

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département Génie de l'Environnement
Laboratoire CRNA

Mémoire de projet de fin d'études
pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Génie de l'Environnement

**Etude de la distribution du césium-137 dans le sol par la
technique de spectrométrie gamma :
Application aux mouvements particulières des sols**

Présenté par : **Thinhinane IGUER** et **Zineb SEKHANE**

Sous la direction de : Promoteur Mr A. AZBOUCHE Chercheur principal (CRNA)

Co Promoteur Mme J.ARRAR MCA (ENP)

Présentée et soutenue publiquement le (21/Juin /2017)

Composition du Jury :

Président	Mme N.BELHANACHE	Professeur (ENP)
Promoteur	Mr A. AZBOUCHE	Chercheur principal (CRNA)
Co Promoteur	Mme J.ARRAR	MCA (ENP)
Examineur	Mr A.NAMANE	MCA (ENP)
Examineur	Mr M.BELAMRI	Chercheur principal (CRNA)

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département Génie de l'Environnement
Laboratoire CRNA

Mémoire de projet de fin d'études
pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Génie de l'Environnement

**Etude de la distribution du césium-137 dans le sol par la
technique de spectrométrie gamma :
Application aux mouvements particulières des sols**

Présenté par : **Thinhinane IGUER** et **Zineb SEKHANE**

Sous la direction de : Promoteur Mr A. AZBOUCHE, Chercheur principal (CRNA)

Co Promoteur Mme J.ARRAR, MCA (ENP)

Présentée et soutenue publiquement le (21/Juin /2017)

Composition du Jury :

Président	Mme N.BELHANACHE	Professeur (ENP)
Promoteur	Mr A. AZBOUCHE	Chercheur principal (CRNA)
Co Promoteur	Mme J.ARRAR	MCA (ENP)
Examineur	Mr A.NAMANE	MCA (ENP)
Examineur	Mr M.BELAMRI	Chercheur principal (CRNA)

ملخص

ت تعاني أراضي فرقوق بولاية معسكر من مشاكل تدهور التربة. لمعرفة مقدار انجراف و ترسب التربة اعتمادا على الطرق النووية ، تمت دراسة إعادة انتشار العنصر المشع Cs-137 في هذه المنطقة. تمت هذه الدراسة باتخاذ موقعين (تجريبي ؛ مرجعي) ، اتخذت 18 عينة من الموقع المرجعي و46 عينة من الموقع التجريبي الذي يقع على انحدار 18%. يتم تجهيز العينات بالمخبر و ذلك لتكون قابلة للتحليل الطيفي ، توضع العينات داخل جهاز قياس الأطياف غاما و ذلك لمعرفة كمية العنصر المشع Cs-137 داخل التربة. أثبتت النتائج انه حدث انجراف بمنطقتين من موقع الدراسة و ترسب في المنطقة الثالثة. تم الحصول على مقدار الانجراف و الترسب بالاعتماد على نموذجين (النموذج نسبي و النموذج الكتلي 1) ، تمت المقارنة بين النموذجين و ذلك لمعرفة النموذج الأكثر صلاحية.

الكلمات المفتاحية : الانجراف, الترسب, النووي, التربة, العنصر المشع, Cs-137

Abstract:

The Fergoug watershed in the Wilaya of Mascara faces serious problems of soil degradation.

In order to quantify erosion or sedimentation rates by nuclear methods, a spatial redistribution study of Cs-137 was performed at the Fergoug watershed, Wilaya of Mascara.

The study was carried out on a reference site and an experimental agricultural site. Forty-six (46) samples were taken from the experimental site along a transect of 18% slope along the direction of culture, taken at depth and surface. Fourteen (14) other samples were taken at depth from the reference site.

In the laboratory, the samples were pretreated and prepared for spectrometric analysis. Subsequently, the samples were measured using a gamma spectrometer chain to determine the spatial quantification of Cs-137 in the soil.

The results show that on our site there are two erosion zones and one sedimentation zone. An estimation of the rate of erosion was calculated using conversion models such as: the proportional model and the mass balance I model. A comparison between the two models was carried out in order to choose the most real model.

Keys words

Radiotracer, Radioactivity, sol, Erosion, sedimentation, Cs-137.

Résumé :

Le bassin versant de Fergoug dans la Wilaya de Mascara est confronté à de graves problèmes de dégradation des sols.

Afin de quantifier les taux d'érosion ou de sédimentation par les méthodes nucléaires, une étude de redistribution spatiale du Cs-137, a été effectuée au niveau du bassin versant de Fergoug, wilaya de mascara.

L'étude a été réalisée sur un site de référence et un site d'expérimentation de type agricole. Quarante six (46) échantillons ont été prélevés sur le site d'expérimentation le long d'un transect d'une pente allant jusqu'à 18% le long de la direction de culture, prélevés en profondeur et de surface. Quatorze (14) autres échantillons ont été prélevés en profondeur dans le site de référence.

Au niveau du laboratoire, les échantillons ont subi un prétraitement et une préparation pour analyse spectrométrique. Par la suite, les échantillons ont été mesurés à l'aide d'une chaîne de spectrométrie gamma afin de déterminer la quantification spatiale du Cs-137 dans le sol.

Les résultats obtenus montrent que sur notre site il y a deux zones d'érosion et une zone de sédimentation. Une estimation du taux d'érosion a été calculée à l'aide de modèles de conversion tels que: le modèle proportionnel et le modèle de masse balance I. Une comparaison entre les deux modèles a été effectuée afin de choisir le modèle le plus réel.

Mots clés

Radio traceur, radioactivité, sol, l'érosion, sédimentation, Cs-137.

Dédicace

A la plus belle créature que Dieu a créée sur terre

A cette source de tendresse, de patience et de générosité ...

A ma mère !

A la personne la plus cher a mon cœur PAPA !

A mes chers frères

Aux familles Sekhane et Bouchareb

A tous mes amis

*A tous ceux qui m'aiment et tous ceux qui ont été toujours là pour
moi.*

Zineb

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail

A mes chers parents sans qui je ne serais pas où j'en suis aujourd'hui; Je ne pourrais jamais assez vous remercier pour tout ce que vous faites pour moi et aussi pour tous les sacrifices et vos efforts. Que dieu vous garde pour moi, longue vie à vous.

A ma très chère sœur Kahina, tu es ma perle rare, mon coin de sérénité, merci !

A ma sœur jumelle Dyhia, nous avons un jour partagé notre date de naissance, aujourd'hui je voudrais partager ce souvenir avec toi.

A mes très chers frères Amirouche, Massinissa, Jugurtha et sa femme Samia, Koussaila et Youva ; vous êtes les meilleurs !

A Karim merci pour avoir toujours été là.

A mes amies : Amina, Zahra, Rania et Nada...

A mes cousine, mes fofolle, restez toujours joyeuse !

A toute la famille Iguer.

Je tiens enfin à dédier ce travail à toutes les personnes que j'aime et qui me sont chères.

Thinhinane

Remerciements

Après avoir rendu grâce à Dieu le tout puissant, nous tenons à remercier toutes personnes avec laquelle on a pu échanger pour la réalisation de ce travail.

En particulier nos encadreurs :

Mr Ahmed Azbouche, chercheur au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, pour son aide précieuse, sa patience, ses directives pertinentes et le temps qu'il nous a consacré.

Mme Jazia Arrar, professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, pour sa rigueur scientifique, sa patience et son aide.

Nous tenons à remercier également Mme Naima Belhanèche, professeur à L'Ecole Nationale Polytechnique pour avoir accepté de présider cet honorable juré. Ainsi que Mr Abdelmalek Chergui, professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique et Mr Mohamed Belamri, chercheur au Centre de Recherches Nucléaires d'Alger, pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Nous remercions également à toute l'équipe du laboratoire du CRNA et particulièrement Mme. Melzi et Mme Bounemya pour leurs accueil chaleureux.

Enfin, nous remercions l'ensemble des employés du CRNA pour les conseils qu'ils ont pu nous prodiguer.

Table des matières

Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
<u>Introduction</u>	17

Chapitre I

Sol et l'érosion du sol

1. Définition de sol	20
2. Horizons de sol	20
2.1. Horizon 'O'	21
2.2. Horizon 'A'	21
2.3. Horizon 'B'	21
2.4. Horizon 'C'	21
3. Composition du sol	21
4. Propriétés du sol	22
4.1. Propriétés chimiques	22
4.1.1. Capacité d'échange	22
4.1.2. pH	22
4.1.3. Pouvoir tampon des sols	22
4.1.4. Conditions d'oxydoréduction	23
4.2. Propriétés physiques	23
4.2.1. Texture de sol	23
4.2.2. Structure du sol	24
4.2.3. Porosité de sol	25
5. Formes de dégradation des sols	25
6. Erosion	26
6.1. Processus associés à l'érosion:	26
6.2. Indicateurs d'érosion-dépôt	27
6.2.1. Indicateurs topographiques	27
6.2.2. Indicateur pédologiques	27
6.2.3. Indicateurs biologiques	27
6.2.4. Indicateurs archéologiques	27
6.3. Types d'érosion	27

6.3.1.	Erosion éolienne _____	27
6.3.2.	Erosion liée au travail du sol _____	28
7.	Erosion hydrique _____	28
7.1.	Facteurs de l'érosion hydrique _____	28
7.1.1.	Action de la pluie et du ruissellement _____	28
7.1.2.	Érodabilité du sol _____	29
7.1.3.	Pente et longueur de pente _____	29
7.1.4.	Cultures et végétation _____	29
7.1.5.	Pratiques culturales _____	29
7.2.	Formes d'érosion hydrique _____	30
7.2.1.	Erosion en nappe ou aréolaire ou laminaire "sheet erosion" _____	30
7.2.2.	Erosion linéaire (micro-channel ou Rill Erosion) _____	30
7.2.3.	Erosion en masse _____	30
7.2.4.	Erosion hydrographique _____	30
7.3.	Conséquences de l'érosion hydrique _____	31
7.3.1.	Sur site _____	31
7.3.2.	Hors site _____	31
8.	Erosion dans la région d'étude _____	31

Chapitre II

Radioactivité

1.	Généralités sur la radioactivité _____	35
1.1.	Radioactivité _____	35
1.2.	Types de radioactivité _____	35
1.2.1.	Radioactivité alpha _____	35
1.2.2.	Radioactivité bêta _____	35
1.2.3.	Emission gamma _____	37
1.3.	Décroissance radioactive _____	38
1.4.	Période radioactive _____	38
1.5.	Activité radioactive _____	39
1.6.	Origines de la radioactivité _____	39
1.6.1.	Radioactivité naturelle _____	40
1.6.2.	Radioactivité artificielles _____	40
2.	Radios traceurs _____	41
2.1.	Définition _____	41
2.2.	Radio traceurs dans l'étude du sol _____	41

2.3.	Pourquoi le césium-137?	42
3.	Césium en tant que radio traceur	43
3.1.	Césium	43
3.2.	Caractéristiques du césium-137	44
3.2.1.	Propriétés physicochimiques	44
3.2.2.	Propriétés nucléaires	44
3.3.	Origine du césium-137	45
3.4.	Mécanisme de fixation du césium aux particules du sol	46
3.5.	Mobilité du césium dans le sol	47
4.	Estimation de l'érosion hydrique	48

Chapitre III

Spectrométrie gamma

1.	Interactions des rayonnements gamma avec la matière :	51
1.1.	Diffusion Rayleigh	51
1.2.	Effet photoélectrique	51
1.3.	Diffusion Compton	51
1.4.	Production de paire	51
2.	Les principales caractéristiques des détecteurs	52
2.1.	Résolution en énergie	52
2.2.	Efficacité de détection	53
3.	Détecteurs des rayons gamma	53
3.1.	Détecteurs à scintillation	54
3.2.	Détecteurs à semi-conducteurs	54
3.2.1.	Propriétés des semis conducteurs	54
3.2.2.	Principe de fonctionnement	54
4.	Spectrométrie gamma	55
4.1.	Présentation spectrométrie gamma	55
4.2.	Description de la spectrométrie gamma	55
4.2.1.	Détecteur	55
4.2.2.	Electroniques associées	56
4.2.3.	DSA-1000 Analyseur Multi canal Numérique	57

Chapitre IV

Matériel et Méthodes

1. Présentation de la zone d'étude	60
2. Aspects physiques de la zone d'étude	60
2.1. Climat	60
2.1.1. Précipitations	61
2.1.2. Vents	62
2.1.3. Températures	62
2.2. Synthèse climatique	63
2.2.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1957)	63
2.2.2. Quotient pluviométrique	65
2.3. Lithologie	66
2.4. Pédologie	67
3. Stratégies et techniques d'échantillonnage	69
3.1. Site de référence	69
3.2. Site d'étude	69
4. Caractéristiques de la chaîne de spectrométrie gamma	72
4.1. Etalonnage de la chaîne	73
4.1.1. Etalonnage en énergie	73
4.1.2. Etalonnage en efficacité	76
5. Analyse du Cs-137 dans le sol.	78
5.1 Analyse des spectres	78
5.2 Analyse quantitative	79
5.2.1. Détermination des activités spécifiques du ^{137}Cs dans le sol	79
5.2.2. Limite de détection	80
5.2.3. Activité spécifique minimale détectable	80
6. Activités spécifiques des échantillons	80
6.1. Site de Référence	80
6.2. Site d'étude	81
6.2.1. Points de surfaces	81
6.2.2. Points en profondeur	81

Chapitre V

Résultats et discussions

1. Présentation des résultats	85
1.1. Site de référence	85
1.2. Site d'étude	86
1.3. Inventaires du Cs-137	94
2. Applications des modèles de conversion	94
2.1. Le modèle proportionnel	95
2.2. Modèle Masse Balance 1(MB-1)	95
3. Discussion des résultats	96
3.1. Site de référence	96
3.2. Site d'étude	96
3.2.1. Points de surfaces	96
3.2.2. Les points en profondeur	97
3.3. Discussion des modèles	98
3.3.1. Le modèle proportionnel	98
3.3.2. Le modèle masse balance 1	99
Conclusion générale	101
Bibliographe	103

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I.1 : Diamètre et taille approximative de quatre particules de sol. _____	23
Tableau I.2: les différents types de structures agrégées. _____	25

Chapitre II

Tableau II.1: Types de désintégrations radioactives _____	37
Tableau II.2 : Quelques isotopes du césium et leurs propriétés radioactives _____	44

Chapitre IV

Tableau IV.1 : Caractéristiques des stations pluviométriques (ONM d'Oran, ON. _____	61
Tableau IV.2 : Variations des précipitations moyennes mensuelles (1969-1995) et de 2006-2015 _____	61
Tableau IV.3 : Vitesse du vent de la région de Mascara, de la période allant de 2005 à 2016 _____	62
Tableau IV.4 : Températures moyennes mensuelles de la station de Mascara entre 1977-1995 et entre 2005-2016 _____	62
Tableau IV.5 : Précipitations et températures moyennes mensuelles de Mascara _____	63
Tableau IV.6 : Quotient pluviométrique de la région de Fergoug. _____	65
Tableau IV.7 : Correspondance entre étage de la végétation et variance thermique _____	65
Tableau IV.8 : Résultats de l'étude pédologique du site de référence et du site étudié. _____	68
Tableau IV.9: Etalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma _____	74
Tableau IV.10: Efficacité du détecteur pour la géométrie cylindrique _____	77
Tableau IV.11: Activités spécifiques du Cs-137 de la carotte C0 dans le site de référence. _____	80
Tableau IV.12: Activités spécifique des points de surfaces _____	81
Tableau IV.13: Activités spécifiques du Cs 137 dans la carotte N°1 du transect 1. _____	81
Tableau IV.14: Activités spécifiques du Cs-137 Dans la carotte N°2. _____	82
Tableau IV.15: Activités spécifiques du Cs-137 Dans la carotte 3 du transect 1. _____	82

Chapitre V

Tableau V.1: Activité du Cs-137 dans le site en fonction de la profondeur. _____	85
Tableau V.2: Activité spécifique du Cs-137 dans les points de surface. _____	87
Tableau V.3: Activité du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 1 du site étudié. _____	88

Tableau V.4: Activité spécifique du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 2 du site étudié. _____	90
Tableau V.5 : Activité du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 3 du site étudié. _____	91
Tableau V.6 : Inventaire du Cs-137 dans les différents points de prélèvement. _____	94
Tableau V.7 : Résultats de l'estimation des processus d'érosion et de sédimentation en utilisant les modèles de conversion. _____	96

Liste des figures

Chapitre I

Figure I.1: les horizons de sol (Soils Fundamental Concepts-cours de NRCS 2006).	20
Figure II.2: Les quatre composantes du sol selon (McCauley, et al., 2005).	22
Figure I.3: Triangle textural (Duchaufour, 1997)	24
Figure I. 4: Diagramme de Hjulstrom (Bertaud, 2013).	26
Figure I.5: Paysage très ravinés sur formation marneuse	33
Figure I.6: Erosion en tunnel (suffosion) sur formation marneuse	33
Figure I.7:Erosion en nappe dans le bassin versant de Fergoug	33

Chapitre II

Figure II.1: Schéma de désintégration alpha.	35
Figure II.2 : Schéma de désintégration bêta moins.	36
Figure II.3: Schéma de désintégration bêta plus.	36
Figure II.4: Schéma de capture électronique.	37
Figure II.5: Courbe de désintégration radioactive.	39
Figure II.6: Schéma de désintégration du Cs-137	45
Figure II.7 : Localisation du Cs-137 dans les argiles où il prend la place du potassium	46
Figure II.8 : Principe de l'utilisation de la technique du Cs-137 pour l'estimation de l'érosion du sol	49

Chapitre III

Figure III.1: Prédominance du type d'interaction en fonction de l'énergie et du numéro atomique du matériau.	51
Figure III. 2: Diffusion Rayleigh	52
Figure III.3: Interactions principales des photons gamma avec la matière.	52
Figure III.4: Résolution du détecteur.	53
Figure III.5: Dispositif expérimental de la spectrométrie gamma	55
Figure III.6: DSA-1000	57

Chapitre IV

Figure IV.1: Carte de localisation du bassin versant de l'oued Fergoug.	60
Figure IV.2: Diagramme ombro-thermique de la station de Mascara de la période entre 1977 et 1995 selon Bagnouls et Gaussen (1957).	64

Figure IV.3: Diagramme ombro-thermique de la station de Mascara de la période de 2006 à 2015. _____	64
Figure IV.4: Carte lithologique du bassin versant de l'oued Fergoug. _____	66
Figure IV.5: Carte pedologique de sous bassin versant de l'oued Fergoug. _____	67
Figure IV.11: Méthodologie d'échantillonnage sur site de référence. _____	69
Figure IV.12 : Schéma d'échantillonnage du site d'étude. _____	70
Figure IV.13: Schéma représentatif du transect étudié. _____	70
Figure IV.7: Site de référence _____	71
Figure IV.6 :Site d'étude _____	71
Figure IV.8 : Cadran d'échantillonnage _____	71
Figure IV. 10 : Segmentation de la carotte _____	71
Figure IV.9: Carottier _____	71
Figure IV.14 :Chaine de spectrométrie gamma _____	72
Figure IV. 15 : Analyse d'un échantillon _____	72
Figure IV.16: Courbe d'étalonnage en énergie du détecteur. _____	75
Figure IV.17 : Courbe d'étalonnage de la source d'Europium- 152 _____	76
Figure IV.18: Courbe d'étalonnage de l'efficacité du détecteur. _____	77
Figure IV.19: Spectre d'un échantillon _____	79

Chapitre V

Figure V.1: Profil de distribution du Cs-137 au niveau de la carotte du site de référence. _____	86
Figure V.2: Distribution de l'activité spécifique du ¹³⁷ Cs sur les points de surface. _____	87
Figure V.3 : Profil de distribution du ¹³⁷ Cs dans la carotte 1. _____	89
Figure V.4 : Profil de distribution du ¹³⁷ Cs dans la carotte 2. _____	90
Figure V.5 : Profil de distribution du ¹³⁷ Cs dans la carotte 3. _____	92
Figure V.6 : Distribution du ¹³⁷ Cs dans les différents points de prélèvement _____	93

La liste des abréviations

ADC : Analogique Digital Convertisseur.

Am -241: Américium-241.

Bq: Becquerel.

BV : Bassin versant.

CE : Capture électronique.

CEA : Capacités d'échange anionique.

CEC : Capacités d'échange cationique.

Co-60: Cobalt -60.

CRNA : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger.

Cs -137: Césium-137.

DSP : Digital signal processor.

DSA-1000 : Digital Spectrum Analyzer.

Eg : énergie de gap.

FWHM: Full width at half maximum.

GeHP : Germanium hyper pur.

INRF : Institut National de la Recherche Forestière.

keV: kilo electron –Volt.

LD : Limite de détection.

MCA: Analyseur multicanaux.

MeV : Méga électron- volt.

MO : Matière organique.

NaI : Iodure de Sodium.

NIM : Nuclear Instrument Modules.

ONM : Office national de météorologie.



Introduction



Introduction

Jamais dans l'histoire, une découverte scientifique n'a profondément affecté le sens de l'humanité que la découverte de l'énergie atomique. Son potentiel de destruction est énorme et son utilisation pour l'économie illimitée. Mais il ne peut y avoir de vie ou d'économie sans que les gens ne se nourrissent. Cela fait que toute la vie terrestre dépend d'une fine couche de sol. Le premier mètre de la surface de terre alimente plus de sept milliards de personnes ainsi que toute la faune et la flore qu'elle abrite.

Aujourd'hui, la dégradation des sols contribue non seulement à l'appauvrissement et aux déséquilibres des écosystèmes, mais elle met en danger la qualité de vie, voire même la survie, de certaines populations vulnérables (Carrega, 2008)

L'érosion hydrique des sols est l'une des formes de dégradation de l'environnement les plus récurrentes surtout dans les pays méditerranéens (Doucette, 2011). L'Algérie, à l'instar des pays de la méditerranée, connaît actuellement de sérieux problèmes de dégradation des sols due à l'érosion hydrique et à ses effets. L'impact principal de l'érosion hydrique est la réduction de la fertilité du sol, qui mène à la disparition progressive des terres arables, en provoquant ainsi une sédimentation dans les réservoirs d'eau. Les zones montagneuses, du Nord-Ouest algérien sont soumises à une érosion assez sévère sous l'effet conjugué des facteurs physiques et de l'homme. Malgré tous les efforts engagés sur le terrain, l'érosion du sol se poursuit à un rythme effréné. Face à cette situation, il s'est manifesté un besoin de recherche au sujet des processus de l'érosion et de l'impact des techniques de conservation du sol. Il existe plusieurs méthodes pour quantifier et suivre l'érosion hydrique et contrôler par la suite, l'évolution et la dégradation des milieux physiques.

Dans le secteur agricole, l'intensification et la spécialisation des productions sont un choix qui a largement contribué au dynamisme de ce secteur, mais une pression accrue sur la productivité des sols entraîne une accentuation de la dégradation de cette ressource naturelle.

Sa quantification et sa spatialisation dans les agro systèmes ne sont pas aisées par les méthodes traditionnelles qui ont déjà prouvé leurs limites (spatiale et temporelle). En effet, l'utilisation des techniques classiques comme la méthode des parcelles expérimentales de type Wischmeier, basée sur l'équation universelle de perte en terre USLE (Universal Soil Loss Equation), reste toujours une technique insuffisante, coûteuse et encore actuellement impuissante à résoudre les problèmes posés par l'érosion hydrique. Cette problématique peut être levée par l'utilisation de radio-traceurs anthropiques comme le ^{137}Cs .

Introduction

La limite des techniques conventionnelles a permis le développement des techniques nucléaires en utilisant les radio-traceurs, ^7Be , ^{210}Pb et le ^{137}Cs pour estimer les processus d'érosion. On trouve dans la nature une large gamme d'isotopes radioactifs, mais seuls quelques-uns peuvent être utilisés comme marqueurs des mouvements particuliers.

Le Césium-137 est l'un des radioéléments d'origine anthropique le plus répandu. Il fut introduit dans l'environnement par les essais nucléaires atmosphériques. Le ^{137}Cs , déposé à la surface de la Terre par les précipitations, est alors rapidement incorporé aux sols par les opérations culturales, et adsorbé par les fractions fines. Cet isotope, fixé sur ces particules, subit alors une redistribution latérale par ablation, transport et dépôt, migrant donc au gré des processus érosifs (Ritchie et McHenry, 1990). Une relation de proportionnalité entre érosion et diminution de l'activité en ^{137}Cs des sols a été vérifiée et utilisée mondialement au cours des 30 dernières années (Kachanoski, 1987 ; Bernard et al, 1992). L'érosion est estimée par la comparaison de l'activité en ^{137}Cs d'un site cultivé et celle d'un site témoin non érodé ; la perte en sol étant proportionnelle à la réduction de la teneur en ^{137}Cs des sols cultivés.

L'objectif de notre travail est l'étude de la dégradation du sol d'un site agricole dans le sous bassin versant de Fergoug dans la Wilaya de Mascara par la technique de ^{137}Cs .

Ce mémoire est divisé en six chapitres :

- ✓ Le premier chapitre concerne les généralités sur le sol et l'érosion du sol.
- ✓ Le deuxième chapitre concerne les généralités sur la radioactivité, les radios traceurs ainsi que la raison du choix du ^{137}Cs pour cette étude.
- ✓ Le troisième chapitre présente la technique de spectrométrie gamma et la description de la chaîne de détection.
- ✓ Le quatrième chapitre décrit le site d'étude et ses caractéristiques.
- ✓ Le cinquième chapitre décrit les paramètres de détections à savoir la calibration en énergie et en efficacité du détecteur, et les mesure par spectrométrie gamma des échantillons. Une analyse quantitative permettant le calcul des activités spécifiques du ^{137}Cs des échantillons du sol est également incluse dans ce chapitre.
- ✓ Enfin, le sixième chapitre est consacré à la présentation des résultats, l'application des modèles de conversion et leurs interprétations. Une discussion sur les modèles appliqués est également incluse.



Chapitre I

Sol et Erosion du sol



1. Définition du sol

Le sol est la couche externe, marquée par les êtres vivants, de la croûte terrestre. Il est le siège d'un échange intense de matière et d'énergie entre l'air, l'eau et les roches. Le sol, en tant que partie de l'écosystème, occupe une position clé dans les cycles globaux des matières (Gobat et al., 2010).

Le sol est formé à un taux de seulement 1 cm tous les 100 à 400 ans et il faut 3 000 à 12 000 ans pour construire suffisamment de sol et former des terres productives. Cela signifie que le sol est une ressource non renouvelable (Soil erosion – course of department agriculture – republic of South Africa).

De nombreux facteurs interfèrent dans la formation des sols, ce qui explique la grande diversité des types de sols rencontrés. Les facteurs les plus importants sont la nature de la roche mère ou matériau d'origine, le climat, le temps, la végétation. D'autres facteurs comme le relief, la topologie du terrain et l'intervention de l'homme ont également leur importance.

2. Horizons des sols

On peut définir le sol comme la couche de quelques centimètres à plusieurs mètres de matière organiques et inorganiques, accumulée au dessus de la roche mère, capable de porter une végétation (Koller, 2009). Il est subdivisé en plusieurs couches (horizons) (figure I.1) dénommés par des lettres: O, A, B, C,... selon une nomenclature internationale.

