Université Cadi Ayyad Faculté des Sciences et Techniques Marrakech



Département des Sciences de la Terre

Centre National de l'Energie des Sciences et des Techniques Nucléaires – Rabat



CNESTEN

Mémoire de Stage de Fin d'Etudes

Master Sciences et Techniques

Eau et Environnement



ESTIMATION DES TAUX D'EROSION ET DE SEDIMENTATION A L'AIDE DES TECHNIQUES ISOTOPIQUES (¹³⁷Cs) :

CAS DU BASSIN VERSANT DE MOULAY BOUCHTA, RIF OCCIDENTAL,

Par :

Zainvé na DOUFFISSA

Soutenu le 30 juin 2011 devant la commission d'examen composée de :

Pr. BENKADDOUR A. Pr. RHOUJJATI A. Mr. ZOUAGUI A. Pr. DAOUDI L. (FST-G - Marrakech) (FST-G - Marrakech) (CNESTEN- Rabat) (FST-G – Marrakech) Examinateur Rapporteur Co-rapporteur Examinateur

2010/2011

DEDICACES

Je dédie ce modeste travail

A mes chers parents Albert et Hadidjatou sans qui je ne serais pas là aujourd'hui. Merci pour votre soutien, vos précieux conseils et votre amour infini, j'espère qu'à travers ce mémoire vous pourrez être fiers de moi.

A mes chers frères Nino Claude et Franck-Kévin Moukoko pour vos encouragements. Que ce travail soit pour vous une fierté.

A tous mes amis qui ont toujours été là pour moi dans les bons comme dans les mauvais moments. Je vous en suis infiniment reconnaissante.

A ma grande famille du Maroc qui restera à jamais dans mon cœur.

REMERCIEMENTS

J'aimerais adresser mes sincères remerciements à toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de ce modeste travail à savoir :

Le Pr. RHOUJJATI A., enseignant à la FST-G qui a accepté d'encadrer mon travail et m'a apporté de précieux conseils pour la réalisation de ce mémoire.

Mr ZOUAGUI A., ingénieur forestier de l'Unité Radio-écologie Érosion et Datation du CNESTEN pour sa disponibilité et sans qui je n'aurais pas pu réaliser ce mémoire.

Le Dr. BENMANSOUR M., Chercheur au CNESTEN qui m'a permis de travailler au sein de son unité.

Le Pr. BENKADDOUR A., coordonateur du master Eau et Environnement qui, tout au long de cette formation a suivi de très près ses étudiants et qui a bien voulu évaluer ce travail.

Le Pr. DAOUDI L. qui a accepté de faire partie du jury pour l'évaluation de ce mémoire.

Mr BIZI A. du CNESTEN pour son aide et sa grande sympathie tout au long de mon stage.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à toutes les personnes qui de près ou de loin m'ont aidé à la réalisation de ce mémoire.

Merci à tous et à toutes.

Résumé

Une grande partie des bassins versants du Maroc est confrontée aux problèmes d'érosion des sols et d'envasement des barrages, en raison du couvert végétal très réduit voir absent. Les principales conséquences sont d'ordre environnemental et socioéconomique. Les techniques isotopiques permettent de donner une évaluation à la fois qualitative et quantitative de ces phénomènes. Le principal objectif de ce travail est de déterminer les taux d'érosion et de sédimentation dans le bassin versant de Moulay Bouchta par la technique isotopique du ¹³⁷Cs. Cette étude ne concerne que les sols du matorral et le barrage de Talamboute. Les taux d'érosion dans le reste du bassin versant ont été évalués dans des travaux antérieurs.

Deux sites ont été échantillonnés pour étudier la redistribution du ¹³⁷Cs : un site de référence (8 échantillons) suivant une approche de transect et le matorral suivant une approche à la fois de transect et de grille (28 échantillons). L'analyse par spectrométrie gamma des échantillons a été effectuée à l'aide d'un détecteur Germanium hyper pur Canberra. L'inventaire moyen du ¹³⁷Cs dans le matorral est de 1326 (Bq/m²), ce qui est nettement inférieur à l'inventaire de référence 2611 (Bq/m²). Cette différence montre l'importance de l'érosion dans ce site. Les inventaires ont été convertis en taux d'érosion à l'aide du modèle de diffusion et de migration DMM. Ainsi, le taux d'érosion moyen dans le matorral est de 4,5 (t/ha/an), et le taux de sédimentation au niveau du barrage est de 53 (T/ha/an). L'analyse spatiale des données à l'aide d'un SIG et d'une étude géostatistique a permis d'élaborer une carte de la redistribution des sols dans le matorral.

Mots clés : Bassin versant, érosion, sédimentation, Moulay Bouchta, ¹³⁷Cs.

Abstract

Much of the watershed in Morocco faces the problems of soil erosion and silting of dams, the main consequences are environmental and socioeconomic. Isotope techniques can provide an assessment of both quality and quantity of these phenomena. The main objective of this work is the assessment of erosion and sedimentation rates in the Moulay Bouchta watershed using ¹³⁷Cs technique. This study only concerns the soils of the Talamboute dam and the surrounding matorral. Erosion rates in the rest of the watershed have been evaluated in previous work.

Two sites were sampled using two approaches to study the redistribution of 137 Cs: a baseline site (8samples) using a transect approach and the matorral using a transect approach and grid (28 samples). Gamma spectrometry analysis of the samples was performed using a hyper pure germanium detector Canberra. The average inventory of 137 Cs in the matorral is 1326 (Bq/m²), which is well below the baseline inventory 2611 (Bq/m²). This difference shows the importance of erosion in this area. Inventories have been converted into erosion rates using diffusion and migration DMM model. The average erosion rate in the matorral is 4.5 (t / ha / year), and sedimentation rates at the dam is 53 (t/ha/year). Spatial analysis of data in the matorral was performed using a GIS and a geostatistic study.

Keywords: watershed, erosion, sedimentation, Moulay Bouchta, ¹³⁷Cs.

Table des matières

DEDICACES	ii
REMERCIEME	NTSiii
Résumé	iv
Abstract	v
Liste des figures	X
Liste des tableau	ıxxi
Liste des abrévia	ations xii
INTRODUCTIC	DN1
Chapitre I : Revu	e bibliographique
I. GENEI	RALITES SUR L'EROSION HYDRIQUE
1.1. Dé	finition
1.2. Me	écanismes et processus3
1.2.1	Le détachement
1.2.2	Le transport
1.2.3	Le dépôt4
1.3. Fa	cteurs de l'érosion5
1.3.1	Facteur topographique (LS)
1.3.2	Erosivité des pluies (R)5
1.3.3	Erodibilité des sols (K)
1.3.4	Couvert végétal (C)
1.3.5	Pratiques de conservation des sols (P)6
1.4 Le	s formes d'érosion
1.4.1	Erosion en nappe
1.4.2	Erosion linéaire, en griffes ou en rigoles6
1.4.3	Erosion dite « de talus »
1.4.4	Erosion mécanique sèche

1.5	Mé	Méthodes d'évaluation de l'érosion hydrique7							
II.	LA S	A SEDIMENTATION7							
2.1	Dé	finition	7						
2.2	Mé	Mécanismes de la sédimentation7							
2.3	Pro	blèmes posés par la sédimentation au niveau des barrages	8						
2	2.3.1	La sécurité de l'ouvrage	8						
2	2.3.2	Blocage des vannes	8						
2	2.3.3	Sédimentation dans les canaux d'irrigation	8						
III.	LES	FECHNIQUES DE MARQUAGE RADIOACTIF	8						
3.1	La	radioactivité	9						
3.2	Le	Césium-137 (¹³⁷ Cs)	0						
3	3.2.1	Origine du ¹³⁷ Cs	0						
3	3.2.2 Estimation de l'érosion hydrique 1								
3	3.2.3 Avantages de la méthode 1								
3	3.2.4	Limitations de la méthode	3						
Chapitre I	I : Mat	ériels et méthodes 1	4						
I. Z	ZONE I	D'ETUDE 1	4						
1.1	Situ	ation administrative et géographique	4						
1.2	Lit	hologie 1	4						
1.3	Тор	pographie 1	5						
1.4	Péc	lologie1	6						
1.5	Hy	drologie et ressources en eau1	8						
1.6	Cli	mat 1	9						
1	.6.1	Les précipitations2	20						
1	.6.2	Températures2	20						
1.7	Syr	nthèse bioclimatique2	21						
1	.7.1	Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen	21						

1	7.2 Quotient pluviométrique d'Emberger	21
1.8	Végétation et biodiversité	23
II.	APPROCHE METHODOLOGIQUE	26
2.1	Prélèvement des échantillons	26
2.2	Préparation physique des échantillons	27
2.3	Analyse des échantillons	27
2	3.1 Dispositif expérimental	28
	i. Rayonnement gamma	28
	ii. Système de comptage	28
	iii. Chaîne de détection	28
	iv. Calibration de la chaîne de détection	30
2.	.3.2 Détermination de l'activité du ¹³⁷ Cs dans les échantillons	30
2.4	Etude qualitative des mouvements du sol	32
2.5	Etude quantitative	33
	i. Le modèle de distribution du profil « PDM »	33
	ii. Le modèle de diffusion et de migration « DMM »	34
III.	ANALYSE SPATIALE DE LA DISTRIBUTION DE L'EROSION	35
3.1	Exploration des données	35
3.2	Le diagramme de probabilité Q-Qplot (Quantile-Quantile plot)	35
3.3	Semi-variogramme	36
3.4	Validation croisée	36
3.5	La carte de krigeage	37
3.6	La carte de l'écart type de krigeage	37
Chapitre II	I : Résultats et discussions	37
I. E	tude qualitative des mouvements du sol à partir du ¹³⁷ Cs	37
1.1	Etude de la distribution du ¹³⁷ Cs en profondeur	37
1.2	Inventaire du ¹³⁷ Cs	40

