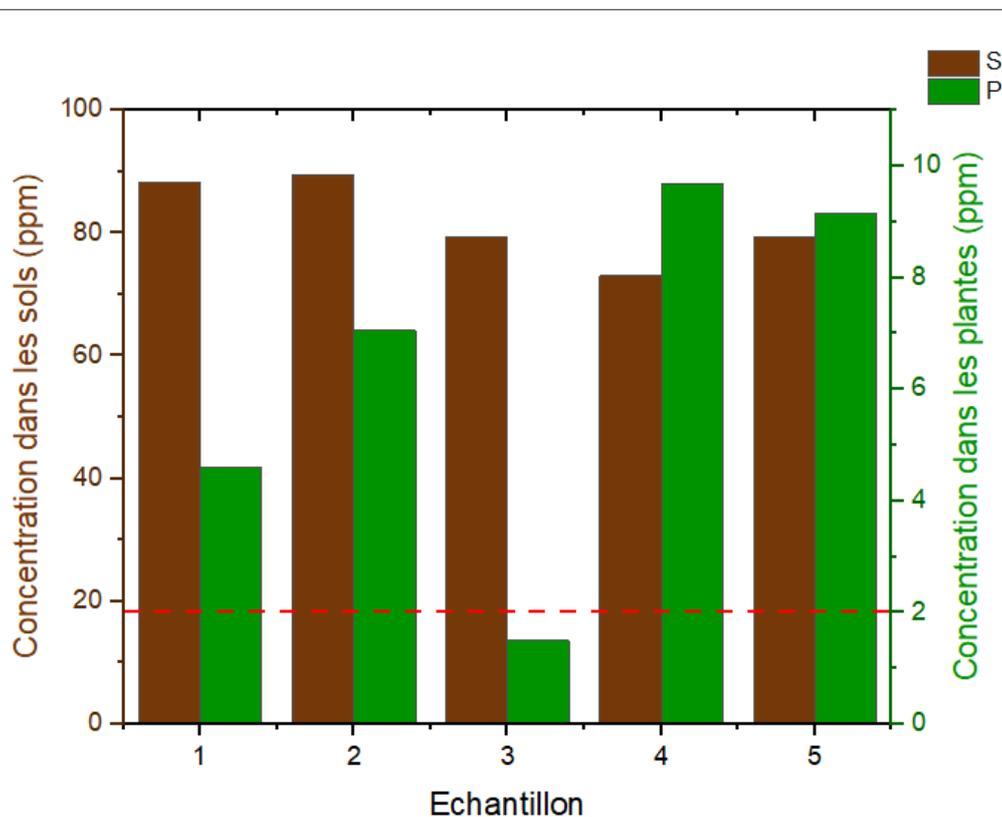


FIGURE 4.11 – Distribution du vanadium dans les différents sols et plantes étudiés

La figure 4.11 présente les concentrations de vanadium dans les cinq plantes et leurs sols respectifs. Les concentrations de vanadium dans les sols varient de 73 et 89,4ppm , avec une moyenne de 81,9ppm. Cette variation indique une distribution modérée du vanadium dans les sols, suggérant une présence relativement homogène de cet élément dans les différents échantillons de sol étudiés. Cependant, les concentrations de vanadium dans les plantes sont nettement plus faibles que celles des sols, variant de 1,5 à 9,7ppm, avec une moyenne de 6,4ppm. Cette différence notable entre les concentrations dans les sols et les plantes indique une absorption limitée du vanadium par les plantes, malgré sa disponibilité relativement élevée dans le sol. Il est important de noter que la limite recommandée de vanadium dans les plantes est de 2ppm. Ainsi, les concentrations de vanadium dans les plantes étudiées dépassent largement

cette limite (à l'exception de la plante P3), ce qui pourrait avoir des implications potentielles pour la qualité du sol et la santé des écosystèmes.

4.4.3.6 Arsenic

L'érosion des roches, le lessivage des sols, les réactions d'oxydoréduction et les précipitations contribuent à redistribuer l'arsenic vers les compartiments aquatiques et atmosphériques. D'autres sources naturelles d'émission d'arsenic dans l'atmosphère comprennent l'activité volcanique et les incendies de forêt. Les activités humaines qui ont contribué aux apports d'arsenic (As) dans les sols et l'environnement proviennent des industries des secteurs primaire et secondaire. Ainsi, l'arsenic est principalement extrait en tant que sous-produit de nombreuses exploitations minières et métallurgiques. L'arsenic n'a pas de fonction connue en tant que nutriment et certaines recherches ont indiqué ses effets toxiques sur les plantes.

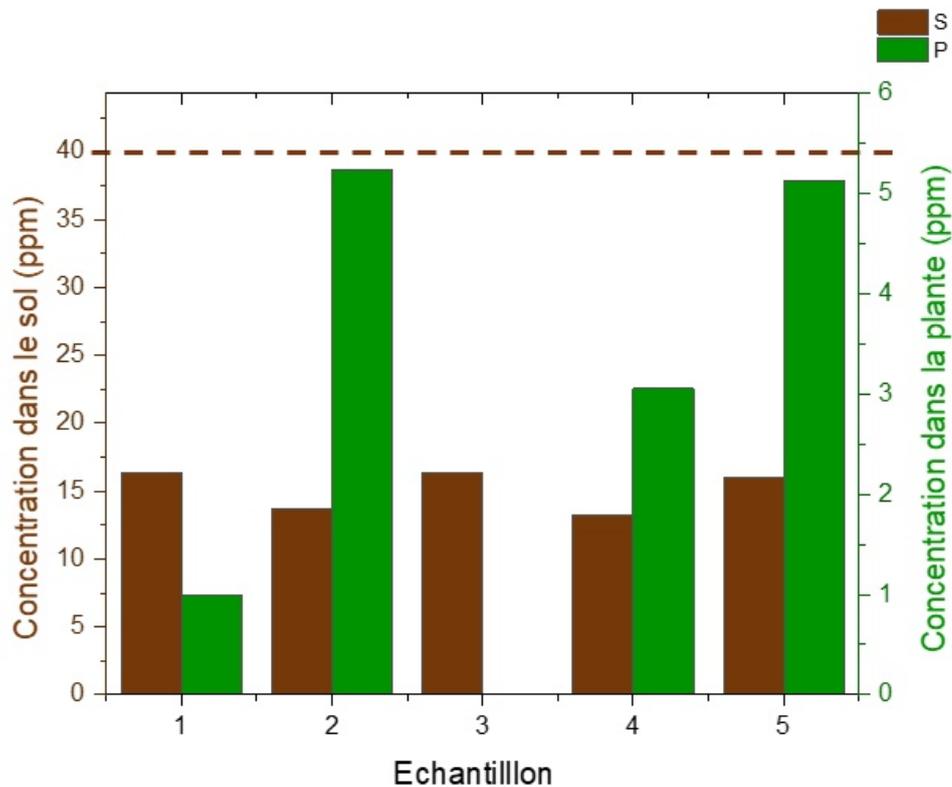


FIGURE 4.12 – Distribution de l'arsenic dans les différents sols et plantes étudiés

L'histogramme 4.12 présente les concentrations d'arsenic dans les cinq plantes étudiées et de leurs sols respectifs. Les concentrations d'arsenic dans les sols varient de 13,2ppm dans le cas du sol S4 à 16,4ppm dans le cas du sol S1, avec une moyenne de 15,2ppm. Cette variation montre une distribution relativement uniforme de l'arsenic dans les sols étudiés. Il est important de noter que la limite fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour l'arsenic dans le sol est de 40ppm. Les concentrations observées dans les sols étudiés sont donc bien en dessous de cette limite, ce qui indique qu'elles sont conformes aux normes internationales. En revanche, les concentrations d'arsenic dans les plantes sont nettement plus faibles que dans leurs sols, elles varient entre 1 et 5,2ppm soit une moyenne de 2,9ppm. Ces valeurs suggèrent une absorption limitée de l'arsenic par les plantes. Il n'y a donc pas de pollution par cet élément.

4.4.3.7 Cadmium

Le cadmium est l'élément chimique de numéro atomique 48, d'un aspect blanchâtre ressemblant au zinc. Ce métal est présent naturellement dans la croûte terrestre, ce dernier est issu des roches éruptives. Dans les sols, le cadmium est généralement considéré comme relativement mobile par rapport à d'autres métaux en traces comme le cuivre ou le plomb.

Les concentrations de ce métal lourd ne devraient pas dépasser les valeurs maximales fixées par l'OMS dans le sol, qui sont de 3ppm, et de 2ppm selon l'AFNOR.

Le cadmium est présent dans diverses sources telles que l'eau potable, les aliments et la fumée de cigarette. Il a une forte affinité pour les fumées et s'accumule après inhalation. Une fois absorbé, le cadmium se concentre dans des organes tels que la rate, le cerveau, les poumons, les muscles et le sang. Sa toxicité est liée à sa capacité à perturber le métabolisme du zinc, ainsi que celui d'autres éléments essentiels comme le calcium, le fer et le cuivre. De plus, le cadmium est classé comme un agent cancérigène.

La toxicité de ce métal n'affecte pas que les humains. Effectivement, lorsque les plantes sont exposées à des doses élevées de cadmium, cela entraîne une inhibition de leur croissance ainsi qu'une chlorose des feuilles. Ces effets sont liés à un dysfonctionnement de l'équilibre hydrique, incluant des perturbations dans l'ouverture des stomates et des interférences avec le transport des éléments essentiels.