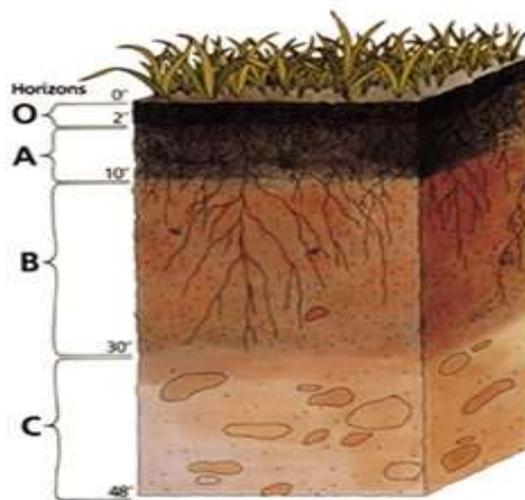


Figure I.1: Les horizons de sol (Soils Fundamental Concepts-cours de NRCS 2006).

2.1. Horizon 'O'

C'est la couche superficielle organique d'un sol, composée essentiellement de débris végétaux plus ou moins transformés. La partie supérieure de cette couche est composée de litière, qui avec le temps, l'action des décomposeurs, la température et l'humidité du sol, se transforme en humus.

Avec l'infiltration des eaux de pluies, les éléments nutritifs (de l'humus) vont dans des horizons plus en profondeur.

2.2. Horizon 'A'

Appelé aussi "Terre arable", cet horizon est composé d'humus et de morceaux de roches de différentes grosseurs. Il est souvent de couleur foncée ou noire. Cette couche est la strate du sol la plus sensible aux transformations biologiques et à l'érosion. Elle est riche en matières organiques et en minéraux.

2.3. Horizon 'B'

L'horizon 'B' est pauvre en humus mais très riche en minéraux, notamment en minéraux argileux, en sels, en carbonates, en hydroxydes, qui résultent de la transformation des minéraux primaires issus de la roche sous-jacente. Il est souvent de couleur plus pâle ou rouille. C'est un endroit où beaucoup de particules des autres strates s'y accumulent.

2.4. Horizon 'C'

Cet horizon, composé de fragments de la roche mère sous-jacente plus ou moins altérée, ne contient pas de matières organiques. Cet horizon est sur le substratum rocheux qui peut être sableux, rocheux ou dur.

3. Composition du sol

Un sol se différencie d'abord des roches sous-jacentes par sa composition, on y trouve des constituants minéraux (fraction solide) issus de la fragmentation et de l'altération de la roche mère et des constituants organiques. La fraction solide est prépondérante avec des vides remplis de gaz (air, gaz carbonique) et de solution du sol, formée d'eau et de substances minérales dissoutes.

Les fractions minérales et organiques constituant la matrice, ou l'ossature, solide du 'système sol' se présentent comme une accumulation d'un ensemble de grains de tailles diverses (Chossat, 2005). La formation et la proportion de ces fractions sont influencées par des facteurs climatiques, physico-chimiques, ou encore biologiques (Mirsal, 2008).

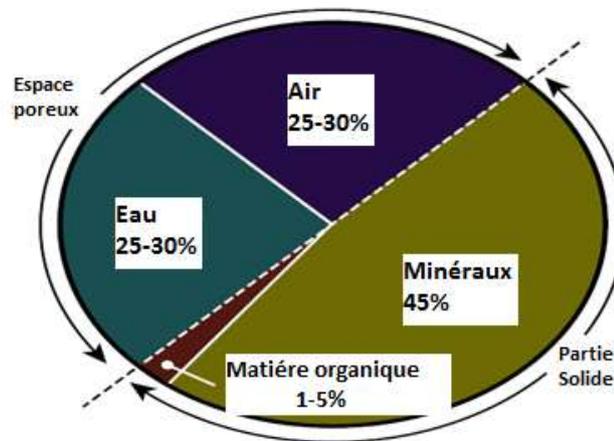


Figure II.2: Les quatre composantes du sol selon (McCauley et al, 2005).

4. Propriétés du sol

Les constituants du sol interagissent entre eux pour lui conférer ses propriétés (Gobat et al, 2010). On cite les principales propriétés de sol :

4.1. Propriétés chimiques

4.1.1. Capacité d'échange

La plupart des interactions chimiques dans le sol se produisent sur les surfaces colloïdales en raison de la surface chargée qui caractérise ces derniers. Elles peuvent donc absorber ou attirer des ions dans la solution du sol. En fonction de la charge, de la taille et de la concentration de l'ion dans le sol, il peut être absorbé et maintenu sur la surface colloïdale ou échangé avec d'autres ions et libéré dans la solution du sol. La capacité du sol à absorber et à échanger des ions est sa « capacité d'échange » (McCauley, Jones et Jacobsen, 2005). On distingue les capacités d'échange cationique (CEC) et anionique (CEA).

4.1.2. pH

Le pH du sol se réfère à l'acidité ou à l'alcalinité du sol. Il est en relation directe avec les cations et les anions échangeables. Le pH du sol peut affecter la CEC et la CEA en modifiant la charge de surface des colloïdes. Une concentration plus élevée de H^+ (pH inférieur) neutralise la charge négative sur les colloïdes, ce qui réduit la CEC et augmente la CEA (McCauley et al, 2005).

4.1.3. Pouvoir tampon des sols

C'est une autre propriété importante des sols qui détermine leur aptitude à neutraliser l'acidité. Les carbonates constituent un premier système tampon. Les silicates qui contiennent des cations basiques échangeables (Ca, Mg, K, Na) constituent eux aussi une réserve et une source de cations échangeables avec les protons qui s'oppose à l'acidification. Mais c'est la capacité d'échange des argiles qui constitue le système tampon essentiel (Robert, 1996).

4.1.4. Conditions d'oxydoréduction

Elles ont un rôle très important en déterminant le comportement des éléments chimiques à plusieurs valences (fer, manganèse, chrome, soufre, azote), mais surtout le fonctionnement biologique (racines, micro-organismes) (présence ou absence d'oxygène ...).

Les conditions d'oxydoréduction des sols se définissent dans un diagramme Eh-pH où le Eh mesure l'aptitude d'un milieu à fournir les électrons à un agent oxydant ou à retirer des électrons à un agent réducteur.

Les sols, comme les autres environnements naturels, sont placés dans un domaine d'oxydoréduction qui se trouve limité par la stabilité de l'eau liquide (Robert, 1996).

4.2. Propriétés physiques

Elles sont déterminées par la taille des particules du sol (texture), leurs organisations (structure) et de leurs porosité (Robert, 1996).

4.2.1. Texture des sols

La texture rend compte de la taille et de fait, de l'organisation des particules solides de la fraction minérale du sol. Elle est intimement liée à l'analyse granulométrique du sol, puisqu'elle permet d'en définir la nature (figure I.3) à partir des proportions respectives des classes granulométriques (tableau I.1) (Baize & Bernard, 2011) .

Les particules de plus de 2mm de diamètre (fraction grossière) ne sont pas considérées comme étant texturées, mais dans certains cas elles peuvent affecter la rétention d'eau et d'autres propriétés (McCauley et al, 2005).

La texture reste relativement constante et n'est pas modifiée par les pratiques de gestion (McCauley et al, 2005).

Tableau I.1 : Diamètre et taille approximative de quatre particules de sol (McCauley et al, 2005).

Particule de sol	Diamètre (mm)
Gravier	>2.0
Sable	0.05 – 2.0
Limon	0.002- 0.05
Argile	<0.002

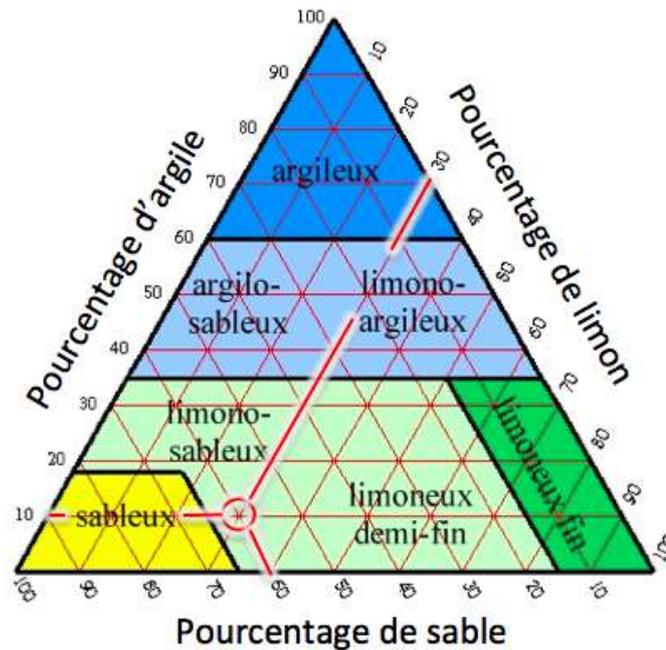


Figure I.3: Triangle textural (Duchaufour, 1997)

4.2.2. Structure du sol

La structure détermine l'assemblage des particules et leur arrangement. Elle est étroitement liée à la texture du sol mais également de l'état des colloïdes, de la teneur en eau ou en matière organique et, dans une large mesure, de l'activité de la faune.

Contrairement à la texture, la structure peut évoluer avec le climat, l'aération, la matière organique, ou encore l'activité biologique dans le sol. C'est une propriété essentielle du sol car elle détermine la porosité, et donc la circulation des phases fluides à l'intérieur du sol, et par là même, la perméabilité et la teneur en eau (Mirsal, 2008).

Elle peut être fragmentaire lorsque les grains minéraux forment des agrégats de formes sphériques ou anguleuses, particulière lorsque grains sont libres et ne présentent aucune cohésion entre eux, ou massive lorsqu'il y a absence d'agrégats et que les grains sont liés entre eux par des ciments pour former une seule masse continue.

Selon leur taille, les structures agrégées se divisent en quatre types qui sont représenté dans le tableau I.2 (Gobat et al, 2010):

Tableau I.2: les différents types de structures agrégées (Gobat et al, 2010).

Type	taille	caractéristiques
Micro-agrégats	2 à 20 μ m	très stables, formés de matières organiques fortement aromatiques liées aux argiles et aux limons fins, et de polysaccharides bactériens.
Micro-agrégats	20 à 250 μ m	contenant des limons grossiers et des sables, agrégés par des polysaccharides bactériens.
Macro-agrégats	250 à 2000 μ m	formés des précédents et de sables grossiers reliés par des polysaccharides, des cellules bactériennes et du mycélium.
Macro-agrégats	> 2000 μ m	composés des précédents associés à des particules de matière organique libre, des racines et du mycélium, ces derniers consolidant le tout

4.2.3. Porosité du sol

Selon le degré d'humectation, les vides du sol sont occupés en majeure partie soit par l'eau, soit par l'air. Leur ensemble représente la porosité.

La porosité donne une bonne idée de l'état structural. Selon la taille des pores, elle se subdivise en macroporosité (vides >50 μ m), méso porosité ou porosité capillaire (vides 0.2 à 50 μ m) et microporosité (vides <0.2 μ m). Méso-porosité dépend beaucoup de la texture, la macroporosité surtout de la structure (Gobat, Aragno, & Matthey, 2010).

5. Formes de dégradation des sols

La qualité du sol peut être altérée, voire fortement dégradée par divers facteurs. Les principales formes de dégradations impliquent de nombreux processus et se manifestent par différents phénomènes (Citeau et al, 2008):

- Les dégradations chimiques : Contamination et toxicité par apport de polluants organique et minéraux, acidification et libération de minéraux toxiques, salinisation et baisse de teneur en matière organique ;
- Les dégradations biologiques : Toxicité vis-à-vis des organismes, perte de diversité et appauvrissement biologique, espèces invasives (invertébrés du sol ou plantes) ;
- Les dégradations physiques : Tassement, érosion, diminution de la réserve en eau du sol, limitation des transports.

Nous nous intéresserons en particulier aux phénomènes d'érosion dans ce qui suit.

6. Erosion

L'érosion est un phénomène naturel qui affecte la croûte terrestre en entraînant sa transformation par le déplacement de matière. La mise en mouvement de la matière est possible lorsque les forces appliquées des agents de l'érosion (eau) sont supérieures à celles qui assurent la cohésion de la matière (Bertaud, 2013).

6.1. Processus associés à l'érosion:

L'érosion correspondant au détachement de matière, induit en outre le transport, puis la sédimentation ou dépôt de cette matière mise en mouvement. Les trois processus sont intimement liés et c'est le bilan des forces appliquées sur la matière qui va déterminer le processus mis en jeu.

Le déclenchement du processus de détachement de la matière nécessite plus d'énergie que la phase de transport : ceci est dû aux forces assurant la cohésion de la matière. C'est l'agent à l'origine du processus d'érosion qui assure le transport de la matière. Celle ci sédimente lorsque le bilan des forces ne permet plus sa mise en mouvement.

Le diagramme de Hjulstrom, qui présente la relation entre intensité du courant, diamètre des particules et intervention des trois processus Érosion - Transport - Sédimentation dans un cours d'eau, est un bon exemple qui illustre les relations entre ces trois processus (Figure IV.4).

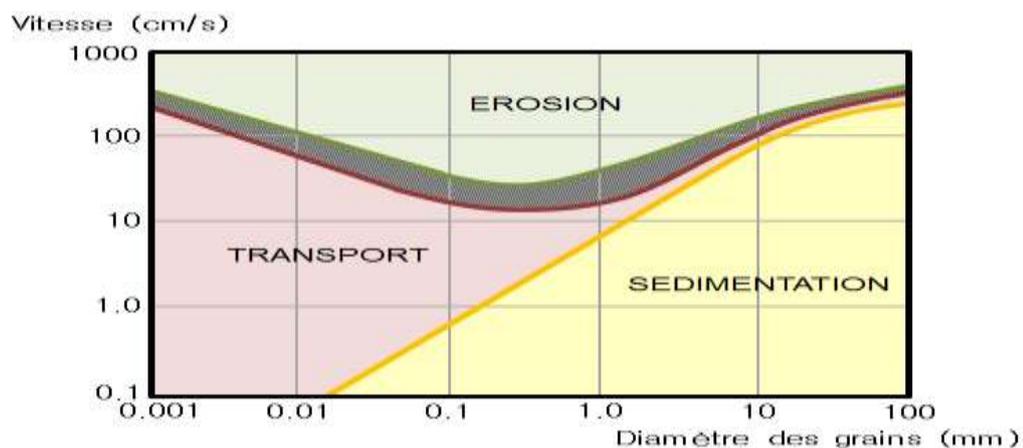


Figure I.4: Diagramme de Hjulstrom (Bertaud, 2013).

La limite entre l'érosion et le transport est assez floue, due en grande partie aux forces électrostatiques qui assurent parfois une cohésion plus importante des particules de faibles dimensions (Bertaud, 2013).

6.2. Indicateurs d'érosion-dépôt

Les processus d'érosion-dépôt qui affectent les sols cultivés sont repérables par des « indicateurs » qui sont des « caractéristiques physiques ou chimiques des sols, ou des éléments associés, dont l'étude permet de qualifier ou quantifier l'érosion ou le dépôt du sol à différentes échelles d'espace ou de temps ». Ils peuvent être classés en quatre types (Campy & Macaire, 2013):

6.2.1. Indicateurs topographiques

Formes remarquables de la surface du sol, à différentes échelles spatiales, de l'agrégat à la forme de versants (effet splash, croute sédimentaire, ravine, banquette agricole...).

6.2.2. Indicateur pédologiques

Éléments physiques ou chimiques du sol dont la variabilité spatiale et l'arrangement traduisent l'érosion ou le dépôt de matière (profil pédologique, couleur du sol, distribution de radionucléides...).

6.2.3. Indicateurs biologiques

Caractéristiques du couvert végétal depuis son installation traduisant la redistribution de matière solide du sol.

6.2.4. Indicateurs archéologiques

Objets archéologiques (artefacts, fondation de bâtiments...) enfouis ou exhumés depuis leur introduction par les humains dans le paysage.

6.3. Les types d'érosion

6.3.1. Erosion éolienne

L'érosion éolienne est un phénomène de dégradation des sols sous l'action du vent qui arrache, transporte et dépose les particules du sol. Généralement, l'érosion éolienne s'installe quand (Zaher, 2010) :

- Il existe de vents violents et réguliers durant de longues périodes dans la même direction (vents dominants) ;
- Il s'agit d'un sol à texture grossière notamment les sols sableux ;
- Il existe des reliefs atténués sur des grandes étendues plates ;
- Le climat a une saison sèche entraînant la dessiccation des horizons superficiels du sol et la disparition du couvert végétal.

6.3.2. Erosion liée au travail du sol

L'érosion liée au travail du sol vient de la redistribution du sol par la machinerie et la gravité. Elle amène un déplacement progressif du sol vers le bas des pentes. Il s'ensuit des pertes de sol considérables dans le haut des pentes et des accumulations dans le bas des pentes. Cette forme d'érosion pave la voie à l'érosion hydrique. Les instruments aratoires déplacent le sol vers des zones de convergence du champ où les eaux de ruissellement se concentrent (Ritter, 2015).

On s'intéresse dans ce mémoire au troisième type d'érosion, à savoir l'érosion hydrique. Elle est détaillée plus amplement ci-dessous.

7. Erosion hydrique

L'érosion hydrique est un phénomène complexe, qui menace particulièrement les potentialités en eau et en sol. Elle se définit comme le détachement et le transport de particules de sol de son emplacement d'origine par l'eau vers un lieu de dépôt (Zaher, 2010). Les processus érosifs dépendent d'une multiplicité de facteurs.

7.1. Les facteurs de l'érosion hydrique

La vitesse et l'ampleur de l'érosion hydrique dépendent des facteurs suivants :

7.1.1. Action de la pluie et du ruissellement

➤ Effet splash

Lorsque l'intensité des précipitations dépasse la vitesse de pénétration de l'eau apparaît le phénomène nommé splash: les gouttes frappent énergiquement la surface du sol, brisant les agrégats ou mottes de labour. L'énergie libérée lors de l'impact fait gicler des particules de boue autour du point de chute, ce phénomène est surtout efficace quand les gouttes frappent la surface sous un angle aigu (sol en pente). Le splash de millions d'impacts par m² lors d'une forte pluie, peut déplacer plusieurs centaines de tonnes de sol par ha.

Les particules déplacées de quelques décimètres par le splash, sont piégées entre agrégats voisins incomplètement détruits, colmatent les macropores et abaissent l'infiltration de l'eau dans le sol déjà saturé (Boiffin, 1984). Les particules limono-argileuses forment un film millimétrique en surface, nommé croute de battance, qui rend le sol imperméable.

Splash et croute de battance modifient la surface du sol mais ne provoquent pas d'érosion car la matière se déplace de façon aléatoire. Cependant, ils favorisent le ruissellement sur les sols en pente ou lorsque la pluie persiste (Campy & Macaire, 2013).

➤ **Ruissellement**

L'érosion des sols se développe lorsque les eaux de pluie, ne pouvant plus s'infiltrer dans le sol, ruissellent sur la parcelle en emportant les particules de terre. Ce refus du sol d'absorber les eaux en excédent apparaît soit lorsque l'intensité des pluies est supérieure à l'infiltrabilité de la surface du sol (ruissellement "Hortonien"), soit lorsque la pluie arrive sur une surface partiellement ou totalement saturée par une nappe (ruissellement par saturation).

7.1.2. Érodabilité du sol

L'érodabilité d'un sol est une estimation fondée sur les caractéristiques physiques du sol. Elle est influencé par la texture du sol, sa structure, sa teneur en matière organique et sa perméabilité.

En général, les sols qui affichent une plus grande résistance à l'érosion sont ceux dans lesquels l'eau s'infiltré rapidement, ceux qui sont riches en matière organique et ceux dont la structure est améliorée. Les sables, les loams sableux et les sols loameux ont tendance à être moins vulnérables à l'érosion que les limons, les sables très fins et certains sols argileux. (Ritter, 2015).

7.1.3. Pente et longueur de pente

Plus la pente d'un champ est raide et plus cette pente est longue, plus les risques d'érosion sont grands. L'érosion hydrique augmente aussi avec la longueur de la pente à cause de l'augmentation du ruissellement. Le débit de l'eau étant alors plus rapide, le transport des sédiments augmente, ce qui donne lieu à des risques accrus d'érosion et d'affouillement. (Ritter, 2015)

7.1.4. Cultures et végétation

Le risque d'érosion augmente si le sol n'est pas suffisamment protégé par le couvert végétal et/ou une couche de résidus de culture. Les résidus et la végétation protègent le sol de l'impact des gouttes de pluie et des éclaboussures d'eau. Ils ont aussi tendance à réduire la vitesse d'écoulement de l'eau et à favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol. L'efficacité de la végétation et des résidus à réduire l'érosion dépend du type, de l'étendue et de la densité du couvert végétal (Ritter, 2015).

7.1.5. Pratiques culturales

L'érosion hydrique est influencée par les opérations culturales, notamment par la profondeur de travail du sol, le sens dans lequel celui-ci se fait, le moment des labours, le type d'instruments aratoires et le nombre de passages. Généralement, moins le travail du sol perturbe la végétation ou la couche de résidus en surface ou près de la surface, moins le travail du sol engendre d'érosion hydrique.

Les pratiques aratoires réalisées dans le sens de la pente favorisent l'érosion hydrique en offrant des voies d'écoulement aux eaux de ruissellement. Le travail du sol à contre-pente et les techniques de labour suivant les courbes de niveau s'opposent à la concentration des eaux de ruissellement et limitent les déplacements de sol. (Ritter, 2015)

7.2. Les formes d'érosion hydrique

7.2.1. L'érosion en nappe ou aréolaire ou laminaire "sheet erosion"

L'érosion en nappe s'entend du déplacement des particules de sol provoqué par le choc des gouttes de pluie et les eaux de ruissellement (Ritter, 2015).

7.2.2. L'érosion linéaire (micro-channel ou Rill Erosion)

Lorsque l'intensité des pluies dépasse la capacité d'infiltration de la surface du sol, il se forme d'abord des flaques; ensuite ces flaques communiquent par des filets d'eau et lorsque ces filets d'eau ont atteint une certaine vitesse, 25 cm par seconde d'après Hjulström (1935), ils acquièrent une énergie propre qui va créer une érosion limitée dans l'espace par des lignes d'écoulement (Zaher, 2010).

7.2.3. L'érosion en masse

L'érosion en masse représente tout déplacement de terre selon des formes non définies, comme les mouvements de masse, les coulées de boue et les glissements de terrain. Dans ce cas, seul l'Etat dispose des moyens techniques, financiers et légaux, pour maîtriser les problèmes de glissement de terrain, souvent catastrophiques, et pour imposer des restrictions d'usage aux terres soumises à des risques majeurs de mouvement de masse (Zaher, 2010).

7.2.4. L'érosion hydrographique

C'est une forme d'érosion due à la dissipation de l'énergie de l'eau dans les lits des cours d'eau et les rivières. L'énergie de ces dernières est capable, de manière régulière ou accidentelle (lors des inondations) d'emporter une partie des berges. On appelle ce processus le sapement des berges. Il se produit également dans les ravins en formation lorsque l'eau du ruissellement attaque les assises du ravin. Ce type d'érosion est étroitement lié au volume et à la vitesse de l'eau (Zaher, 2010).

7.3. Conséquences de l'érosion hydrique

7.3.1. Sur site

➤ Sur le sol

- La qualité du sol, sa structure, sa stabilité et sa texture peuvent être affectées par l'érosion. Le morcellement des agrégats, le déplacement de particules fines, de couches entières de sol ou de matière organique peuvent détériorer la structure et modifier la texture. (Soltner, 1989)

- Tout changement de texture peut à son tour affecter la capacité de rétention d'eau du sol. (Doucette, 2011)

➤ Sur les plantes

- Une forte pluie qui se produit avant l'émergence et l'installation de la culture peut provoquer la perte d'une partie des graines semées (Carrega & Fox, 2008).

- La levée des plants, leurs croissances et leur rendement sont directement affectes par la perte d'éléments du sol (Doucette, 2011).

7.3.2. Hors site :

Les conséquences hors sites sont plus nombreuses. On cite les plus importantes :

- De forts orages peuvent provoquer le recouvrement de fossés et routes (Carrega & Fox, 2008).

- La perte en sol est un facteur de pollution des eaux superficielles. Les eaux de ruissellement sont chargées en matières en suspension qui sont des vecteurs des éléments chimiques (fertilisants, produits phytosanitaires, etc.) et augmentent la turbidité des cours d'eau ainsi que leur teneur en élément eutrophisants (phosphore, azote).

- Outre les dégâts bien visibles : les coules de boues, inondations, sapements de chaussées, colmatages des réseaux d'assainissement et des ouvrages de retenue des eaux pluviales et envasements des cours d'eau (Doucette, 2011).

8. L'érosion dans la région d'étude

La région du Fergoug est très affectée par l'érosion hydrique. Les observations et les études de terrain révèlent une nette activité de l'érosion dont les formes et les processus sont nombreux et variés. Le ruissellement constitue le processus le plus actif (Morsli, 1996). De nombreux facteurs tant physiques qu'humains font de ces montagnes des régions de forte érosion.

Les types d'érosion qui dominent sont les suivants :

- **L'érosion en nappe** : c'est l'aspect classique des terres érodées se situant sur de faibles pentes régulièrement cultivées (cas de notre site).

- **Les ravinements** : dans le sous bassin versant de Fergoug c'est essentiellement dans les formations marneuses que le ravinement se manifeste le plus.

- **Les mouvements de masse** : les mouvements de masse sont présents dans les secteurs marneux très humides. Il s'agit de glissements de terrain et de phénomène de solifluxion qui laissent divers empruntes sur le paysage. Les versants atteints par ces phénomènes présentent un aspect bosselé, une succession de replats, d'abrupts et de contre pentes.

Les figures (**I.5 ; I.6 ; I.7**) représentent les types d'érosion qui dominent dans la région de Fergoug.



Figure I.5:Erosion en nappe dans le bassin versant de Fergoug



Figure I.6:Erosion en tunnel (suffosion) sur formation



Photo I.7: Paysage très ravinés sur formation marneuse



Chapitre II

Radioactivité



1. Généralités sur la radioactivité

1.1. Radioactivité

Les éléments sont présents dans la nature sous forme stable ou radioactif du fait d'un déséquilibre entre protons et neutrons. La radioactivité désigne alors l'ensemble des phénomènes physiques par lesquels les noyaux instables libèrent, par désintégration une quantité d'énergie sous forme de rayonnement ou de particules pour passer d'un état excité à un état stable.

1.2. Types de radioactivité

1.2.1. Radioactivité alpha

Dans ce type de radiation, un noyau instable se désintègre spontanément en émettant un noyau fils et un noyau d'hélium qu'on appelle particule α . Ce type de radiation correspond à la désintégration des noyaux lourds dont le nombre atomique est supérieur à 82.

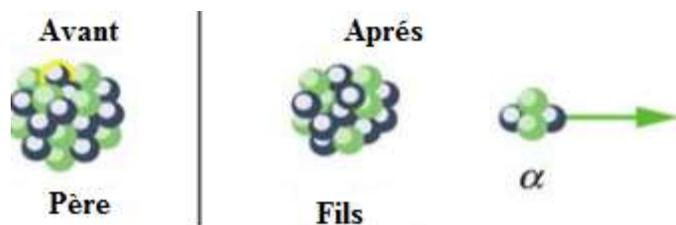


Figure II.1: Schéma de désintégration alpha.

1.2.2. Radioactivité bêta

La désintégration bêta est une désintégration radioactive pendant laquelle un proton est transformé en un neutron ou vice-versa. Dans le processus de désintégration une particule bêta est éjecté (cela peut être un électron ou un positron) et une particule presque sans masse appelé le neutrino (ou son antimatière l'antineutrino).