1.2.1 Site de référence	0
1.3 Matorral 4	1
II. TAUX DE REDISTRIBUTION DES SOLS DU MATORRAL	3
III. ANALYSE SPATIALE DE LA DISTRIBUTION DU SOL	6
3.1 Exploration des données	6
3.1.1 Paramètres statistiques de la distribution de l'érosion	6
3.1.2 Diagrammes de la distribution de l'érosion	6
a. Histogramme4	6
b. Diagramme de probabilité Q-Qplot (Quantile – Quantile plot)4	7
c. Test Kolmogorov-Smirnov de normalité4	8
3.2 Etablissement des cartes par krigeage	9
3.2.1 Calcul et ajustement du semi-variogramme	9
3.2.2 Validation croisée	51
3.2.3 Réalisation de la carte de l'érosion	52
3.2.4 Réalisation de la carte d'écart type de l'érosion	;4
IV. TAUX DE SEDIMENTATION	;4
CONCLUSIONS	56
Références bibliographiques	58

Liste des figures

Fig. 1: Diagramme de désintégration du 137Cs (Zapata, 2002).	11
Fig. 2 : Retombées de ¹³⁷ Cs dans les hémisphères nord et sud (UNSCEAR 1982)	11
Fig. 3 : Carte de la situation géographique du Bassin Versant Moulay Bouchta	15
Fig. 4 : Carte des pentes du Bassin Versant de Moulay Bouchta	16
Fig. 5 : Carte synthétique des types de sol dans le Bassin Versant de Moulay Bouchta (Mandimo	ou,
2002)	18
Fig. 6 : Diagramme ombrothermique de la station de Chefchaouen	21
Fig. 7 : Situation de la station de Chefchaouen dans le climagramme d'Emberger	23
Fig. 8 : Principe de l'utilisation du 137Cs pour l'estimation des mouvements du sol	26
Fig. 9 : Prélèvement à l'aide d'un moteur-carottier. Fig. 10 : Découpage de la carotte en tronçon	s de
2cm	27
Fig. 11: Détecteur Germanium Canberra utilisé pour le comptage gamma des échantillons	30
Fig. 12: Exemple du spectre obtenu par spectrométrie gamma (661 KeV : raie gamma de.137Cs)) 30
Fig. 13: Redistribution en profondeur du 137Cs	38
Fig. 14: Pourcentages de l'activité du 137Cs en profondeur dans le site de référence	39
Fig. 15: Courbe de distribution du 137Cs en profondeur du sol sur le site de référence	40
Fig. 16 : Inventaire du 137Cs le long des différents transects	42
Fig. 17 : Redistribution du sol du matorral donnée par le modèle PDM	43
Fig. 18 : Redistribution du sol du matorral donnée par le modèle DMM	44
Fig. 19 : Redistribution du sol du transect T1 à partir des modèles PDM et DMM	44
Fig. 20 : Histogramme de la distribution des valeurs de l'érosion	47
Fig. 21 : Diagramme Q-Q plot	48
Fig. 22 : Semi-variogramme sphérique	51
Fig. 23 : Distribution de l'érosion dans le matorral	53
Fig. 24 : Ecart type de l'érosion du sol dans le matorral	54
Fig. 25 : Distribution verticale du 137Cs dans les sédiments du barrage.	55

Liste des tableaux

Tableau 1 : Répartition des sols dans le bassin de Moulay Boucha	17
Tableau 2 : Régime moyen annuel des précipitations	20
Tableau 3 : Régime moyen mensuel des précipitations.	20
Tableau 4 : Moyennes des minima et des maxima des températures	20
Tableau 5 : Le bioclimat de la zone d'étude.	22
Tableau 6 : Occupation des sols dans le BVMB.	24
Tableau 7 : Variabilité des inventaires de référence au Maroc	41
Tableau 8 : Activité du 137Cs le long des transects du matorral.	42
Tableau 9 : Taux d'érosion moyens des quatre transects du matorral.	45
Tableau 10 : Taux d'érosion des différents profils des quatre transects.	45
Tableau 11 : Caractéristiques statistiques de la distribution de l'érosion	46
Tableau 12 : Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov	49

Liste des abréviations

- BDF : Bruit de fond
- BV : Bassin versant
- BVMB : Bassin versant Moulay Bouchta
- CNRF : Centre national de recherches forestières
- CT : Centre des travaux
- DMM : Modèle de diffusion et de migration
- FAO : Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
- KeV : 10³ eV, avec eV : Unité de mesure d'énergie. Sa valeur est définie comme étant l'énergie cinétique d'un électron accéléré depuis le repos par une différence de potentiel d'un volt
- MUSLE : Equation des pertes en sol modifiée
- PDM : Modèle de distribution en profil
- RUSLE : Equation des pertes en sol modifiée
- SIG : Système d'information géographique
- USLE : Equation universelle des pertes en sol

INTRODUCTION

De nos jours, les questions liées à la protection de l'environnement sont essentielles. Elles concernent entre autres la dégradation des ressources naturelles, notamment celle des sols, ainsi que la qualité des eaux.

L'érosion hydrique est une des causes essentielles de dégradation des sols agricoles. Ce phénomène contribue à réduire la productivité affectés en plus de constituer une source majeure de pollution des eaux de surface en milieu agricole (ASAE 1985; Clark et *al.*, 1985). L'érosion est complexe par son caractère irrégulier, aléatoire et par sa discontinuité spatiotemporelle (Achite *et al.*, 2006). En raison de son ampleur et son agressivité, elle constitue une contrainte majeure au développement de l'agriculture et à la promotion des activités rurales. Ce phénomène, est caractéristique de la région du Maghreb dont les potentialités en eau et en sol sont sérieusement menacées (Heush *et al.*, 1971; Lahlou, 1994). Selon la FAO (1990) 40% des terres au Maroc sont affectées par l'érosion hydrique. Au Maroc, Heusch (1970) a démontré que les pertes en terres sont essentiellement localisées dans le domaine rifain. Celles-ci représentent 60% des pertes en terres à l'échelle nationale, bien que les terres arables occupent moins de 6% de la superficie totale du pays. D'après Sabir *et al.*, (2002), le Maroc perd annuellement une capacité de stockage de 75 millions m³ correspondant à une possibilité d'irrigation de l'ordre de 5 à 6 000 ha/an.

Le principal problème posé par l'érosion hydrique est lié au fait qu'en amont, elle entraîne une dégradation et une perte du potentiel de production des sols : création de ravines qui font obstacle au travail du sol, perte nette d'éléments nutritifs et diminution de l'épaisseur du sol. En aval, les dégâts sont d'ordre environnemental avec des inondations boueuses parfois violentes, des atterrissements sur les voieries et l'arrivée d'une eau turbide contenant phytosanitaires et nutriments dans le système aquatique et les réservoirs d'eau (Ouvry, 1992). Au Maroc les conséquences de l'érosion en aval sont coûteuses pour l'économie nationale puisque l'envasement des retenues de barrages s'estime à plus de 60 millions de m³ annuellement (Naimi *et al.*, 2004).

Plusieurs études ont été réalisées ces dernières années dans le but d'évaluer l'érosion hydrique. La plupart des techniques utilisées se fondent sur le modèle empirique de l'équation universelle de perte en sol (USLE). Ces techniques ne permettent pas d'évaluer avec précision

ce phénomène. C'est pourquoi les chercheurs font appel aux techniques isotopiques qui permettent de suivre les mouvements des radio-isotopes dans le sol au cours du temps et ceci aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à l'échelle du bassin versant, ainsi que les taux de sédimentations notamment au niveau des barrages. Au Maroc, Benmasour *et al.*, (2000), Bouhlassa *et al.*,(2000), Nouira *et al.*, (2003), et Zouagui (2010), ont utilisé cette technique pour l'estimation de l'érosion hydrique dans plusieurs bassins versants.

Dans cette perspective que se place le présent travail représentant une contribution dans ce domaine qui coute énormément pour le pays en termes budgétaires. Les objectifs fixés dans cette étude sont les suivants :

- Evaluer qualitativement et quantitativement les mouvements des sols du matorral à l'aide du ¹³⁷Cs.
- Evaluer le taux de sédimentation au niveau du barrage de Talamboute situé à l'exutoire du bassin versant.
- Produire une carte de la redistribution des sols à l'aide d'un SIG et de la géostatistique.

Chapitre I : Revue bibliographique

I. GENERALITES SUR L'EROSION HYDRIQUE

1.1. Définition

Le mot érosion vient du verbe latin « erodere » qui signifie ronger (FAO, 1994). Elle représente l'ensemble des phénomènes qui contribuent, sous l'action d'un agent climatique, notamment l'eau, à modifier les formes de relief.

L'érosion hydrique est composée d'un ensemble de processus complexes interdépendants qui provoquent le détachement et le transport des particules de sol sous différentes formes. Elle se définit comme la perte de sol par arrachement et transport de la terre vers un lieu de dépôt (Roose, 1977).

Le phénomène d'érosion hydrique est le résultat de l'action combinée de plusieurs processus dont le détachement, le transport et le dépôt de particules, sous l'action de la pluie et du ruissellement (Echeverria, 2006).

Selon Le Bissonnais (2008), l'érosion est au départ un défaut d'infiltration lié à une dégradation de la surface des sols sous l'action des pluies. La pluie et le ruissellement agissent sur les sols cultivés, générant et exportant les fragments de terre. Au sein des terres agricoles, cette érosion entraîne une dégradation du potentiel de production des sols (Leguedois, 2003). La pluie est reconnue depuis longtemps comme un agent essentiel de l'érosion des sols (Ellison, 1944).

D'après Leguedois (2003), l'érosion hydrique est un phénomène à l'origine de l'évolution des paysages et de la modification du relief terrestres.

1.2. Mécanismes et processus

Généralement, les processus à l'origine de l'érosion hydrique des sols sont classés en deux grandes catégories : le détachement et le transport (Ellison, 1944 ; Rose, 1985 ; Kinnell, 2000). Après le détachement, les particules sont véhiculées par un agent de transport vers un bassin de sédimentation. Les principales variables qui contrôlent le détachement et le

transport de ces particules sont : la pente, la vitesse et l'épaisseur de l'écoulement (Gimenez et Govers, 2002).

1.2.1 Le détachement

Le détachement des particules se produit à la surface du sol lorsque, sous l'action des gouttes de pluie, des agrégats éclaboussent ou lorsque la force de cisaillement devient supérieure à la résistance au détachement du sol (Georges, 2008). L'impact des gouttes de pluie a pour effet de désagréger les éléments présents à la surface du sol pour donner lieu à des agrégats de plus petite taille et des particules élémentaires (Nord, 2006). La désagrégation rend la surface du sol plus compacte et tend à diminuer la rugosité au fur et à mesure de l'exposition à la pluie (Kinnell, 2005). Ces effets dépendent de l'énergie cinétique des gouttes de pluie et des propriétés de la surface du sol.