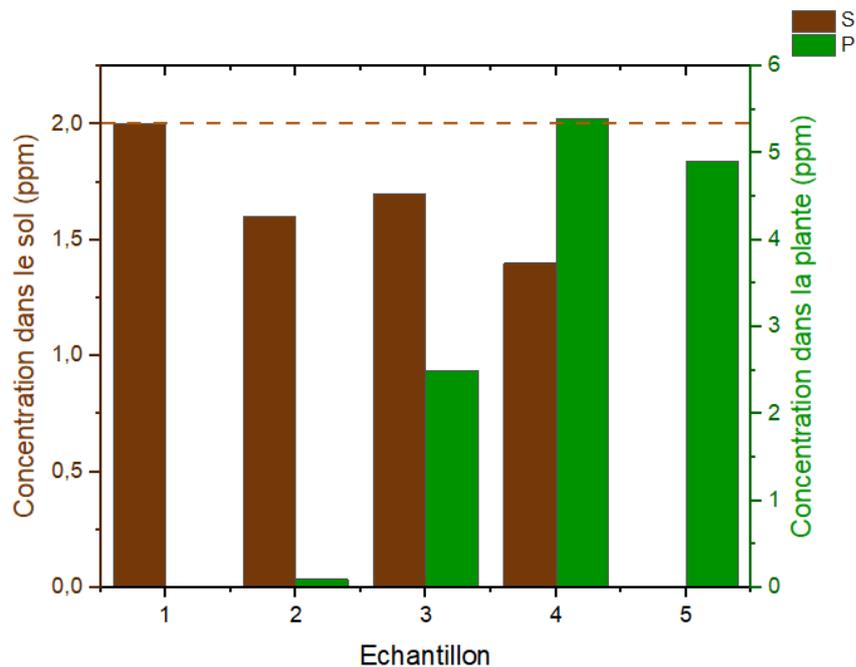


FIGURE 4.13 – Distribution du cadmium dans les différents sols et plantes étudiés

L'histogramme 4.13 présente les concentrations de cadmium dans les échantillons étudiés. Les sols S1 et S2 affichent des concentrations de cadmium plus élevées que celles de leurs plantes correspondantes. En revanche, pour les autres échantillons, les concentrations de cadmium sont plus faibles dans les sols que dans les plantes. Notamment, la plante P5 présente une concentration de 4,9ppm, tandis que son sol a une concentration de cadmium inférieure à la limite de détection (0ppm). De plus, la plante P4 présente la concentration la plus élevée,

atteignant 5,4ppm, ce qui dépasse également la concentration de son sol. Cela pourrait suggérer un éventuel dépôt atmosphérique de cadmium et une accumulation importante de ce métal lourd dans cette plante.

Il est crucial de noter que la limite fixée par l’OMS pour le cadmium dans le sol est de 3ppm. Les concentrations observées dans les sols ne dépassent donc pas cette limite.

4.4.3.8 Cobalt

Le cobalt est un composant essentiel de plusieurs enzymes et coenzymes. Il a été démontré qu’il affecte la croissance et le métabolisme des plantes, à différents degrés, en fonction de la concentration et de l’état du cobalt dans la rhizosphère et le sol. La distribution du cobalt dans les plantes dépend entièrement de l’espèce. L’absorption est contrôlée par différents mécanismes selon les espèces. Les effets toxiques du cobalt sur la morphologie comprennent la chute des feuilles, l’inhibition du verdissement, la décoloration des nervures, la fermeture prématurée des feuilles et la réduction du poids des pousses [105].

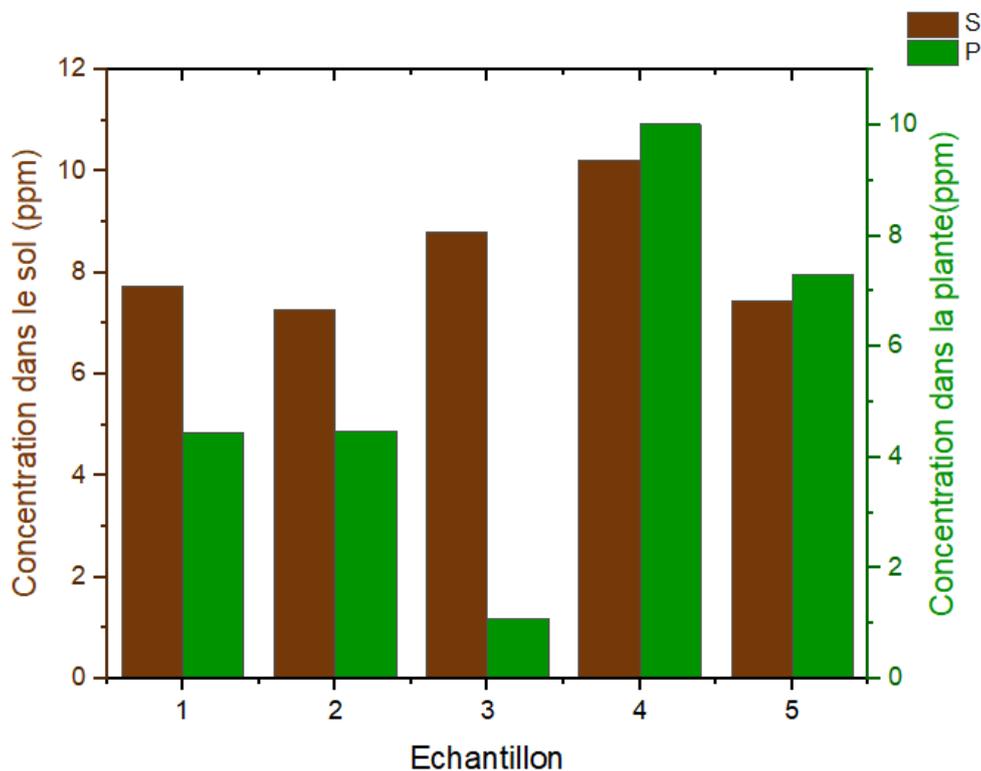


FIGURE 4.14 – Distribution du cobalt dans les différents sols et plantes étudiés

D’après la figure 4.14, les concentrations de cobalt dans les sols varient de 7,3ppm à 10,2ppm, avec une moyenne de 8,30ppm. En comparaison, les concentrations de cobalt dans les plantes varient de 1,1ppm à 10ppm, avec une moyenne de 5,3ppm.

En observant les données, on constate que les sols montrent des concentrations de cobalt assez uniformes, avec des variations modérées entre les échantillons. Les plantes, en revanche, présentent une plus grande variabilité dans leurs concentrations de cobalt.

Il est notable que, sauf pour la plante P4, toutes les plantes ont des concentrations de cobalt inférieures à celles de leurs sols respectifs. La plante P4, avec une concentration de 10ppm, est très proche de la concentration de son sol, 10,2ppm, suggérant une forte absorption de cobalt pour cet échantillon spécifique.

Ces observations indiquent que les plantes absorbent le cobalt présent dans le sol, mais à des niveaux variables. La faible concentration de cobalt dans P3 (1,1ppm) par rapport à son sol (8,8ppm) pourrait suggérer des mécanismes biologiques ou environnementaux limitant l'absorption de cobalt par cette plante particulière.

4.4.3.9 Plomb

Les concentrations naturelles de plomb dans les sols avoisinent 32 mg/kg, avec des variations allant de 2 à 200 mg/kg dans les sols agricoles. Le plomb se trouve principalement sous forme de sulfures dans la nature.

Les teneurs naturelles en plomb des végétaux varient entre 0.5 et 5ppm, ce dernier figure parmi les métaux les moins facilement transférés dans les parties aériennes des plantes, cependant, la majorité du plomb absorbé se trouve dans les racines.

Le plomb est connu pour être le micro-polluant métallique présentant la mobilité la moins élevée dans le sol. Son comportement est conditionné par différents paramètres, dont sa dynamique et les caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol [106]. La toxicité du plomb réside en sa propriété cumulative par l'être humain, la faune et la flore [106]. Les concentrations moyennes de ce polluant ne devraient pas dépasser les valeurs maximales fixées par l'OMS dans le sol, qui sont de 100ppm pour le plomb [95].

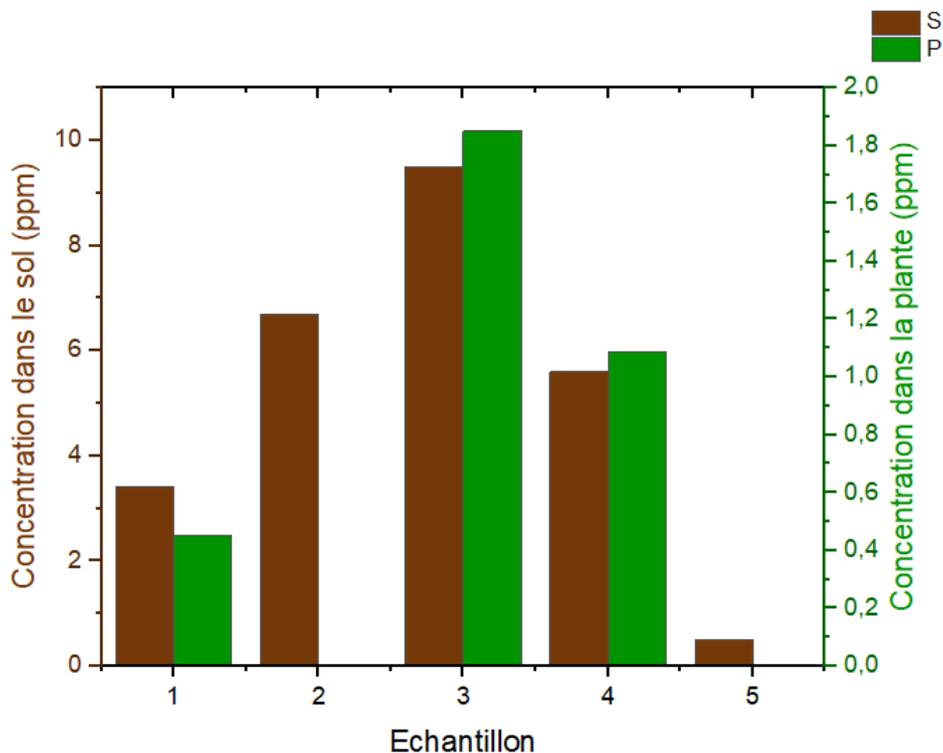


FIGURE 4.15 – Distribution du plomb dans les différents sols et plantes étudiés

D'après l'histogramme de la figure 4.15, on constate que les concentrations de plomb dans les échantillons de sols s'étendent de 0,5ppm à 9,5ppm, avec une moyenne de 5,1ppm. Ces valeurs demeurent en dessous des seuils réglementaires définis par l'OMS.