A. Béta moins

Elle est due à un excès de neutrons. Le numéro atomique augmente d'une unité par conversion d'un neutron en proton. Cette transformation s'accompagne de l'émission par le noyau d'un électron et d'un antineutrino. (Leconte, 2006)

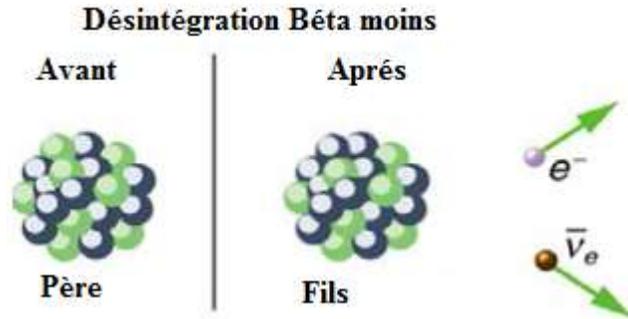


Figure II.2 : Schéma de désintégration béta moins.

B. Désintégration Béta plus

Elle est due à un excès de proton. Le numéro atomique diminue d'une unité par conversion d'un proton en neutron. Cette transformation s'accompagne de l'émission par le noyau d'un positron (électron de charge positive) et d'un neutrino (Leconte, 2006).

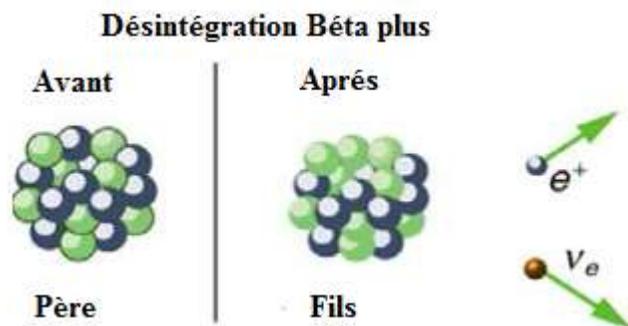


Figure II.3: Schéma de désintégration béta plus.

C. Capture électronique

Elle est également due à un excès de protons mais à la différence de la désintégration β^+ est que la conversion d'un proton en neutron se fait par la capture d'un électron de la couche K du cortège électronique.

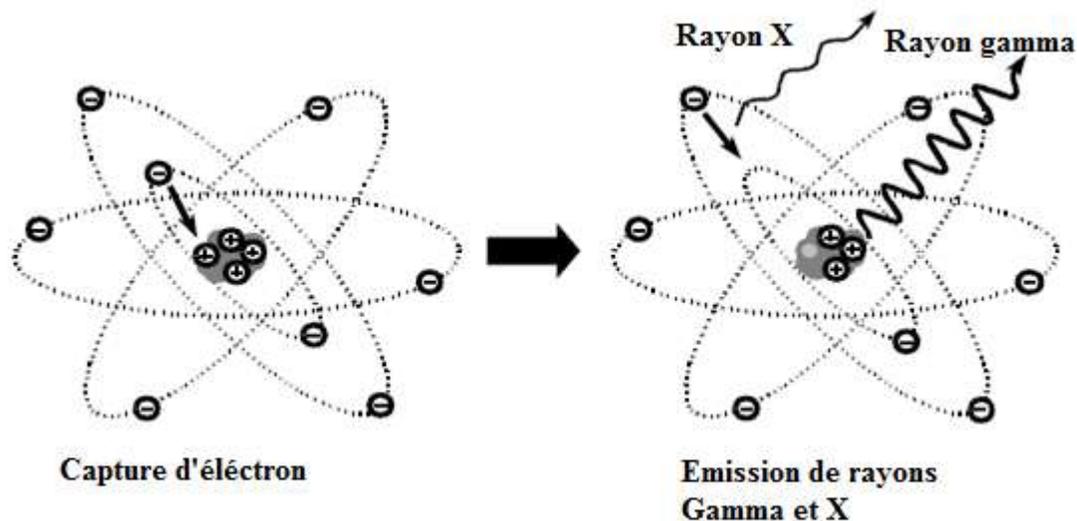


Figure II.4: Schéma de capture électronique.

1.2.3. Emission gamma

Le rayonnement γ , mis en évidence par le physicien français Paul Villard en 1900, se trouve à l'extrême du spectre électromagnétique, à des énergies au-delà de 10 keV. De même nature physique que le rayonnement X, il se distingue de ce dernier par son origine un rayon est produit par une transition nucléaire tandis qu'un rayon X est émis lors d'une transition entre couches électroniques d'un atome (Pirard, 2006).

Tous les types de désintégrations peuvent être résumés dans le tableau II.1:

Tableau II.1: Types de désintégrations radioactives (Leconte, 2006).

Radioactivité	Caractéristiques de la désintégration	Réaction de désintégration
Désintégration α	Une particule α est émise du noyau	${}^A_ZX \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2}Y + {}^4_2He$
Désintégration β^-	Un neutron se transforme en un proton un électron et un antineutrino : $n \Rightarrow p + e^- + \bar{\nu}$	${}^A_ZX \rightarrow {}^{A}_{Z+1}Y + \beta^- + {}^0_0\bar{\nu}$
Désintégration β^+	Un proton se transforme en un neutron et un positron en plus d'un neutrino: $p_{lié} \Rightarrow n + e^+ + \nu$	${}^A_ZX \rightarrow {}^{A}_{Z-1}Y + \beta^+ + {}^0_0\nu$
Capture électronique	Un noyau capture un électron atomique et émit un neutrino: $P_{lié} + e^- \Rightarrow n + \nu$	${}^A_ZX + e^- \rightarrow {}^{A}_{Z-1}Y + {}^0_0\nu$
Emission gamma	Un noyau dans un état excité subit une transition vers un état de moindre énergie en émettant un photon gamma	${}^A_ZY^* \rightarrow {}^A_ZY + \gamma$

1.3. Décroissance radioactive

Dans un échantillon radioactif, la probabilité de désintégration d'un noyau pendant un intervalle de temps dt ne dépend pas des conditions physiques et chimiques du milieu, la variation du nombre de noyaux se désintégrant par unité de temps dt est proportionnelle au nombre de noyaux présents à l'instant t ;

$$\frac{dN(t)}{dt} = -\lambda * N(t) \quad \text{Équation II.1}$$

La constante de proportionnalité λ est appelée : constante de décroissance radioactive.

La résolution de cette équation en tenant compte des conditions initiales, donne:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad \text{Équation II.2}$$

1.4. Période radioactive

La période est une caractéristique pour chaque élément radioactif. Elle peut varier de quelques millisecondes à des milliers d'années dépendant de l'élément en question. Elle correspond au temps au bout d'auquel la moitié des atomes radioactifs d'un échantillon donné disparaissent :

$$N(T_{1/2}) = \frac{N_0}{2} \quad \text{Équation II.3}$$

En utilisant la loi de décroissance exponentielle, un simple calcul permet de montrer que :

$$T = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad \text{Équation II.4}$$

Si on exprime le temps en tranches équidistantes de la période radioactive T de la forme :

$t = nT$ avec $n = 0, 1, 2, 3, \dots$

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

$$N(t) = N(nT) = N_0 e^{-\frac{\ln 2}{T} nT} \quad \text{Équation II.5}$$

$$N(n) = N_0 e^{-n \cdot \ln 2} \quad \text{Équation II.6}$$

$$N(n) = \frac{N_0}{2^n} \quad \text{Équation II.7}$$

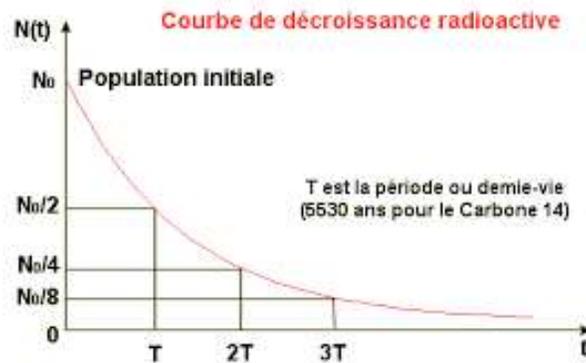


Figure II.5: Courbe de désintégration radioactive.

1.5. Activité radioactive

Le nombre de désintégration par unité de temps donné est appelé activité. Elle est donc proportionnelle au nombre de noyaux présents dans la source.

$$A = \left| \frac{dN}{dt} \right| \quad \text{Équation II.8}$$

Soit : $A(t) = \lambda N(t) = (\lambda N_0) e^{-\lambda t}$

$$A(t) = A_0 e^{-\lambda t} \quad \text{Équation II.9}$$

L'activité est exprimée par une unité inverse du temps appelée Becquerel et notée Bq :

1 Bq = 1 désintégration par seconde.

Historiquement, une unité correspondant à l'activité d'un gramme (1g) de radium Ra-226 a été utilisée sous le nom du Curie, notée Ci et qui vaut :

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq}$$

Dans les études environnementales on utilise généralement d'autres unités de mesures selon l'étude en question tels que: (Bq/kg) pour les études de la faune ou flore, (Bq/m³ ou Bq/L) pour les études concernant l'air ou l'eau ou (Bq/m²) pour les études de sol).

1.6. Origines de la radioactivité

Les niveaux de radioactivité observés actuellement dans l'environnement sont le résultat des radionucléides naturellement présents sur terre depuis son origine mais également de la décroissance des radionucléides produits artificiellement et introduits depuis le milieu du XX^{ème} siècle par les différentes activités anthropiques.

1.6.1. Radioactivité naturelle

Elle est due aux sources de rayonnements cosmiques (primaires et secondaires) et telluriques.

A. Les rayonnements cosmiques

Le rayonnement cosmique primaire comprend: le rayonnement cosmique d'origine galactique composé essentiellement de protons et d'électrons (90% de proton 10% de noyaux d'hélium et quelques noyaux plus lourd d'après Le Petit et Granier (2002) de hautes énergies et de noyaux d'hélium, et le rayonnement cosmique d'origine solaire composé de protons d'énergie relativement moyenne et dont le flux dépend de l'activité solaire.

Le rayonnement cosmique secondaire résulte de l'interaction du rayonnement cosmique primaire avec les noyaux des atomes de la haute atmosphère terrestre, notamment ceux d'oxygène et d'azote. Cette interaction engendre aussi les radionucléides cosmo-géniques : ^3H , ^7Be , ^{14}C et ^{22}Na .

B. Les rayonnements telluriques

Les rayonnements telluriques sont engendrés par les radionucléides qui persistent dans la croûte depuis la formation de la terre. Les plus importants sont le ^{235}U , le ^{238}U , le ^{232}Th et leurs descendants et le ^{40}K . Ces radionucléides sont présents à des proportions différentes dans les roches, les sols et certains matériaux de construction, ils sont aussi présents, mais à l'état de traces, dans les eaux de boisson, les végétaux et les différents produits de consommation.

Dans les sols, la radioactivité naturelle (U-238, U-235, Th-232 et K-40) peut être considéré comme quasi-homogène. Mais il est possible de mettre en évidence que les concentrations de Pb-210 sont plus importante en couche superficielle qu'en profondeur, c'est la conséquence de diffusion du Radon 222 vers l'atmosphère et des retombées de ses descendants sur les sols (Le Petit & Granier, 2002).

1.6.2. Radioactivité artificielles

Les sources radioactives artificielles sont produites par l'homme, pour être utilisées dans différents domaines, en bombardant des isotopes stables avec des neutrons dans les réacteurs nucléaires ou avec des particules chargées en utilisant des accélérateurs de particules, ou en traitant du combustible irradié afin d'extraire les produits de fission.

➤ Les retombés nucléaires sont des matières radioactives artificielles qui se sont dispersées dans la nature suite à des essais nucléaires effectués dans l'atmosphère (ex: essais nucléaires Français dans le sud Algérien), ou après des accidents nucléaire (ex: Tchernobyl, Fukushima, ...). Ces essais ont duré des années 1956 aux années 1963, ils ont libérés des produits de fissions, en majorité du césium 137, du strontium 90 et les radio-isotopes 238 et 239 du plutonium. Ils ont également conduit à des émissions de carbone 14 et de tritium. Les retombées ont engendré une

contamination chronique de l'environnement même après l'arrêt totale des essais atmosphériques dans le monde en 1980 (Le Petit & Granier, 2002). Des rejets accidentels ont engendré une importante contamination environnementale avec des quantités importantes de radionucléides rejetés dans l'environnement (Steinhausen *et al.* 2014).

➤ Les déchets nucléaires sont des substances radioactives qui ont une activité telle que leur rejet et leur dispersion dans l'environnement ne sont pas autorisés, et pour lesquelles aucun usage n'est envisagé. Ces déchets proviennent de l'utilisation passée de sources de rayonnements ionisants dans les différents domaines tels que les industries et la médecine, et des différentes étapes du cycle du combustible.

Les rejets autorisés en fonctionnement normal des installations nucléaires. Ces rejets sont multiples et différent en fonction du type d'installation et de sa phase de fonctionnement (production, arrêt pour maintenance, démantèlement *etc.*). Même si, ils sont très important étant le deuxième plus grand rejet après les essais nucléaires (production d'électricité par les installations nucléaires de base : 19% aux états unies, 79% en France, 30% pou l'Europe entière) mais leurs impactes sur l'environnement reste limitées au voisinage de ces stations (Le Petit & Granier, 2002 ; Qin-Hung et al, 2008).

Dans les sols, les radionucléides artificiels issus des retombées radioactives ne sont pas distribués de manière homogène, même dans les couches superficielles ; leur évolution dépend d'un grand nombre de paramètres : la nature physiologique et biologique du sol, conditions météorologiques, les phénomènes de ruissellement et d'accumulations ainsi que l'intervention humaine (Le Petit & Granier, 2002 ; Perrin, 2006).

2. Radios traceurs

2.1. Définition

Chimiquement parlant, tous les isotopes d'un élément réagissent de la même façon. Un traceur radioactif est un radio-isotope dont on dispose d'un outil de détection pour le suivre (suivre sa radioactivité ou son rayonnement) à la trace à fin d'expliquer un phénomène.

2.2. Radio traceurs dans l'étude du sol

Parmi une large gamme d'isotopes radioactifs, seule un nombre restreint peuvent permettre de suivre le déplacement des particules du sol. Ceux-ci sont différents selon l'objectif de cette étude :

- A court terme : pour ce genre d'étude le radio traceur le plus utilisé est le béryllium-7, vu sa période radioactive courte. C'est un radioélément d'origine naturel et de période $T_{1/2} = 53,28$ jours, il se désintègre par capture électronique (CE) avec une émission d'un rayonnement gamma. Ce radioélément est formé principalement dans la stratosphère avec la spallation des rayons cosmiques avec les noyaux d'azote et d'oxygène, certains sont produits dans la troposphère et même in situ sur la surface de la terre. Le béryllium est un radio-traceur longtemps reconnu comme un outil puissant pour l'étude du transport des masses d'air dans l'atmosphère. Ce radioélément se dépose sur le sol par les fortes précipitations. La mesure de l'activité de ce radioélément sur les différentes couches superficielles du sol, permet les renseignements sur le mouvement du sol juste après les précipitations. (azbouche, 2015)
- A moyen terme : le ^{137}Cs est le plus utilisé comme traceurs du mouvement des sols. Il a été employé dans différentes conditions agro-environnementales, et différentes régions du monde (ex: Walling and Quine, 1995; Walling, 1998; Zapata, 2002; Mabit and Fulajtar, 2007). Le ^{137}Cs est un radioélément artificiel de période $T_{1/2} = 30$ ans. IL est produit lors de la fission nucléaire (Ritchie & McHenry, 1990). Cet élément sera détaillé encore plus dans la suite de ce chapitre.
- A long terme : Le ^{210}Pb est un radioélément naturel d'une période $T_{1/2}=22,3$ ans, c'est un émetteur β^- accompagné d'un rayonnement gamma de désexcitation, il fait partie de la chaîne de décroissance de l'uranium-238 ($T_{1/2}=4,5.10^9$ ans). Le plomb a une forte affinité avec le sol ; l'adsorption de ce dernier sur les particules des sols aboutissent à son incorporation aux sols. Une fois incorporé au sol, le ^{210}Pb se fixe avec les particules du sol, et il se déplace avec le sol par les phénomènes d'érosion ou déposition (azbouche, 2015)

Pour choisir un radioélément dans l'étude des mouvements particulaire du sol, on doit étudier son mode d'introduction dans l'environnement, son affinité vis-à-vis des particules du sol et sa période radioactive (azbouche, 2015)

2.3. Pourquoi le césium-137?

Les propriétés du césium le rendent unique en tant que traceur pour étudier l'érosion. Sa présence dans l'environnement est due à des essais nucléaires ou à la libération des réacteurs nucléaires.

La dispersion mondiale généralisée du césium dans l'environnement a commencé avec des tests thermonucléaires en 1944. Dans ces tests, le ^{137}Cs a été injecté dans la stratosphère où il a circulé globalement. Le césium s'est déplacé de la stratosphère vers la troposphère et de là vers la surface des terres (retombées). Son déplacement est fortement lié aux taux de précipitations locales. La distribution temporelle et spatiale des retombées radioactives sur la surface de la terre

a été largement mesurée et documentée. En 1963 avec le traité d'interdiction des essais nucléaires atmosphérique, l'introduction du césium à l'échelle globale s'est donc arrêté sauf quelques évènements singuliers de quelques pays qui n'ont pas signé le traité. D'autre quantité du césium ont été introduite dans l'environnement par les accidents de réacteurs nucléaires, tel que l'accident de Tchernobyl 1986 mais leurs effet reste régional et leurs impacte reste insignifiant sur le taux et modèles de retombé globaux. (Ritchie & McHenry, 1990 ; Mabit et al, 2008).

Une fois retombé sur le sol par les précipitations, l'élément est fortement lié aux particules fines du sol. (Mabit et al, 1998).

3. Césium en tant que radio traceur

Le césium présent dans l'environnement sous sa forme stable (^{133}Cs), se retrouve aujourd'hui, du fait des activités industrielles nucléaires, disséminé sous ses formes radiotoxiques (^{134}Cs et ^{137}Cs) (Bouzidi, 2012). Les radionucléides des retombées atmosphériques, particulièrement le Cs-137, ont été utilisé pour la quantification des processus de l'érosion et de la sédimentation depuis les années 1970 (Walling, 1998, 2002; Zapata, 2002). Comme l'a démontré la publication d'environ 4000 documents de recherche traitant de l'utilisation de ^{137}Cs , cette approche a été démontrée comme fournissant un moyen très efficace de quantifier l'érosion et la sédimentation (Mabit et al, 2008).

3.1. Césium

Le césium est l'élément chimique de numéro atomique 55 et de symbole Cs. Il a été identifié pour la première fois par Kirchhoff et Bunsen en 1860 (Encyclopédie).

Plus que tout autre élément, le césium possède 31 isotopes. Ils sont tous radioactifs excepté un seul stable, l'isotope 133. La réaction nucléaire de fission est la source de la plupart de ces isotopes dont fait partie le Cs-137. En fait, il constitue la principale source de contamination des sols après un rejet radioactif majeure dans le sol.

Quelques isotopes de césium avec leurs propriétés radioactives sont regroupés dans le Tableau (II.2) :

Tableau II.2 : Quelques isotopes du césium et leurs propriétés radioactives

Isotope	Période	Types de désintégrations :
119	38 s	CE, β^+ , γ
125	45 min	CE (61%), β^+ , (39%)
129	31 h	CE, γ
131	9.7 j	CE, γ
132	6.4 J	CE (96.5%), β^- (2%), β^+ (1.5%)
133	Stable	
134	2.2 ans	β^- , γ
135	2.9 10 ⁹ ans	β^- , γ
136	13.2 j	β^- , γ
137	30.1 ans	β^- , γ
139	9.3 min	β^- , γ
140	1.06 min	β^- , γ
143	1.78 s	β^- , γ
146	0.34 s	β^- , γ

3.2. Caractéristiques du césium-137

3.2.1. Propriétés physicochimiques

Le césium est un métal brillant, mou et ductile. Il est de couleur blanche argentée ou dorée suivant les sources. Le césium fait partie des alcalins. Chimiquement, il a un seul degré d'oxydation (Cs^+). Le Cs est le plus électropositif du tableau périodique des éléments et il possède le potentiel d'ionisation le plus faible après le francium. (Robeau et al, 2000; Bouzidi, 2012).

3.2.2. Propriétés nucléaires

Le ^{137}Cs , émetteur β^- , donne naissance avec un rendement de 94,6 % au $^{137\text{m}}\text{Ba}$ et avec un rendement de 5,4 % au baryum-137 stable. Le $^{137\text{m}}\text{Ba}$ de période 2,55 minutes conduit au baryum-137 stable avec une émission gamma (661,7 keV, rendement 85 %). (Colle et al, 2005).

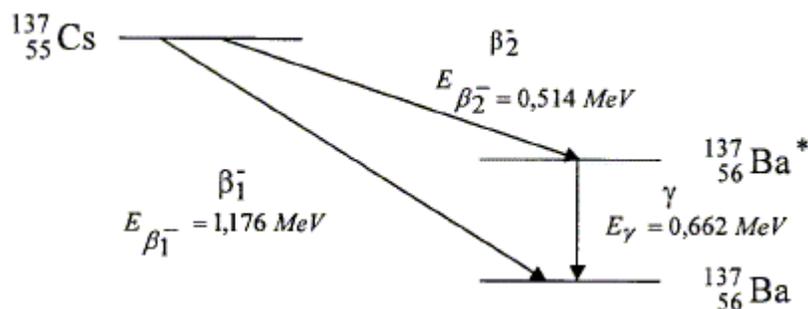


Figure II.6: Schéma de désintégration du Cs-137

3.3. Origine du césium-137

Le césium-137 est produit par des réactions nucléaires de fission. Deux origines majeures du césium radioactif sont :

- Les essais d'arme nucléaires : comme déjà expliqué plutôt dans ce chapitre ces essais ont permis une distribution de cet isotope au niveau du globe. Les retombées des essais nucléaires ont engendré une contamination chronique de l'environnement. (Le Petit & Granier, 2002)
- Les accidents de centrales nucléaires : Deux accidents nucléaires dits « majeurs » selon l'échelle « International Nuclear Event Scale » sont placés au niveau 7, le plus haut de cette échelle. Il s'agit des explosions des centrales nucléaires de Tchernobyl (Ukraine, 1986) et Fukushima Daiichi (Japon, 2011).

En effet, au regard des éléments types rejetés lors d'un accident nucléaire, le césium est le radioélément à forte activité présentant la plus longue demi-vie. Cela signifie que, statistiquement, il subsistera encore très longtemps après cet accident. À la suite de l'accident de Tchernobyl, environ 85 PBq ont été rejetés dans l'atmosphère (Devell et al., 1995). La plus grande fraction a été déposée sur l'Europe continentale (de Cort et al, 1998) et le reste est principalement sur les masses d'eau européennes. Certaines retombées ont été transportées au-delà des masses d'air au-dessus de l'Europe et déposées sur d'autres continents et océans. La distribution spatiale de Tchernobyl a été fortement influencée par l'intensité des précipitations et la topographie locale (Fridman et al, 1997).

Il y a aussi de même d'autres origines du césium-137 qui ne sont pas très influentes mais à prendre en considération si le site d'étude est près de ces sources émettrices. On cite :

- Les émissions du fonctionnement des installations nucléaires de base : à la différence des essais atmosphériques ou des accidents nucléaires, ces rejets sont moins importants et très

restreint dans l'espace. La présence du césium provient essentiellement de la contamination du circuit de refroidissement.

- Activités médicales : des sources fabriquées à usages médical (sources non scellées) sont utilisées à des fins de diagnostique et de thérapies (Le Petit & Granier, 2002).

3.4. Mécanisme de fixation du césium aux particules du sol

La rétention du radio césium est un processus très complexe qui conjugue des phénomènes dynamiques, tels que la diffusion et la dispersion hydrodynamique et des phénomènes statiques, tels que la sorption. (Bouzidi, 2012). Le césium possède des caractéristiques physico-chimiques communes avec le sodium et le potassium. Il a tendance à entrer en compétition avec eux (Genevois, 2016). En effet, le césium peut également se fixer de façon non spécifique sur les sites plans des argiles ainsi qu'avec les sites d'échange de la matière organique. Il se fixe préférentiellement dans les sites interfoliés sur les argiles où il occupe les mêmes sites que le potassium (Robert, 1996). Les relations entre la sorption du césium et la matière organique sont cependant complexes, puisque la présence dans un sol d'une faible quantité d'argiles suffit pour que la sorption soit gouvernée par les sites spécifiques de l'argile (Rigol *et al.* 2009).

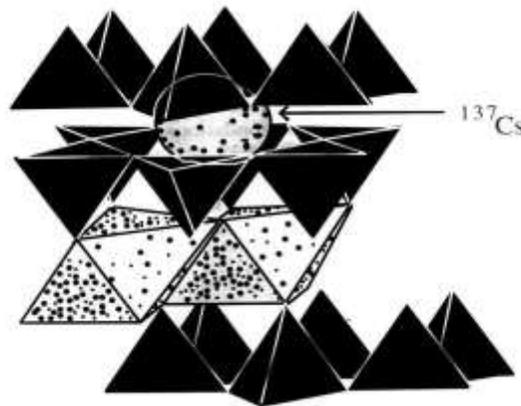


Figure II.7 : Localisation du Cs-137 dans les argiles où il prend la place du potassium (Robert, 1996)

La cinétique d'adsorption du césium sur le sol est réputée rapide, quelques dizaines de minutes à quelques jours (Hsu et Chuang, 1995 ; Szenknect *et al.* 2003 ; Wang, 2000). La plupart des auteurs qui ont réalisé le tracé des isothermes d'adsorption du césium montrent que le modèle de Freundlich (et/ou celui de Langmuir) est relativement bien adapté (*ex.* Hsu et Chuang, 1995 ; Campbell et Davis, 1995 ; colle *et al.*, 2005).

Facteurs affectant la sorption

Plusieurs paramètres peuvent affecter la sorption du césium, parmi eux on cite:

- Le pH joue un rôle important, il est très influant sur les phénomènes de sorption. En effet, il affecte à la fois la stabilité des minéraux et la solubilité de la phase solide.
- L'élévation de la température cause l'augmentation de la vitesse de réaction et diminue la stabilité de quelques minéraux entraînant leur dissolution. Au contraire d'autres minéraux deviennent de plus en plus stables à haute température.
- La composition chimique des phases solide et liquide contrôle simultanément la force ionique de la solution, son potentiel d'oxydoréduction et la tendance des éléments à former des complexes.
- La sorption diminue quand la concentration des éléments augmente à cause de la compétition aux sites de sorption.
- La capacité d'échange cationique déterminée par la nature minéralogique du système, touche directement à l'efficacité de la réaction sorption/désorption. Le coefficient de partage ou de distribution K_d des radionucléides adsorbés suivant ce mécanisme augmente avec la capacité d'échange cationique. (Bouzidi, 2012)

3.5. Mobilité du césium dans le sol

Le césium est en général considéré comme très peu mobile dans la majorité des sols, comme en témoignent les profils réalisés plusieurs années après un apport, avec une rétention majoritaire dans la couche superficielle (Colle et Roussel-Debet, 2005). En effet plus de 25 ans après l'accident du Tchernobyl, le radio césium est encore localisé dans la partie superficielle organique des sols (Ozlem & Günseli, 2006)

Dans les sols « moyens » présentant une teneur en matière organique de l'ordre de quelques pourcents, la partition sol-solution de l'ion Cs^+ est majoritairement contrôlée par un mécanisme d'échange ionique avec les argiles (Poinssot *et al.*, 1999). Mais le césium est réputé être relativement mobile dans les sols « organiques » au sens d'une teneur en matière organique de l'ordre de plusieurs dizaines de pourcents (Staunton *et al.* 2002 ; Wang *et al.*, 2000).