1.2.2 Le transport

Les particules issues de la désagrégation du substrat rocheux et du sol sont déplacées vers l'aval par différents agents de transport (eaux, glacier, vent). Au niveau des chenaux fluviatiles on peut rencontrer une charge sédimentaire contenant des éléments de différentes tailles. En fait, la compétence du courant fluviatile est à l'origine de la taille des particules. Les particules fines en suspension dans l'eau vont être transportées plus loin et déposées soit dans un bassin de sédimentation soit au moment ou la compétence du courant devient très faible. Dans les chenaux torrentiels par exemple, on rencontre des éléments arrachés au substrat ayant des tailles métriques, en raison de la forte compétence du courant. Les grosses particules telles que les cailloux et les blocs peuvent également se déplacer sous l'effet de la pesanteur (gravité).

Par ailleurs, la fraction fine (silts et argiles) arrachée au substratum rocheux ou d'un dépôt préexistant (moraine) peuvent être reprises en suspension dans l'air et parcourir des distances allant de quelques mètres jusqu'à des milliers de kilomètres avant de se déposer (Loess).

1.2.3 Le dépôt

Le dépôt des apports sédimentaires s'effectue lorsque l'énergie cinétique du courant, qui déplace les matériaux issus du détachement, diminue ou s'annule (Georges, 2008). Les particules arrachées sont déposées à différents endroits entre le lieu d'origine et le bassin de sédimentation.

1.3. Facteurs de l'érosion

1.3.1 Facteur topographique (LS)

Les auteurs s'accordent pour reconnaitre le rôle important que joue la pente (longueur, forme et inclinaison) sur le développement de l'érosion.

Ce facteur est noté LS avec S traduisant l'angle d'inclinaison de la pente et L la longueur de la pente (Wischmeier & Smith, 1960).

1.3.2 Erosivité des pluies (R)

L'érosivité de la pluie se définit par son aptitude à provoquer l'érosion (Georges, 2008). Elle dépend d'une part de l'intensité et d'autre part des caractéristiques des gouttes de pluie comme la taille, la vitesse, la forme, l'angle d'impact (Riezeros & Epema, 1985 ; Erpul et *al.*, 2002). Le détachement des particules par les gouttes de pluie est généralement exprimé en fonction de leur énergie cinétique (Poesen, 1985).

L'érosivité des pluies est obtenue pour toutes les périodes données en additionnant (pour chaque orage pluvieux) le produit de l'énergie totale de l'orage (E) par le maximum d'intensité de pluie en 30 minutes (I₃₀) (Wischmeier & Smith 1978).

1.3.3 Erodibilité des sols (K)

L'érodibilité mesure la facilité avec laquelle le sol est érodé, ce qui est lié à la sensibilité des sols ou des matériaux superficiels à être emportés par le ruissellement. Si cette sensibilité est très liée à la stabilité structurale, elle dépend aussi de l'état physique de la surface : tassement, travail du sol, Action de fortes pluies sur la surface du sol (battance), etc.

Ce facteur définit par Renard et *al.* (1997) explique l'influence des propriétés des sols sur les pertes en sol pendant les évènements pluvieux.

1.3.4 Couvert végétal (C)

Le risque d'érosion est plus élevé lorsque le sol n'a qu'un faible couvert végétal. En fait, l'installation de la végétation entraine la stabilisation et la fixation des sols. De même, les litières jouent un rôle important dans la protection du sol vis-à-vis de l'agression et l'impact des gouttes de pluie. D'après Georges (2008), la végétation et les résidus tendent à ralentir la vitesse de l'eau de ruissellement et permettent une meilleure infiltration.

1.3.5 Pratiques de conservation des sols (P)

D'après Wischmeier et Smith (1960), ce facteur noté P, correspond au rapport entre les pertes en terre d'un champ de culture aménagé et celles d'une parcelle témoin.

1.4 Les formes d'érosion

Les formes de l'érosion hydrique dépendent de l'influence respective de la pluie, du ruissellement, de la rugosité et de la pente du terrain, (Zouagui, 2010).

1.4.1 Erosion en nappe

Elle est caractérisée par une eau de ruissellement sans griffes ou rigoles visibles. Sous l'effet de l'impact des gouttes de pluies (effet splash), les particules sont arrachées et transportées. Ce phénomène est observé sur les pentes faibles, où l'eau ne peut pas se concentrer.

Dans un premier temps, c'est l'impact des gouttes qui va arracher les particules. La battance des gouttes de pluie va envoyer des gouttelettes dans toutes les directions. Sous l'effet de la gravité les gouttelettes auront une vitesse plus importante vers l'aval que vers l'amont.

1.4.2 Erosion linéaire, en griffes ou en rigoles

Ce type d'érosion intervient à la suite du ruissellement. Dans un premier temps, des flaques se forment puis en débordant, elles communiquent entre elles et des lignes d'écoulement limitées dans l'espace apparaissent selon la ligne de plus grande pente. Le vocabulaire employé diffère selon la profondeur de ces lignes. D'après Roose (1994), on a ainsi différentes appellations à savoir : griffes, rigoles, nappes ravinantes ou ravines.

1.4.3 Erosion dite « de talus »

C'est un type d'érosion plus marginal, il est essentiellement lié aux mouvements de masse ; engendré par le franchissement d'un dénivelé important par un ruissellement concentré en amont.

1.4.4 Erosion mécanique sèche

Elle correspond à l'arrachement et au transport des particules du sol du fait de la gravité et de l'utilisation d'outils aratoires (manuels ou tractés). Ce processus où l'eau n'intervient pas est peu connu, peu étudié et rarement quantifié.

1.5 Méthodes d'évaluation de l'érosion hydrique

Il existe diverses méthodes pour évaluer le taux d'érosion à l'échelle du bassin versant. Les méthodes généralement utilisées sont les suivantes :

- Les mesures topographiques
- Les parcelles expérimentales
- La simulation de pluies
- La modélisation de la perte en terre par l'étude intégrée des facteurs de l'érosion (USLE, MUSLE, RUSLE).
- Les techniques radio-isotopiques : ¹³⁷Cs, ⁷Be et ²¹⁰Pb.

II. LA SEDIMENTATION

2.1 Définition

La sédimentation est l'ensemble des processus par lesquels les particules physiques (organiques ou minérales) en suspension et en transit cessent de se déplacer et se déposent, devenant ainsi des sédiments.

La sédimentation au niveau des barrages est due directement aux forts taux d'érosion des bassins versants, dont les particules solides sont drainées directement par les cours d'eau et provoqueront à l'entrée des retenues des courants de densité (Remini et Remini, 2003).

2.2 Mécanismes de la sédimentation

Une fois la crue arrivée au niveau des eaux calmes du réservoir, les matériaux grossiers se déposent dans la zone de remous en formant un delta en queue de la retenue. Les particules fines sont piégées dans la retenue et commencent à se déposer, se tasser, et à se consolider diminuant ainsi progressivement leur capacité de stockage en eau.

Lorsque la concentration des sédiments est très élevée, les particules fines plongent au fond de la retenue et s'y écoulent sous forme d'un courant de densité. La configuration géométrique des retenues sous forme de canal pour la plupart des barrages de l'Afrique du nord favorise les courants de densité à se propager jusqu'au pied du barrage (Badraoui et Hajji, 2001). En l'absence d'ouverture des vannes, les sédiments drainés par les courants de densité, se déposent et se tassent puis se compactent selon leur nature, et les conditions physicochimiques du milieu. Cette consolidation peut gêner, plus tard, l'évacuation des sédiments accumulés dans la cuvette lorsque les manœuvres des vannes seront opérées très en retard (Remini et Remini, 2003).

2.3 Problèmes posés par la sédimentation au niveau des barrages

La sédimentation dans les barrages pose d'énormes problèmes au niveau du réservoir lui même, mais aussi en amont et en aval du réservoir.

2.3.1 La sécurité de l'ouvrage

La sédimentation des retenues a un impact sur la sécurité des barrages, par la mise en danger de la stabilité de l'ouvrage du fait de l'augmentation de la force hydrostatique produite par le remplacement accéléré du volume d'eau par la vase. Si le taux de comblement d'une retenue dépasse 50% de la capacité initiale et la vase est en contact avec l'ouvrage, la stabilité du barrage est menacée (Remini et Remini, 2003).

2.3.2 Blocage des vannes

La présence des courants de densité dans une retenue accélère la sédimentation, et peut avoir comme impact l'obturation des organes de vidange. La non maîtrise du mécanisme des courants de densité peut avoir un effet néfaste sur les vannes de fond. En effet, l'ouverture tardive des vannes de fond, par rapport à l'arrivée des courants de densité, favorise la consolidation des vases près des pertuis de vidange et rend plus difficile leurs manœuvres.

2.3.3 Sédimentation dans les canaux d'irrigation

Le problème posé par la sédimentation à l'aval du barrage est que l'irrigation par l'eau chargée provoque le dépôt des sédiments dans les canaux. La section mouillée diminue avec le temps et le débit d'écoulement par conséquent. Ce problème impose leur entretien, et leur dévasement d'une manière périodique. Selon Badraoui A. et Hajji A. (2001) au Maroc, plusieurs canaux d'irrigation s'envasent à chaque opération d'irrigation. C'est le cas du canal de rocade qui alimente les périmètres du Haouz central et la ville de Marrakech.

III. LES TECHNIQUES DE MARQUAGE RADIOACTIF

L'utilisation des marqueurs radioactifs dans l'étude de la dynamique érosive en milieu continental remonte aux années 60 avec l'avènement de l'ère nucléaire Mc Henry (1968).

Plusieurs isotopes radioactifs sont présents dans l'environnement, mais seuls certains d'entre eux peuvent servir de marqueurs des déplacements des particules de sol.