Les concentrations de plomb observées dans les plantes varient de 0ppm à 1,9ppm, avec une moyenne de 0,7ppm. Ces niveaux de concentration demeurent conformes aux teneurs naturelles typiques en plomb des végétaux.

4.4.3.10 Aluminium

L'aluminium (Al) est le troisième minéral le plus courant et le métal le plus répandu dans la croûte terrestre, représentant environ 8,1 du poids de la croûte. Il ne peut donc pas être considéré comme un contaminant au sens habituel du terme. Cependant, malgré sa quasi-omniprésence dans le monde entier, l'aluminium est depuis plusieurs décennies un facteur majeur limitant la croissance et la présence d'espèces végétales[107]. L'aluminium n'est pas considéré comme un nutriment essentiel, mais de faibles concentrations peuvent parfois augmenter la croissance des plantes ou induire d'autres effets souhaitables.

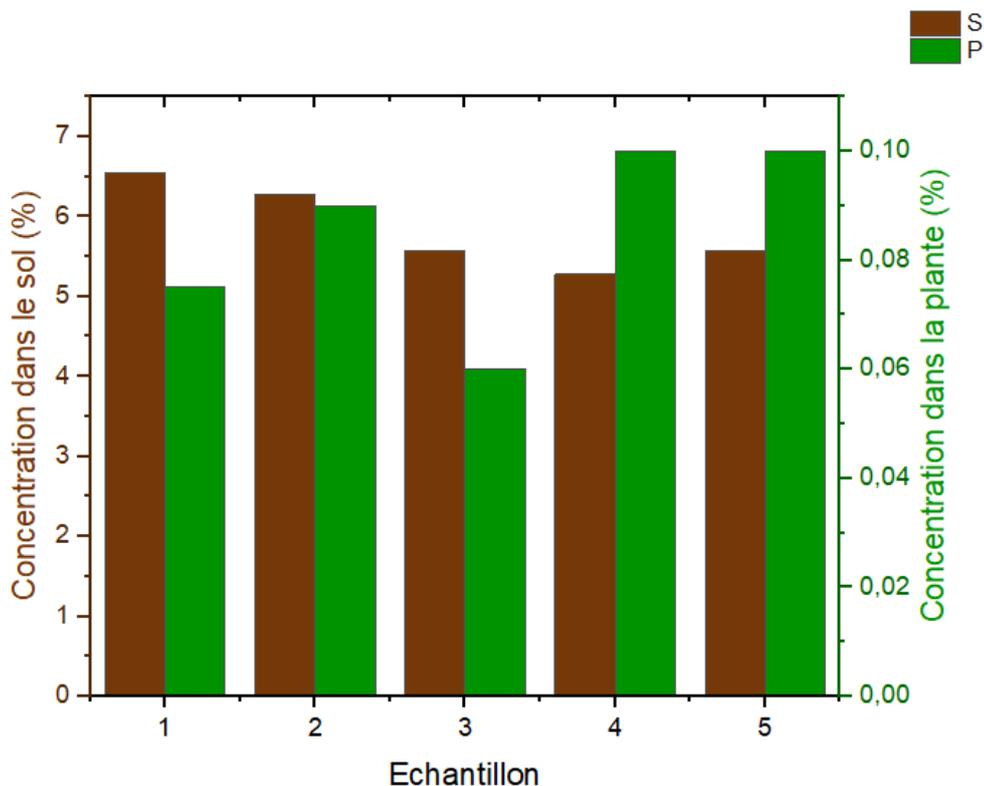


FIGURE 4.16 – Distribution de l'aluminium dans les différents sols et plantes étudiés

L'histogramme 4.17, présente les concentrations d'aluminium dans les échantillons de plantes et de sols. Les concentrations d'aluminium dans les cinq échantillons de sols s'échelonnent de 5,3% à 6,5%, avec une moyenne de 5,7%. Les concentrations d'aluminium dans les cinq échantillons de plantes oscillent de 0,06% à 0,10%, avec une moyenne de 0,08%. Globalement, on constate une nette disparité entre les concentrations d'aluminium dans les sols et celles dans les plantes. Les sols présentent des concentrations significativement plus élevées, tandis que les plantes affichent des concentrations considérablement plus faibles. Cette différence souligne

le phénomène d'absorption sélective des plantes, qui absorbent une proportion relativement minime de l'aluminium présent dans le sol.

4.5 Facteur de transfert (FT)

En général, le facteur de transfert sol-plante (FT) est défini comme le rapport de la concentration d'un élément dans l'échantillon de plante à celle de l'échantillon de sol correspondant de la zone d'enracinement. Une valeur de FT inférieure à 1 implique une forte affinité de liaison d'un élément avec le sol et une moindre bioaccumulation dans les plantes. En revanche, une valeur supérieure à 1 signifie une absorption active et une bioaccumulation dans la plante.

Le facteur de transfert est influencé par plusieurs facteurs tels que le type et les propriétés du sol, les espèces végétales et les caractéristiques métaboliques, la forme chimique des radionucléides et les concentrations dans le sol, les conditions agricoles ainsi que les données climatiques et géographiques [80].

Le calcul des facteurs de transfert (FT) des radionucléides et les différents métaux lourds a été fait par l'équation 1.1, les valeurs obtenues sont présentées respectivement dans les tableaux 4.6 et 4.7 ci-dessous.

TABLEAU 4.6 – Les facteurs de transfert sol-plante de radionucléides

Echantillon	Facteur de transfert (FT)					
	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U	^{235}U	^{40}K	^{137}Cs
S1-P1	0,11	0,08	-	-	1,14	-
S2-P2	0,09	0,16	-	-	2,1	-
S3-P3	0,11	0,06	-	-	4,23	-
S4-P4	0,21	0,14	-	-	2,07	-
S5-P5	0,24	0,07	-	-	2,62	0,09

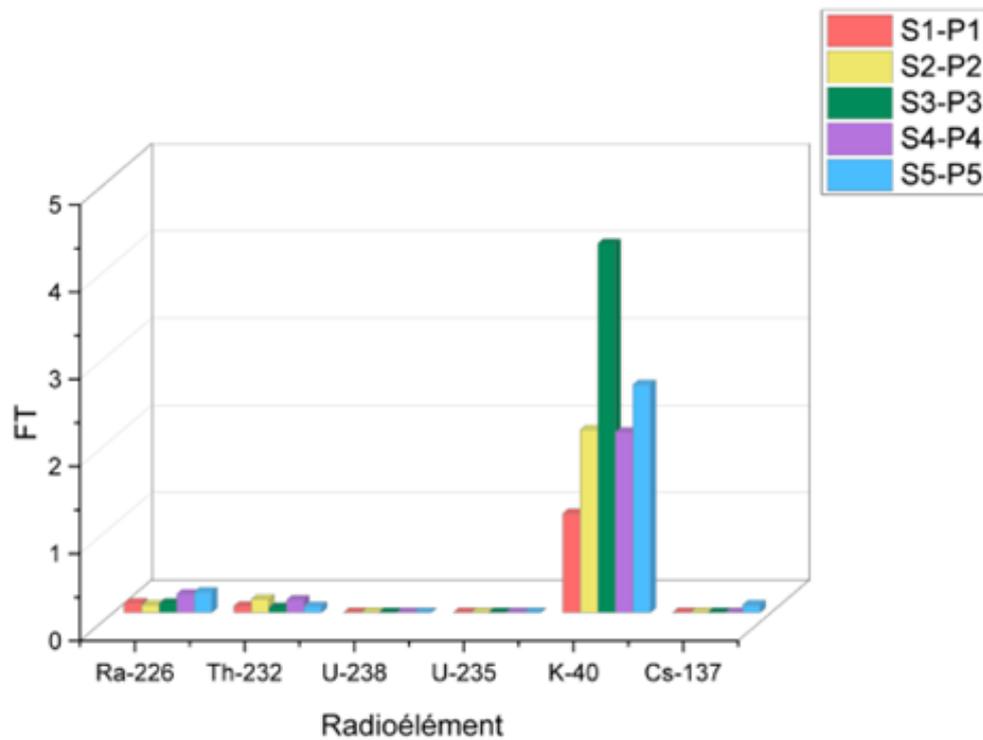


FIGURE 4.17 – Les facteurs de transfert sol-plante des radionucléides

D'après la figure 4.17, On remarque que :

- Les facteurs de transfert (FT) du ^{226}Ra varient de 0,09 à 0,24, la plante P5 montrant le plus haut niveau d'accumulation. Ces valeurs indiquent une absorption modérée de ces radionucléides par les plantes.
- Les valeurs de FT du ^{232}Th varient entre 0,06 et 0,16, la plante P2 étant la plus accumulatrice. Ces faibles valeurs peuvent s'expliquer par la faible mobilité du ^{232}Th dans le sol.
- Aucune détection des valeurs de FT pour le ^{238}U et le ^{235}U n'a été observée, ce qui suggère que les plantes ont une capacité limitée à absorber l'uranium.
- Le ^{40}K a été le radionucléide le mieux absorbé par toutes les plantes, avec des valeurs de FT variant entre 2,07 et 4,23.
- En ce qui concerne le ^{137}Cs , il n'a pratiquement pas été absorbé par la plupart des plantes, à l'exception de P5.
- Comme mentionné précédemment, les faibles accumulations des radionucléides tels que le ^{226}Ra , le ^{232}Th , le ^{238}U et le ^{137}Cs par les plantes peuvent être attribuées au fait que ces éléments soient lourds et difficiles à absorber par ces plantes.