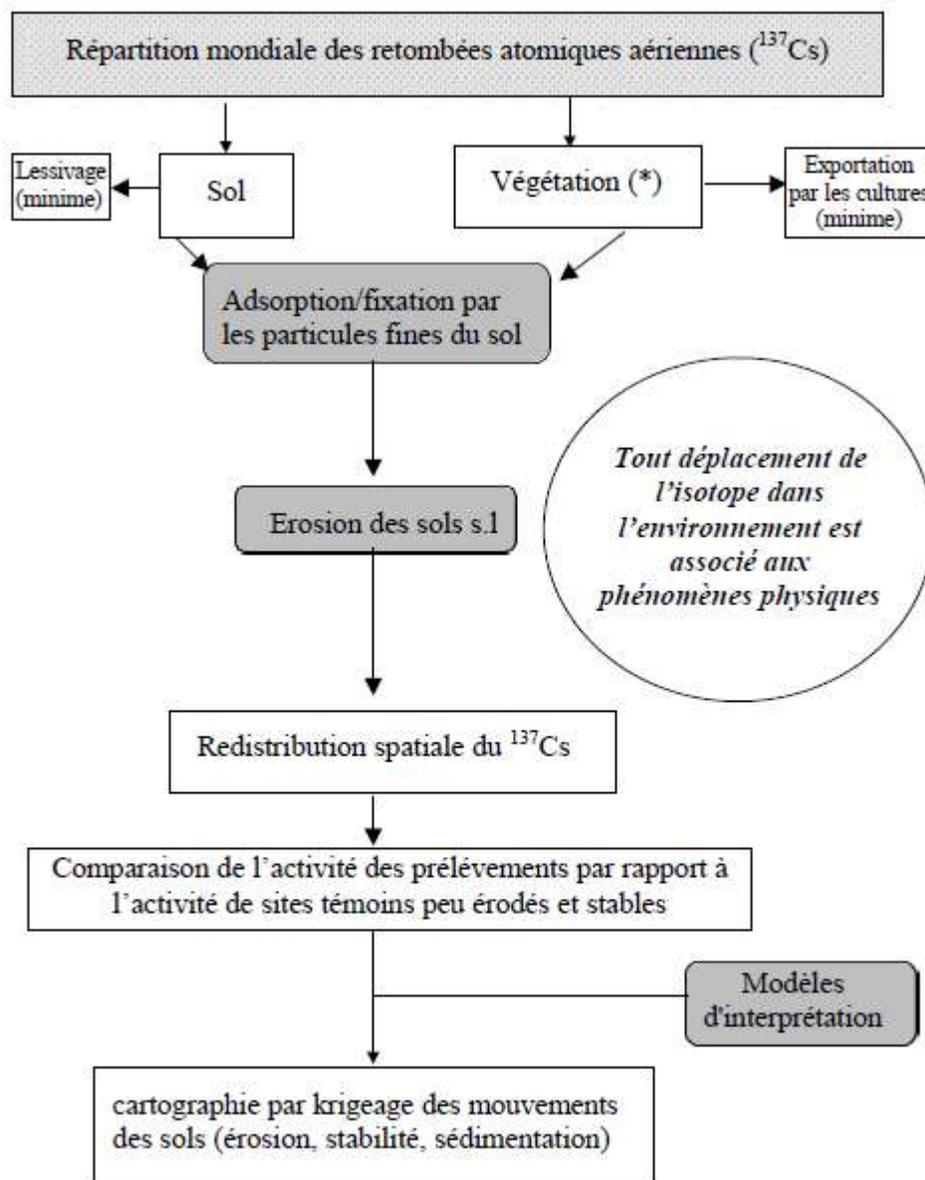
La distribution du Cs^{137} dans les phases sol/ solutions du sol dépend de plusieurs facteurs, parmi eux la présence des ions dans ces deux phases. La capacité d'échange cationique du sol, le taux d'argile contenue dans ce sol, la composition chimique particulièrement en ions Na, K, Ca et Mg ; Distribution granulométrique, Teneur en oxyde de fer de calcite et le revêtement organique (Kamel, 2010)

4. Estimation de l'érosion hydrique

La technique de mesure de l'érosion par les isotopes radioactifs, notamment le Cs-137, à été développée aux USA en particulier par Ritchie et Mc Henry à partir des années 1970 puis a été plus tard utilisé dans d'autres pays (Bernard et al, 1995)

La technique consiste à comparer la teneur en Cs-137 des sols à étudier par rapport à la teneur en Cs-137 des sites témoins, non érodés et situé à proximité des sites d'études.

Les zones en activité en Cs-137 inférieures à celle du témoin sont considérées comme érodées, et les zones à activités supérieures à celle du témoin sont considérées comme des zones d'accumulations de sédiments. Dans la figure suivante, nous présentons le principe de l'utilisation de la technique Cs-137 pour l'estimation du mouvement du sol (Mouheb, 2012 ; Mabit et al, 1998)



(*) retour du ^{137}Cs au sol lors de la disparition du végétal, puis fixation par les sols

Figure II.8 : Principe de l'utilisation de la technique du Cs-137 pour l'estimation de l'érosion du sol (Mabit et al, 1998)



Chapitre III

Spectrométrie gamma



1. Interactions des rayonnements gamma avec la matière :

Lorsque les photons gamma traversent la matière, ils peuvent subir différents types d'interactions en fonction de leur énergie et du milieu en présence (densité, type d'atome...): L'effet photoélectrique, la production de paires (électron-positron), la diffusion Compton (dite aussi inélastique ou incohérente), la diffusion Rayleigh (dite aussi élastique ou cohérente) ou la réaction photo nucléaire lorsque le photon est très énergétique.

1.1. Diffusion Rayleigh

La diffusion cohérente Rayleigh est un processus par lequel un photon incident d'énergie E subit une diffusion élastique par un électron atomique lié, sans excitation de l'atome et sans perte d'énergie. Ce processus de diffusion se produit essentiellement aux petits angles à des énergies faibles pour les éléments de Z élevé (Azbouche, 2015).

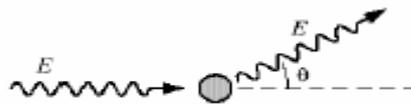


Figure (III.1): Diffusion Rayleigh

1.2. Effet photoélectrique

Dans une collision photoélectrique, le photon incident cède totalement son énergie E à un électron fortement lié de l'atome cible. Le photoélectron est alors éjecté avec une énergie cinétique. Le niveau d'énergie vacant (généralement dans une couche K ou L) est alors rempli à partir de niveaux supérieurs via des transitions (émissions X caractéristiques ou électrons d'Auger) (Pirard, 2006).

1.3. Diffusion Compton

Le photon gamma peut dans ce cas transmettre une partie de son énergie à un électron du cortège électronique. De ce fait le photon est dévié d'un angle Θ alors que l'électron est éjecté avec un angle α . Ceci résulte en la formation d'un ion comme dans l'effet photoélectrique. Mais dans ce cas le photon gamma dévié continue sa trajectoire dans la matière jusqu'à ce que toute son énergie cinétique soit totalement dissipée.

1.4. Production de paire

Dans le champ électrique du noyau atomique, le photon gamma peut être matérialisé sous forme d'une paire électron-positron. Cette conversion requiert que l'énergie E du photon incident soit supérieure au seuil de $2m_e c^2 = 1022$ keV. L'énergie résiduelle se retrouve sous forme d'énergie cinétique répartie entre les deux particules. (Pirard, 2006)

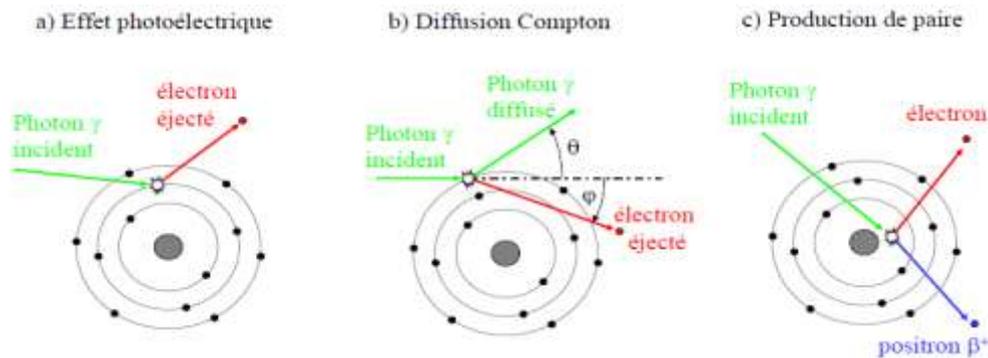


Figure (III.2): Interactions principales des photons gamma avec la matière.

La figure (III.3) présente les différentes interactions probables entre les photons et la matière en fonction de leurs énergies.

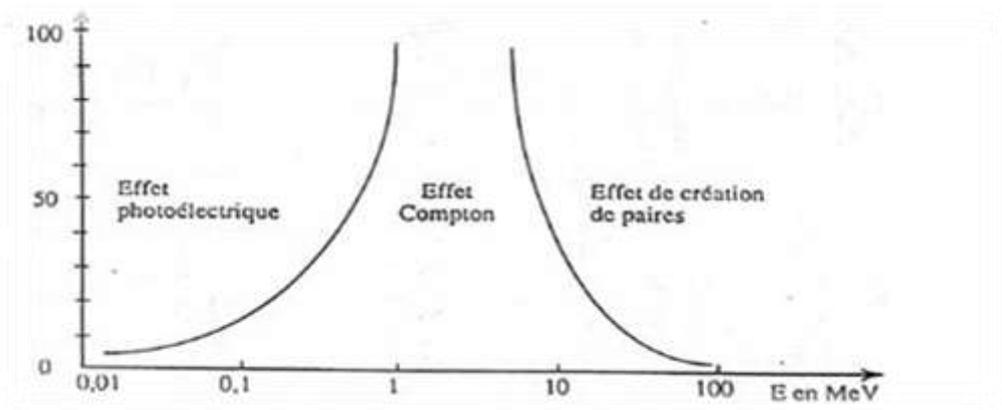


Figure (III.3): Prédominance du type d'interaction en fonction de l'énergie et du numéro atomique du matériau.

2. Principales caractéristiques des détecteurs

Un détecteur est un milieu sensible aux rayonnements incidents, dans lequel chaque interaction produit un ensemble d'informations qui peut être exploitée soit directement, soit par l'intermédiaire d'un dispositif de conversion. On recueille finalement un signal d'information exploitable par un dispositif d'analyse qualitative et quantitative. L'ensemble de ces dispositifs constitue la chaîne de détection. Le signal peut contenir une ou plusieurs informations sur l'énergie, la durée, la position ou l'intensité de l'interaction ainsi que la nature ou l'énergie de la particule.

Deux paramètres fondamentaux caractérisent un détecteur : la résolution en énergie et l'efficacité de détection.

2.1. Résolution en énergie

La résolution en énergie d'un détecteur exprime la capacité de celui-ci à séparer deux raies d'énergie voisines. Dans le cas d'un spectre gamma, l'effet de la résolution d'un détecteur apparaît clairement sur la forme du spectre, en particulier sur le pic d'absorption totale. On définit alors la résolution d'un détecteur par :

$$R\% = \frac{\text{FWHM}}{100} * 100 \quad \text{Équation III.1}$$

Où :

FWHM (Full width at half maximum) est la largeur à mi-hauteur du pic correspondant, donné dans la figure suivante (Koll, 2000) (Bodineau) :

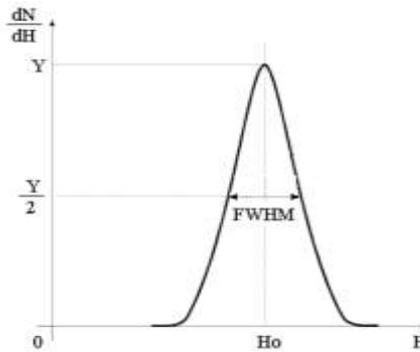


Figure (III.4): Résolution du détecteur.

2.2. Efficacité de détection :

Lorsqu'on détecte des rayonnements incidents, une fraction de ces derniers peut traverser le volume sensible sans interagir avec le détecteur, à cause de la nature des rayonnements, du type du détecteur et du volume sensible de détection. Dans ces conditions, il est nécessaire de définir l'efficacité de détection. On parle de l'efficacité absolue ϵ_{abs} ou de l'efficacité intrinsèque ϵ_{int} , selon que l'on considère comme le nombre de rayonnements détectés par rapport au nombre de rayonnements émis par la source ou par rapport au nombre de rayonnements ayant pénétré le détecteur.

Dans notre étude on s'intéresse seulement par l'efficacité absolue qui représente le nombre de rayonnements détecté sur le nombre de rayonnements émis par la source, elle est définie par la relation suivante (Bodineau) :

$$\epsilon_a = \frac{\text{Nombre de rayonnements détectés}}{\text{Nombre de rayonnements émis}}$$

La réponse du détecteur en fonction de l'énergie des rayonnements incidents peut être caractérisée par son efficacité. La connaissance de cette réponse est très importante pour les mesures quantitatives de rayonnements.

3. Détecteurs des rayons gamma

Les principaux détecteurs utilisés pour les rayons gammas sont les détecteurs solides à scintillation (ex : NaI) et les détecteurs à semi-conducteurs (ex : GeHP).

3.1. Détecteurs à scintillation

En général, les détecteurs les plus utilisés pour les mesures des rayons gamma sont les scintillateurs NaI(Tl). Ces détecteurs sont constitués de cristaux d'iodure de sodium activé au thallium. Le rayonnement incident est absorbé dans le cristal NaI et donne naissance à des photons lumineux qui interagissent sur la photocathode par effet photoélectrique. Les photoélectrons éjectés sont multipliés et accélérés par un ensemble de dynodes. On recueille à la sortie une impulsion proportionnelle à l'énergie du rayonnement primaire détecté (Ahmed, 2015)

3.2. Détecteurs à semi-conducteurs

Un détecteur à semi conducteur a pour but de convertir le rayonnement à étudier (Ex : rayonnement gamma émet par l'échantillon étudié) en un signal électrique tout en conservant les propriétés énergétiques et quantitative du rayonnement (MEKIL & PARIS).

3.2.1. Propriétés des semi-conducteurs

Les électrons dans un matériau (isolant, semi-conducteur, métaux) peuvent se situer sur deux bandes d'énergie (niveaux d'énergie):

a. Bande de valence

À l'intérieur de laquelle il y a les électrons responsables des liaisons covalentes, ils ne sont pas responsables de la conduction, dans les isolants tous les électrons se situent dans la bande de valence.

b. Bande de conduction

Où se trouvent les électrons périphériques libres de se déplacer permettant la conduction.

Entre ces deux bandes il y a un gap (barrière énergétique) appelé bande interdite de valeur E_g , ou il ne peut y avoir d'électrons. Pour les métaux $E_g=0$, pour les isolants E_g est grand.

Dans les semi-conducteurs E_g est suffisamment faible pour qu'un électron de la bande de valence atteigne la bande de conduction il faut qu'il franchisse cette barrière via un apport énergétique et ainsi permettre l'établissement d'un courant électrique (MEKIL & PARIS).

3.2.2. Principe de fonctionnement

Lorsqu'un rayonnement gamma issu de l'élément radioactif que l'on veut étudier interagit avec le cristal de germanium (semi conducteur) par effet photo électrique, Compton ou par création de pair, il cède totalement ou partiellement son énergie aux électrons de la bande de valence du cristal, donc ils peuvent passer le gap énergétique et migre vers la bande de conduction. Cette migration des électrons permet d'établir un courant électrique qu'il est proportionnelle en énergie et en intensité de rayonnement gamma.

Remarque : comme les cristaux de semi conducteur sont sensible à la température on les refroidi par l'azote liquide ($T= 77K$) pour éliminé tout les perturbations due au changement de température.

4. Spectrométrie gamma

4.1. Principe général

La spectrométrie gamma est une technique d'analyse nucléaire non destructive, multi-élémentaire et très sensible (Ahmed, 2015). Elle est utilisée pour identifier et quantifier des éléments radioactifs par la mesure de l'énergie et du nombre des rayonnements gamma émis par la source (Panza, 2016).

L'analyse qualitative est basée sur l'identification des énergies des rayonnements gamma émis. L'analyse quantitative est basée sur la mesure de l'intensité du rayonnement gamma qui est proportionnelle à l'activité spécifique du radioélément dans l'échantillon (Leroy et Rancoita, 2004 ; Gordon et Gilmore, 2008).

4.2. Description de la chaîne de spectrométrie gamma

La chaîne de spectrométrie gamma permet de mesurer un signal issu de l'interaction des rayonnements ionisants avec le cristal de germanium, de l'amplifier et de le mettre en forme en vue d'une analyse ultérieure. Elle est composée de cinq parties : le détecteur, le préamplificateur, l'amplificateur, le convertisseur analogique-numérique (ADC) ainsi que l'analyseur multicanaux (MCA). Le schéma suivant nous illustre les différentes parties de la chaîne de spectrométrie gamma.

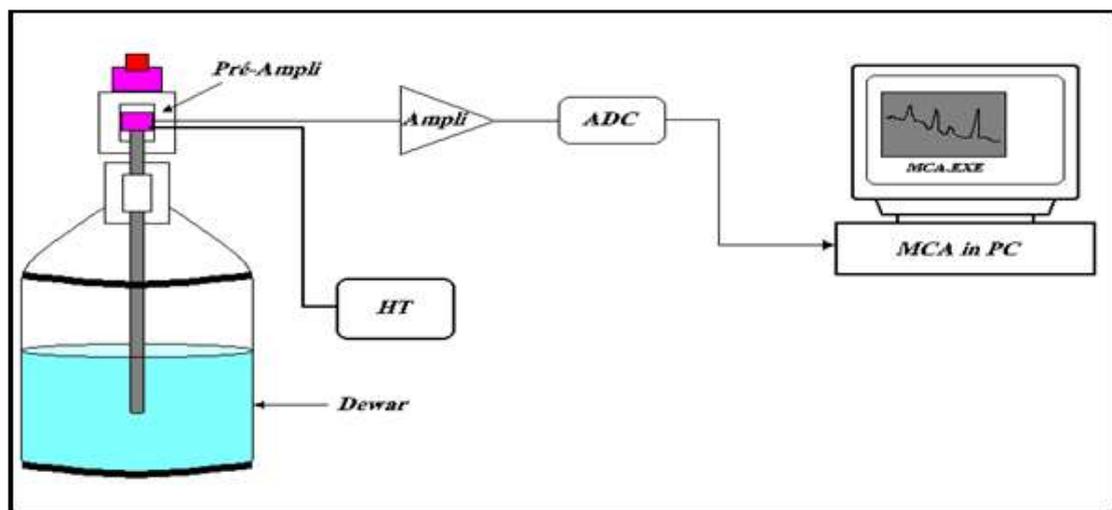


Figure (III.5): Dispositif expérimental de la spectrométrie gamma (Azbouche, 2015).

4.2.1. Détecteur

Le détecteur est la partie principale de la chaîne de spectrométrie gamma, qui est en général un détecteur germanium hyper pur, utilisé en deux géométries pour avoir une bonne efficacité de mesure : une géométrie puits, où l'échantillon à mesurer est placé à l'intérieur du puits du détecteur, et une géométrie coaxiale où l'échantillon est placé sur le détecteur. La première géométrie assure un angle solide maximal permettant une détection des photons de faibles énergies. Elle est utilisée quand on dispose de peu d'échantillon pour réduire l'auto atténuation des gammas dans l'échantillon notamment pour les faibles énergies (par exemple

ceux émis par le Pb-210 à 46 keV). La seconde géométrie permet la mesure d'une quantité importante d'échantillon (Gordon & Gilmore, 2008 ; Canberra Industries).

Elle est notamment utilisée pour les échantillons de faible activité (échantillons naturels).

4.2.2. Electroniques associées

A. Alimentation haute tension

L'alimentation haute tension (dynamique de 0 à ± 5 ou 6 kV) est un élément indispensable quel que soit le détecteur (Azbouche, 2015). Elle permet de polariser le semi-conducteur afin d'obtenir une zone désertée importante dans le cristal GeHP. En plusieurs circonstances (réchauffement du cristal, absence des basses tensions sur le préamplificateur, perte du vide dans le cryostat), il est impératif que cette polarisation soit coupée. Tous les fabricants proposent des tiroirs haute tension à coupure automatique compatibles avec leur propre détecteur (Le Petit et Granier, 2002).

B. Préamplificateur

Il est en général placé à proximité du cristal de germanium; de cette manière les composants sensibles à la température sont refroidis, et le bruit thermique généré par ces composants est minimisé. Le rôle du préamplificateur est de fournir une impulsion de tension qui peut être traitée par l'amplificateur, à partir des charges collectées sur les électrodes du détecteur.

C. Amplificateur

À la sortie du préamplificateur, on a un signal dont l'amplitude est encore relativement faible (une dizaine de mV par MeV). Il est donc indispensable d'amplifier ces signaux en gardant une excellente linéarité. Selon le standard NIM, les signaux de sortie doivent être linéaires dans la plage 0 à 10V.

Le temps de montée des signaux est largement défini par le temps de collection des charges dans le détecteur. En général, il est bref (10 à 100 ns) mais à cause des valeurs de la résistance de charge et de la capacité de contre-réaction, son temps de descente est excessivement long (de l'ordre de la ms). Même pour de très faibles taux de comptage, ces signaux vont donc s'empiler et un des rôles essentiels de l'amplificateur est la mise en forme des impulsions (Chevallier, 1996).

D. Convertisseur Analogique-Numérique (ADC)

A la sortie de l'amplificateur, on a un signal continu. Pour l'acquisition, il est préférable de travailler avec des grandeurs discrètes, c'est-à-dire qui ne peuvent prendre qu'un ensemble fini de valeurs. C'est pourquoi on utilise un convertisseur analogique-numérique (ADC), qui transforme l'amplitude du signal électrique fourni par l'amplificateur en un nombre qui est alors proportionnel à l'énergie déposée dans le cristal. Cette opération nécessite entre 0,8 et 6 μ s. La sortie de l'ADC est enregistrée dans une mémoire qui possède autant d'adresses que le maximum de numéro de canaux servant à découper le spectre final. Il y a au total 8192 canaux disponibles pour l'acquisition (Cours AIEA, Azbouche, 2013).

E. Analyseur multicanaux MCA

L'analyseur multicanaux (MCA) sert à collecter et enregistrer les événements issus de l'ADC en les classant. Dès qu'un signal a été analysé par l'ADC, l'adresse mémoire dans laquelle il a été enregistré est bloquée et son contenu est incrémenté d'un coup. Cela permet d'obtenir un histogramme en temps réel dans lequel l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal (plus l'énergie est élevée, plus le numéro de canal est grand) et le nombre de coups dans un canal donné est proportionnel au nombre de photons ayant déposé la même énergie dans le cristal. Cette opération nécessite entre 1,5 et 3 μ s (Courtine, 2007).

L'analyseur, quelle que soit sa forme, fait appel à un logiciel Génie 2000 dont les fonctions principales sont :

- La gestion des acquisitions ;
- La mesure des paramètres de la chaîne de spectrométrie (résolution, énergie, et rendement) ;
- La localisation des pics d'absorption totale;
- Le calcul de l'abscisse et de la surface de chaque pic (Messaid, 2002).

4.2.3. DSA-1000 Analyseur Multi canal Numérique ou Processeur numérique de signaux

Le DSA-1000 est un analyseur multi-canal 16 K intégré basé sur la technologie DSP (Processeur Numérique du Signal). Associé à un ordinateur PC, le dispositif DSA-1000 devient une station de spectrométrie complète pouvant effectuer les opérations d'acquisition et de traitement au plus haut niveau.

Dans les systèmes de spectroscopie gamma, le DSP remplace la fonctionnalité à la fois de l'amplificateur de mise en forme et le convertisseur analogique-numérique (ADC). Le DSP filtre d'abord le signal pour un rapport optimal du signal sur bruit. Il détecte alors l'amplitude du pic de l'impulsion filtrée pour calculer l'adresse mémoire du canal MCA dans laquelle l'événement doit être stocké. La figure ci-dessous représente le DSA 1000.



Figure (III.6): DSA-1000 (Azbouche, 2015).

Auparavant, les analyseurs multicanaux étaient sensibles aux taux de comptage et aux instabilités environnementales qui nécessitaient des réglages continuels et compromettaient les résultats d'analyse. Avec DSA-1000, ces inconvénients sont réduits sans pour autant avoir recours à des modules de conditionnement au standard NIM (Nuclear Instrument Modules) aussi coûteux qu'encombrants.

Le cœur du DSA-1000 est donc un processeur numérique d'analyse du signal. Mais, à la différence des dispositifs conventionnels qui numérisent ce dernier en fin de chaîne, le DSA-1000 numérise le signal issu du préamplificateur. Cette approche minimise le nombre des circuits analogiques, d'où une amélioration de la stabilité, de la précision et de la reproductibilité.

Les impulsions peuvent être traitées plus rapidement et avec une meilleure précision, de sorte que la résolution spectrale est améliorée en même temps que s'améliore le rendement en sortie.



Chapitre IV

Matériels et méthodes



1. Présentation de la zone d'étude

La zone de notre étude fait partie du bassin versant de l'Oued Fergoug (Figure IV.1) couvrant une superficie de 142 km² sur l'ensemble du grand bassin versant de l'Oranie Chott-Chergui.

Le bassin versant de Fergoug est limité au nord par la daïra de Mohammadia, au sud par la plaine de Ghriss, au sud ouest par la daïra de Bouhanifia, à l'ouest par la Daïra de Sig et à l'est par la Daïra de Aïn Farès

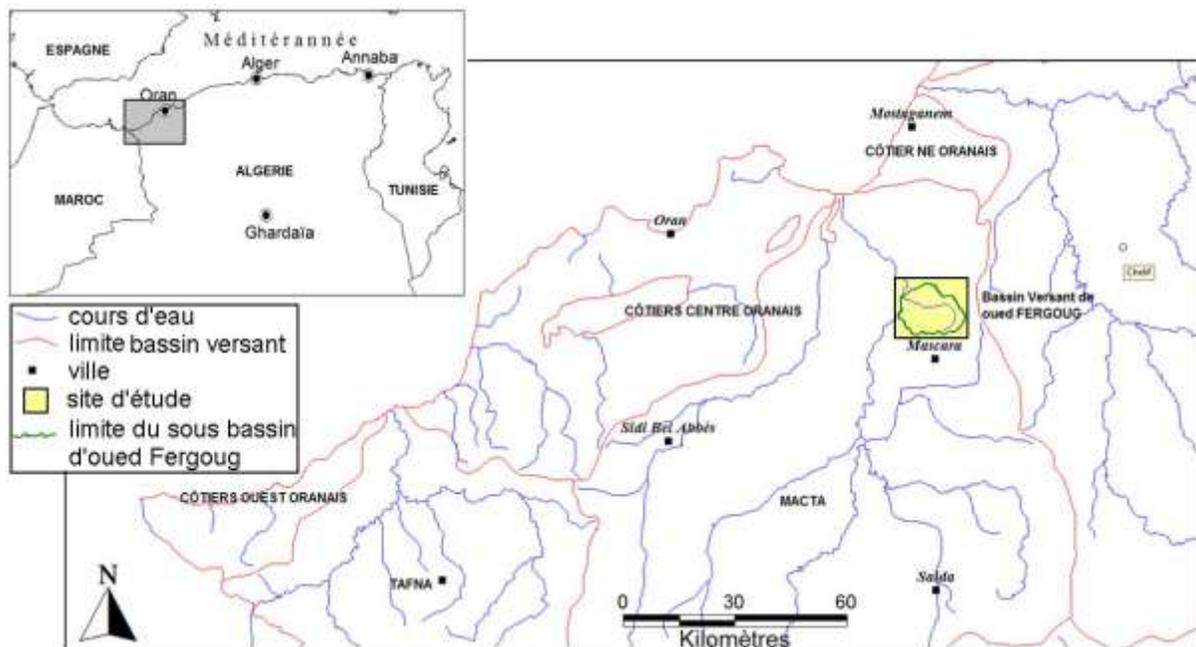


Figure IV.1 : Carte de localisation du bassin versant de l'Oued Fergoug (Azbouche, 2017)

Dans le cadre de ce projet, quatre sites ont été choisis : deux sites de références et deux sites d'études (un site cultivé et un site non cultivé). Dans cette étude, nous avons travaillé sur un site cultivé d'une pente d'environ 18% situé à la Daïra de Aïn Farès qui représente la limite Est du bassin versant.