Les critères de choix des radioéléments sont les suivants :

- L'affinité chimique vis-à-vis des particules du sol implique une forte adsorption (puis une faible désorption) des isotopes radioactifs par les particules du sol permettant ensuite de suivre ces dernières dans leur mouvement à travers le paysage.
- La période radioactive permet d'intégrer une dimension temporelle aux études de dynamique des particules. Les marqueurs doivent avoir une période radioactive suffisamment longue pour être détectés entre la phase d'échantillonnage et celle de mesure. Elle doit également être assez longue par rapport à l'échelle de temps de l'étude.
- Les caractéristiques propres à chaque isotope radioactif dans le sol, sont leur profil de pénétration (souvent en relation avec leur période et leur affinité vis-à-vis des particules), leur activité (forte, faible ou nulle) et leur mode d'entrée (intrinsèque ou atmosphérique). Elles permettent d'obtenir des informations sur la provenance des particules transportées et les processus en jeu lors des épisodes érosifs (Wallbrink et Murray, 1993).
- En ce qui concerne le type de rayonnement, les émetteurs gamma (rayonnement le plus pénétrant) sont préférés, à ceux alpha et bêta, pour leur facilité de détection et d'analyse (Baskaran *et al.*, 1993).

3.1 La radioactivité

Le terme radioactivité, inventé vers 1898 par Pierre Curie, est un phénomène physique naturel au cours duquel des noyaux atomiques instables se désintègrent en dégageant de l'énergie sous forme de rayonnements divers, pour se transmuter en des noyaux atomiques plus stables. Les rayonnements ainsi émis sont appelés, selon le cas, des rayons α (alpha), des rayons β (bêta) ou des rayons γ (gamma). Depuis sa découverte, en 1897 par Henri Becquerel, la radioactivité des différentes composantes de la géosphère a été largement utilisée, en sciences de la Terre, pour ses fonctions de marqueur, traceur et/ou de chronomètre (datation et cinétique des processus) à toutes les échelles de temps et d'espace (Bonté, 1996).

Les radioéléments les plus fréquents dans les roches terrestres sont l'isotope 238 de l'uranium (²³⁸U), l'isotope 232 du thorium (²³²Th), et surtout l'isotope 40 du potassium (⁴⁰K). Outre ces isotopes radioactifs naturels encore relativement abondants, il existe dans la nature des isotopes radioactifs en quantités beaucoup plus faibles. Il s'agit notamment des éléments instables produits à la suite de désintégrations des isotopes mentionnés, par exemple divers isotopes du radium et du radon.

La radioactivité diminue avec le temps. On appelle demi-vie la période devant s'écouler pour que la moitié des noyaux d'une substance radioactive se désintègre. Cette période varie en fonction des radioéléments. Elle peut aller de quelques secondes à plusieurs milliards d'années.

La radioactivité naturelle d'un sol est due à la présence de certains éléments chimiques et au flux continu d'isotopes radioactifs produits en haute atmosphère et retombant régulièrement au sol. Cette radioactivité intrinsèque constitue le « bruit de fond » du sol qui masque en partie le signal des isotopes radioactifs artificiels (liés aux activités humaines) dont la présence est ponctuelle dans le temps (Sogon, 1999).

3.2 Le Césium-137 (¹³⁷Cs)

3.2.1 Origine du ¹³⁷Cs

Le césium (Cs) est le 55ème élément de la classification périodique de Mendeleïev. La configuration électronique de cet élément le dote d'une grande réactivité potentielle. Sa masse atomique est variable de 125 à 145. Seul l'isotope stable ¹³³Cs existe naturellement. Les isotopes radioactifs les plus courants sont le ¹³⁷Cs, avec une demi-vie de 30 ans, et le ¹³⁴Cs avec une demi-vie de 2ans.

Le ¹³⁷Cs est un sous produit des essais atomiques réalisés en haute atmosphère dans les années 1950 et 1960. Les retombées de ces explosions, via les précipitations ont constitué la principale source d'entrée du ¹³⁷Cs dans l'environnement terrestre (Bernard *et al.*, 2007).

Il provient de la fission de l'²³⁵U, l'²³⁸U et autres matières fissibles. Il est dérivé de précurseurs gazeux, selon la réaction suivante:

137 I \rightarrow 137 Xe \rightarrow 137 Cs \rightarrow 137 mBa \rightarrow 137 Ba

Le ¹³⁷mBa (forme métastable), formé à partir du ¹³⁷Cs, a une demi-vie de 2,57 minutes et produit du ¹³⁷Ba stable avec émission d'un rayon γ d'une énergie de 661 KeV (Fig.1). C'est ce rayonnement que l'on mesure et qui sert à quantifier le ¹³⁷Cs.



Fig. 1: Diagramme de désintégration du 137Cs (Zapata, 2002).

La majeure partie des essais nucléaires ayant eu lieu dans l'hémisphère nord, les retombées y ont été beaucoup plus importantes que dans l'hémisphère sud (Fig. 2).



Fig. 2: Retombées de ¹³⁷Cs dans les hémisphères nord et sud (UNSCEAR 1982).

En Europe, l'accident survenu à la centrale de Tchernobyl en 1986 a introduit de nouvelles quantités de ¹³⁷Cs dans l'environnement. L'importance de ces ajouts est cependant très variable, en fonction des précipitations survenues dans les jours qui ont suivi l'accident (Anspaugh *et al.*, 1988).

3.2.2 Estimation de l'érosion hydrique

Les premiers travaux utilisant le ¹³⁷Cs comme indicateur des mouvements de sol ont été réalisés aux USA, dans les années 1960. Depuis, son usage s'est répandu dans le monde. Au cours de ces quinze dernières années, de nombreuses études utilisant cette technique ont été réalisées en Amérique du nord (Bernard et Laverdière 1992 ; Sutherland et De Jong 1990 ; Lance et al 1986 ; McHenry et Bubenzer 1985), en Europe (Froehlich *et al.* 1993 ; Wicherek *et al.* 1993) et notamment au Maroc (Benmansour *et al.*, 2005 ; Zouagui 2010).

La technique consiste à comparer la teneur en 137 Cs des sols à étudier par rapport à la teneur en 137 Cs de sites témoins non érodés situés à proximité immédiate du site d'étude.

Les zones à activité en ¹³⁷Cs inférieure à celle des témoins sont considérées comme érodées, et les zones à activité supérieure sont considérées comme zones d'accumulation nette de sédiments.

3.2.3 Avantages de la méthode

Selon Ritchie et Mc Henry (1990), l'intérêt du ¹³⁷Cs en tant qu'indicateur des mouvements de sol tient à plusieurs éléments :

- Les retombées ont été universelles, si bien que cette technique peut être utilisée partout dans le monde, à des échelles spatiales variant de la parcelle au bassin versant.
- En raison de sa demi vie de 30ans, les quantités de ¹³⁷Cs encore présentes dans les sols sont aisément détectables et le demeureront pour plusieurs années.
- Une fois retombé au sol, le césium est fermement retenu par les particules de sol, il n'est ni lessivé ni prélevé par les cultures. Sa redistribution spatiale dans l'environnement reflète donc les mouvements du sol.

Un seul échantillonnage des sols de la zone étudiée est suffisant pour pouvoir y estimer l'ensemble des mouvements de sol en cours depuis plus de 30 ans.

Le ¹³⁷Cs s'impose comme l'un des meilleurs marqueurs de la dégradation des sols (Bernard *et al.*, 2007). Il peut également être utilisé dans le cadre d'études plus vastes portant sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants, sur les impacts environnementaux des activités agricoles, etc.

3.2.4 Limitations de la méthode

Il existe deux importantes limitations à l'application générale de la technique du ¹³⁷Cs.

La première est liée au fait que les retombées de Tchernobyl sont minimes hors de l'Europe et ne concernent pas le Maroc. L'importance de ces retombées ne doit donc pas être prise en compte dans l'utilisation de la technique dans certaines parties du globe (Walling et He, 1999).

La deuxième limitation de la technique est liée au caractère aléatoire et sélectif de l'érosion. Il est bien connu que les sédiments érodés sont enrichis en fines particules par rapport aux sols en place dont ils sont issus. Inversement, les dépôts concernent généralement d'abord les fractions les plus grossières. Or, le ¹³⁷Cs est retenu surtout par les fractions les plus fines du sol. Le sol érodé présente donc des teneurs en césium plus élevées que les sols des parcelles cultivées, tandis que le sol redéposé devrait être plus pauvre. Ne pas tenir compte de cet aspect lors de la transposition des mesures de ¹³⁷Cs en termes de mouvements du sol se traduit donc par une surestimation des départs et une sous-estimation des arrivées de sédiments.

Chapitre II : Matériels et méthodes

I. ZONE D'ETUDE

1.1 Situation administrative et géographique

Située au nord du Maroc (Rif occidental), à 40 Km. au Sud-est de la ville de Tétouan et à 11 Km au Nord-Ouest de Chefchaouen, la zone d'étude est traversée par la route principale N° 28 qui relie ces deux villes (Fig. 3).

Administrativement, le BVMB fait partie de la province de Tétouan, cercle de Tétouan et compte 16 douars répartis au sein des trois communes rurales : Al Hamra, Béni Laït et d'El Oued (Ambassa M., 2005).

Ce bassin versant est drainé par l'Oued Moulay Bouchta de tracé NE-SW. Il fait partie du grand bassin versant de l'Oued Laou. Dans la limite nord le BVMB joint le BV Nakhla dans sa partie sud, tandis que sa limite sud est située non loin de la ville de Chefchaouen vers le Nord-Ouest. La superficie du bassin versant de Moulay Bouchta obtenue après digitalisation de ses limites est de 7663.8 hectares (Mandimou, 2002).

1.2 Lithologie

Le bassin de Moulay Bouchta fait partie de la chaîne rifaine, vaste croissant qui, sur le plan lithologique appartient au système orogénique alpin et s'individualise par la complexité de ses nappes vigoureusement plissées et charriées. Cette complexité a été confirmée par certains auteurs tels que El Garouani (1980) et Pique (1994).

Au niveau du BVMB, le substratum géologique comprend principalement:

- un bloc de roches de nature marno-schisteuses tendres, affleurant sur la majeure partie au niveau des crêtes du BV ;
- une dorsale calcaire, composée de calcaires massifs blancs et de dolomies grises et massives ;

 les formations détritiques du quaternaire, composées de blocs de grès plus ou moins émoussés pris dans une matrice argilo-sableuse, rougeâtre, recouvrant les formations du Crétacé et du Secondaire et apparaissant dans les zones fortement érodée.



Carte de la situation géographique du BV Moulay Bouchta

Fig. 3 : Carte de la situation géographique du Bassin Versant Moulay Bouchta.