Le tableau 4.7 présente les facteurs de transfert du sol vers la plante pour les métaux lourds essentiels et toxiques.

TABLEAU 4.7 – Les facteurs de transfert sol-plante des éléments essentiels et des métaux toxiques

	Élément	S1-P1	S2-P2	S3-P3	S4-P4	S5- P5
FT	P	4,52	3,06	5,31	3,95	3,95
	S	4,3	3,8	6,4	2,97	9,21
	K	1,18	1,81	5,06	2,08	2,69
	Ca	3,42	6,38	2,08	3,3	3,3
	Mg	-	-	-	0,75	-
	Fe	0,06	0,1	0,02	0,15	0,14
	Zn	0,58	0,71	0,4	0,47	0,7
	Cu	0,42	0,51	0,35	0,54	0,33
	Mn	0,08	0,18	0,08	0,32	0,22
	Mo	3,75	0,97	0,41	1,72	0,22
	Ni	0,08	0,11	0,06	0,13	0,142
	Cr	0,15	0,22	0,05	0,26	0,24
	V	0,05	0,08	0,02	0,13	0,12
	As	0,06	0,38	-	0,23	0,32
	Pb	0,13	-	0,19	0,19	-
	Cd	-	0,06	1,47	3,86	-
	Co	0,57	0,62	0,12	0,98	0,98
	Al	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
Ce	0,12	0,18	0,02	0,33	0,27	