2. Aspects physiques de la zone d'étude

2.1. Climat

Le climat est un facteur du milieu naturel qui détermine le potentiel agricole d'une région, par ces composantes (pluie, température, humidité, vents...) il influe sur la formation et l'évolution des sols. Son action est souvent défavorable dans la mesure où il peut être agent de dégradation du milieu. L'Algérie est soumise à un climat du type méditerranéen caractérisé par

des pluies concentrées à l'époque froide de l'année et dont la sécheresse coïncidence avec les mois chauds de l'année.

Le climat qui règne dans la région de Fergoug tend à être aride, ce qui menace la productivité de la région. En effet depuis deux décennies il a été constaté une diminution constante des précipitations : dans les années 1990, la moyenne était de 400 à 500mm/an, alors au cours de ces dernières années elle n'est que de 300 à 400mm/an (Morsli, 1996). Une étude du climat de la zone d'étude nous éclairera certainement sur les différents facteurs du climat et leur influence sur l'érosion hydrique. Pour cela nous utiliserons les données météorologiques de L'ONM d'Oran ainsi que celles de l'ONM d'Alger relatives aux stations de Mascara.

Tableau IV.1 : Caractéristiques des stations pluviométriques (ONM d'Oran, ONM d'Alger).

Stations	Altitude	Latitude	Longitude	Période
Mascara	474 m	35°.36' N	00°.30' E	2005-2016
Fergoug	511 m	35°.18' N	00°.09' E	1969-1995

2.1.1. Précipitations

Comme déjà cité dans la partie théorique (Chapitre I), la pluie est l'élément causal de l'érosion, il intervient dans les processus érosifs par son intensité, sa fréquence et sa hauteur. Dans la région de Fergoug, les conditions climatiques font en sorte que les précipitations saisonnières sont très contrastées et irrégulières. Des pluies fréquemment brutales dont l'essentiel se concentre sur quelques jours pendant la saison humide sont assez fréquentes (Bouchetata A et Bouchetata T, 2006). Les pluies agressives exceptionnelles qui s'abattent sur la région, en déclenchant le ravinement et des glissements de terrain, charrient d'énormes quantités de sédiments vers les réservoirs d'eaux (Roose et al, 2004).

L'analyse des précipitations est réalisée à travers l'étude du régime mensuel des précipitations.

Le tableau ci dessous englobe les précipitations moyennes mensuelles (mm) des stations de Mascara. Les données de 1995-2005 sont perdues.

Tableau IV.2 : Variations des précipitations moyennes mensuelles (1969-1995) et de 2006-2015 (ONM d'Oran, ONM d'Alger).

Précipitations (mm)	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Jull	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Total année
1969-1995	69.9	79.1	84.0	59.5	49.6	11.3	4.4	3.2	29.9	52.5	60.1	76.2	579.7
1995-2006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2006-2015	56.6	45.9	37.4	60.1	23.0	13.5	3.1	6.9	23.0	42.9	58.2	47.4	408.1

L'analyse des précipitations mensuelles révèle que dans la période allant de 1969 à 1995 le mois de mars est le plus arrosé de tous et que le mois d'Aout est le plus sec. Par contre dans la période allant de 2006 à 2015 le mois le plus arrosé est le mois d'avril alors que le mois sec est le mois de juillet.

2.1.2. Vents

Ils constituent un des facteurs reconnus dans la caractérisation du climat méditerranéen. La vitesse du vent peut affecter de façon directe l'érosion du sol. Le Tableau (IV.3) englobe les vitesses de vents mensuelles (mm) de la station de Mascara

Tableau IV.3 : Vitesse du vent de la région de mascara, de la période allant de 2005 à 2016 (ONM Alger).

Vitesse (m s ⁻¹)	Jan	fév	mars	avr	mai	jui	jul	aout	sept	oct	nov	déc
Max	13.6	13.3	14.0	12.4	12.4	12.4	12.1	12.5	12.6	12.7	13.3	12.5
Min	4.8	6.2	6.5	6.7	6.2	6.3	5.7	6.2	7.3	6.5	6.8	5.5
Moy	9.6	10.4	10.2	10.1	10.4	10.4	10.6	10.4	10.9	10.3	9.9	8.8

Dans ce tableau, il est clair que la vitesse des vents est presque constante sur les dernières années et n'est pas très importante dans cette région.

2.1.3. Températures

Pour cette étude également les données de la période allant de 1995 à 2005 sont perdues. Le Tableau suivant présente les températures mensuelles minimales (Min), les maximales (Max) et leurs moyennes (Moy) exprimées en °C, pour la période allant de 1977 à 1995 ainsi que la période de 1995 à 2005.

Tableau IV.4 : Températures moyennes mensuelles de la station de Mascara entre 1977-1995 et entre 2005-2016 (ONM d'Oran, ONM d'Alger).

T (°c)	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jull	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
1977-1995												
Min	1.84	3.69	4.74	4.46	9.67	13.62	16.32	16.89	14.39	10.47	6.43	4.34
Max	13.3	16.04	18.53	20.62	24.72	29.72	35.04	35.23	30.99	24.61	19.26	15.63
Moy	7.57	9.87	11.64	12.54	17.2	21.67	25.68	26.06	22.69	17.54	12.85	9.98
2006-2015												
Max-max	17.0	18.2	20.5	25.9	30.7	35.3	39.5	40.0	33.1	30.2	22.9	19.5
Min-max	12.7	12.2	17.0	18.5	23.4	30.6	35.4	35.2	28.4	22.9	16.3	12.8
Moy-max	15.1	15.3	18.8	22.7	27.3	32.1	37.2	36.7	31.1	26.8	19.4	15.9
Max-min	6.5	7.6	8.4	10.7	15.1	18.2	20.7	21.3	17.8	13.9	10.4	7.4
Min-min	0.9	-0.1	4.2	6.6	9.1	12.6	17.7	17.5	15.6	11.3	6.0	3.7
Moy-min	4.0	4.3	6.1	8.9	11.9	15.7	19.5	19.7	16.5	13.0	8.3	5.1
Max-moy	10.8	12.4	13.8	18.3	22.3	26.7	29.9	30.7	25.4	21.8	16.3	12.6
Min-moy	8.0	6.0	10.9	13.0	16.3	21.9	26.6	26.9	22.3	17.7	11.4	8.8
Moy-moy	9.6	9.8	12.5	15.8	19.6	23.9	28.4	28.2	23.8	19.9	13.9	10.5

De part cette répartition de la température moyenne mensuelle, pour la période de 1977-1995, nous remarquons que le mois de Janvier est le plus froid (1,84 °C), août correspond au mois le plus chaud (35,23°C). Nous avons aussi estimé la température moyenne annuelle à 16,27 °C. Par contre, dans la période allant de 2006 à 2015 nous remarquons que les températures sont plus élevées avec une moyenne que nous avons estimée à 17,99 °C. Le mois le plus froid est toujours le mois de janvier (4,0 °C) et le mois le plus chaud correspond est le mois de juillet (37,2 °C).

Nous remarquons que pour les deux périodes considérées la pluviométrie la plus basse a changé du mois d'aout à la première période au mois de juillet dans la deuxième période. De même la température la plus haute a changé du mois d'aout dans la première période au mois de juillet dans la deuxième période. Ceci est un indicateur du changement des saisons dans la région.

2.2. Synthèse climatique

Pour caractériser le climat de Mascara, la procédure utilisée s'appuie sur la méthode de Bagnouls et Gausson (1957).

2.2.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1957)

Ce diagramme met en évidence la période de sécheresse et son intensité dans une région donnée. Bagnouls et Gausson (1957) considèrent qu'un mois est sec lorsque le total des précipitations moyennes exprimé en (mm) est inférieur ou égal au double de la température moyenne en degré Celsius ($P/T < 2$). Ces auteurs préconisent pour la détermination de la période sèche (suite de mois secs) de tracer un diagramme sur lequel la température est portée à une double échelle de celle des précipitations. La durée de cette période sèche ressort matérialisée par la surface de croisement où la courbe thermique passe au dessus de la courbe ombrique. Le tableau (IV.5) présente les températures moyennes mensuelles et les précipitations moyennes mensuelles de la station de Mascara.

Tableau IV.5 : Précipitations et températures moyennes mensuelles de Mascara (ONM d'Oran, ONM d'Alger).

Mois	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jull	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
1977-1995												
P (mm)	69.9	79.1	84.0	59.5	49.6	11.3	4.4	3.2	29.9	52.5	60.1	76.2
T (°C)	7.57	9.87	11.64	12.54	17.2	21.67	25.68	26.06	22.69	17.54	12.85	9.98
2006-2015												
P (mm)	56.6	45.9	37.4	60.1	23.0	13.5	3.1	6.9	23.0	42.9	58.2	47.4
T (°C)	9.6	9.8	12.5	15.8	19.6	23.9	28.4	28.2	23.8	19.9	13.9	10.5

Les figures suivantes représentent les diagrammes ombro-thermique de Bagnouls et Gausсен pour les deux périodes considérés.

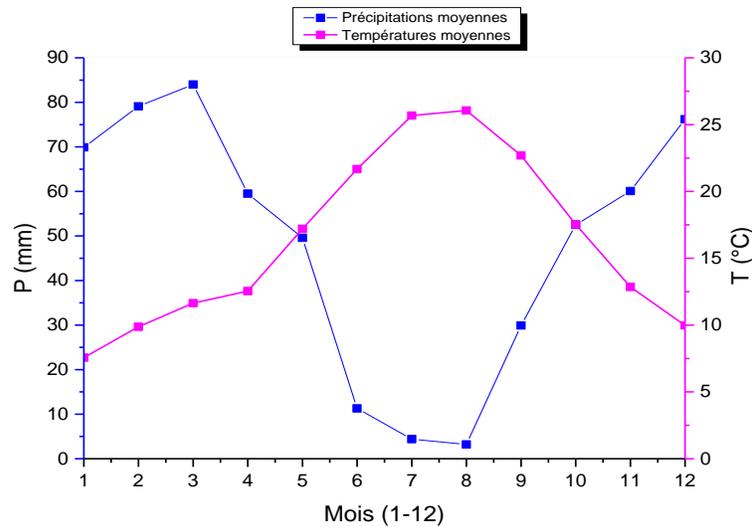


Figure IV.2: Diagramme ombro-thermique de la station de Mascara de la période entre 1977 et 1995 selon Bagnouls et Gausсен (1957).

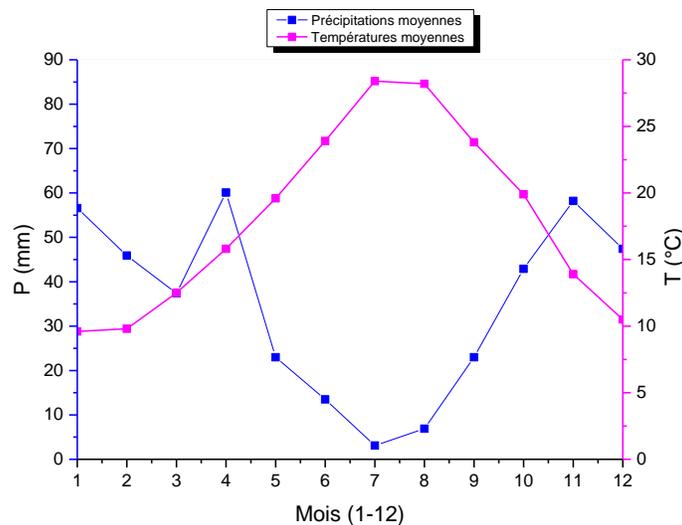


Figure IV.3: Diagramme ombro-thermique de la station de Mascara de la période allant de 2006 à 2015 selon Bagnouls et Gausсен (1957).

La période sèche s'étale de début Mai jusqu'en fin Octobre pendant la période de 1977-1995. Ainsi à Mascara, 6 mois sur 12 sont considérés comme secs. Pendant la période allant de 2006 à 2015, la période sèche s'étale d'Avril à Octobre. Ainsi les changements climatiques ont fait en sorte que dans cette région 7 mois sur 12 sont considéré comme secs.

2.2.2. Quotient pluviométrique

Il est utilisé pour déterminer la nature du climat. La méthode d'Emberger permet l'étude du climat en utilisant le quotient pluviométrique suivant :

$$Q = 2000P / M^2 - m^2 \quad \text{Équation IV.1}$$

Où :

P : précipitation moyennes annuelles (mm)

M : température maximale du mois le plus chaud (°K)

m : température minimale du mois le plus froid (°K)

Stewart (1969) a simplifié l'équation d'Emberger pour pouvoir l'appliquer dans un climat méditerranéen en Algérie.

$$Q = 3,43 P / (M - m) \quad \text{Équation IV.2}$$

Où :

P : précipitation moyennes annuelle (mm)

M : température moyenne des maximales du mois le plus chaud (°C)

m : température moyenne des minimales du mois le plus froid (°C)

3,43 est le coefficient de Stewart établi pour l'Algérie

Le tableau (IV.6) montre le quotient pluviométrique calculé pour la région de Fergoug

Tableau IV.6 : Quotient pluviométrique de la région de Fergoug.

Période	1977-1995	2006-2015
Q Emberger (mm K ⁻¹)	59.55	41.87
Q Stewart (mm K ⁻¹)	59.54	42.17

Les valeurs de Q montrent que la région du sous bassin versant de Fergoug était semi aride avant 1995 mais elle est désormais classée parmi les régions arides.

Tableau IV.7 : Correspondance entre étage de la végétation et variance thermique (Quezel 1979 dans Laribi, 2000).

P (mm)	Q	Bioclimat
<100	< 10	per-aride
100-400	10-45	aride
400-600	45-70	semi-aride
600-800	70-110	subhumide
800-1200	110-150	humide
>1200	>150	perhumide

2.3. Lithologie

La roche mère de cette est une roche sédimentaire. Le sol est généralement constitués par des couches argilo-marneuses avec des bancs de grès. Dans la région on trouve une prédominance de marnes vertes avec des passages très riches en macrofaunes. Des marnes argileuses assez imperméables et peu résistantes à l'érosion. Les formations géologiques de la région sont très sensible à l'érosion, la principale source de sédiments provient des formations tendres (marne, marno-calcaire, grès tendre...).

La carte lithologique (Figure IV.4) du BV de l'Oued Fergoug, laisse apparaître une grande diversité de formations superficielles avec prédominance de sols argileux issus des formations marneuses.

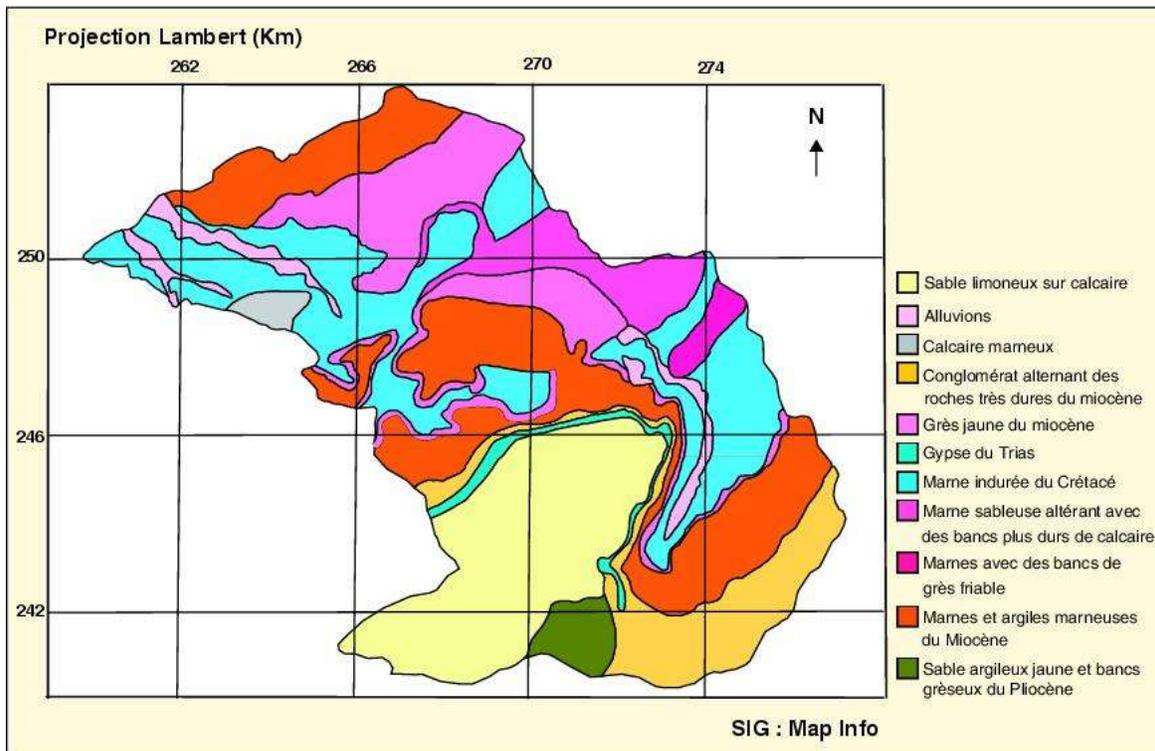


Figure IV.4 : Carte lithologique du bassin versant de l'Oued Fergoug (Bouchetata A, Bouchetata T, 2006).

2.4. Pédologie

Les roches meubles essentiellement marneuses sont les plus répandues dans la région
Les sols formés sur les marnes sont essentiellement des sols vertiques : vertisols, bruns calcaires et peu évolués à tendance vertiques

D'après Morsli et al (1988), les sols les plus répandus dans la région sont :

- Les sols peu évolués
- Les sols rouges fersialitiques
- Les sols bruns calcaires
- Les vertisols gris ou noirs

La figure suivante présente la pédologie de la région du sous bassin versant de Fergoug.

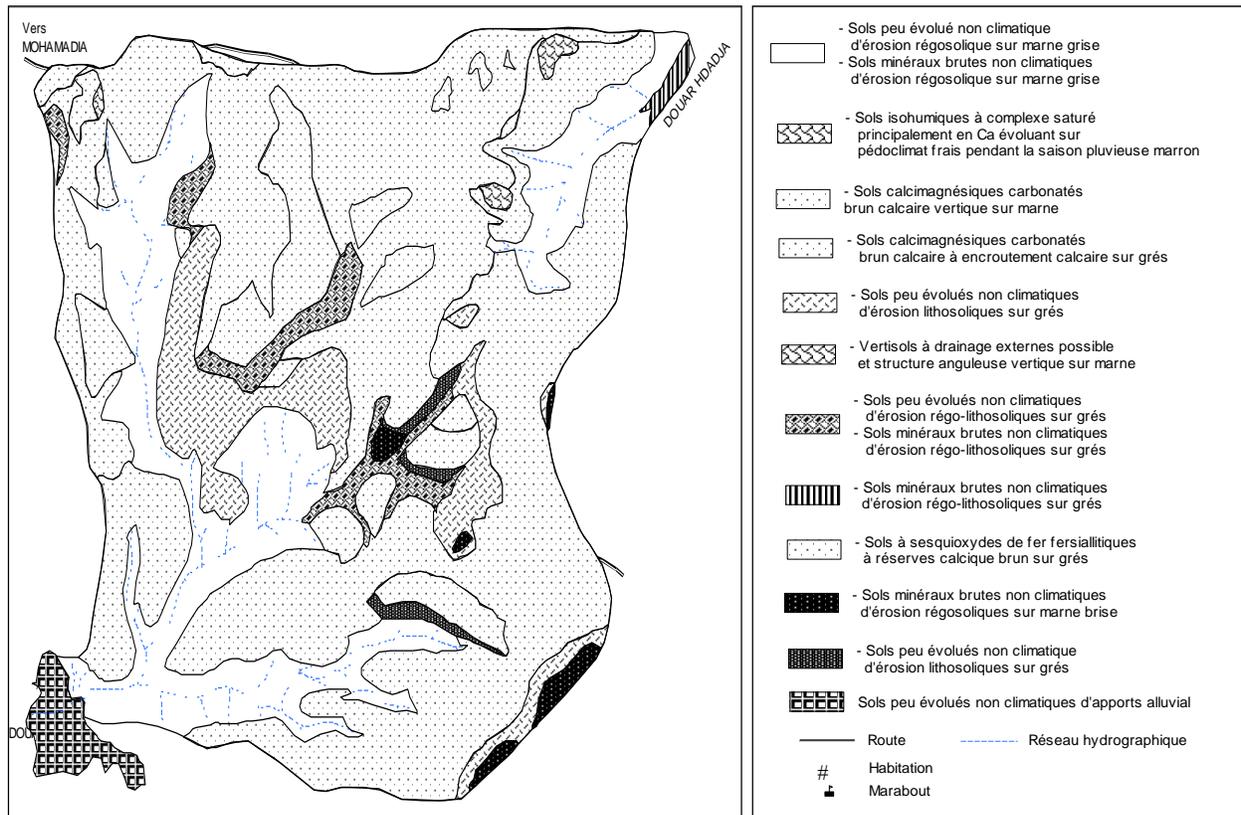


Figure IV.5 : Carte pédologique du sous bassin versant de l'oued Fergoug.

Le tableau suivant présente les résultats de l'étude pédologique du site de référence ainsi qu'un échantillon du site étudié fournis par l'Institut National de la Recherche Forestière.

Tableau IV.8 : Résultats de l'étude pédologique du site de référence et du site étudié.

ECH	Site d'étude (C1)		Site de Référence (C0)	
	MO %	CaCO3 T %	MO %	CaCO3 T %
0-2	1.7	24.2	3.7	20.8
2-4	1.6	23.8	2.2	21.6
4-6	2.2	22.9	2.0	22.9
6-8	2.2	23.3	1.5	22
8-10	1.5	24.2	1.3	23.3
10-12	1.9	23.8	2.0	22.9
12-14	1.2	25	0.4	24.6
14-16	1.0	23.8	1.2	22.9
16-18	1.1	24.2	1.0	23.8
18-20	1.2	23.8	1.2	22
20-25	1.4	21.2	1.0	24.2
25-30	1.3	23.3	1.0	22.5
30-35	1.3	22	0.4	24.2
35-40	1.0	22	0.2	23.8
40-50	0.7	20	0.3	24.2
50-60	-	-	0.5	21.6

Ces analyses montrent que notre site se caractérise par un sol peu évolué en référence aux teneurs de MO et l'étude du bassin versant de Fergoug (Morsli, 1988). En effet, les sols peu évolués occupent souvent le haut des versants. Sur grès, l'horizon de surface est limono-sableux, tandis qu'en profondeur, la texture est sableuse et il est moins riche en éléments nutritifs. Le complexe absorbant est dominé par le calcium. Le pH est légèrement alcalin. La principale cause de leur non développement c'est l'érosion, car la majorité d'entre eux sont situés sur des versants à fortes déclivités (Morsli, 1996).

3. Stratégies et techniques d'échantillonnage

L'échantillonnage commence par le choix du site de référence ainsi que le choix du site d'étude. Pour cela une mission de terrain a été programmée en avril 2016 au niveau du sous bassin versant de Fergoug. Suite aux travaux d'experts, deux sites de référence, supposés non perturbés, et deux sites d'études ont été choisis. Nous avons travaillé pour la réalisation de ce mémoire sur un transect du site agricole Fergoug (Figure IV.6) situé dans la Daira de Ain fares W. de Mascara, ce site se trouve à côté de la parcelle expérimentale de type Weishmeir destinée pour la quantification de l'érosion par la méthode classique.

3.1. Site de référence

La procédure d'échantillonnage pour le site de référence (Figure IV.7) consiste à délimiter une surface de 20m x 20m. On réalise par la suite 9 prélèvements superficiels tous les 10 m à l'aide d'un cadran en fer (Figure IV.8) de dimension 25cm x 5cm x 5cm et une carotte de 70 cm de profondeur et de diamètre de 9,1cm (Figure IV.9). La carotte est par la suite coupée en tranches de 2cm jusqu'à une profondeur de 20cm ; puis en tranches de 5 cm jusqu'à une distance de 40 cm et enfin des tranches de 10 cm jusqu'à 70 cm de profondeur (Figure IV.10). Les échantillons sont ensuite stockés dans des sachets en plastique et numérotés pour les transférer au laboratoire du CRNA. La figure IV.11 présente la méthodologie d'échantillonnage sur site de référence.

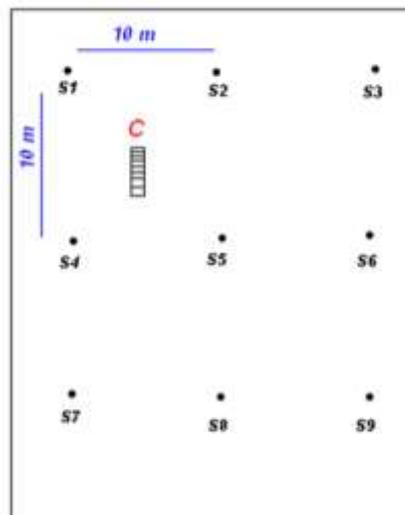


Figure IV.11 : Méthodologie d'échantillonnage sur site de référence.

Le site de référence ne doit pas être loin du site d'étude, la distance entre les deux sites doit être inférieure à un (01) km pour s'assurer que les deux sites sont soumis aux mêmes conditions météorologiques.

3.2. Site d'étude

L'échantillonnage sur ce site se fait en pente le long de la direction de la culture, vu que ce site est caractérisé par une pente d'environ 18%. La procédure d'échantillonnage pour le site d'étude se fait en utilisant le même matériel que celui du site de référence. Pour ce site,

une surface de 60mx30m, qui tient compte des fortes pentes et pour avoir une pente homogène sur tout le site, a été délimitée. 9 points de prélèvement en profondeur et 12 point de prélèvement en surfaces ont été effectués selon le schéma de la figure (V.2).