1.3 Topographie

La principale caractéristique topographique du BVMB est la présence d'une multitude de croupes arrondies délimitées par des ravines et des vallées étroites et profondes, résultant d'anciens glissements de terrain. C'est seulement vers la partie nord et nord-est du bassin versant que ces formes s'atténuent pour céder la place respectivement à un plateau perché à

600 m d'altitude et à l'imposante dorsale calcaire qui tranche avec le reste du panorama (Saturnin, 2002). Ces croupes sont le résultat d'anciens glissements de terrain qui avaient affecté la zone, elles présentent pour la plupart des pentes de forme convexe (Fig. 4).



Fig. 4 : Carte des pentes du Bassin Versant de Moulay Bouchta (Zouagui, 2010)

1.4 Pédologie

La répartition des unités pédologiques rifaines est intimement liée à la nature des formations géologiques sous-jacentes. Cette litho-dépendance s'exprime comme suit (AEFCS, 1997) :

- Sur substrat calcaire on peut retenir globalement trois types de sols :
 - Les lithosols sur la roche mère nue ;
 - Les sols brunifiés et rendzines sur les terrasses du quaternaire ancien ;

- Les sols peu évolués présentant des signes d'hydromorphie.
- Sur les substrats schisteux et gréseux on peut distinguer quatre types de sols :
 - Les régosols au pied des crêtes gréseuses ;
 - Les sols rouges fersialitiques sur les replats des terrains ;
 - Les sols brunifiés sur les roches mères gréseuses ;
 - Les sols peu évolués d'érosion sur les argiles et les limons peu calcaires surtout sur les versants à pente forte.
- Sur les dépôts colluvionnaires de bas de collines, les sols sont généralement argileux à calcaires parfois bien structurés.

Concernant les sols de Moulay Bouchta, en se basant sur les observations de terrain et les travaux de Naouri (2000), Maadi (2001), on peut dégager les types de sols suivants :

- Les sols minéraux bruts ;
- Les sols bruns vertiques ;
- Les sols bruns fersialitiques ;
- Les sols peu évolués d'érosion et d'apport.
- Sols peu évolués à tendance vertique
- Sols peu évolués à tendance fersialitique

Le Tableau 1 représente les sols du bassin versant de Moulay Bouchta ainsi que leurs superficies respectives.

Types de sols	Superficie (ha)	Superficie (%)
Sols minéraux bruts	609,21	07,94
Sols bruns vertiques	1456,02	18,98
Sols bruns fersialitiques	664,81	08,66
Sols peu évolués d'érosion	3385,65	44,14
Sols peu évolués à tendance vertique	1076,55	14,03
Sols peu évolués à tendance fersialitique	476,48	06,21
Somme	7663,8	100

Tableau 1 : Répartition des sols dans le bassin de Moulay Boucha



Fig. 5 : Carte synthétique des types de sol dans le Bassin Versant de Moulay Bouchta (Mandimou, 2002)

1.5 Hydrologie et ressources en eau

Le régime des cours d'eau du Rif est de type torrentiel, avec des débits importants en période de crue. En période d'étiage ils sont généralement faibles à nuls, notamment lorsque les formations géologiques traversées sont de nature marneuse, argileuse ou schisteuse. Dans le cas des substrats calcaires, l'écoulement, retardé, est plus au moins régulier.

La superficie du bassin versant de Moulay Bouchta est de 7663.8 ha et son périmètre est de 41052 mètres (Saturnin, 2002). Le cours d'eau principal, l'oued Moulay Bouchta, long de

17429.12 m (Mandimou, 2002) prend naissance au niveau du douar Larbaâ de Beni Hassan et se déverse dans la méditerranée.

Certains affluents de l'Oued Laou participent au drainage du BVMB (Oued Oura, Oued Majjo, Oued Talamboute et Oued Abiyati) en plus de l'alimentation provenant des précipitations et des sources résurgentes de la dorsale calcaire, ce qui lui confère un débit variable selon les saisons et quasi permanant en dépit de l'utilisation excessive de ces eaux à des fins agricole. Le barrage étudié dans ce travail est situé sur l'Oued Talamboute (Fig. 6).



Fig. 6: Barrage de Talamboute

1.6 Climat

Le climat étant l'un des facteurs importants dans la mise en place de la végétation, la connaissance de ses fluctuations est donc nécessaire pour comprendre l'évolution du paysage.

Le BVMB se situe dans la zone occidentale Rifaine dont le climat se caractérise par la succession de deux saisons : une saison chaude et sèche allant de Juin à octobre, et une autre fraîche et pluvieuse qui débute en mi-octobre et se prolonge jusqu'en fin mai.

1.6.1 Les précipitations

• Précipitations moyennes annuelles

Les précipitations annuelles enregistrées au niveau de la station de Chaouen fluctuent entre 297 et 1874 mm et la moyenne annuelle est de 1011 mm/an (Tableau 2).

	Altitude	Maximum (mm)	Minimum (mm)	Moyenne (mm)	Ecart type	CV (%)
Chaouen	1300	1874	297	1011	398.3	39

Tableau 2: Régime moyen annuel des précipitations

Source : CNRF, 2004.

• Précipitations moyennes mensuelles

L'analyse des différentes valeurs de précipitations moyennes mensuelles permet de déterminer les mois les plus humides et les plus secs (Tableau 3).

 Tableau 3 : Régime moyen mensuel des précipitations.

Station	J	F	М	Α	М	J	J	Α	S	0	Ν	D
Chaouen	165,3	168,5	122,1	75,4	48,2	12,4	0,79	2,3	14,4	65,2	139,5	187,2

Source : CNRF, 2004

L'analyse de ce tableau montre un minimum de précipitations en juillet et un maximum en décembre.

1.6.2 Températures

La variation du régime thermique est déterminée en utilisant les données des températures fournies par la station de Chefchaouen (Tableau 4) située à proximité de la zone d'étude.

Mois	Températ ures (°C)	J	F	М	A	М	J	J	A	S	0	N	D
u	М	15,6	16,6	18,9	20,8	23,9	29,2	33,1	33,5	29,3	24,4	19,4	16,3
aouei	М	5,5	6,5	8	9,5	11,6	14,6	15,6	15,8	15,7	12,6	8,8	5,9
Chi	(M+m)/2	10,6	11,6	13,5	15,2	17,8	21,9	24,4	24,7	22,5	18,5	14,1	11,1

Tableau 4: Moyennes des minima et des maxima des températures.

Le tableau ci-dessus montre que le mois d'août est le plus chaud, alors que le mois de Janvier est le plus froid. La plus faible valeur enregistrée est de 5.5 °C. Cette valeur indique que notre zone d'étude se localise dans une région relativement froide puisque les minima sont supérieurs à 6 °C qui est la limite inférieure de la variante chaude (Nafi, 2005).

1.7 Synthèse bioclimatique

1.7.1 Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

L'établissement de ce diagramme permet de déterminer la durée de la saison sèche, vu son incidence sur de nombreuses composantes des écosystèmes.

Bagnouls et Gaussen (1957) considèrent qu'un mois est sec lorsque le total de ses précipitations (en mm) est inférieur ou égal au double de la température moyenne (en °C) du dit mois.

L'analyse du diagramme ombrothermique établi pour la station de Chefchaouen montre que la période sèche est d'environ quatre mois (Fig. 7).



Fig. 7: Diagramme ombrothermique de la station de Chefchaouen

1.7.2 Quotient pluviométrique d'Emberger

La classification sur la base du quotient pluviométrique d'Emberger (1930) est la plus utilisée dans le domaine méditerranéen. Selon ce dernier, un climat est d'autant plus sec que le quotient est plus petit. Un perfectionnement supplémentaire a été ajouté à ce coefficient en le

combinant avec la moyenne des minima du mois le plus froid (m), qui définit la variante du climat.

$$Q_2 = (1000 * P) / (M - m) * (M + m) / 2 = (2000 * P) / (M2 - m2)$$

Q2 : quotient pluviométrique d'Emberger

P : pluviosité moyenne annuelle (en mm)

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud (en K°)

m : moyenne des minima du mois le plus froid(en K°).

La combinaison de la valeur de Q_2 et celle de « m » permet de déterminer le type de bioclimat qui règne au niveau de la station étudiée (tableau5).

Tableau 5: Le bioclimat de la zone d'étude.

Station	P (mm)	M (°C)	m (°C)	Q ₂	Bioclimat
Chaouen	1011	33,5	5,5	123,4	Humide à variante tempérée

Le quotient pluviométrique nous permet de classer la station de Tétouan dans le bioclimat subhumide à variante chaude et celle de Chefchaouen dans le bioclimat humide à variante tempérée (Fig. 8).



Fig. 8: Situation de la station de Chefchaouen dans le climagramme d'Emberger

1.8 Végétation et biodiversité

La végétation naturelle du Rif est très diversifiée. Sa répartition spatiale est liée aux nappes géologiques combinées aux conditions bioclimatiques. Les parties centrales et occidentales sont couvertes par des chênaies, des cédraies, des sapinières, ou par des matorrals de cistacées, d'éricacées et de Lentisques (Nafi , 2005).

Dans le bassin versant de Moulay Bouchta, la végétation climacique a presque complètement disparu à part dans la partie sud du bassin versant où subsiste la chênaie de Bouhachem dont l'espèce principale est le chêne liège (Quercus suber), associée à d'autres espèces telles que le chêne zène (Quercus faginea) et le chêne vert (Quercus ilex). Cette forêt s'étend sur une superficie assez restreinte du bassin (7.5 % de la surface totale du bassin versant). Vers la partie centrale du bassin versant, s'étalent de part et d'autre de l'oued Moulay Bouchta des plantations de Pins d'Alep (Pinus halepensis), de Pins radiata (Pinus radiata) et de Pins maritimes (Pinus Pinaster).

L'espace est occupé par l'agriculture et un matorral dense par endroits, constitué de pistachiers (Pistacia lentiscus), d'arbousiers (Arbutus unedo), et de cistes (Cistus monspesulanum, cistus salviifolus) entre autres.

Type d'occupation	%
Agriculture	52.3
Cultures arboricoles	5.3
Forêt naturelle (subéraie)	7.5
Matorral	28.3
Reboisements	6.5

Tableau 6: Occupation des sols dans le BVMB.



Source : EL Gaâtib 2004.