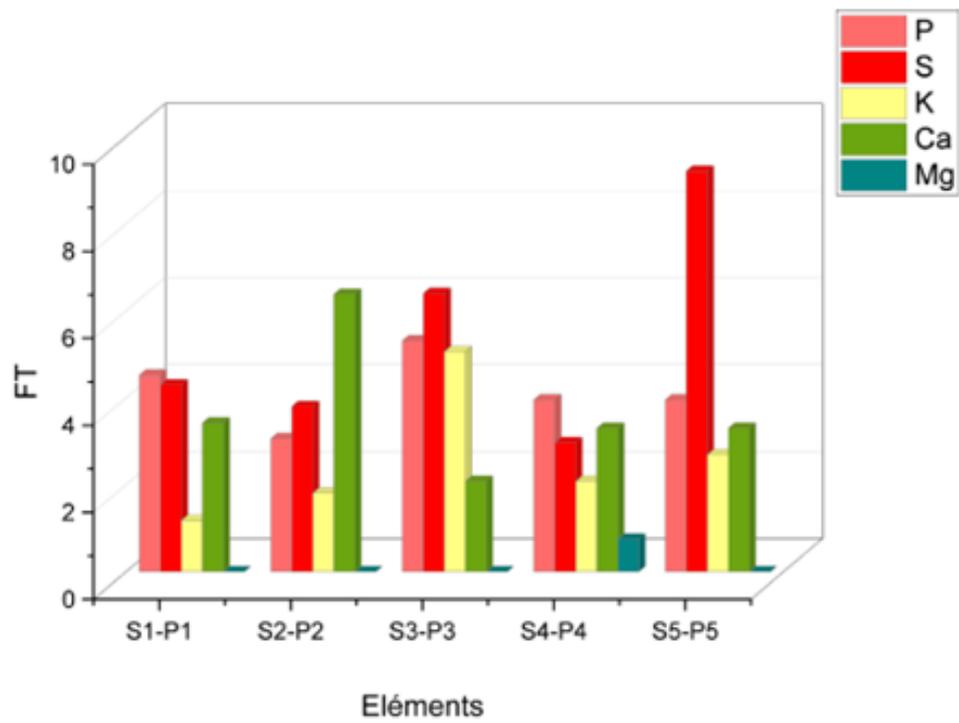


FIGURE 4.18 – Les facteurs de transfert sol-plante des éléments des structure

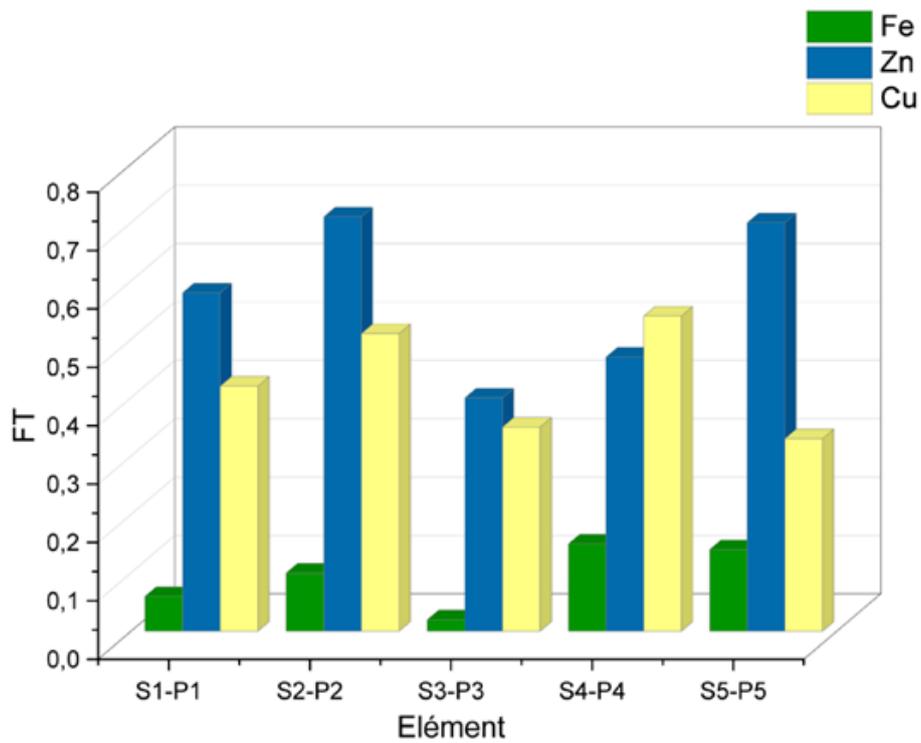


FIGURE 4.19 – Les facteurs de transfert sol-plante des oligo-éléments

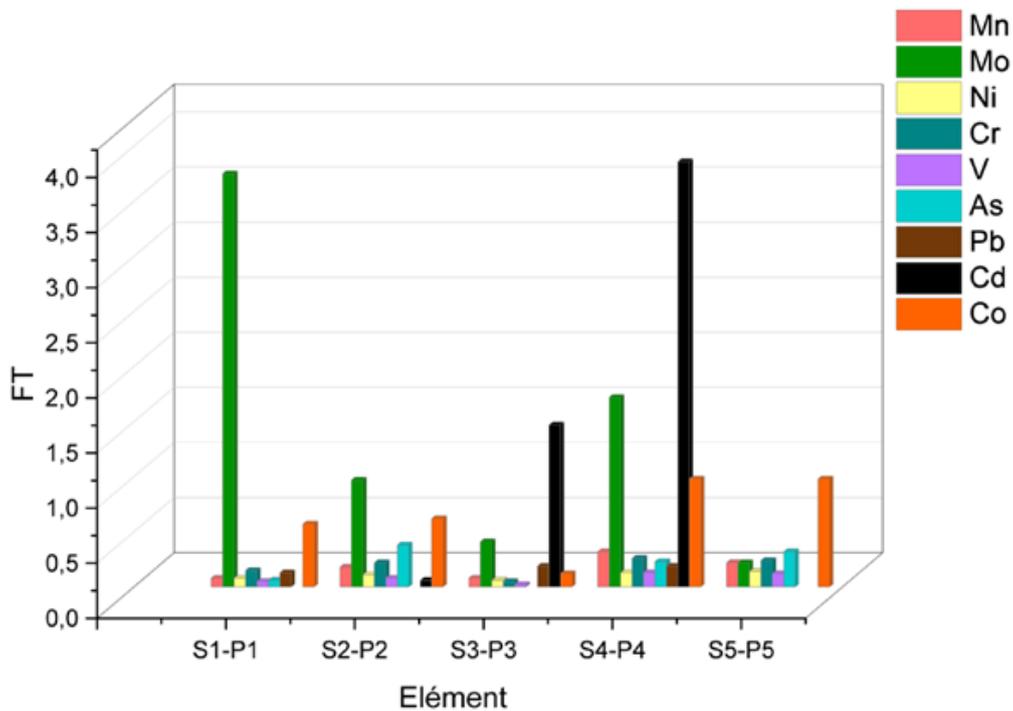


FIGURE 4.20 – Les facteurs de transfert sol-plante des éléments toxiques

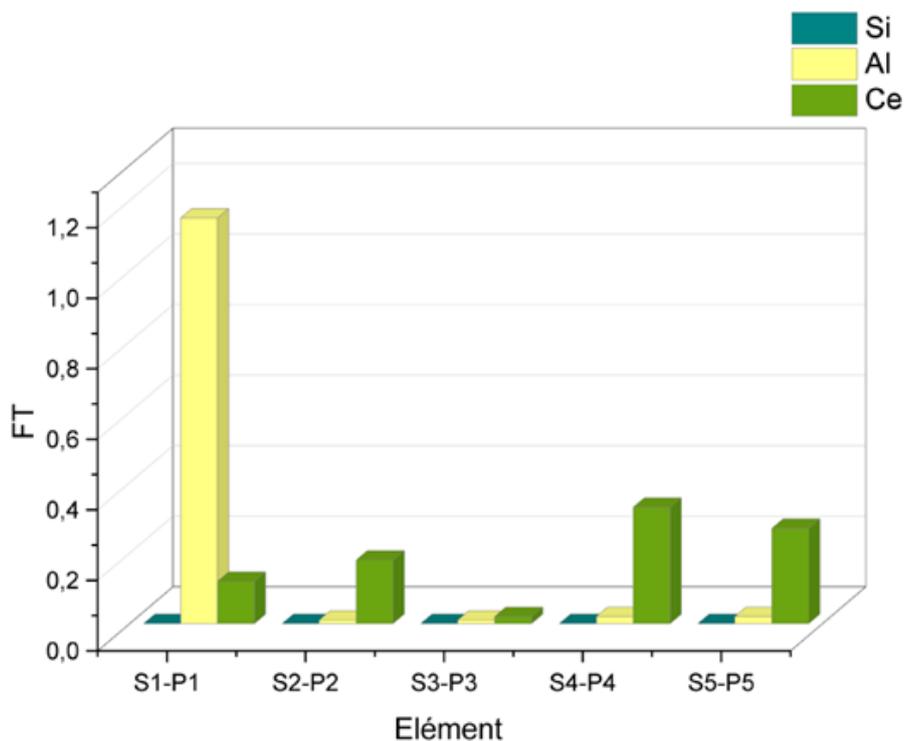


FIGURE 4.21 – Les facteurs de transfert sol-plante des éléments majoritaire

On observe d’après les figures ci-dessus, des variations importantes dans l’absorption des différents éléments chimiques par les plantes.

- Les FT des éléments essentiels (P, S, K, Ca,) sont relativement élevés dans toutes les plantes, en particulier ceux de phosphore et du potassium. La plante P3 a montré les

plus hauts FT pour le phosphore (5,31) et le potassium (5,06), tandis que les valeurs les plus élevées pour le soufre et le calcium ont été enregistrées dans les plantes P5 et P2 respectivement. Cependant, la présence très limitée de magnésium (Mg) dans les plantes suggère une claire déficience de cet élément dans le sol.

- Les trois plantes ont montré des facteurs de transfert similaires pour les oligo-éléments (Fe, Zn, Cu). Le fer et le cuivre ont été faiblement accumulés, tandis que le zinc a été accumulé avec des valeurs assez importantes, atteignant 0,71 pour la plante P2.
- Les éléments majeurs (Si, Al, Ce) ont été faiblement accumulés par les plantes. Le cérium a été le plus absorbé par la plante P4 avec un facteur de transfert (FT) égal à 0,3. En ce qui concerne l'aluminium, son absorption a montré des variations significatives : il n'était presque pas accumulé par la plupart des plantes, avec des valeurs de FT variant entre 0,01 et 0,02. En revanche, le silicium n'a pas été détecté dans aucune plante.
- Les cinq plantes ont montré des facteurs de transfert similaires pour la majorité des éléments toxiques (Mn, Cr, V, Pb). Cependant, la plante P4 a également enregistré des facteurs de transfert élevés pour le cadmium et le cobalt, indiquant une forte accumulation de ces deux éléments. De plus, les plantes P1 et P4 ont absorbé une grande quantité de molybdène, avec des FT supérieurs à 1 (3,75 et 1,72 respectivement).

Une étude faite sur un site contaminé a montré que la plante *Foeniculum vulgare* a accumulé de manière significative le zinc, le cuivre, le nickel et le cadmium avec des facteurs de transfert supérieurs à 1, suggérant son potentiel pour la phytoremédiation, particulièrement en raison de son efficacité dans l'accumulation de cadmium[108].

Dans notre étude, la plante P3, qui appartient au même genre que *Foeniculum vulgare*, a montré une accumulation modérée des autres métaux lourds mentionnés. Cette différence dans la capacité d'accumulation des plantes peut être expliquée par divers facteurs, tels que le pH du sol, la capacité d'échange cationique (CEC) et la distribution des contaminants dans le sol [108].

Ainsi, Les variations observées dans les facteurs de transfert des métaux peuvent être attribuées à plusieurs facteurs tels que les différences de concentration des éléments dans le sol, les niveaux de pH du sol, les contenus organiques et inorganiques, les périodes de plantation et la capacité d'accumulation des espèces végétales.

Conclusion générale

De par son relief et sa situation géographique, l'Algérie doit faire face à un phénomène de désertification qui touche une partie importante du territoire national. L'Etat algérien a depuis longtemps tenté véritablement de s'investir dans la lutte contre l'avancée du désert. Des moyens colossaux ont été mis en œuvre pour freiner ce phénomène. L'Algérie doit également faire face aux problèmes de pollution des sols et qui s'inscrivent dans le cadre de la désertification, cette pollution pourrait induire la perte de productivité et de couverture végétale des sols et l'aboutissement à des terres stériles. La présente étude s'inscrit dans cette initiative, faisant partie d'un projet fédérateur intitulé : Utilisation des techniques nucléaires pour la détermination des facteurs sol-plante dans la lutte contre la désertification.

Cette étude a été menée au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger dans le but d'explorer et de caractériser les mouvements des éléments radioactifs et les teneurs en éléments métalliques de structure et métaux lourds toxiques dans les sols et les plantes, et enfin de déterminer leur facteur de transfert sol-plante. Des échantillons de sols et de plantes ont été prélevés sur le site agricole, il s'agit de l'arboretum d'El Meurdja, choisi du fait qu'il n'est a priori pas sujet à la pollution atmosphérique vu son altitude. On se propose dans ce cadre de diagnostiquer d'éventuelles carences en éléments essentiels dans les sols, de dépister la présence de potentielles contaminations par des métaux lourds ou d'éléments radioactifs, et de cibler les plantes susceptibles d'accumuler ces contaminants. Cinq échantillons de plantes et de leurs sols respectifs ont été prélevés dans un bassin versant, à savoir *Centaurea calcitrapa* L (P1), *Galactites elegans* Syn *G tomentosa* (P2), *Foeniculum vulgare* Mill (P3), *Cynoglossum cheirifolium* (P4) et *Picris hieracioides* (P5). Ces plantes sont spontanées puisqu'elles poussent naturellement dans les sols étudiés sans intervention humaine. Cette caractéristique suggère une adaptation naturelle de ces plantes aux conditions locales et une capacité inhérente à tolérer et accumuler des métaux lourds. Ces investigations visent à ouvrir la voie à des approches de phytoremédiation pour restaurer la qualité des sols.

Grâce à la spectrométrie gamma, nous avons pu détecter et quantifier les éléments radioactifs dans les échantillons de sols et de plantes prélevés. Parallèlement, l'analyse par ED-XRF nous a permis d'évaluer les concentrations en métaux lourds présents dans ces mêmes échantillons.

Les résultats de la spectrométrie gamma ont révélé une distribution des éléments radioactifs naturels, conforme aux normes des sols algériens et mondiales établies par l'UNSCEAR. Toutefois les analyses révèlent la présence de Césium-137 dans les échantillons de sols étudiés. Un point d'accumulation et de dépôt du césium 137 a été identifié dans le sol S3 associé à la plante P3 avec une activité de 13,1 Bq/Kg, suggérant un début d'érosion de ce sol nécessitant une attention particulière.

Les analyses par fluorescence XRF ont mis en évidence la richesse des plantes en éléments nutritifs (structure) à l'exception du Magnésium et du fer. En effet, des déficiences en Mg ont été observées, des teneurs variant de 0,6 à 1,9% dans les sols et des teneurs inférieures à la limite de détection dans la majorité des plantes. Cela indique une dégradation du sol de la

zone. De plus, des teneurs significativement élevées en fer variant de 3,1 à 4% dans les sols et 0,01 à 0,5% dans le cas des plantes. Ces valeurs supérieures à la norme (0,1% dans le cas des sols) mettent en évidence une pollution significative en fer.

Il ressort également de l'analyse par ED-XRF des teneurs supérieures aux données relatives aux plantes des contaminations par des métaux lourds dans de nombreuses plantes :

- En **molybdène** : dans le cas de P1.
- En **cobalt** : dans le cas des deux plantes P4 et P5.
- En **vanadium** : Dans le cas de P1, P2, P4 et P5.