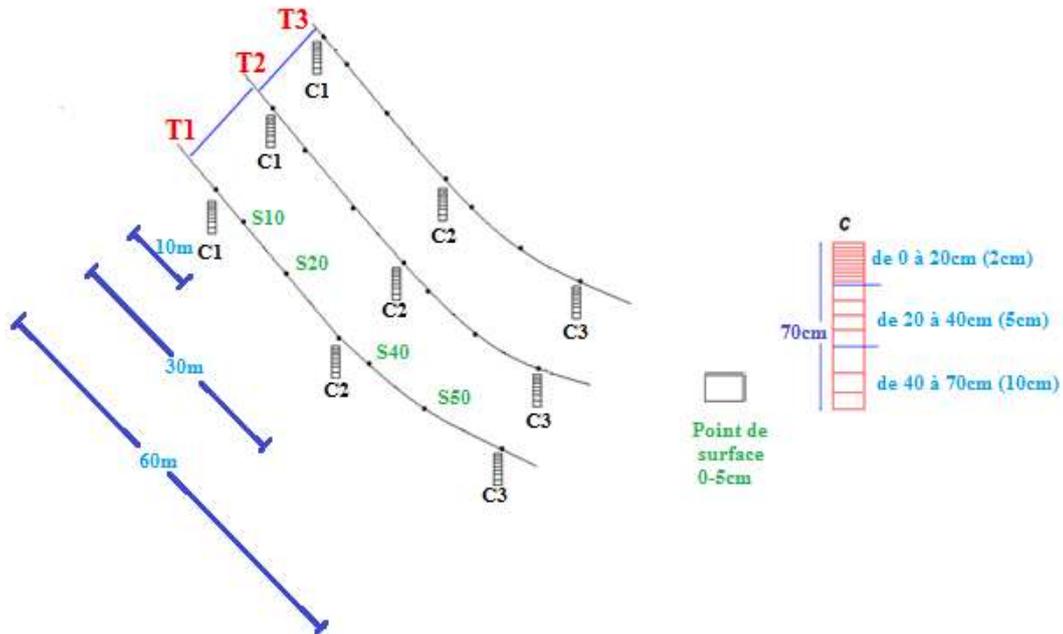


Figure IV.12 : Schéma d'échantillonnage du site d'étude.

Pour la réalisation de ce mémoire, nous avons travaillé sur le transect N°1 de ce site. Le schéma suivant illustre notre étude.

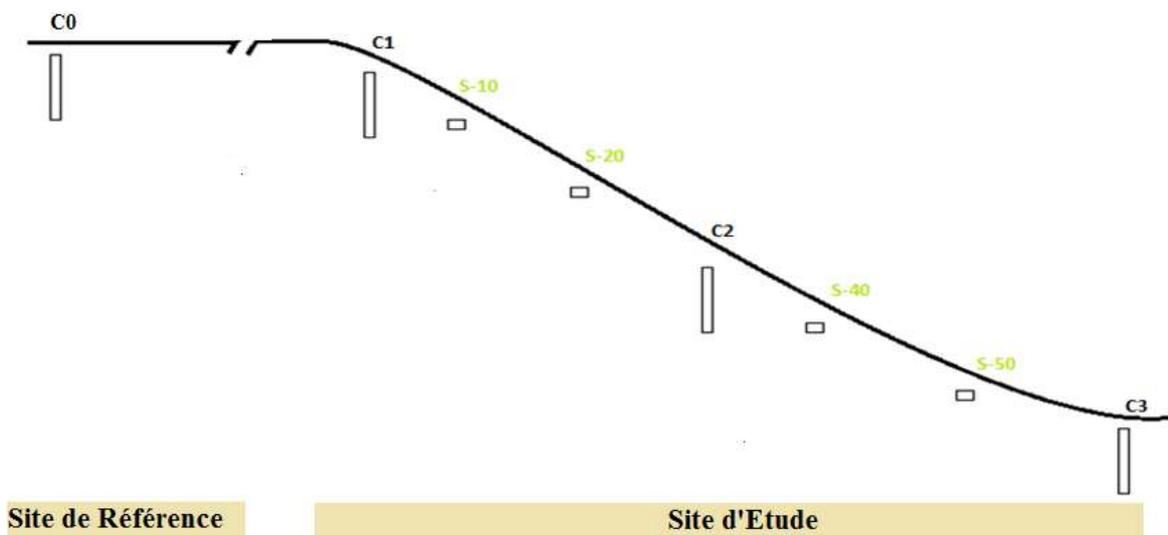


Figure IV.13 : Schéma représentatif du transect étudié.



Figure IV.7: Site de référence



Figure IV.6: Site d'étude



Figure IV.8: Cadran d'échantillonnage



Figure IV.10: Segmentation de la carotte



Figure IV.9: Carottier

4. Caractéristiques de la chaîne de spectrométrie gamma

La chaîne de spectrométrie gamma (Figure IV.14) utilisée, de marque CANBBERA, est composée d'un détecteur à semi-conducteur de type Ge(HP) de haute résolution, relié à un système DSA (Digital Spectrum Analyzer). Les spectres sont visualisés sur un ordinateur pour être ensuite traités par un logiciel Génie-2000.

Le détecteur utilisé est un détecteur GeHP type p, GX-3519, avec de l'époxy de carbone. Le détecteur utilisé présente 35% d'efficacité relative à 1,33 MeV comparé à celui utilisant le Cristal NaI (TI) (3 * 3) et une résolution de 1,85 keV (FWHM) à 1332,5 keV Et 0,86 keV à 122 keV,

Il est entouré d'un château en plomb de 114 mm d'épaisseur, avec des feuilles de 3 mm d'étain et 1,5 mm de cuivre pour réduire la contribution au spectre des Rayons X, obtenant un faible niveau de bruit de fond nécessaire à l'application dans l'environnement.



Figure IV.14 : Chaîne de spectrométrie gamma

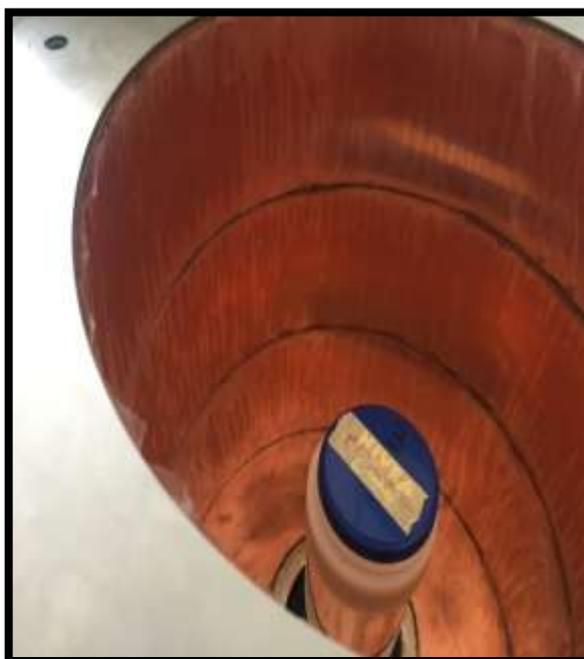


Figure IV.15 : Analyse d'un échantillon

4.1. Etalonnage de la chaîne

4.1.1. Etalonnage en énergie

La première étape du travail avant toutes mesures, est la calibration en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma qui consiste à déterminer l'énergie en fonction du numéro du canal.

L'étalonnage en énergie permet de faire l'analyse qualitative en établissant la relation entre l'énergie (E) perdue par les photons incidents et le numéro du canal (ch) où sont enregistrées les impulsions correspondantes.

La plupart des systèmes préamplificateur, amplificateur et ADC sont linéaires et l'équation du premier ordre de l'étalonnage en énergie peut décrire correctement les données. On aura ainsi :

$$E = A(ch) + B \qquad \text{Équation IV.3}$$

Où: ch = numéro de canal

Cependant, les systèmes MCA les plus avancés, tels que ceux basés sur le Génie 2000, permettent aux utilisateurs de choisir entre les équations du premier ordre (linéaire) ou du second ordre (non-linéaire ou quadratique) qui utilisent un ajustement des moindres carrés à plusieurs points de données.

L'équation du second ordre est alors de la forme :

$$E = A(ch)^2 + B(ch) + C \qquad \text{Équation IV.4}$$

Nous avons fait deux étalonnages en énergie. Pour le premier, nous avons utilisé une multi sources étalon dans une matrice sol. Pour le deuxième nous avons utilisé une source ponctuelle d'Eu-152.

Le tableau (IV.9) représente les résultats obtenus de la calibration en énergie du détecteur:

Tableau IV.9 : Etalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma

Source	Radioéléments	Canal	Energie (KeV)
Multi Sources standard	^{124}Am	161.19	59.85
	^{109}Cd	239.15	88.15
	^{57}Co	329.89	122.18
	^{57}Co	368.80	136.60
	^{159}Ce	447.83	165.90
	^{137}Cs	1785.20	661.63
	^{60}Co	3166.00	1173.45
	^{60}Co	359613	1332.89
Source ponctuelle	^{152}Eu	329,05	121,87
	^{152}Eu	660,31	244,66
	^{152}Eu	928,75	344,16
	^{152}Eu	1108,92	410,95
	^{152}Eu	1197,58	443,81
	^{152}Eu	2100,95	778,66
	^{152}Eu	2339,75	867,18
	^{152}Eu	2600,54	963,85
	^{152}Eu	2929,15	1085,66
	^{152}Eu	3000,01	1111,92
	^{152}Eu	3798,97	1408,08

Les courbes et les équations correspondantes sont obtenues en utilisant le logiciel Origine qui permet de mieux ajuster les courbes.

A. Etalonnage en utilisant une multi sources standard

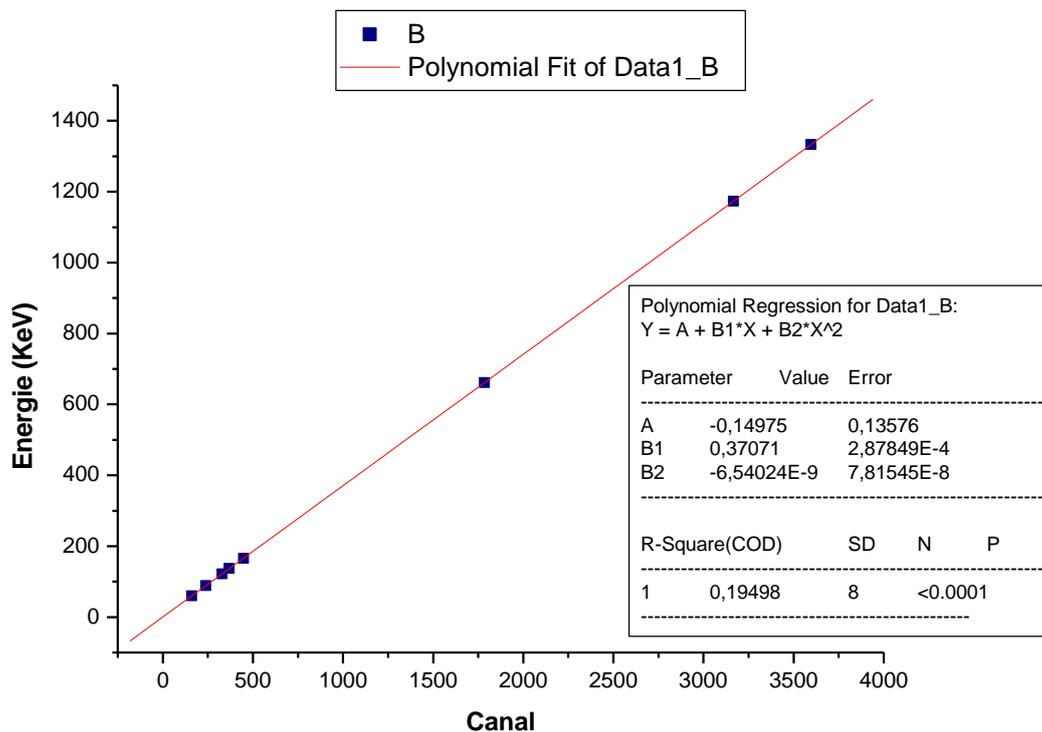


Figure IV.16 : Courbe d'étalonnage en énergie du détecteur.

La droite d'étalonnage obtenue par la méthode des moindres carrés est :

$$E = 0,37 (Ch) - 0,14 - 6,54 \cdot 10^{-9} \quad \text{Équation IV.5}$$

B. Etalonnage en utilisant une source ponctuelle

La figure (IV.17) représente la courbe d'étalonnage pour une source ponctuelle scellée d'¹⁵²Eu

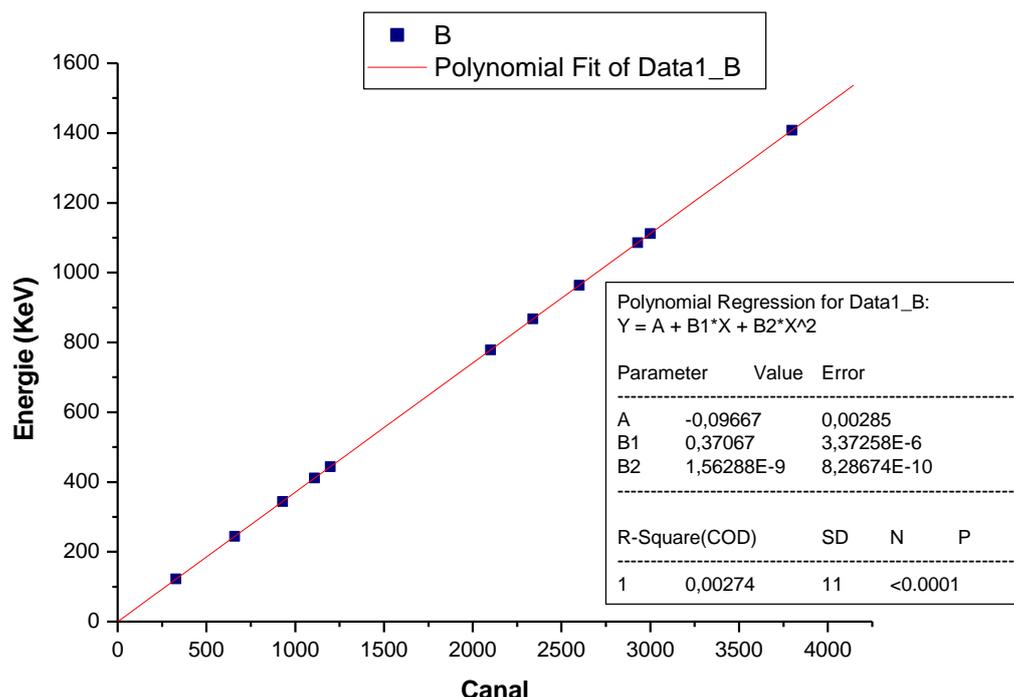


Figure V.17 : Courbe d'étalonnage de la source d'Europium- 152

La droite d'étalonnage obtenue en utilisant cette source est :

$$E = 0,37 (\text{Ch}) - 0,09 + 1.56 \cdot 10^{-9} \quad \text{Équation IV.5}$$

4.1.2. Etalonnage en efficacité

L'efficacité absolue du détecteur est définie par le nombre de rayonnements émis détecté sur le nombre de rayonnements émis par la source. Cette définition pourra être traduite par l'expression suivante :

$$\epsilon = \frac{N_x}{A_0 e^{-\frac{\ln 2}{T} t} \gamma t_c} \quad \text{Équation IV.6}$$

Où :

- ϵ : Efficacité absolue
- N_x : Intensité ou surface du pic photoélectrique
- A_0 : Activité de la source à la date de sa fabrication
- T : Période radioactive de la source
- t : Temps entre la date de fabrication et la mesure
- γ : Rapport d'embranchement ou probabilité d'émission
- t_c : Temps de collection

Pour l'étalonnage de détecteur utilisé, nous avons mesuré une source standard dans une matrice sol, de géométrie cylindrique d'une activité connue. Les résultats obtenus sont dans le tableau suivant :

Tableau IV.10 : Efficacité du détecteur pour la géométrie cylindrique

Eléments	T _{1/2} (S)	Energie (KeV)	Efficacité
Am-241	1,37E+10	59.54	1.00E-01 ± 1.72E-03
Cd-109	39864960	88.03	1.01E-01 ± 1.92E-03
Co-57	23483520	122.06	9.88E-02 ± 1.73E-03
Co-57	23483520	136.55	9.06E-02 ± 2.60E-03
Ce-139	11892182	165.86	7.75E-02 ± 4.04E-03
Sn-113	9953280	391.7	2.24E-02 ± 3.10E-03
Cs-137	948305880	661.66	2.77E-02 ± 5.13E-04
Y-88	9212486.4	898.04	1.89E-02 ± 2.82E-03
Co-60	166340110	1173.23	1.57E-02 ± 2.73E-04
Co-60	166340110	1332.49	1.41E-02 ± 2.46E-04
Y-88	9212486.4	1836.05	9.54E-03 ± 5.87E-04

Les données ci-dessus nous ont permis de déterminer la courbe expérimentale d'étalonnage en efficacité :

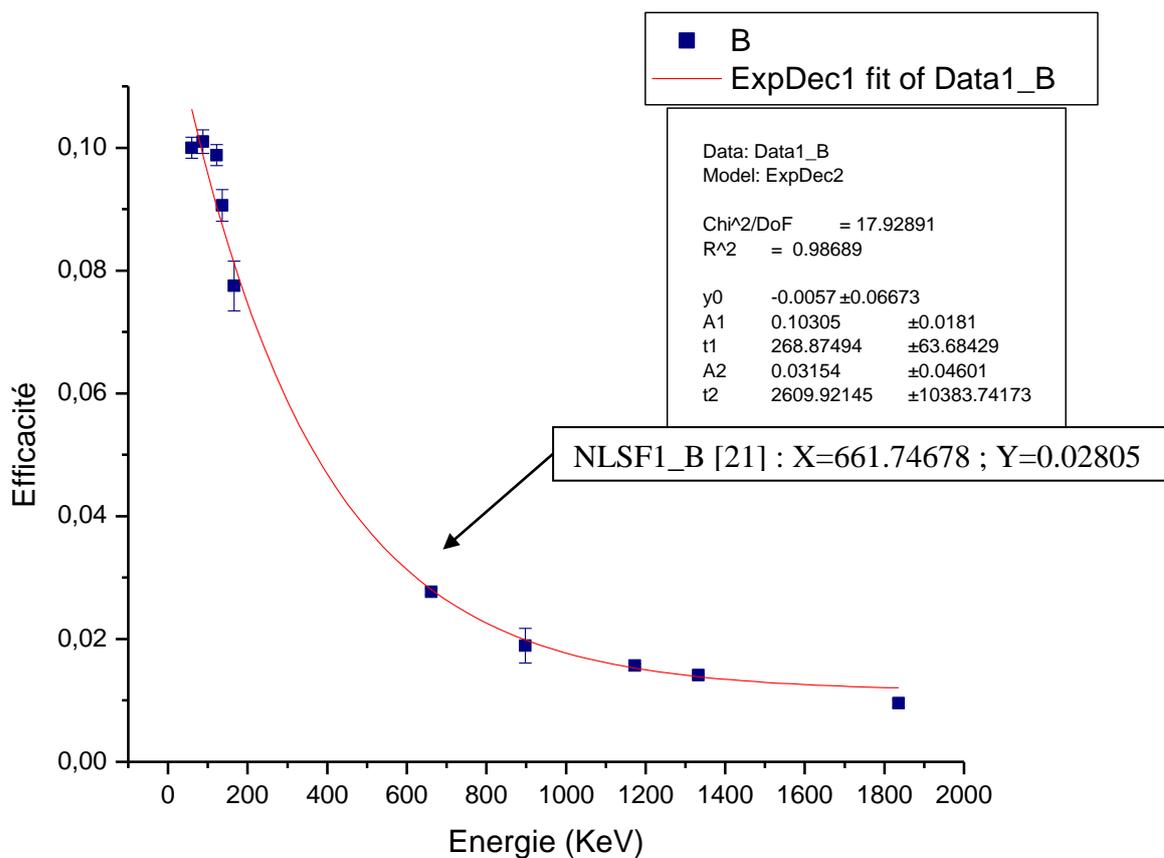


Figure IV.18: Courbe d'étalonnage de l'efficacité du détecteur.

Pour l'efficacité du détecteur, nous avons obtenu une courbe exponentielle qui diminue avec l'augmentation de l'énergie. L'efficacité de détection du Cs-137 est donc estimé à : $\varepsilon=0.028$.

➤ **Erreur d'efficacité**

D'après la loi du calcul de l'efficacité, en considérant que l'erreur sur le temps de comptage et sur le rapport d'embranchement sont nulles, on trouve que la relation suivante pour le calcul de l'erreur de l'efficacité:

$$\sigma \varepsilon = \varepsilon \sqrt{\left(\frac{\sigma A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\sigma V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\sigma Nx}{Nx}\right)^2} \quad \text{Équation IV.7}$$

L'erreur de l'efficacité est donc égale à : 5.13×10^{-4}

5. Analyse du Cs-137 dans le sol.

En vue de l'analyse du Cs-137, les échantillons de sol sont préparés au préalable. Après séchage à l'air libre pendant 24 heures, ils sont étuvés à 105° pendant 24 heures, broyés et tamisés ($<2\text{mm}$), pour ensuite être conditionnés dans des boîtes cylindriques d'un diamètre compatible avec celui du détecteur.

5.1. Analyse des spectres

Après la préparation, chaque échantillon est prêt à l'analyse. On entre l'échantillon dans la chaîne puis on lance l'acquisition et on l'arrête après 24 heures et on registre le spectre.

Les spectres obtenus affichent l'intensité de rayonnement gamma en fonction de leur énergie. La figure IV.19 est un exemple de spectre.

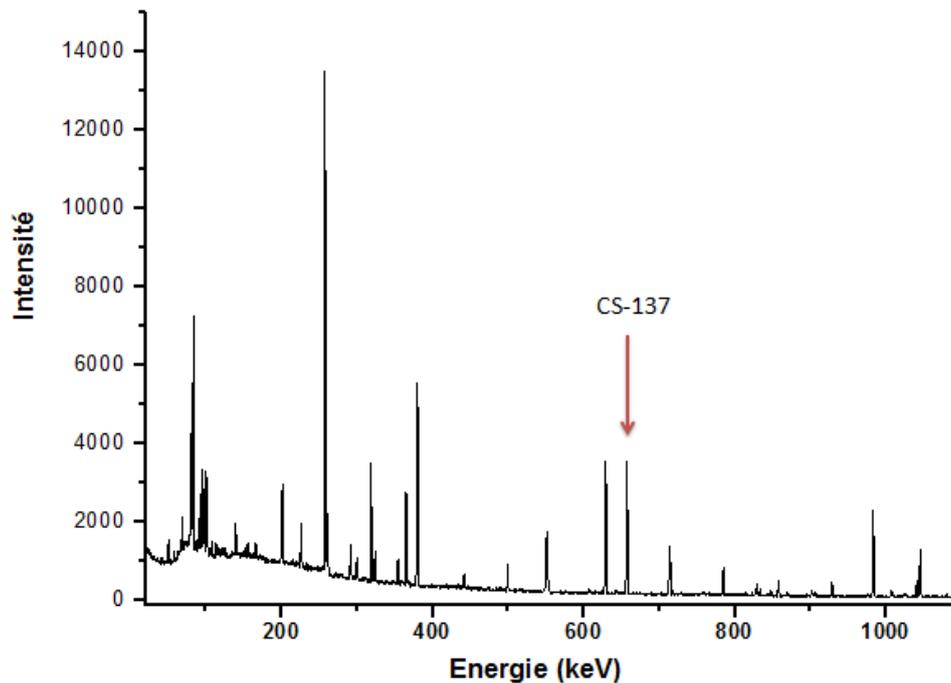


Figure IV.19 : Spectre d'un échantillon

On s'intéresse au pic du ^{137}Cs d'énergie $E = 661.6$ keV. Pour chaque échantillon on prend la valeur de l'intensité pour le calcul de l'activité spécifique de ^{137}Cs .

5.2. Analyse quantitative

5.2.1. Détermination des activités spécifiques du ^{137}Cs dans le sol

L'activité spécifique du ^{137}Cs est déterminée à partir de la relation suivante:

$$As = \frac{Nx}{\epsilon \cdot \gamma \cdot m \cdot tc} \quad \text{Équation IV.8}$$

Où :

Nx : Intensité du pic de la raie d'énergie 661.6 keV du ^{137}Cs

γ : Rapport d'embranchement = 0.85

m : Masse de l'échantillon en kg

ϵ : Efficacité absolue du détecteur=0.028

tc : temps de collection en seconde.

➤ Erreur sur l'activité spécifique

L'erreur sur l'activité spécifique (σA) du ^{137}Cs est déterminée en appliquant l'expression de la loi de propagations de l'erreur qui est donnée par la relation suivante :

$$\sigma A = A_s \sqrt{(\sigma N/N)^2 + (\sigma m/m)^2 + (\sigma \gamma/\gamma)^2 + (\sigma \varepsilon/\varepsilon)^2} \quad \text{Équation IV.9}$$

Où :

- σN : L'erreur sur l'intensité du pic d'absorption totale ;
- $\sigma m = 0.01 \text{ g}$: L'erreur sur la masse de l'échantillon ;
- $\sigma \varepsilon = 5.13 \cdot 10^{-4}$: L'erreur sur l'efficacité du détecteur ;
- $\sigma \gamma$: L'erreur sur le rapport d'embranchement (négligeable).

5.2.2. Limite de détection

Nous déterminons une région de la raie 661.6keV à partir d'un bruit de fond, par la suite la valeur de la surface sous se région de est donné. Cette valeur représente l'intensité N_x . Puis nous calculons la limite de détection (LD) par la loi suivante :

$$LD = 2.71 + 4.65 \sqrt{N_x} \quad \text{Équation IV.10}$$

La limite de détection trouvée est égale 17.41.

5.2.3. Activité spécifique minimale détectable

On utilise la limite de détection comme intensité pour calculer l'activité spécifique minimale détectable.

L'activité spécifique minimale détectable est égale 0.117 Bq/kg.

6. Activités spécifiques des échantillons

6.1. Site de Référence

Le tableau ci-dessous présente les activités spécifiques du Cs 137 dans la carotte C0 du site de référence.

Tableau IV.11: Activités spécifiques du Cs-137 de la carotte C0 dans le site de référence.

Profondeur (cm)	N_x	σN	m	T_c	A_s	σA
0-2	1.58E+03	7.36	0.060	86400	13.17	0.24
2-4	1.59E+03	7.33	0.063	86400	12.60	0.23
4-6	1.12E+03	7.43	0.068	86400	8.28	0.16
6-8	6.60E+02	6.78	0.064	86400	5.16	0.10
8-10	4.44E+02	6.85	0.073	86400	3.02	0.072
10-12	2.72E+02	6.05	0.072	86400	1.88	0.05
12-14	7.20E+01	5.13	0.075	79550,5	0.52	0.03
14-16	6.40E+01	5.14	0.072	86400	0.44	0.03
16-18	7.00E+01	4.70	0.078	86400	0.45	0.03

18-20	2.20E+01	4.20	0.070	93600	0.14	0.02
20-25	3.70E+01	5.31	0.074	172800	0.12	0.01
25-30	4.80E+01	5.10	0.071	172800	0.17	0.01
30-35	5.90E+01	5.12	0.069	172800	0.21	0.01
35-40	<LD					

6.2. Site d'étude

6.2.1. Points de surfaces

Nous avons estimé l'activité spécifique du Cs-137 au niveau des points de surface, ces points ont été échantillonnés à une profondeur de 0-5cm qui ont été considérés comme des points de surface. Ces mesures ont pour but de déterminer la variation du Cs-137 au niveau de la surface du site. Dans le tableau IV.12, nous présentons la distribution des activités spécifiques du Cs 137 dans les points de surface.

Tableau IV.12: Activités spécifique des points de surfaces.