Fig. 9: Carte d'occupation du sol dans le bassin Versant de Moulay Bouchta (Zouagui, 2010)

Le matorral occupe un vaste espace constitué d'espèces arbustives formant un couvert haut ou bas, dense à clair reflétant le degré de dégradation de la forêt (Fig.9). Il joue un rôle important
dans la couverture ligneuse du bassin versant, malheureusement sa régression est très apparente.

Le matorral reste la cible de la population malgré les rôles écologique et conservateur qu'il joue dans le bassin versant à savoir :

- la protection permanente et efficace du sol contre l'érosion.
- l'enrichissement du sol en matière organique par l'accumulation de la litière et l'enracinement des plantes.
- l'offre d'unités fourragères gratuites pour toutes les espèces animales domestiques et sauvages.
- La production du bois de chauffage non seulement pour la population locale, mais aussi pour les fours à chaux et les briqueteries de la région.

La fragilité des sols du bassin versant de Moulay Bouchta est surtout liée au type d'occupation. Les matorrals clairs constituent entre autres l'une des plus importantes causes des pertes en sol par érosion en nappe et en rigole.



Fig. 10: Matorral, Moulay Bouchta

II. APPROCHE METHODOLOGIQUE

Pour étudier les mouvements du sol à partir du ¹³⁷Cs, il est nécessaire de déterminer un niveau de référence à partir duquel on connait sur un site, les aires d'érosion et d'accumulation (Ibrahimi, 2002). Pour cela on sélectionne des sites non perturbés caractérisés par une pente minimale et une absence de phénomènes d'érosion ou de déposition. On prélève ensuite des profils sur les sites à étudier et enfin on compare les inventaires du radioélément des sites étudiés avec l'inventaire du site de référence. L'estimation des taux d'érosion et de sédimentation se fait à l'aide de modèles théoriques de conversion.



Fig. 11: Principe de l'utilisation du ¹³⁷Cs pour l'estimation des mouvements du sol (Mabit *et al.*, 2007)

2.1 Prélèvement des échantillons

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un moteur carottier composé d'un tube cylindrique de 9cm de diamètre et de 1m de longueur (Fig.11).

Au niveau du matorral, l'échantillonnage s'est fait suivant quatre transects parallèles espacés de 10m avec sept échantillons par transect tous les 20m. Quant au site de référence, huit échantillons ont été prélevés sur un transect. Les carottes ont été prélevées jusqu'à une profondeur de 30cm. Un profil a été pris sur le site de référence pour étudier la distribution du ¹³⁷Cs en profondeur. Ce prélèvement a été effectué par incrément d'une épaisseur de 2cm jusqu'à une profondeur de 50cm.

Pour ce qui est du barrage (Fig.12), un profil a été prélevé jusqu'à une profondeur de 56cm. La carotte a ensuite été découpée tous les 2cm jusqu'à 20cm, puis tous les 4cm jusqu'à 48cm et enfin le dernier tronçon a constitué le dernier échantillon avec une épaisseur de 8cm.



Fig. 12 : Prélèvement à l'aide d'un moteur-carottier. Fig. 13 : Découpage de la carotte en tronçons de 2cm.

2.2 Préparation physique des échantillons

Avant l'analyse des échantillons, il est nécessaire de leur faire subir un prétraitement dont les étapes sont les suivantes :

- Séchage dans une étuve à 80°C pendant 24h
- Broyage et tamisage (2mm)
- Homogénéisation de la fraction fine (<2mm)
- Conditionnement dans des flacons de type marinelli (500ml) pour les échantillons du matorral et des flacons cylindriques (75ml et 50ml) pour les profils découpés en tronçon, c'est-à-dire ceux prélevés au niveau du barrage.

2.3 Analyse des échantillons

2.3.1 Dispositif expérimental

La spectrométrie gamma a permis de mesurer les rayonnements gamma issus du ¹³⁷Cs. C'est une technique directe et non destructive. Le principe de comptage consiste à identifier le ¹³⁷Cs dans l'échantillon et déterminer son activité.

i. Rayonnement gamma

Le rayonnement gamma qui suit généralement une émission alpha ou bêta, est issu du noyau de l'atome et correspond à une désexcitation de ce dernier. Après la désintégration, le nouveau noyau n'est pas toujours dans un état d'équilibre énergétique : il possède encore un excédant d'énergie, il est donc excité. Pour s'en débarrasser, il va émettre un ou plusieurs rayonnements gamma d'énergie déterminée et caractéristique du noyau et donc de l'atome présent. C'est en quelque sorte la signature du radioélément.

ii. Système de comptage

Les comptages ont été effectués dans les mêmes conditions expérimentales, en conservant la même géométrie pour tous les échantillons et la même position par rapport au détecteur. Les flacons doivent être placés à distance constante et bien alignés dans l'axe du détecteur.

L'analyse d'un échantillon par spectrométrie gamma donne naissance à un spectre : histogramme du nombre de photons détectés en fonction de leur énergie. Le spectre est caractérisé par un fond continu (bruit de fond) décroissant avec l'énergie et par la présence de plusieurs pics. Chaque pic correspond à un rayonnement gamma issu de la désexcitation des noyaux instables ou atomes radioactifs présents dans l'échantillon.

La désintégration d'un noyau par l'émission d'un photon gamma est un phénomène spontané. S'il est possible de prévoir le comportement d'un grand nombre de radioéléments dans le temps pour l'estimation de l'activité, il est impossible de dire exactement à quel moment un noyau va se désintégrer. Cette particularité impose de faire des mesures sur un temps suffisamment grand pour gommer les irrégularités et obtenir un résultat d'activité le plus exact possible.

iii. Chaîne de détection

Elle est constituée des éléments suivants:

- Un détecteur Germanium hyper pur Canberra caractérisé par sa grande résolution en énergie. Celui-ci est refroidi par de l'azote liquide contenu dans un cryostat (Fig.13). L'enceinte où s'effectue la détection est entourée par un château de plomb pour minimiser la contribution du bruit de fond dans le spectre de l'échantillon à analyser. Il s'y produit une interaction entre les photons issus de la désintégration des atomes instables et les atomes qui constituent le cristal Germanium, il en résulte une libération d'électrons.
- Un préamplificateur placé directement après le détecteur assure la conversion chargetension, et délivre une impulsion d'amplitude proportionnelle à la charge.
- Un amplificateur qui change la forme de l'impulsion reçue du préamplificateur en la rendant Gaussienne, et il augmente son amplitude afin de rendre possible son traitement par l'élément suivant dans la chaîne de détection.
- Un analyseur multi-canal : les signaux analogiques de l'amplificateur sont convertis en signaux logiques (numériques) à l'aide d'un codeur ou convertisseur analogique digital (ADC). Les signaux sont donc stockés dans l'analyseur multi-canal qui classe et totalise le nombre de photons émis par énergie de désintégration. Un ordinateur comptabilise et mémorise le nombre de coups associés à chaque canal et en fournit une représentation graphique à l'aide d'un logiciel de traitement des spectres (Fig. 14).



Fig. 14: Détecteur Germanium Canberra utilisé pour le comptage gamma des échantillons



Fig. 15: Exemple du spectre obtenu par spectrométrie gamma (661 KeV : raie gamma de ¹³⁷Cs)

iv. Calibration de la chaîne de détection

Avant de pouvoir utiliser le détecteur, il est nécessaire de procéder à une calibration précise en énergie et efficacité de détection car la spectrométrie gamma n'est valide que si l'identité et la teneur en radioéléments auxquels sont dus les pics sont déterminées avec exactitude.

Une solution radioactive a été utilisée comme source mono énergétique afin d'effectuer la calibration en énergie de notre détecteur. Elle a été certifiée par le commissariat de l'énergie atomique de France et est constituée d'un mélange de dix radioéléments à savoir : ²⁴¹Am, ⁵⁷Co, ¹⁰⁹Cd, ¹³⁹Cs, ⁵¹Cr, ¹¹³Sn, ¹³⁷Sr, 137Cs, ⁶⁰Co, ⁸⁸Y.

2.3.2 Détermination de l'activité du ¹³⁷Cs dans les échantillons

A partir de la surface des pics on détermine l'activité du ¹³⁷Cs en becquerel par rapport à la masse de l'échantillon (Bq/Kg). Son activité correspond au nombre de noyaux désintégrés par unité de temps. Il faut prendre en compte et corriger :

- Le bruit de fond des rayonnements extérieurs (BDF) : pour obtenir l'activité nette il faut soustraire la valeur de BDF des activités mesurées.
- L'efficacité du détecteur : estimation des rayons traversant le détecteur sans être détectés, et par la suite estimation de l'activité réelle trouvée.

Si on considère un radioélément X donné, A l'activité et λ la constante de désintégration ($\lambda = Ln2/T_{1/2}$, $T_{1/2}$ la période), d'après la loi de la décroissance le nombre de noyaux Nx présent à l'instant de mesure s'exprime par :

$$Nx = \frac{A}{\Box}\lambda \qquad (1)$$

Au bout d'un temps de comptage tc, le nombre de noyaux N_d désintégré est :

$$Nd = Nx (1 - e - \lambda tc) = \left(\frac{A}{\Box}\lambda\right) (1 - e - \lambda tc)$$
(2)

Si tc est négligeable devant la période, ce qui est souvent le cas, N_d devient :

$$Nd = \left(\frac{A}{2}\lambda\right)\lambda tc = A tc$$
(3)

Or, le nombre N de noyaux réellement détectés s'exprime par :

$$N = Nd I\gamma \varepsilon = A tc I\gamma \varepsilon$$
(4)

Où ε est l'efficacité de détection correspondant aux conditions expérimentales utilisées et I γ la probabilité d'émission ou intensité du rayonnement γ .

On s'est intéressé à l'exploitation des pics γ correspondant aux effets photoélectriques dans nos analyses. ε est donc l'efficacité de détection liée à la probabilité d'interaction par l'effet photoélectrique et N correspond à l'aire nette du pic γ .

L'activité massique Am en (Bq/kg) d'un radioélément donné est déterminée en exploitant l'équation : N = N_d I_{γ} ϵ = A tc I_{γ} ϵ . Ainsi Am s'exprime par :

$$A_m = \frac{N_{net}}{t_c \, I_\gamma \, m \, \varepsilon} \tag{5}$$

Avec :

- N_{net} : aire nette sous le pic photoélectrique γ ou nombre de coups net sous le pic

- tc : temps de comptage (s)

- I γ : intensité du rayonnement γ (85,5%)
- m : masse de l'échantillon (kg)

- ϵ : efficacité de détection.