Le calcul des différents facteurs de transfert a montré d'une part une faible absorption des éléments radioactifs, notamment le radium (0,3 pour la plante P5) et le thorium (0,14 pour la plante P2), à priori en raison de leur poids moléculaire élevé et de leur faible mobilité dans le sol ; d'autre part, il met en évidence une absorption significative des différents éléments de structure présents dans le sol (9,2 pour le soufre dans le cas de la plante P5), à l'exception du magnésium.

Nous avons également constaté que la plante P4 pourrait présenter un pouvoir d'accumulation notable de nombreux métaux lourds tels que le molybdène avec un facteur de transfert de 1,7, le cadmium avec un facteur de transfert de 3,9, et le cobalt avec un facteur de transfert de 0,98. La plante P1 aurait une capacité d'accumulation du molybdène avec une valeur de 3,8, tandis que la plante P2 serait efficace pour l'absorption du molybdène avec un facteur de transfert de 1. La plante P3 pourrait présenter une forte absorption de cadmium avec un facteur de transfert de 1,5 et la plante P5 serait efficace pour l'accumulation de cobalt avec un facteur de transfert de 1.

Des recherches supplémentaires pourraient être menées pour étudier la capacité des plantes mentionnées à absorber et à accumuler certains éléments, dans des environnements où les conditions sont strictement contrôlées, en vue de leur utilisation potentielle pour la phytoremédiation. Cela implique généralement des expériences en laboratoire ou des études sur le terrain où les variables sont manipulées pour comprendre comment ces plantes réagissent et interagissent avec les éléments présents dans ces environnements.

La surveillance continue des sites contaminés est essentielle pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion mises en place et pour détecter toute nouvelle contamination. Des programmes de suivi à long terme pourraient être établis pour garantir la durabilité des efforts de restauration environnementale.

Bibliographie

- [1] Desertification. In Anze Chen, Young Ng, Erkuang Zhang, and Mingzhong Tian, editors, *Dictionary of Geotourism*, pages 123–123. Springer Singapore, Singapore, 2020.
- [2] Ahmed Alliouche and Yacine Kouba. Modelling the spatiotemporal dynamics of land susceptibility to desertification in Algeria. *CATENA*, 232 :107437, November 2023.
- [3] Assia Arectout. *Assia Arectout. Étude et optimisation des caractéristiques des détecteurs dédiés à la spectrométrie gamma moyennant la méthode des plans d'expériences*. PhD, Université Abdelmalek essaadi, June 2023.
- [4] V Valérie and Merle Thirion. Spectrométrie de fluorescence X. In *Circulation et provenance des matériaux dans les sociétés anciennes*, Collection Sciences Archéologiques. Editions des archives contemporaines, editions des archives contemporaines edition, 2014.
- [5] Johannes Lehmann, Deborah A. Bossio, Ingrid Kögel-Knabner, and Matthias C. Rillig. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10) :544–553, August 2020.
- [6] Adjanohoun Adolphe, Baba-moussa Lamine Saïd, and Dagbenonbakin Gustave. *Utilisation des microorganismes du sol pour accroître la productivité agricole : Manuel de l'apprenant.*, volume 3 of 1. Institut National des Recherches Agricoles du Bénin, Bibliothèque Nationale (BN) du Bénin, 2017.
- [7] Nedžad Gradašević, Alisa Selović, Nedim Mujić, Narcisa Smječanin, Nejra Karaman, and Mirza Nuhanović. Study of radionuclides and heavy metal migration through soil profiles (0–60 cm) at points near the targets of NATO strikes in 1995 : environmental monitoring and assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(8) :522, August 2022.
- [8] Balasubramanian A. Chemical properties of soils. Technical report, Centre for Advanced Studies in Earth Science, University of Mysore, March 2017.
- [9] Ghezic Bencheikh and Soumia Chaalal. Impact de la fertilisation surla pollution des sols Cas de la commune de RAHOUIA. Master's thesis, Université Ibn Khaldoun -Tiaret-, 2022.
- [10] Dieudonné Abessolo. *Formulation, Elaboration et caractérisation expérimentale d'un composite à base de terre comprimée et de fibres de bambusa vulgaris : application aux bte stabilisés*. PhD thesis, 03 2022.
- [11] Swapna Mukherjee. pH, Salinity and Sodicity. In *Current Topics in Soil Science*, pages 155–164. Springer International Publishing, Cham, 2022.
- [12] Dora Neina. The role of soil ph in plant nutrition and soil remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019 :1–9, November 2019.
- [13] Shweta Upadhyay and A.S. Raghubanshi. Determinants of soil carbon dynamics in urban ecosystems. In *Urban Ecology*, pages 299–314. Elsevier, 2020.
- [14] Emily F. Solly, Valentino Weber, Stephan Zimmermann, Lorenz Walthert, Frank Hagedorn, and Michael W. I. Schmidt. A Critical Evaluation of the Relationship Between the Effective Cation Exchange Capacity and Soil Organic Carbon Content in Swiss Forest Soils. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3 :98, September 2020.

-
- [15] A.E. Hartemink, Y. Zhang, J.G. Bockheim, N. Curi, S.H.G. Silva, J. Grauer-Gray, D.J. Lowe, and P. Krasilnikov. Soil horizon variation : A review. In *Advances in Agronomy*, volume 160, pages 125–185. Elsevier, 2020.
- [16] Swapna Mukherjee. Ion Exchange. In *Current Topics in Soil Science*, pages 147–154. Springer International Publishing, Cham, 2022.
- [17] Helena Dvořáčková, Jan Dvořáček, Paloma Hueso González, and Vítězslav Vlček. Effect of different soil amendments on soil buffering capacity. *PLOS ONE*, 17(2) :e0263456, February 2022.
- [18] Clément Mathieu. La dégradation des sols en France et dans le monde, une catastrophe écologique ignorée, May 2020.
- [19] Pradeep Kumar Badapalli, Raghu Babu Kottala, and Padma Sree Pujari. Land Degradation and Desertification. In *Aeolian Desertification*, pages 13–49. Springer Nature Singapore, Singapore, 2023.
- [20] Elmira Saljnikov, Anton Lavrishchev, Jörg Römbke, Jörg Rinklebe, Christoph Scherber, Berndt-Michael Wilke, Tibor Tóth, Winfried E. H. Blum, Undine Behrendt, Frank Eulenstein, Wilfried Mirschel, Burghard C. Meyer, Uwe Schindler, Kairat Urzaliyev, and Lothar Mueller. Understanding and Monitoring Chemical and Biological Soil Degradation. In Elmira Saljnikov, Lothar Mueller, Anton Lavrishchev, and Frank Eulenstein, editors, *Advances in Understanding Soil Degradation*, pages 75–124. Springer International Publishing, Cham, 2022.
- [21] Antonio Castrofino. Desertification. In Samuel O. Idowu, René Schmidpeter, Nicholas Capaldi, Liangrong Zu, Mara Del Baldo, and Rute Abreu, editors, *Encyclopedia of Sustainable Management*, pages 1133–1140. Springer International Publishing, Cham, 2023.
- [22] Houria Berkouche and Hacina Hadjadj. Essai De Phytoremédiation D’un Sol Pollué Aux Hydrocarbures En Utilisant La Fève, Les Pois Et L’orge. Master’s thesis, Université Mouloud Mammeri - Tizi Ouzou, 2016.
- [23] Nisar Ahmad, Mohamad Suhaimi Jaafar, Muhammad Bakhsh, and Muhammad Rahim. An overview on measurements of natural radioactivity in Malaysia. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 8(1) :136–141, January 2015.
- [24] Anitha Thulasingh, Sathishkumar Kannaiyan, Vishal Amit Kannan, and Srivarshini Govindarajan. Phytoremediation of Metals and Radionuclides. In Maulin P. Shah, editor, *Microbial Technologies in Industrial Wastewater Treatment*, pages 185–214. Springer Nature Singapore, Singapore, 2023.
- [25] Karsoon Tan, Xiaohui Cai, Kianann Tan, and Kit Yue Kwan. A review of natural and anthropogenic radionuclide pollution in marine bivalves. *Science of The Total Environment*, 896 :165030, October 2023.
- [26] S. Golmakani, M. V. Moghaddam, and T. Hosseini. Factors affecting the transfer of radionuclides from the environment to plants. *Radiation Protection Dosimetry*, 130(3) :368–375, February 2008.
- [27] Waleed Jadaa and Hamad Mohammed. Heavy Metals – Definition, Natural and Anthropogenic Sources of Releasing into Ecosystems, Toxicity, and Removal Methods – An Overview Study. *Journal of Ecological Engineering*, 24(6) :249–271, June 2023.
- [28] Jessica Briffa, Emmanuel Sinagra, and Renald Blundell. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9) :e04691, September 2020.
- [29] Yelizaveta Chernysh, Viktoriia Chubur, Iryna Ablieieva, Polina Skvortsova, Olena Yakhnenko, Maksym Skydanenko, Leonid Plyatsuk, and Hynek Roubík. Soil Contamination by Heavy Metals and Radionuclides and Related Bioremediation Techniques : A Review. *Soil Systems*, 8(2) :36, March 2024.
-