Point de surfac	N_x	σN	m	Tc	As	σA
S10	7,47E+02	7.06	0.064	86400	5.80	0.11
S20	6,71E+02	6.83	0.061	86400	5.48	0.11
S40	6,97E+02	6.76	0.063	86400	5.49	0.11
250	7,22E+02	6.75	0.065	86400	5.52	0.11

6.2.2. Points en profondeur

Dans le tableau IV.13, nous présentons la distribution des activités spécifiques du ^{137}Cs dans la carotte C1 du transect 1. Pour plus de précision, l'intensité des pics à partir de 20 cm a été déterminée manuellement en délimitant une région d'intérêt du pic correspondant à la raie 661,6 keV.

Tableau IV.13: Activités spécifiques du Cs 137 dans la carotte N°1 du transect 1.

Profondeur (cm)	N_x	σN	m	Tc	As	σA
0-2	6.95E+02	7.66	0.067	86400	5.16	0.11
2-4	5.42E+02	6.79	0.055	86400	4.90	0.10
4-6	6.29E+02	6.35	0.065	86400	4.84	0.10
6-8	6.52E+02	6.95	0.069	86400	4.75	0.10
8-10	7.11E+02	6.97	0.071	86400	4.98	0.10
10-12	7.76E+02	6.97	0.058	86400	6.67	0.13
12-14	7.77E+02	6.87	0.068	86400	5.72	0.11
14-16	5.16E+02	7.18	0.068	86400	3.82	0.08
16-18	2.63E+02	7.78	0.075	86400	1.76	0.06
18-20	1.60E+02	7.11	0.071	86400	1.12	0.05

20-25	91	5.17	0.070	86400	0.64	0.03
25-30	37	6.01	0.077	172800	0.12	0.01
30-35	<LD					
35-40	76	5.74	0.080	172800	0.23	0.01

Dans le tableau IV.14, nous illustrons la distribution des activités spécifiques du Cs-137 dans la carotte 2 du transect 1.

Tableau IV.14: Activités spécifiques du Cs-137 Dans la carotte N°2.

Profondeur (cm)	Nx	σN	M	Tc	As	σA
0-2	6.68E+02	7.11	0.067	86400	4.95	0.10
2-4	7.26E+02	6.57	0.064	86400	5.68	0.11
4-6	6.94E+02	6.79	0.067	86400	5.17	0.10
6-8	7.50E+02	7.19	0.065	86400	5.78	0.11
8-10	3.25E+02	6.78	0.065	86400	2.49	0.06
10-12	76	5.03	0.057	86400	0.66	0.04
12-14	158	5.05	0.065	86400	1.20	0.04
14-16	106	4.76	0.064	86400	0.82	0.04
16-18	54	4.38	0.068	86400	0.39	0.03
18-20	<LD					
20-25	37	5.16	0.087	86400	0.21	0.02
25-30	<LD					
30-35	<LD					
35-40	39	4.51	0.067	86400	0.28	0.03

Le tableau suivant illustre la distribution des activités spécifiques du Cs-137 dans la carotte 3 du transect 1.

Tableau IV.15: Activités spécifiques du Cs-137 Dans la carotte 3 du transect 1.

Profondeur (cm)	Nx	σN	M	Tc	As	σA
0-2	1.10E+03	7.21	0.068	86400	8.12	0.05
2-4	9.83E+02	8.12	0.068	86400	7.18	0.05
4-6	1.05E+03	7.46	0.073	86400	7.22	0.05
6-8	1.05E+03	7.16	0.072	86400	7.34	0.05
8-10	1.11E+03	7.36	0.073	86400	7.61	0.05
10-12	1.10E+03	7.37	0.066	86400	8.31	0.05
12-14	1.26E+03	7.53	0.076	79550,5	9.07	0.05
14-16	7.14E+02	7.14	0.074	78322,94	5.31	0.05
16-18	2.29E+02	6.63	0.070	85266,2	1.67	0.04
18-20	108	5.52	0.066	86400	0.81	0.04

20-25	85	5,37	0,064	144000	0,39	0.02
25-30	48	4,62	0,059	86400	0,40	0.03
30-35	20	4,45	0,060	86400	0,16	0.03
35-40	30	5,78	0,063	86400	0,23	0.04



Chapitre V

Résultats et discussions



1. Présentation des résultats

La quantification de l'érosion qui fait appel à de nombreuses méthodes mises au point dont l'étude des radios nucléides, sera étudiée à partir du suivi de la distribution spatiale du Césium Cs-137 qui constitue une technique de diagnostic global pouvant hiérarchiser, dans une courte période, les zones sensibles à l'érosion.

En effet, le césium Cs-137, une fois fixé par les particules du sol, n'est plus échangeable et seuls les processus physiques de l'eau et du vent (érosion, transport et dépôt) peuvent agir sur la redistribution des particules hôtes du Cs-137.

Des carottes sont prélevées dans le site à étudier pour voir la répartition des teneurs en Cs-137 en profondeur et les comparer avec celui du site de référence.

Les résultats d'analyse des échantillons du sol en vue de déterminer la distribution du Cs-137 le long du site par la spectrométrie gamma sont présentés pour l'ensemble des points de prélèvement réalisés suivant la figure (IV.13) (chapitre IV)

1.1. Site de référence

Les résultats des activités spécifiques du Cs-137 au niveau de la carotte du site de référence sont présentés dans le tableau (V.1) :

Tableau V.1: Activité du Cs-137 dans le site en fonction de la profondeur.

Référence	Profondeur (cm)	Activité Spécifique (Bq/kg)
Carotte C0	0-2	13.17 ± 0.24
	2-4	12.61 ± 0.23
	4-6	8.28 ± 0.16
	6-8	5.16 ± 0.10
	8-10	3.03 ± 0.07
	10-12	1.88 ± 0.05
	12-14	0.52 ± 0.03
	14-16	0.45 ± 0.03
	16-18	0.45 ± 0.03
	18-20	0.14 ± 0.02
	20-25	0.12 ± 0.01
	25-30	0.17 ± 0.01
	30-35	0.21 ± 0.01
35-40	< LD	

Le point de référence est situé dans un endroit plat à une altitude un peu plus élevée par rapport aux autres points de prélèvement. Ce site est supposé être non perturbé. Le Tableau (V.1)

montre que les valeurs de l'activité du Cs-137 dans le site de référence varient de 13.17 Bq/kg de sol au niveau de la surface (0-2 cm de profondeur) à une valeur de 0.12 Bq/kg de sol plus en profondeur.

La représentation graphique de la distribution de l'activité spécifique du ^{137}Cs au niveau de la carotte C0, (Figure V.1), montre que cette dernière diminue suivant une forme exponentielle. En effet, dans un sol non perturbé, le Cs-137 est en général concentré dans les premiers centimètres et décroît avec la profondeur (30 ÷ 40 cm) de façon quasi exponentielle avec un coefficient de régression de 0.95.

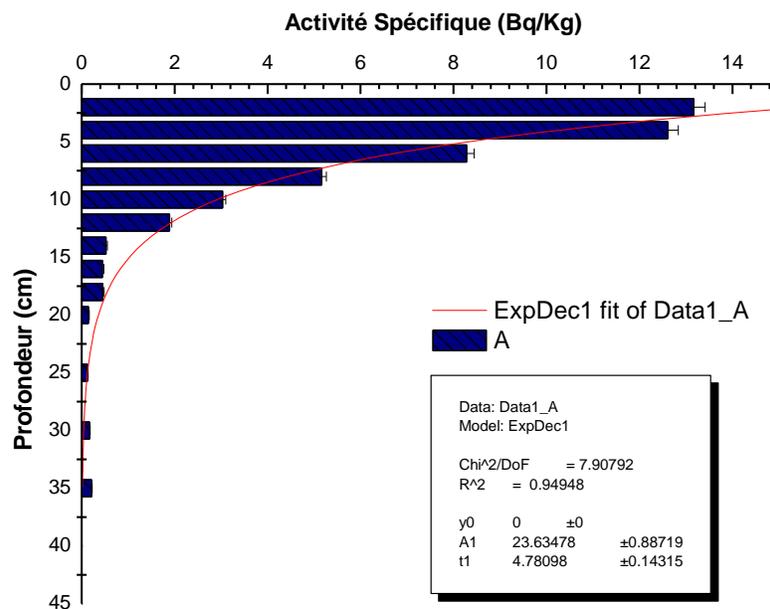


Figure V.1: Profil de distribution du Cs-137 au niveau de la carotte du site de référence.

1.2. Site d'étude

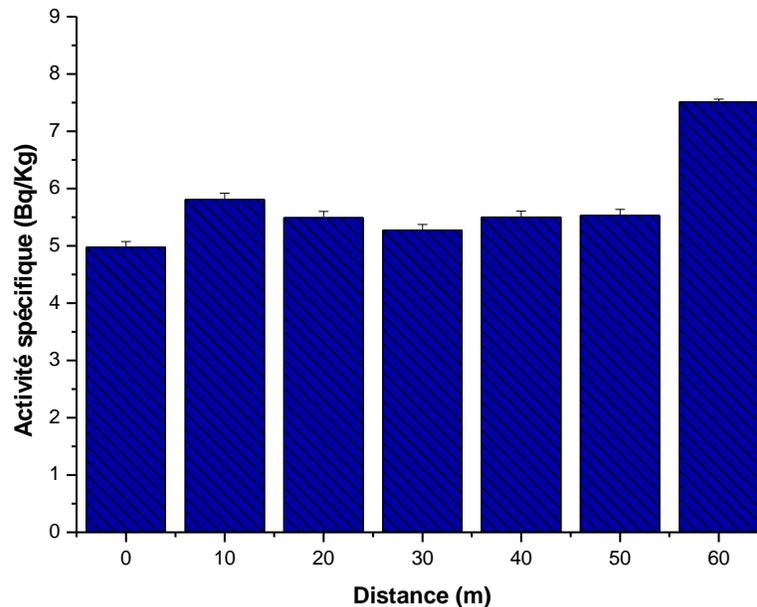
Les résultats d'analyses du Cs-137 dans les différents échantillons de sol du site sont présentés le long du transect tant en surface qu'en profondeur.

➤ Points de surface

Les résultats des activités spécifiques du Cs-137 au niveau des points de surface le long du transect sont consignés dans le tableau VI.2 et illustrés dans la figure VI.2.

Tableau V.1: Activité spécifique du Cs-137 dans les points de surface.

Point de surface	Activité (Bq/kg)
S-0	4.97± 0.10
S-10	5.81 ± 0.11
S-20	5.49 ± 0.11
S-30	5.27 ± 0.10
S-40	5.50 ± 0.11
S-50	5.53 ± 0.11
S-60	7.51 ± 0.05

**Figure V.2:** Distribution de l'activité spécifique du ^{137}Cs sur les points de surface.

Les points de prélèvement en surface ont été pris tous les 10m le long du transect. Le tableau (V.2) montre que les valeurs de l'activité spécifique du Cs-137 le long du transect sont plutôt homogènes, elles varient entre une valeurs minimum de 5.00Bq/kg de sol au point S-0 (C1) qui correspond au point le plus haut considéré et une valeur maximum de 7.57Bq/kg de sol au point S-60 (C3) qui correspond au point le plus bas du transect.

➤ **Activité spécifique du Cs-137 au point C1**

Les résultats des activités spécifiques du Cs-137 au niveau de la carotte N°1 sont présentés dans le Tableau suivant :

Tableau V.3: Activité du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 1 du site étudié.

Carotte	Profondeur (cm)	Activité Spécifique (Bq/Kg)
Carotte C1	0-2	5.17 ± 0.11
	2-4	4.91 ± 0.10
	4-6	4.84 ± 0.10
	6-8	4.76 ± 0.10
	8-10	4.99 ± 0.10
	10-12	6.67 ± 0.13
	12-14	5.72 ± 0.11
	14-16	3.82 ± 0.08
	16-18	1.76 ± 0.06
	18-20	1.12 ± 0.05
	20-25	0.65 ± 0.03
	25-30	0.12 ± 0.01
	30-35	< LD
	35-40	0.24 ± 0.01

Nous représentons dans la figure suivante, la distribution du ^{137}Cs en fonction de la profondeur.

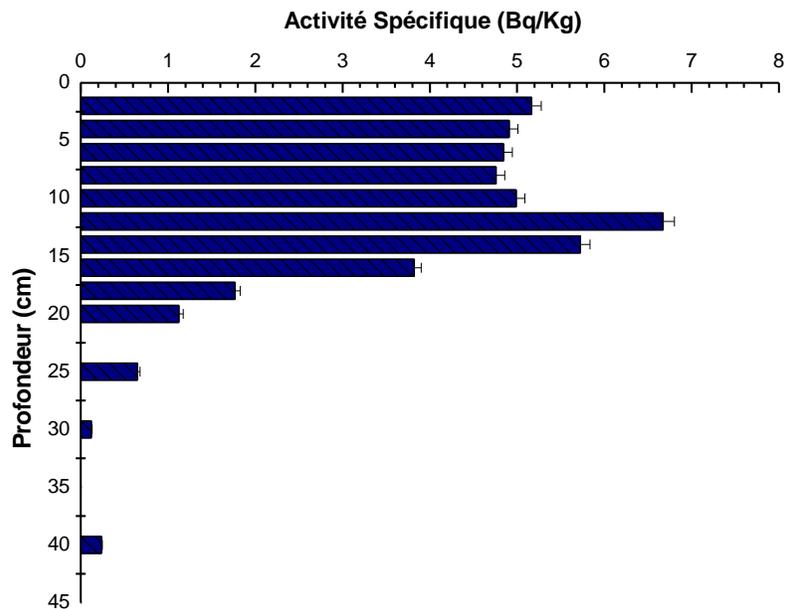


Figure V.3 : Profil de distribution du ^{137}Cs dans la carotte 1.

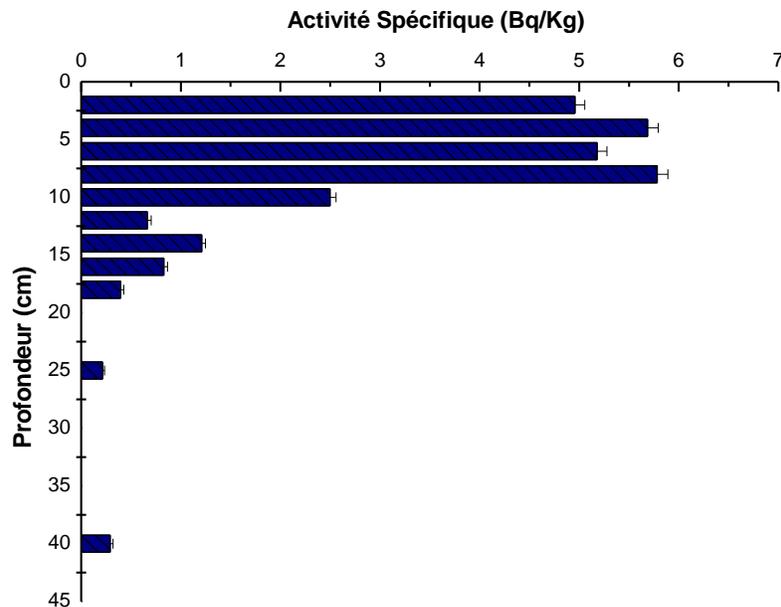
Le point C1 est le point le plus haut du transect considéré. Le point 1 est le point le plus haut du transect considéré. Le tableau (V.3) montre que les valeurs de l'activité spécifique du ^{137}Cs varient entre 6,67 Bq/kg de sol à une profondeur de 12 cm et 0,12 Bq/kg de sol à une profondeur de 30 cm. A partir d'une profondeur de 20 cm, les valeurs trouvées sont insignifiantes. A une profondeur de 35 cm, la valeur trouvée est inférieure à la limite de détection. Les valeurs trouvées sont homogènes jusqu'à une profondeur de 14 cm (5,29 Bq/kg de sol en moyenne) pour ensuite diminuer de façon significative suivant une loi exponentielle (Fig. V.3).

➤ **Activité spécifique du Cs-137 au point C2**

Les résultats des activités spécifiques du Cs-137 au niveau de la carotte C2 sont consignés dans le tableau (V.4) et illustrés dans la figure (V.4).

Tableau V.4: Activité spécifique du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 2 du site étudié.

Carotte	Profondeur (cm)	Activité Spécifique (Bq/Kg)
Carotte C2	0-2	4.95 ± 0.10
	2-4	5.68 ± 0.11
	4-6	5.18 ± 0.10
	6-8	5.78 ± 0.11
	8-10	2.49 ± 0.06
	10-12	0.66 ± 0.04
	12-14	1.20 ± 0.04
	14-16	0.83 ± 0.04
	16-18	0.39 ± 0.03
	18-20	< LD
	20-25	0.21 ± 0.02
	25-30	< LD
	30-35	< LD
	35-40	0.29 ± 0.03

**Figure V.4 :** Profil de distribution du ^{137}Cs dans la carotte 2.

Le tableau (V.4) montre que les valeurs de l'activité spécifique du ^{137}Cs varient entre 5,78 et 0,21 Bq/Kg de sol. Des valeurs insignifiantes sont trouvées à partir d'une profondeur de 10 cm. A plusieurs profondeurs l'activité du Cs-137 est inférieure à la limite de détection. La représentation graphique montre que pour cette carotte également, les concentrations en Cs-137 sont homogènes dans ce profil jusqu'à une profondeur de 8 cm où elles commencent à diminuer de façon significative.

➤ **Activité du Cs-137 au point C3**

Les résultats des activités spécifiques du Cs-137 au niveau de la carotte N°3 sont présentés dans le tableau (V.5) :

Tableau V.5 : Activité du Cs-137 en fonction de la profondeur de la carotte 3 du site étudié.

Point	Profondeur (cm)	Activité Spécifique (Bq/Kg)
Carotte 3	0-2	8.12 ± 0.05
	2-4	7.19 ± 0.05
	4-6	7.22 ± 0.05
	6-8	7.34 ± 0.05
	8-10	7.61 ± 0.05
	10-12	8.31 ± 0.05
	12-14	9.08 ± 0.05
	14-16	5.32 ± 0.05
	16-18	1.67 ± 0.04
	18-20	0.81 ± 0.04
	20-25	0.39 ± 0.02
	25-30	0.41 ± 0.03
	30-35	0.17 ± 0.03
35-40	0.24 ± 0.04	

Nous représentons, dans la Figure (VI.5) la distribution du Cs-137 dans la carotte C3.

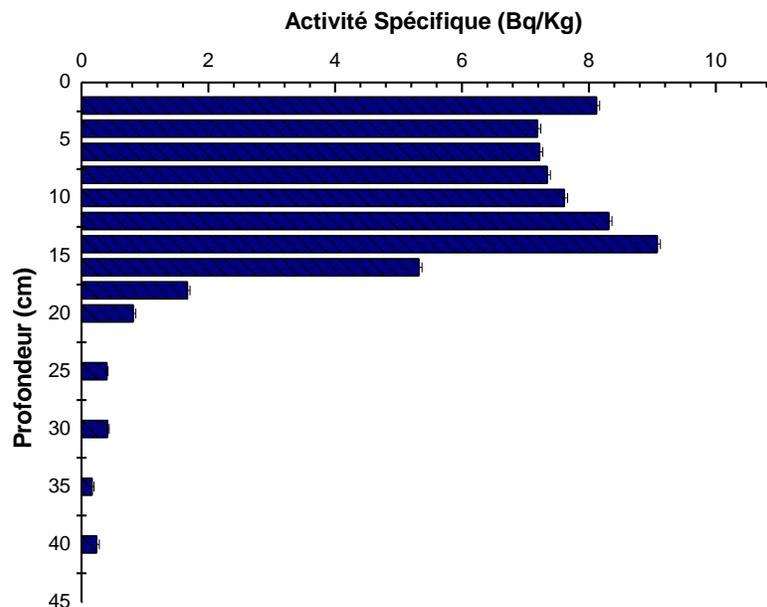


Figure V.5 : Profil de distribution du ^{137}Cs dans la carotte 3.

Le point de la carotte 3 est le plus bas du transect considéré. Le tableau (VI.5) montre que les activités du Cs-137 sont plus importantes dans cette carotte que celles des deux autres carottes. Il montre également que ces valeurs varient de 8,31 Bq/kg de sol en surface à 0,17 Bq/kg de sol plus en profondeur.

La représentation graphique (Figure V.5) montre que le profil de distribution reste presque homogène jusqu'à une profondeur de 14 cm. Après cette profondeur les valeurs de l'activité spécifique diminuent considérablement pour atteindre des valeurs insignifiantes à partir de 18 cm de profondeur.

La Figure (V.6) résume la distribution des activités spécifiques du ^{137}Cs en profondeur dans les différents points de prélèvement le long du transect.

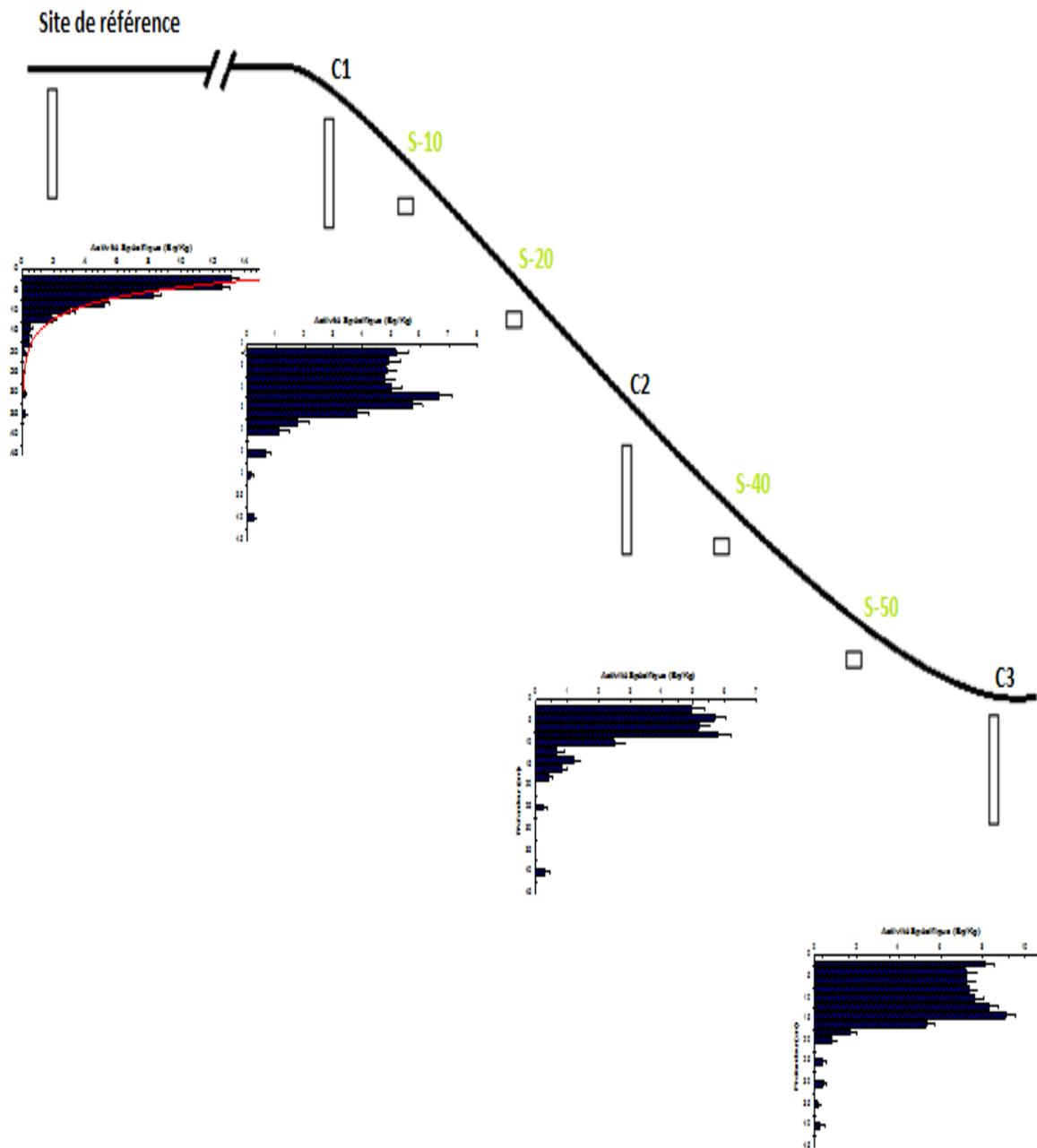


Figure V.6 : Distribution du ^{137}Cs dans les différents points de prélèvement.

1.3. Inventaires du Cs-137

Afin d'appliquer les modèles de conversion, des inventaires de ^{137}Cs doivent être calculés comme suit :

$$I = \sum_{i=1}^{i=14} \frac{As_i m_i}{s_i} \quad \text{Équation V.1}$$

Tel que :

As_i : Activité spécifique du Cs-137 de l'échantillon « i » en Bq/kg.

m_i : masse de l'échantillon « i » en kg.

s_i : section de du carottier en m^2 .

Les résultats de calcul des inventaires du Cs-137 après analyse des échantillons du sol dont le but est de déterminer la nature du point en profondeur (zone d'érosion, d'accumulation ou stable) sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau V.6 : Inventaire du Cs-137 dans les différents points de prélèvement.

Point	Carotte référence	Carotte 1	Carotte 2	Carotte 3
Inventaire (Bq.m⁻²)	463,19	455,28	281,85	701,18

Les pertes en césium 137 déduites de la différence entre les activités enregistrées aux niveaux du site de référence stables et site étudié sujet aux phénomènes d'érosion permettront de déterminer les pertes en sols.

2. Applications des modèles de conversion

Pour obtenir des estimations quantitatives de l'érosion des sols et des taux de dépôt à partir des mesures de radionucléides, un certain nombre de modèles de conversion théorique ont été développés pour les zones cultivées et non cultivées. Les activités spécifiques de ^{137}Cs doivent être converties en mouvement du sol en utilisant ces modèles. Le modèle proportionnel et une gamme de modèles Masse balance (Ex : MB I, II et III de Walling et al, 2002) sont généralement utilisés pour les sols cultivés.

Nous avons utilisé le modèle proportionnel ainsi que le modèle de masse balance 1 (MB 1).

2.1. Le modèle proportionnel

Le modèle proportionnel est probablement le modèle théorique le plus utilisé pour estimer les taux d'érosion des sols cultivés (voir Mitchell et al, 1980; De Jong et al, 1983; Fredericks et Perrens, 1988; Walling et Quine, 1990). Le modèle repose sur un principe selon lequel les intrants sont complètement mélangés dans la couche de culture et que la profondeur du sol perdue en raison de l'érosion pendant la période depuis le début de l'accumulation est directement proportionnelle à la réduction du contenu dans le profil du sol par rapport à l'inventaire de référence. Ainsi, si la moitié de l'entrée a été supprimée, la perte totale de sol pendant la période est supposée être de 50% de la profondeur de labour. Le taux d'érosion peut être facilement calculé en divisant la profondeur ou la masse des sols perdus par le nombre d'années impliquées. L'équation de base du modèle proportionnel peut donc être représentée comme suit :

$$Y = 10 \frac{BdX}{100TP} \quad \text{Équation V.2}$$

Tel que :

Y : Perte annuelle de sol ($t \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$)

d: Profondeur de labour ou couche de culture (m)

B : Densité apparente du sol (kg m^{-3})

X : Pourcentage de réduction dans l'inventaire total de ^{137}C (défini comme $(A_{\text{ref}} - A) \cdot 100 / A_{\text{ref}}$)

T : Temps écoulé depuis l'initiation de l'accumulation de ^{137}Cs (an)

A_{ref} : Inventaire de référence ^{137}Cs local (Bq m^{-2});

A : Inventaire ^{137}Cs total mesuré au point d'échantillonnage (Bq m^{-2});

P : Facteur de correction de taille de particule.