2.4 Etude qualitative des mouvements du sol

Des échantillons du site de référence ont été découpés en tronçons de 2cm jusqu'à une profondeur de 20cm puis de 4cm jusqu'à 40cm de profondeur. Ceux-ci ont permis d'étudier le comportement du ¹³⁷Cs dans les profils du sol et de calculer les paramètres nécessaires à l'application des modèles de conversion PDM et DDM.

- Paramètre h₀

Il est utilisé dans le modèle de distribution en profil (PDM), et a été estimé à partir de l'équation exponentielle du profil, caractéristique de la distribution du ¹³⁷Cs en fonction de la profondeur qui est sous la forme :

$$\boldsymbol{Y} = \boldsymbol{C}_{\boldsymbol{0}} \boldsymbol{e}^{-\frac{\boldsymbol{X}}{\boldsymbol{h}_{\boldsymbol{0}}}} \quad (6)$$

Avec :

X : la profondeur massique (Kg/m²)

Y : activité spécifique (Bq/kg)

- Le taux de migration V

On le calcule en considérant 1963 comme étant la date de début de la migration du ¹³⁷Cs dans les particules du sol (Pegoyev et Friman, 1978). Il est calculé à partir du rapport de la profondeur brute de pénétration du ¹³⁷Cs et sa période de migration.

$$\boldsymbol{V} = \boldsymbol{W}\boldsymbol{p}\frac{\Box}{\Box}(\boldsymbol{t} - \mathbf{1963}) \tag{7}$$

Avec :

t = année de prélèvement de l'échantillon (an).

W_p = profondeur massique correspondant au maximum d'activité (Kg/m2).

- Le coefficient de diffusion D

$$D = \frac{(Np - Wp)2}{2(t - 1963)}$$
(8)

Avec :

t = année de prélèvement de l'échantillon (an).

 W_p = profondeur massique correspondant au maximum d'activité (Kg/m²).

 N_p = Profondeur massique correspondant à la réduction de 1/e de l'activité maximale du ¹³⁷Cs (Kg/m²).

Les coefficients de diffusion D et de migration V décrivent l'évolution du ¹³⁷Cs dans le sol en fonction du temps. Des valeurs élevées de D et V impliquent une pénétration très profonde du ¹³⁷Cs dans le profil de sol (Walling *et al* ., 2002).

2.5 Etude quantitative

Afin d'interpréter les fluctuations de l'activité du ¹³⁷Cs, on a fait appel à des modèles de conversion de cette activité en taux d'érosion. Deux modèles ont été utilisés pour les différents sites : le PDM et le DMM. Ces modèles sont programmés sur le logiciel Csmodel1.

i. Le modèle de distribution du profil « PDM »

La distribution du ¹³⁷Cs en profondeur dans les sols stables non perturbés montre une décroissance exponentielle qui peut être décrite par la fonction suivante (Walling et Quine, 1990 ; Zhang *et al.*, 1990) :

$$\mathbf{A}'(\mathbf{x}) = \mathbf{A}_{ref} \left(\mathbf{1} - \mathbf{e}^{-\frac{\mathbf{X}}{\mathbf{h}_0}} \right)$$
(9)

Avec :

A'(x): Inventaire du ¹³⁷Cs pour une profondeur x (Bq/m²);

 A_{ref} : Inventaire du ¹³⁷Cs de référence (Bq/m²);

x : Poids de la profondeur par unité de surface (Kg/m^2) ;

 h_o : Coefficient décrivant la forme du profil (Kg/m²).

Si on suppose que les retombées totales du ¹³⁷Cs ont été produites en 1963 et que la distribution du ¹³⁷Cs dans le profil du sol est indépendante du temps, le taux d'érosion Y peut être exprimé comme suit :

$$Y = \left[\frac{10}{(t-1963)P}\right] ln \left(1-\frac{x}{100}\right) h0$$
(10)

Avec :

Y : la perte moyenne annuelle du sol (T/ha/an),

x : le pourcentage de perte en 137 Cs dans le total de l'inventaire de 137 Cs d'un site par rapport à la valeur de référence,

- t : l'année de prélèvement de l'échantillon (an)
- P : facteur de la correction granulométrique.

Pour un site de déposition, le taux de déposition R' peut être exprimé à partir de l'inventaire du ¹³⁷Cs en excès A_{ex} (Bq/m²) et la concentration du ¹³⁷Cs dans le sédiment déposé Cd, avec Au est l'inventaire total en Bq/m² :

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^{t} C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_u - A_{ref}}{\frac{P'}{\int_{S} R \, dS} \int_{S} A_{ref} \left(1 - e^{-\frac{R}{h_0}}\right) dS}$$
(11)

ii. Le modèle de diffusion et de migration « DMM »

La redistribution du ¹³⁷Cs dans les sols non cultivés peut être décrite par le modèle de diffusion et migration, caractérisé par un coefficient de diffusion effectif D et un taux de migration V (Pegoyev et Fridman, 1978; He et Walling, 1997). Si on suppose l'érosion en nappe, le taux d'érosion du site érodé peut être estimé à partir de l'inventaire du ¹³⁷Cs déplacé et la concentration du ¹³⁷Cs à la surface du sol Cu (t'), comme suit :

$$A_{ls}(t) = \int PRC_u(t')e^{-\lambda(t-t')}dt'$$
(12)

Où Cu (t') est calculé en fonction du coefficient de diffusion D (kg2/m⁴/an) et du taux de migration du ¹³⁷Cs dans le profil du sol V (kg/m²/an) :

$$C_{u}(t) \approx \frac{I(t)}{H} + \int_{0}^{t-1} \frac{I(t')e^{-\frac{R}{H}}}{\sqrt{D\pi(t-t')}} e^{-\frac{V^{2}(t-t')}{4D} - \lambda(t-t')} dt'$$
(13)

Pour un site de déposition, le taux de déposition R' peut être estimé à partir de la concentration en ¹³⁷Cs du sédiment déposé Cd (t') et l'inventaire du ¹³⁷Cs en excès A_{ex} , en utilisant l'équation suivante :

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^{t} C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_{t_0}^{t} C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'}$$
(14)

Cd est calculé à partir de :

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S^t R \, dS} \int_S P' P C_u(t') R \, dS \tag{15}$$

III. ANALYSE SPATIALE DE LA DISTRIBUTION DE L'EROSION

Parmi les méthodes d'interpolation (pondération inversement proportionnelle à la distance, spline, régression simple...), on a opté pour le krigeage car il permet d'estimer des erreurs de prévision et il est le seul à tenir compte de la structure de dépendance spatiale des données. Ainsi, on peut s'attendre à ce que le krigeage génère les prévisions spatiales les plus justes. De plus, l'estimation des erreurs qu'il produit est plus fiable que celle produite par les autres méthodes géostatistiques, car les postulats de base du krigeage modélisent mieux la réalité pour des données à référence spatiale.

Plusieurs logiciels permettent de réaliser l'étude géostatistique des données suivant six étapes. Dans ce travail les logiciels utilisés sont Arcgis, SPSS et Variowin.

3.1 Exploration des données

Il s'agit d'une analyse statistique dans laquelle les données sont présentées sous forme d'histogramme donnant les caractéristiques de la distribution des valeurs de l'érosion. Pour l'étude des distributions on s'intéresse aux paramètres de position (moyenne et médiane) et aux paramètres de forme (coefficient d'aplatissement et de symétrie), le but étant de vérifier l'homogénéité des données. Si ce n'est pas le cas, une transformation logarithmique est envisagée dans les cas appropriés pour rendre la distribution normale, cette dernière condition étant recommandée pour effectuer le krigeage.

3.2 Le diagramme de probabilité Q-Qplot (Quantile-Quantile plot)

C'est un outil graphique qui permet de comparer les distributions de deux séries de données. Cette comparaison s'effectue par rapport à la distribution normale réduite. La distribution est considérée comme normale lorsque les points de ses quantiles s'alignent parfaitement sur une droite (qui peut dans certains cas être la bissectrice) ou sont très rapprochés de celle-ci. Des tests de normalité peuvent être réalisés pour la vérification.

3.3 Semi-variogramme

Un semi-variogramme compare les distances entre des paires de point en entrée (axe des abscisses) et la variabilité (axe des ordonnées). Le semi-variogramme a été modélisé en tenant compte des points expérimentaux.

La semi-variance est obtenue par calcul de la moyenne arithmétique des carrés des différences entre les points d'observation Z(x) et Z(x+h) séparés par la distance h = xi-xj:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$
(16)

 $\gamma(h)$ est appelée la semi-variance.

A partir de l'estimation du variogramme, on poursuit deux objectifs :

1. Déterminer les caractéristiques de la structure spatiale (le pallier, la portée, et l'effet pépite).

2. Ajuster un modèle au variogramme expérimental (sphérique, exponentiel, gaussien ...).

3.4 Validation croisée

Elle permet de choisir le modèle de krigeage qui donne l'erreur la plus faible possible entre la valeur observée et la valeur estimée. La validation croisée écarte chaque valeur observée z (xi) et l'estime par krigeage ($Z^*(xi)$) à partir des points voisins en utilisant le modèle qu'on veut tester. Cette opération est répétée pour tous les points observés.

Les erreurs de la validation croisée sont déterminés par la différence e $(xi)=Z^*(xi) - z(xi)$. A partir de ces erreurs d'interpolation, des indices sont calculés et permettent de juger de la qualité de l'estimation. Elle est définie par :

$$(\Sigma \downarrow (i = 1)^{\dagger} n \equiv \mathbb{I} (Z * (Xi) - Z(Xi)))/n \quad (17)$$

Le but de cette étape est de minimiser cette moyenne et le modèle qui en donne la valeur la plus faible c'est-à-dire la plus proche de zéro est celui qui est retenu. Comme autre critère

retenu pour la validation on a le rapport moyen (qualifié aussi d'erreur réduite ou erreur standardisée) défini par le rapport de « l'erreur d'estimation / écart type d'estimation » (Boivin et Touma, 1988). Nous avons aussi utilisé l'écart type de l'erreur standardisée qui doit également être proche de 1 pour que l'interpolation soit meilleure.

3.5 La carte de krigeage

Elle présente la répartition spatiale du paramètre étudié.

3.6 La carte de l'écart type de krigeage

Elle présente quant à elle les erreurs générées par le modèle de prédiction.