- [30] Manu Pant, Sonam Dolma, Monika Gahlot, Aditi Sharma, and Shreya Mundepi. Phytoremediation of Heavy Metals. In Rajeev Pratap Singh, Pooja Singh, and Amrita Srivastava, editors, *Heavy Metal Toxicity : Environmental Concerns, Remediation and Opportunities*, pages 313–340. Springer Nature Singapore, Singapore, 2023.
- [31] Kanchan Soni, P. Priyadharsini, S. S. Dawn, N. Nirmala, A. Santhosh, Bagaria Ashima, and J. Arun. Phytoremediation of Metals and Radionuclides. In Maulin P. Shah, editor, *Modern Approaches in Waste Bioremediation*, pages 151–164. Springer International Publishing, Cham, 2023.
- [32] Shailesh Kumar Dewangan, S Shrivastava, Lilawati Kumari, and Prashant Minj. The effects of soil ph on soil health and environmental sustainability : A review. *Journal of Emerging Technologies and Innovative Research (JETIR)*, 10(9), June 2023.
- [33] L. R. Hossner. Macronutrients. In Ward Chesworth, editor, *Encyclopedia of Soil Science*, pages 443–445. Springer Netherlands, Dordrecht, 2008.
- [34] Aziza Saad, Amany El-Sikaily, and H Kassem. Essential, non-essential metals and human health. *Pollution Status, Environmental Protection, and Renewable Energy production in Marine Systems*, pages 87–135, January 2016.
- [35] Abubakar Bello Usman, Salisu Abubakar, Chinweoma Alaku, and Ogechi Nnadi. Plant : A necessity of life. *International Letters of Natural Sciences*, 20 :151–159, 7 2014.
- [36] Freschet Grégoire T, Eric Garnier, Violle Cyrille, Roumet Catherine, and Garnier Eric. *Interactions entre le sol et la végétation : structure des communautés de plantes et fonctionnement du sol*, volume 6 of *Les sols au cœur de la zone critique*. ISTE Editions, P. Lemanceau & M. Blouin, 2018.
- [37] Remon Esteban. *Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution*. PhD, Université Jean Monnet - Saint-Etienne, France, December 2006.
- [38] El-Taher A and AhmadAl-Turki Ahmad. Soil - to - Plant Transfer Factors of Naturally Occurring Radionuclides for Selected Plants growing in Qassim, Saudi Arabia. 11 :965–972, January 2014.
- [39] S. Muthusarayanan, N. Sivarajasekar, J. S. Vivek, T. Paramasivan, Mu. Naushad, J. Prakashmaran, V. Gayathri, and Omar K. Al-Duaij. Phytoremediation of heavy metals : mechanisms, methods and enhancements. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4) :1339–1359, December 2018.
- [40] Jitendra Kumar Sharma, Nitish Kumar, N. P. Singh, and Anita Rani Santal. Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil : An approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science*, 14 :1076876, January 2023.
- [41] Lydia Paradis Bolduc. *La phytoremédiation, une solution pour les sols contaminés*, September 2020. publisher : Écohabitation.
- [42] Dahi elhadj and Lamia Meherchi. *Système de double calcul dosimétrique*. Master's thesis, Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen, 2011.
- [43] Courtine F. *Étalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle. Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo*. PhD, Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, March 2007.
- [44] James Edgar Parks. *The Compton Effect– Compton Scattering and Gamma Ray Spectroscopy*, January 2015.
- [45] Nicol Stan. *Étude et construction d'un tomographe TEP/TDM pour petits animaux, combinant modules phoswich à scintillateurs et détecteur à pixels hybrides*. PhD, Université de la Méditerranée - Aix-Marseille II, 2010.
- [46] Stark Glenn. X-ray | Definition, History, & Facts | Britannica, June 2024.

-
- [47] Bounadja Youcef, Mehtougui Badreddin, and Ali Tahri. *Méthodologie d'évaluation des systèmes photovoltaïques*. 2013.
- [48] Oriane Baussens. *Nouveau matériau pérovskite pour la radiographie médicale*. PhD thesis, 2021. Thèse de doctorat dirigée par Henry, David et Gros d'Aillon, Eric Electronique Bordeaux 2021.
- [49] D. Régent, D. Mandry, V. Croise-Laurent, A. Oliver, F. Jausset, and V. Lombard. Production des rayons X en imagerie par projection et en scanographie. *Radiologie et Imagerie médicale : Principes et techniques - Radioprotection*, 2013.
- [50] Kingsley Kodom. *Heavy Metal Pollution in Soils from Anthropogenic Activities : An XRF Spectrometry assessment of heavy metal pollution in soils of "Suame - Magazine" industrial area of Kumasi, Ghana*. 08 2011.
- [51] M Bounakhla, A Sabir, M Labraimi, A. El Hamdaoui, M. Ibn Majah, and M Bahlouli. Analyse multi-élémentaire par fluorescence X à dispersion d'énergie des apports fluviaux et des sédiments superficiels de la plate-forme atlantique du Maroc. *Le Journal de Physique IV*, 08(PR5) :Pr5–392, October 1998.
- [52] Sousa Vit´oria D, Ramirez-Perez Javier Christian, and Pereira Hugo D C. Determining the sensitivity curve of Energy Dispersive X-ray Fluorescence and PIXE systems. *Journal of Physics : Conference Series*, 2340 :1–7.
- [53] Fei Li, Liangquan Ge, Zhuoyao Tang, Yi Chen, and Jing Wang. Recent developments on XRF spectra evaluation. *Applied Spectroscopy Reviews*, 55(4) :263–287, April 2020.
- [54] Lila Kouadri. *Evaluation des métaux lourds au moyen de la technique XRF Application à l'étude de la pollution atmosphérique*. PhD, Evaluation des métaux lourds au moyen de la technique XRF Application à l'étude de la pollution atmosphérique, 11/2020.
- [55] L. Done and M-R. Ioan. Minimum Detectable Activity in gamma spectrometry and its use in low level activity measurements. *Applied Radiation and Isotopes*, 114 :28–32, August 2016.
- [56] Ammar Mansouri. *Détermination du taux des oligoéléments sélénium et zinc dans le cheveu des patients atteints par le psoriasis au moyen de la spectrométrie par fluorescence X et de l'activation neutronique instrumentale*. PhD, Université Ferhat Abbas - Sétif 1, April 2014.
- [57] Deborah Degrelle. *Caractérisation numérique de la technique de spectrométrie gamma par simulation Monte-Carlo. Application à la datation d'échantillons environnementaux*. PhD thesis, 2017. Thèse de doctorat dirigée par Groetz, Jean-Emmanuel Chimie Bourgogne Franche-Comté 2017.
- [58] Pirard Benoît. *Etude et validation d'un spectromètre gamma pour la mesure de la composition chimique des surfaces planétaires. Application à une mission vers Mercure*. PhD, Université Paul Sabatier - Toulouse III, December 2006.
- [59] Hiwa Mohammad Qadr. Comparison of Energy Resolution and Efficiency of NaI(Tl) and HPGe Detector using Gamma-ray Spectroscopy. *Journal of Physical Chemistry and Functional Materials*, 3(01) :24–27, June 2020.
- [60] Leconte Pierre. *Développement et optimisation de techniques de mesure par spectrométrie gamma. Maîtrise et réduction des incertitudes associées. Physique Nucléaire Théorique [nucl-th]*. PhD, Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, October 2006.
- [61] K. Kovler, H. Friedmann, B. Michalik, W. Schroeyers, A. Tsapalov, S. Antropov, T. Bituh, and D. Nicolaides. Basic aspects of natural radioactivity. In *Naturally Occurring Radioactive Materials in Construction*, pages 13–36. Elsevier, 2017.
- [62] Yimele Blaise Clovis. *Evaluation des paramètres radiologiques d'exposition et du risque radiologique pour les habitants de la zone bauxitique de Fongo-Tongo*. PhD, Université de Yaoundé I, Cameroun, 2022.
-

- [63] Mvndo Stanislas. *Détermination de la concentration d'activité des radioéléments naturels émetteurs alpha dans le sol et les pentes de localité de Lolodorf, région du sud Cameroun; Application à l'étude du transfert sol-fougère des radionucléides*. PhD, Université de Yaounde I, Cameroun, 2019.
- [64] Djabou Rihab El Houda. *Développement des méthodes de microanalyses par spectrométrie gamma à bas bruit de fond en vue des applications environnementales*. Phd, Université Ferhat Abbas-Setif1, Algérie, December 2022.
- [65] Li Chen, Jinrong Liu, Weixiong Zhang, Jiqiang Zhou, Danqi Luo, and Zimin Li. Uranium (U) source, speciation, uptake, toxicity and bioremediation strategies in soil-plant system : A review. *Journal of Hazardous Materials*, 413 :125319, July 2021.
- [66] Yushardi, B Supriadi, D S Tresnowati, and Z R Ridlo. Numerical simulation of mass in core decay of radioactive substance Thorium-232 series. *Journal of Physics : Conference Series*, 1538(1) :012040, May 2020.
- [67] Cébastien Guembou. *Etude des échantillons environnementaux par spectrométrie gamma : Cas des sols des campus i et ii de l'université de douala*. Master's thesis, UNIVERSITE DE DOUALA, Cameroun, 2013.
- [68] R Meddour. Régénération naturelle de *Cedrus atlantica* Man. et de divers pins après incendie dans l'arboretum de Meurdja (Algérie). *Forêt Méditerranéenne*, XIII(4) :275–287, 1992.
- [69] Ivica Dimkić, Marija Petrović, Milan Gavrilović, Uroš Gašić, Petar Ristivojević, Slaviša Stanković, and Peđa Janačković. New perspectives of purple starthistle (*Centaurea calcitrapa*) leaf extracts : phytochemical analysis, cytotoxicity and antimicrobial activity. *AMB Express*, 10(1) :183, December 2020.
- [70] Omar Tebboub, Roberta Cotugno, Feyza Oke-Altuntas, Mohamed Bouheroum, Ibrahim Demirtas, Massimiliano D'Ambola, Nicola Malafronte, and Antonio Vassallo. Antioxidant Potential of Herbal Preparations and Components from *Galactites elegans* (All.) Nyman ex Soldano. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, 2018 :1–7, October 2018.
- [71] Jelena Krneta Nikolić, Milica Rajačić, Dragana Todorović, Marija Janković, Nataša Sarap, Gordana Pantelić, and Ivana Vukanac. Semiempirical Efficiency Calibration in Semiconductor HPGe Gamma-Ray Spectroscopy. *Journal of Spectroscopy*, 2018 :1–8, 2018.
- [72] D. Jouini, A. Azbouche, Y. ElMahroug, S. Benarous, B. Tellili, C. Souga, and S. Labidi. HPGe efficiency calibration using GEANT4-GAMOS code for study environmental materials : radioactivity transfer study nearby the phosphate area in southern Tunisia. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, pages 1–14, September 2023.
- [73] Soil health and management. In Samuel Alison and Louisa Dines, editors, *Lockhart and Wiseman's Crop Husbandry Including Grassland*, pages 49–79. Elsevier, 2023.
- [74] K Lin, D Li, and G Zhang. Relationships between pH and content of calcium carbonate and equivalents in soil of the Heihe River Valley, Northwest China. *Acta Pedologica Sinica*, 54 :344–353, January 2017.
- [75] Megan Fenton, Carl Albers, and Quirine Ketterings. Soil Organic Matter. Technical Report 41, Cornell University, May 2008.
- [76] Gerald E. Brust. Chapter 9 - management strategies for organic vegetable fertility. In Debabrata Biswas and Shirley A. Micallef, editors, *Safety and Practice for Organic Food*, pages 193–212. Academic Press, 2019.
- [77] A. Nyéki, G. Milics, A.J. Kovács, and M. Neményi. Effects of soil compaction on cereal yield : A review. *Cereal Research Communications*, 45(1) :1–22, March 2017.