Bien que le modèle proportionnel ait été initialement utilisé pour estimer les taux d'érosion pour les points d'échantillonnage où l'inventaire mesuré est inférieur à l'inventaire de référence, ses hypothèses de base peuvent être étendues pour permettre l'estimation des taux de dépôt.

2.2. Modèle Masse Balance 1(MB-1)

Ce modèle a été proposé par (Zhang et al, 1990). Il suppose que les retombées totales se sont produites en 1963, au lieu du milieu des années 1950 au milieu des années 1970 (Walling et al, 2003). L'équation de base de ce modèle peut être présentée comme suit :

$$Y = \frac{10dB}{P} \left[1 - \left(1 - \frac{X}{100} \right)^{1/(t-1963)} \right] \quad \text{Équation V.3}$$

Y = Perte annuelle moyenne de sol (t ha⁻¹ an⁻¹)

d = Profondeur de charrue ou couche de culture (m)

B = Densité apparente du sol (kg m⁻³)

X = Pourcentage de réduction dans l'inventaire total de ¹³⁷C (défini comme (A_{ref} - A).100 / A_{ref})

P = Facteur de correction de taille de particule.

Les résultats de l'application des modèles pré cités sont consignés dans le tableau 5.7 et mettent en évidence, selon la classification américaine, que les pertes de sol dans le cas de cette étude comprise entre 25,98 et 32,81 t /ha/an sont fortes.

Tableau VI.7 : Résultats de l'estimation des processus d'érosion et de sédimentation en utilisant les modèles de conversion.

La carotte	Inventaire du ¹³⁷ Cs (Bq m ⁻²)	Modèle proportionnel (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	Masse balance 1 (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	Remarque
Carotte 1	455,28	1,041	1,050	érosion
Carotte 2	281,85	25,98	32,81	érosion
Carotte 3	701,18	-31,72	-25,70	déposition

3. Discussion des résultats

3.1. Site de référence

Les résultats obtenus à partir de la carotte du site référence montre que ce dernier pourrait constituer un site de référence. En effet, un site de référence doit satisfaire la condition que la distribution du Cs-137 doit diminuer d'une façon exponentielle avec une concentration en surface. Ces résultats concordent avec ceux de (Walling et al, 1995) et (He et Walling, 1997) qui ont montré que dans les sites de référence, le Cs-137 se concentre à la surface et diminue sous forme exponentielle en fonction de la profondeur.

Ce site est en effet situé dans une zone plate qui n'est pas touché par l'homme.

3.2. Site d'étude

3.2.1. Points de surfaces

La concentration homogène des points de surfaces est due aux pratiques de labours où un mélangeage des particules du sol a été fait. Au point S-60 la concentration est un peu plus élevée car cette zone est une zone de dépôt.

3.2.2. Les points en profondeur

Sur les sites cultivés, on peut s'attendre à ce que les concentrations soient presque uniformes au sein de la couche de labour en raison des pratiques de culture. Les inventaires Cs trouvés dans les zones agricoles se réduisent génériquement sur les pentes convexes (carotte 2), qui constituent des zones érodées, et augmentent dans les dépressions ou les petites vallées et à la base de la pente (zones de dépôt- carotte 3) (Mabit et al, 2008). On a effectivement trouvé que dans le site d'étude qui est un site cultivé, la concentration en Cs-137 était homogène dans la couche superficielle (couche de labour) dans toutes les carottes (1,2 et 3). Nos résultats sont similaires à ceux trouvés par (Mabit et Benmansour, 2008) sur un site similaire au Maroc.

➤ **La carotte C1 :** la carotte 1 se situe en haut du transect dans un endroit où la pente est un peu faible. On remarque que dans ce point la distribution est homogène jusqu'à une profondeur de 16 cm. Ceci est dû aux pratiques de culture.

L'inventaire du césium dans ce point est de $(455,28 \text{ Bq.m}^{-2})$ donc presque similaire à celui du site de référence qui est de $(463,19 \text{ Bq.m}^{-2})$, ceci peut être expliqué par le fait que en ce point il y a eu un phénomène d'érosion du sol. Cela a été confirmé par l'application des modèles où la perte du sol est estimée à $(1,041 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$ par le modèle proportionnel. Par contre en utilisant le modèle de masse balance 1 MB-1 la perte du sol a été estimée à $(1,050 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$. Le terrain est donc assez stable en cette zone là. La différence entre les deux modèles est discutée ultérieurement.

➤ **La carotte C2 :** parfois, les activités Cs se réduisent légèrement vers la surface en raison des intrants de matière organique provenant de la litière après la cessation des retombées (Mabit et al, 2008). En ce point également la distribution des concentrations en Cs-137 était homogène jusqu'à une profondeur de 10 cm. Ce qui est due aux techniques de culture.

L'inventaire du césium dans ce point est de $(281,85 \text{ Bq m}^{-2})$ donc est très faible comparé à celui du site de référence qui est de $(463,19 \text{ Bq m}^{-2})$, ceci peut être expliqué par le fait que en ce point d'érosion du sol est accrue. Cela a été confirmé par l'application des modèles de conversion où la perte du sol est estimée à $(25,98 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$ par le modèle proportionnel. Par contre en utilisant le modèle de bilan de masse MBM-1 la perte du sol a été estimée à $(32,81 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1})$. Le terrain n'est donc pas du tout stable en cette zone là.

➤ **La carotte C3** : en ce point également la distribution des concentration en Cs-137 était homogène jusqu'à une profondeur de 16 cm. Ce qui est due aux techniques de culture.

L'inventaire du césium dans ce point est de (701,18 Bq.m⁻²) donc est supérieur à celui du site de référence qui est de (463,19 Bq.m⁻²), ceci peut être expliqué par le faite que ce point est une zone de dépôt ou une zone d'accumulation. Ces résultats sont conformes aux résultats des travaux de Bernard et al (1998) qui ont montré que l'inventaire du césium dans le point d'accumulation est supérieur à celui du point de référence.

L'application des modèles de conversion nous donne résultats négatifs, ce qui confirme qu'il ya eu un gain de sol. Etant donné que ces modèles ont été pour estimer l'érosion non pas l'accumulation. L'accumulation du sol est estimée à (31,72 t.ha⁻¹.an⁻¹) par le modèle proportionnel. Par contre en utilisant le modèle de bilan de masse MBM-1 la perte du sol a été estimée à (-25,70t.ha⁻¹.an⁻¹).

3.3. Discussion des modèles

Dans le site qu'on a étudiait l'érosion du sol dans la zone d'érosion (Carotte 2) a été sous-estimée de 20,9% par le modèle proportionnel par rapport au modèle de masse balance (MB-1). Egalement dans la zone d'accumulation (carotte 3), le modèle proportionnel surestime le taux de déposition de 23,4% comparé au modèle de masse balance (MB-1)

3.3.1. Le modèle proportionnel

Le modèle proportionnel est facile à utiliser, mais fournit fréquemment des résultats peu fiables car il ne représente pas tous les processus importants impliqués (Mabit et al , 2008 ; Alewell et al, 2013). Il suppose, à tort, que la concentration des sédiments érodés reste constante dans le temps. En effet, les hypothèses clés de ce modèle constituent une simplification considérable des processus réels liés au comportement du sol. L'accumulation de ¹³⁷C a lieu pendant plusieurs années et certaines des retombées restent à la surface du sol avant d'être incorporées dans le profil du sol par culture. Si certains des ¹³⁷C accumulés à la surface sont éliminés par érosion avant l'incorporation dans le profil, les estimations de la perte de sol fournies par le modèle vont surestimer les taux réels de perte de sol. De même, cependant, puisque ce modèle ne tient pas compte de la dilution des concentrations de ¹³⁷C dans le sol dans la couche de charrue en raison de l'incorporation de sols en dessous de la profondeur de la charrue initiale après abaissement de la surface par érosion, les résultats obtenus sont susceptibles de sous-estimer Taux de perte de sol.

L'écart estimé entre le taux d'érosion en utilisant le modèle proportionnel de ceux estimé en utilisant les modèles de bilans de masses augmente avec une réduction croissante du pourcentage d'inventaire lorsque la réduction de l'inventaire par rapport à l'inventaire de référence

local dépasse 50%, le modèle proportionnel peut sous-estimer le taux d'érosion de plus de 40%. (Walling et al, 2003 ;Azbouche, 2017)

3.3.2. Le modèle masse balance 1:

Il est également largement utilisé et il tente de surmonter certaines limites du modèle proportionnel en modélisant les changements dans le contenu du profil du sol par le temps en réponse aux intrusions. En effet, ce modèle prend en compte la réduction progressive de la concentration du sol dans la couche de labour, en raison de l'élimination des sols superficiels par l'érosion et l'incorporation de sols négligeables au-dessous de la profondeur de la charrue initiale et représente donc une amélioration importante par rapport au modèle proportionnel. Ce modèle est également facile à utiliser et ne nécessite que des informations sur la profondeur de labour et l'inventaire de référence local.

Cependant, ce modèle ne prend pas en compte le potentiel d'élimination des retombées fraîchement déposées avant leur incorporation dans la couche de charrue, ce qui peut se produire pendant les précipitations qui produisent un écoulement de surface et, par conséquent, une érosion. L'hypothèse selon laquelle l'apport de retombées totales a eu lieu en 1963 est également une simplification excessive. (Walling et al, 2003)

Des modèles plus raffinés tels que les modèles MB II et MB III devraient fournir des estimations fiables des taux de redistribution des sols, mais ils nécessitent des paramètres supplémentaires et plus d'informations sur le comportement du Cs-137 dans le sol.



Conclusion générale



Conclusion générale

Conclusions et perspectives

L'étude que nous avons menée au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, concerne l'analyse des échantillons de sol prélevé sur un site agricole dans le bassin versant de Fergoug (wilaya de Mascara). Elle comporte une estimation de l'érosion du sol dans cette région. Les conclusions de cette étude sont les suivantes :

La méthode de ^{137}Cs peut fournir des informations très utiles sur les mouvements spatiales des sols, depuis la période de retombées majeures. Cependant, cette méthode fournit une évaluation de l'ampleur de l'érosion des sols plutôt qu'une mesure précise des taux de perte de sol (Mabit et al, 2013)

La détermination des mouvements du sol par la technique du Cs-137 par spectrométrie gamma a montré des zones stables, d'érosion et d'accumulation dans le bassin versant de Fergoug. De même il a été démontré qu'une stratégie d'échantillonnage doit être adaptée pour avoir des résultats significatifs. En effet une stratégie d'échantillonnage bien planifiée est très importante.

La méthode Cs-137 a des hypothèses bien précises. Dans notre cas les conditions locales ont permis de satisfaire les hypothèses de base de la méthode (site de référence valide et représentatif). Dans le site de référence, les résultats obtenus montrent que le site a été bien choisi et qu'il peut effectivement être considéré comme site de référence dans l'utilisation de la technique du Cs-137.

Dans le site cultivé, les résultats d'analyse ont montré une distribution spatiale du Cs-137 qui est un indice de l'érosion de ce site situé en amont du bassin versant de Fergoug. On a pu déterminer, par ces mêmes résultats, deux zones d'érosion et une zone de dépôt. En effet, l'analyse des échantillons a montré que le point le plus haut de ce site (point N°1) a subi une érosion, que le point N°2 a subi une érosion encore plus importante et que au point le plus bas (point N°3), il y a eu apport de sédiments.

L'application des modèles de conversion, nous a permis d'estimer les taux d'érosion ou de sédimentation en chaque point du site cultivé. La comparaison des résultats des deux modèles a donné un aperçu sur leurs limites et avantages. Ces deux modèles sont toutefois très simples à appliquer.

Chappell et al (2012) a déclaré : "... On ne peut raisonnablement pas avoir une meilleure technique pour l'évaluation de la redistribution nette du sol ..." Ceci est particulièrement vrai dans les régions éloignées, montagneuses et difficiles à accéder (Mabit et al., 2013)

Pour résoudre les problèmes d'interprétation qui peuvent se produire lorsque de multiples événements d'érosion se produisent à long terme, le $\text{Pb}_{\text{ex-210}}$ offre un potentiel important pour fournir un moyen d'évaluer l'érosion et la redistribution des sols associées à des événements

Conclusion générale

individuels de fortes précipitations et d'établir les effets du changement d'affectation de l'environnement et de la conservation spécifique des sols les mesures. Bien que les études utilisant Cs-137 soient maintenant bien documentées, des travaux supplémentaires visant à explorer l'utilisation de Pb_{ex}-210, en particulier dans les régions arides et semi-arides, devraient être effectués. En raison des délais plus courts impliqués, Pb_{ex}-210 peut fournir un complément précieux à l'utilisation de Cs-137.

Comme perspective de recherche, il serait intéressant de poursuivre ce travail de recherche sur les deux transects restants du site et aussi appliquer les autres modèles de quantification d'érosion comme les modèle de masse balance II et III.

Il serait également intéressant de comparer les résultats de cette étude avec les résultats du site adjacent où l'érosion a été estimée par une méthode classique, à savoir la méthode des parcelles de Weishmeir, car l'approche FRNs a un potentiel considérable, qui n'a pas encore été pleinement exploitée.

Une combinaison de différents radio traceurs par exemple Cs-137, Pb_{ex}-210 et Be-7 avec les méthodes conventionnelles donne de plus ample résultats sur les phénomènes d'érosion globaux (à long terme) et individuelle (à court terme).

Bibliographie

Arabi M., Kedaid O., Bourougaa L., Asla T., Roose E., Bilan de l'enquête sur la défense et restauration des sols (DRS) en Algérie, Institut national de recherche forestière (INRF, Algérie) et Institut de recherche pour le développement (IRD, France), BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5 <roosempl.ird.fr>, 2004.

Azbouche A., Use of nuclear techniques of radiotracer and REEs by neutron activation analysis in soil erosion assessment, 3rd International conference on theoretical and experimental studies in nuclear application and technology (TESNAT 2017), Adana, Turkey, 2017.

Azbouche A., Spectrométrie Gamma, cours régional, AIEA (Agence Internationale de l'Energie Atomique), 2013.

Azbouche A., Développement d'une méthodologie d'analyse par spectrométrie gamma et par activation neutronique pour l'étude de la distribution des radio-traceurs et des terres rares dans le sol, 164 p, Thèse de doctorat : Physique : Alger, Université des sciences et techniques Houari Boumedién : 2015.

Bagnouls F., Gaussen H., Les climats biologiques et leur classification, Annales de Géographie, 66 (355), (1957) 193-220.

Baize D., Jbiol B., Guide pour la description des sols, Edition Paris : Quae. 2011, 430p.

Bertaud A., Suivi des pressions associées à l'érosion dans les milieux naturels : panorama des principales méthodes de suivi, Rapport de l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie – OEIL, 2013, 76p, www.oeil.nc

Bodineau J., Détection des rayonnements, Institut national des sciences et techniques nucléaires - Saclay (France), Unité d'Enseignement Physique et Etude des Matériaux.

Boiffin J., La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies, Thèse de doctorat ingénieur, Paris : INA-Paris Grignon, 1984.

Bouchetata A., Bouchetata T., Propositions d'aménagement du sous-bassin-versant de l'oued Fergoug (Algérie) fragilisé par des épisodes de sécheresse et soumis à l'érosion hydrique, Institut agronomique méditerranéen de Montpellier (Iamm), 17 (3), (2006) 415-424.

Bouzidi A., Etude du comportement du Cs et du Sr dans les sols de la région de Birine , Thèse de Doctorat: Génie Chimique: Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 2012.

Bibliographie

Camilleri P.J., Nuclear physics.

Campy M., Macaire J.J., Géologie de la surface, 3^{ème} Edition, Paris : DUNOD, 2013,442 p.

Chevallier D., Détection et mesure des rayonnements nucléaires, Techniques de l'Ingénieur, P 2250 V1 (1996).

Chossat J.C., La mesure de la conductivité hydraulique dans les sols, Choix des méthodes, Lavoisier / Tec et Doc, 2005, 720p.

Claude B., Laverdiere M., Wicherek S., Le Césium-137, un outil pour l'étude des interrelations entre agrosystèmes et hydrosystèmes, Istitut de radioprotection et de sureté nucleaire , 2016.

Colle C., Adam C., Garnier-Laplace J., Roussel-Debet S., Fiche radionucléide Césium 137 et environnement, Institut de radioprotection et de sureté nucléaire, 2005, 29p.

Courtine C., Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle, Mesures experimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo, These de doctorat: physique corpusculaire : France, Université Blaise Pascal, 2007.

De Cort M., Dubois G., Fridman Sh.D., Germenchuk M.G., Izrael Yu.A., Janssens A., Jones A.R., Kelly G.N., Kvasnikova E.V., Matveenko I.I., Nazarov I. M., Pokumeiko Yu.M., Sitak V.A., Stukin E.D., Tabachny L.Ya., Tsaturov Yu.S., Avdyushin S.I., Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, European Commission Report EUR 16733. Luxembourg: European Commission, 1998.

De Sanctis E., Monti S., Ripani M., Energy from nuclear fission- an introduction, Springer, 2016.

Devell L., Guntay S., Powers D.A., The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view, CSNI report of NEA/OECD, Paris: OECD, 1995.

Doucette A., Impact de l'occupation des sols sur l'erosion hydrique dans le bassin versant du lac Togo, Université de lomé, 2011.

Duchaufour P., Abrégé de pedologie-Sol, végétation, environnement,5^{ème} edition, MASSON, 1997, 291p.

Fox D., Carrega P., Morschel J., Emsellemm K., Equipe Tice., Les consequences temporelles de la degradation des sols, Université de Nice Sofhia Antipolis, 2008.

Bibliographie

Genevois N., Biosorption de l'arsenic et du césium par des écorces forestières activées- Étude de l'optimisation des propriétés de biosorption par modification chimique, Thèse de doctorat: Sciences pour l'environnement: Limoges, École Doctorale Gay Lussac, 2016.

Gerzabek M.H., Mohamad S.A., Muck K., Cesium-137 in soil texture fractions and its impact on cesium-137 soil-to-plant transfer, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23 (3-4), (1992) 321-330.

Gil G., Rigol A., Vidal M., New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils, part 1: radiostrontium and radiocaesium, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009.

Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., *Le sol vivant*, 3^{ème} Edition, Italie : sciences de la terre, 2010, 817p.

Goloso V.N., Special considerations for areas affected by chernobyl fallout, Laboratory for Soil Erosion and Fluvial Processes, Faculty of Geography, Moscow State University, Moscow 119899, Russian Federation chapter 8. In: Zapata F., (Ed.), *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation using Environmental Radionuclides*, 2002.

Gordon ., Gilmore., *Partical Gamma-ray Spectroscopy*, 2^{ème} Edition, Willey, 2008.

Kamel N.H., Adsorption model of Cs-137 radionuclide and Sr (2) on some egyptian soils, *Journal of environmental radioactivity*, 2010.

King D., Bardy M., Bispo A., Citeau L., *Gestion durable des sols*. Quae, Collection Savoir faire, 2008, 336p.

Kluwer ., Dordrecht ., Special consideration for areas affected by Chernobyl fallout. In: Zapata F., (Ed.), *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation using Environmental Radionuclides*, The Netherlands.

Koll G.F., *Radiation detection and measurement*, 3^{ème} Edition, John Wiley & Sons, 2000.

Koller E., *Traitement des pollutions industrielles*, 2^{ème} Edition, DUNOD, 2009.

Lawson R., *An Introduction to Radioactivity*, Nuclear Medicine Department Manchester Royal Infirmary, 1999.

Le Bissonais Y., Thorette J., Bardet C., Daroussin J., *L'Erosion Hydrique Des Sols en France* , Institut Francais de l'environnement , Institut National de la Recherche Agronomique, 2002.

Bibliographie

Leconte P., Developement et optimisation de techniques de mesures par spectrometrie gamma:maitrise et calcul d'incertitudes associés.339 p.

Thèse de doctorat: physique des réacteurs: France, Université Clermont-Ferrand II, 2006.

Le Petit G., Granier G., Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnement, Paris : Lavoisier /Tec & Doc, 2002,256p.

Leroy C., Rancoita P.G., Principles of radiation interaction in matter and detection, 2^{ème} Edition, Singapore : World Scientific Publishing, 2004.

Limousin G., Gaudet J.P., Charlet L., Szenknect S., Barthes V., Krimissa M., Sorption isotherms: A review on physical bases, modelling and measurement - Applied Geochemistry, 2007.

Liu D-C., Hsu C-N., Chuang C-L., Ion-exchange and sorption kinetics of cesium and strontium in soils, Applied Radiation Isotopes, 46(9), (1995) 839-846.

Mabit L., Bernard Cl., Laverdière M.R., Wicherek S., Spatialisation et cartographie des risques érosifs à l'échelle d'un bassin versant agricole par radioisotopes , Etude et gestion des sols , 5 (3), (1998) 171-180.

Mabit L., Benmensour M., Walling D.E., Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides Cs-137, Pb-210 and Be-7 for assessig soil erosion and sedimentation,Journal of environmental radioactivity, 99(12), (2008) 1799-1807.

Mabit L., Meusburger K., Fulajtar E., Alewell C., The usefulness of ¹³⁷Cs as a tracer for soil: erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011), Earth-Science Reviews, 127, (2013) 300–307.

Mabit L., Fulajtar E., The use of ¹³⁷Cs to assess soil erosion and sedimentation processes: advantages and limitations, In: Book of the Extended Synopses of the International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation, IAEA Publication, Iaea-cn-145, 2007, 338–339.

McCauley A.,Jones C.,Jacobsen J., Soil&Water Management,Module I: Basic Soil Properties, Montana State University (MSU) Extension Service, 2005.

Mekil T.,Paris T., Spectrometrie Gamma, Institut de Chimie de Nice, laboratoire de recherche de l'Universite de Nice-Sophia Antipolis.

Messaid F., Techniques d'échantillons de l'environnement par spectrométrie gamma, Commissariat a l'énergie atomique-centre de recherche nucléaire d'Alger, 2002.

Mirsal I., Soil Pollution, Origin, Monitoring & Remediation, Springer, 2008.

Bibliographie

Monti S., Ripani M., Radioactivity and Penetrating Power, Energy from nuclear fission, An introduction, Springer, 2016.

Morsli B., Caractérisation, distribution et susceptibilité à l'érosion des sols de montagne-Cas des monts de Beni-Chougrane, Thèse de Magister INA El Harrach, 1996.

Ozlem K., Günseli Y., Dynamic equilibrium of radiocesium with stable cesium within the soil mushroom system in Turkish pine fores, Environmental pollution. 2006.

Panza F., Développement de la spectrométrie gamma in situ pour la cartographie de site. 223p. These de doctorat: Instrumentation nucléaire: Université de Strasbourg, 2016.

Perrin J., Determination of the vertical distribution of radioelements (K, U, Th, Cs) in soils from portable HP-Ge spectrometer measurements: A tool for soil erosion studies ,Applied Radiation and Isotopes, ISSN 0969-8043, CODEN ARISEF, 64(7), (2006) 830-843.

Pirard B., Etude et validation d'un spectromètre gamma pour la mesure de la composition chimique des surfaces planétaires, 203p, These de doctorat: Instrumentation Spatiale : Université Toulouse III - Paul Sabatier, 2006.

Poinssot C., Baeyens B., Bradbury M.H., Experimental and modelling studies of caesium sorption on illite, Geochimica Cosmochimica Acta, 63 (19-20), (1999) 3217-3227.

Qin-Hung H., Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review , journal of environmental radioactivity, 101 (6), (2008) 426-437.

Rigol A., Vidal M., Rauret G., An overview of the effect of organic matter on soilradiocaesium interaction: implications in root uptake, Journal of Environmental Radioactivity, 58 (2-3), (2002)191-216.

Ritchie J.C., McHenry R.J., Application of radioactive fallout Cs-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review, Journal of Environment Quality, 19, (1990) 215-233.

Ritter J., Soil erosion - Causes and Effects , Ontario : Ministry of agriculture, food and rural affairs , 2015.

Robeau D., Daburon F., Métivier H., Le césium de l'environnement à l'homme, EDP sciences, Collection: Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, 2000, 272p.

Robert M., Le sol : interface dans l'environnement , ressource pour le développement. paris : Masson , 1996. 244p.

Bibliographie

Roussel-Debet S., Beaugelin K., Vérification : Colle C., IRSN, Fiche Radionucléide, césium 137 et environnement, Document de l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (2005).

Soltner D., Les bases de la production végétale, Collection sciences et techniques agricoles , 1989.

Staunton S., Dumat C., Zsolnay A., Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils, *Journal of Environmental Radioactivity*, 58 (2-3), (2002) 163-164.

Sy M.M., Analyse d'incertitude en situation accidentelle. Transfert de radionucléides dans l'environnement et évaluation de l'exposition humaine par voie alimentaire, These de doctorat: Sciences de l'environnement : Aix-Marseille, 2016.

Thai P.K., Suka Y., Sakai M., Nanko K., Yen J.H., Watanabe H., Export of radioactive cesium from agricultural fields under simulated rainfall in Fukushima, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17 (6), (2015) 1157-1163.

Tsai S.C., Wang T.H., Li M.H., Wei Y.Y., Teng S.P., Cesium adsorption and distribution onto crushed granite under different physicochemical conditions, *Journal of Hazardous Materials*, 161 (2), (2009) 854-861.

Wallbrink P.J., Walling D.E., He Q., Radionuclide measurement using HPGe gamma spectrometry, F Zapata (ed.), *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides*, 67–96, 2002 IAEA, Printed in the Netherlands.

Walling D.E., Use of ^{137}Cs and other fallout radionuclides in soil erosion investigations: progress, problems and prospects, IAEA-TECDOC-1028, International Atomic Energy Agency Publication, Vienna, 1998.

Walling D.E., He Q., Use of fallout ^{137}Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains, *Catena*, 29 (3–4), (1997) 263-282.

Walling D.E., Quine T.A., The use of fallout radionuclides in soil erosion investigations, *Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation*, Agence Internationale des Energies Atomique ST1/PUB/947, 1995.

Walling D.E., He Q., Appleby P.G., Conversion models for use in soil-erosion, soil redistribution and sedimentation investigations , *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides (Chapitre 7)*, F.Zapata, 2002.

Bibliographie

Wang X., Dong W., Li Z., Du J., Tao Z., Sorption and desorption of radio cesium on red earth and its solid components: relative contribution and hysteresis, *Applied Radiation and Isotopes*, Editeur : Pergamon, 52 (4), (2000) 813-819.

Wicherek .,Bernard., Assesment of soil movements in a watershed, *CATENA*, 25 (1-4), (1995) 141-151.

Zaher H., Erosion hydrique, Ecole national forestière d'ingénieurs de Maroc (chapitre 1), 2010.

Zaher H., Erosion éolienne, Ecole national forestière d'ingénieurs de Maroc (chapitre 2), 2010.

Department of agriculture, Soil erosion, edition 3 (2008), Department of agriculture, Afrique de sud, 7 pages.

AIEA, Les radiotraceurs, outils essentiels à la compréhension des océans, *Bulletin de L'AIEA*, (2013) 7-8.

USDA, Soils Fundamental Concepts, Natural Resources Conservation Service (NRCS), Helping people help the land, The U.S. Department of Agriculture, 2006, 8 pages, www.nrcs.usda.gov