- [78] Lawrence Dim, Umar Sadiq, Suleiman Asuku, Maduka Nosike, George Adukwu, Ifeoma Opara, Juliet, Okorie Ebelechukwu, Amaitem Iseh, Moses Onudibia, Lawrence Ejike, Sadiq Anikwe, Uma, Shaibu Suleiman, Maduka Asuku, Adukwu Chinweike, Obinna, Charity Okorie, and Opara Juliet. Distribution pattern of element and physicochemical characteristics of soils from haji kogi farms in agwan jaba area of zaria, nigeria citation. 3 :44–51, 01 2017.
- [79] B UNSCEAR-Annex. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. *Sources and effects of ionizing radiation : UNSCEAR*, pages 223–463, 2008.
- [80] Blessing Bosede Oladele, Fredrick Oghenebrorie Ugbede, Adeseye Muyiwa Arogunjo, Oladele Samuel Ajayi, and Alcides Pereira. Gamma spectroscopy study of soil-plant transfer factor characteristics of ^{40}K , ^{232}Th and ^{226}Ra in some crops cultivated in southwestern region of Nigeria. *Heliyon*, 9(9) :e19377, September 2023.
- [81] Thinhinane Iguer and Zineb Sekhane. Etude de la distribution du césium - 137 dans le sol par la technique de spectrométrie gamma : application aux mouvements particuliers des sols. Thesis, 2017.
- [82] Eric Jilbert Mekongtso Nguelem, Maurice Moyo Ndontchueng, and Ousmanou Motapon. Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment in soil samples from bauxite core deposits in Western Cameroon. *SpringerPlus*, 5(1) :1253, December 2016.
- [83] F. Darabi-Golestan, A. Hezarkhani, and M. R. Zare. Geospatial analysis and assessment of ^{226}Ra , ^{235}U , ^{232}Th , ^{137}Cs , and ^{40}K at Anzali wetland, north of Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6) :390, June 2019.
- [84] Marija Janković, Ivana Jelić, Milica Rajačić, Jelena Krneta Nikolić, Ivana Vukanac, Slavko Dimović, Nataša Sarap, and Marija Šljivić Ivanović. Distribution of Natural Radionuclides and ^{137}Cs in Urban Soil Samples from the City of Novi Sad, Serbia-Radiological Risk Assessment. *Toxics*, 11(4) :345, April 2023.
- [85] Hamid Makher. *Sulphur mineralization during decomposition of organic matters in soil and its relationships with C and N dynamics*. PhD, AgroParisTech, 2008.
- [86] Omer Suha Uslu, Osman Gedik, Ali Rıza Demirkıran, Mahmut Tepecik, Ali Rıza Ongun, and Kubra Karatayli. Macro and micro element contents of the herbage of six different fennel (*Foeniculum vulgare* Mill. var. dulce) populations used as feed additive substances. *Journal of Applied Biological Sciences*, 15(1) :1–11, February 2021.
- [87] Riya Johnson, Kanchan Vishwakarma, Md. Shahadat Hossen, Vinod Kumar, A.M. Shackira, Jos T. Puthur, Gholamreza Abdi, Mohammad Sarraf, and Mirza Hasanuzzaman. Potassium in plants : Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry*, 172 :56–69, February 2022.
- [88] P. J. White. Calcium in Plants. *Annals of Botany*, 92(4) :487–511, October 2003.
- [89] Zhi Chang Chen, Wen Ting Peng, Jian Li, and Hong Liao. Functional dissection and transport mechanism of magnesium in plants. *Seminars in Cell & Developmental Biology*, 74 :142–152, February 2018.
- [90] Hakkı Gökbek, Mehmet Musa Özcan, Ahmet Duran, Mehmet Hamurcu, Mustafa Çelik, Nurhan Uslu, and Tijana Demiral. Mineral contents and bioactive properties of centaurea spp. leave and seeds. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*, 34(4) :79–88, 2015.
- [91] G. W. Miller, I. Jen Huang, G. W. Welkie, and J. C. Pushnik. Function of iron in plants with special emphasis on chloroplasts and photosynthetic activity. In J. Abadía, editor, *Iron Nutrition in Soils and Plants*, pages 19–28. Springer Netherlands, Dordrecht, 1995.
- [92] P. B. Vose. Iron nutrition in plants : A world overview. *Journal of Plant Nutrition*, 5(4-7) :233–249, January 1982.

-
- [93] Hanane Seghir and Nadjet Sadaoui. Phytoremédiation D'un Sol Pollué En Zinc Par La Plante Coriandũ Album (coriandre). Master's thesis, Université Akli Mohand Oulhadj - Bouira, 2019.
- [94] Abderrezak KRIKA. *Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel*. PhD, Université Constantine 1, 2014.
- [95] Tomgouani KAO, Khalid El Mejahed, and Abderrahim Bouzidi. Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). 29 :89–92, 2007.
- [96] Inmaculada Yruela. Copper in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1) :145–156, March 2005.
- [97] Touria El-Jaoual and Douglas A. Cox. Manganese toxicity in plants. *Journal of Plant Nutrition*, 21(2) :353–386, February 1998.
- [98] S.P. McGrath, C. Micó, R. Curdy, and F.J. Zhao. Predicting molybdenum toxicity to higher plants : Influence of soil properties. *Environmental Pollution*, 158(10) :3095–3102, October 2010.
- [99] Molybdenum. In Aubert H and Pinta M, editors, *Developments in Soil Science*, volume 7, pages 55–62. Elsevier, France, 1977.
- [100] Satish Bhalerao, Amit AmitSharma, and Anukthi Poojari. Toxicity of Nickel in Plants. *International Journal of pure & applied bioscience*, 03 :345–355, May 2015.
- [101] Nitika Sharma, Kushneet Kaur Sodhi, Mohit Kumar, and Dileep Kumar Singh. Heavy metal pollution : Insights into chromium eco-toxicity and recent advancement in its remediation. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 15 :100388, May 2021.
- [102] Sevinç Adiloglu and Mehmet Turgut Saglam Ali Süme. Chrome (Cr) Pollution in Agricultural Areas Improvement by Phytoremediation Method with Canola (*Brassica napus* L.) Plant Growing. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*, 18(5) :1180–1186, September 2015.
- [103] Muhammad Imtiaz, Muhammad Shahid Rizwan, Shuanglian Xiong, Hailan Li, Muhammad Ashraf, Sher Muhammad Shahzad, Muhammad Shahzad, Muhammad Rizwan, and Shuxin Tu. Vanadium, recent advancements and research prospects : A review. *Environment International*, 80 :79–88, July 2015.
- [104] Aryadeep Roychoudhury. Vanadium Uptake and Toxicity in Plants. *SF J Agri Crop Manag*, 01, November 2020.
- [105] Syamasri Palit, Archana Sharma, and Geeta Talukder. Effects of cobalt on plants. *The Botanical Review*, 60(2) :149–181, April 1994.
- [106] Boutaleb Souad, Dames Radia, and Krika Abderrezak (Encadreur). Etude de la distribution des métaux lourds(plomb) dans les ripisylves de oued rhumel-kebir. Master's thesis, Université Mohammed Seddik Ben Yahia - Jijel, 2006.
- [107] Donald W. Sparling and T. Peter Lowe. Environmental Hazards of Aluminum to Plants, Invertebrates, Fish, and Wildlife. In George W. Ware and Francis A. Gunther, editors, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, volume 145, pages 1–127. Springer New York, New York, NY, 1996.
- [108] Ziaratin Parisa and Hosseini Allaleh. The effect of fennel foeniculum vulgare on potential phytoremediation of pelargonium. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences*, 4(3) :8, June 2014.
-