Chapitre III : Résultats et discussions

I. Etude qualitative des mouvements du sol à partir du ¹³⁷Cs

1.1 Etude de la distribution du ¹³⁷Cs en profondeur

Cette étude nous permet de calculer les paramètres h_0 , V et D qui seront utilisés pour l'application des modèles de conversion PDM et DMM. Pour cela une carotte a été prélevée sur le site de référence et découpée en tranches de 2cm jusqu'à 20cm de profondeur, puis une dernière tranche de 20 à 24 cm de profondeur.

L'analyse des échantillons montre une croissance de l'activité massique entre 0 et 6cm de profondeur. Le tronçon 4-6 cm montre un maximum d'activité de 54,3 (Bq/Kg), ensuite on observe une décroissance exponentielle jusqu'à disparition du ¹³⁷Cs à une profondeur de 20cm (Fig. 15).



Fig. 16: Redistribution en profondeur du ¹³⁷Cs

En comparant les pourcentages de fixation des du ¹³⁷Cs des différents tronçons, on constate qu'on a les pourcentages les plus élevés dans les 10 premiers centimètres. On observe un maximum de rétention entre 2 et 6 cm de profondeur (Fig. 16). Cette variation de pourcentages est due au fait que les horizons supérieurs du sol sont riches en particules fines

qui retiennent plus facilement le ¹³⁷Cs. On en déduit également le rôle important joué par la matière organique présente à la surface.



Fig. 17: Pourcentages de l'activité du 137Cs en profondeur dans le site de référence.

On détermine h_0 à partir de l'équation de distribution du ¹³⁷Cs en profondeur du sol sur le site de référence. C'est le coefficient qui décrit la forme du profil. Il sera utilisé dans l'application du modèle PDM.

L'équation de la courbe de tendance est la suivante (Fig. 17) :

$$Y = 198 e^{-0.021X}$$
; $R^2 = 0.9343$



Fig. 18: Courbe de distribution du 137Cs en profondeur du sol sur le site de référence

On en déduit que :

 $h_0 = 47,6190 (Kg/m^2)$

 $C_0 = 198 (Bq/Kg)$

Pour le calcul du taux de migration V et du coefficient de diffusion D on a besoin de W_p et N_p que l'on détermine à partir de h_0 et C_0 . On a donc : W_p = 62 (kg/m²) et N_p = 103 (Kg/m²).

On obtient donc : V= 1,35 (Kg/m²/an) D= 24,01 (Kg/m⁴/an).

1.2 Inventaire du ¹³⁷Cs1.2.1 Site de référence

L'activité spécifique moyenne du ¹³⁷Cs sur le site de référence était de 2705 (Bq/m²) au moment de l'échantillonnage (octobre 2009), étant donnée la décroissance exponentielle de l'activité du radioélément dans le temps, il a fallu calculer l'activité de référence pour l'année

2011. La nouvelle valeur calculée en tenant compte de la période du 137 Cs est de 2611 (Bq/m²). Elle servira de base pour la détermination des taux d'érosion et de déposition dans cette étude.

Cette valeur est proche de celle trouvée par Bouhlassa *et al* (2000) dans le bassin versant de l'Oued Nakhla situé au nord de notre zone d'étude, qui était de 3250 (Bq/m²) en 2000 et qui est, d'après la décroissance radioactive de 2521 (Bq/m²) en 2011. Cependant, elle est assez éloignée de celle trouvée par Zouagui (2010) dans le bassin versant Moulay Bouchta qui était de 3456 (Bq/m²) en 2010 et donc 3377 (Bq/m²) en 2011.

Au Maroc, les inventaires de référence sont variés (tableau 7), ils dépendent des caractéristiques du sol et de la différence des précipitations annuelles (Sadiki *et al.*, 2007).

Site	Inventaires de référence (Bq/m ²)	Auteur et année		
Moulay Bouchta (Rif occidental)	3456	Zouagui, 2010		
Oued Nakhla (Rif occidental)	3250	Bouhlassa et al., 2000		
El Hachef (Rif occidental)	2582	Ibrahimi, 2002		
Merkat (Prérif central)	2802	Faleh, 2004		
Boussouab (Prérif oriental)	4250	Sadiki, 2005		
Beniboufrah (El Hoceima)	1021	Benmansour et al., 2000		

 Tableau 7: Variabilité des inventaires de référence au Maroc

1.3 Matorral

L'analyse de l'activité du ¹³⁷Cs au niveau des transects montre une perte en sol pour tous les points échantillonnés, les valeurs étant toutes en dessous de l'inventaire de référence. Ce sont pour la plupart des zones d'érosion. On observe néanmoins deux zones de stabilité entre les apports et les pertes en sol. Au niveau du transect T1, le point situé à 20m du sommet présente une activité de 2122 (Bq/m²) qui est relativement proche de l'inventaire de référence. Sur le transect T3, le point situé à 60m du sommet de la pente montre une activité du ¹³⁷Cs égale à 2132 (Bq/m²) qui est également très proche de la valeur de référence. Le transect T4 est celui où les pertes en sol sont les plus importantes. Il présente un pourcentage en ¹³⁷Cs de 42% (Tableau 8), ce qui est inférieur aux pourcentages des autres transects. Le transect T1 par contre présente le pourcentage le plus élevé qui est de 57%.

Distance (m)	T1	T2	Т3	T4	Moyenne latérale (Bq/m²)	CV (%)	Pourcentage du ¹³⁷ Cs
0	1186	1469	1849	1001	1376	27	53
20	2122	1852	1443	1336	1688	22	65
40	1375	619	835	1466	1074	38	41
60	1302	1343	2132	876	1413	37	54
80	2078	1431	1052	769	1333	42	51
100	931	1783	743	720	1044	48	40
120	1422	804	1729	1459	1353	29	52
Moyenne longitudinale (Bq/m²)	1488	1329	1398	1090	1326	13	51
CV (%)	30	35	38	30			
Pourcentage du ¹³⁷ Cs	57	51	54	42			

Tableau 8: Activité du 137Cs le long des transects du matorral.

Les coefficients de variation entre les points d'échantillonnage varient entre 22 et 48%. Cette variabilité est liée à l'hétérogénéité du milieu due aux propriétés du sol telles que la granulométrie ou la teneur en argile. Elle peut également être liée au couvert végétal qui intercepte les précipitations et retient ainsi une partie des retombées du ¹³⁷Cs.



Fig. 19: Inventaire du ¹³⁷Cs le long des différents transects

II. TAUX DE REDISTRIBUTION DES SOLS DU MATORRAL

Les modèles de conversion PDM et DMM ont été utilisés pour l'estimation des taux d'érosion et de déposition des 28 profils prélevés sur les 4 transects du matorral. Les paramètres suivants ont été utilisés pour l'application de ces modèles :

- Année d'échantillonnage : 2010
- Activité de référence : 2611 (Bq/m²)
- $h_0 = 47,61 (Kg/m^2)$
- V=1,35 (Kg/m²/an)
- $D=24,01(Kg/m^4/an)$

Les figures 19 et 20 montrent les courbes de redistribution des sols obtenues à partir des deux modèles. On observe que les courbes obtenues avec le PDM et celles obtenues avec le DMM suivent la même tendance.



Fig. 20: Redistribution du sol du matorral donnée par le modèle PDM



Fig. 21: Redistribution du sol du matorral donnée par le modèle DMM

Cette tendance est bien visible lorsqu'on met ensemble les courbes obtenues pour le même transect à partir des deux modèles (Fig. 21).



Fig. 22: Redistribution du sol du transect T1 à partir des modèles PDM et DMM

Le tableau 9 résume les taux moyens d'érosion au niveau des quatre transects. L'analyse de ce tableau montre que les taux d'érosion obtenus avec le modèle PDM sont plus élevés que ceux obtenus avec le modèle DMM. On peut expliquer cette différence par le fait que les taux sont surestimés avec le modèle PDM car il ne tient compte ni de l'évolution des retombées du ¹³⁷Cs au cours du temps, ni du comportement du radio isotope dans le profil du sol du moment de sa déposition jusqu'au moment de l'échantillonnage. Le modèle DMM quant à lui prend en

considération la migration du ¹³⁷Cs dans les particules du sol au cours du temps. Ce modèle s'avère donc être le mieux adapté pour l'estimation des taux d'érosion dans cette étude.

	PDM	DMM
Transect T1	-6,08	-3,92
Transect T2	-7,50	-4,48
Transect T3	-7,03	-4,24
Transect T4	-9,25	-5,32
Erosion moyenne (T/ha/an)	-7,47	-4,49

Tableau 9: Taux d'érosion moyens des quatre transects du matorral.

En prenant les taux d'érosion obtenus avec le DMM pour tous les profils des quatre transects (Tableau 10), on constate que le profil situé à 40m du sommet du transect T2 est celui qui présente le taux le plus important de perte en sol à savoir - 6,98 (T/ha/an). Le profil situé à 60m du sommet du transect T3 est celui où l'érosion est minimale, avec un taux de perte en sol de -1,66 (T/ha/an). Cette variation entre deux transects situés à seulement 8m l'un de l'autre est due à l'hétérogénéité du milieu et au couvert végétal.

Distance (m)	T1	Т2	Т3	T4	Moyenne
0	-4,98	-3,98	-2,65	-5,63	-4,3
20	-1,70	-2,64	-4,07	-4,45	-3,2
40	-4,31	-6,98	-6,22	-3,99	-5,4
60	-4,57	-4,42	-1,66	-6,07	-4,2
80	-1,85	-4,11	-5,45	-6,45	-4,5
100	-5,88	-2,88	-6,54	-6,62	-5,5
120	-4,15	-6,33	-3,07	-4,02	-4,4
Moyenne	-3,9	-4,5	-4,2	-5,3	-4,5

Tableau 10: Taux d'érosion des différents profils des quatre transects.

III. ANALYSE SPATIALE DE LA DISTRIBUTION DU SOL

3.1 Exploration des données

3.1.1 Paramètres statistiques de la distribution de l'érosion

Pour l'étude de la distribution statistique de l'érosion, on a besoin des paramètres de position à savoir la moyenne et la médiane, ainsi que des paramètres de forme qui sont l'asymétrie (skewness) et l'aplatissement (kurtosis). Les valeurs ainsi calculées sont présentées dans le tableau 11.

Le but de ces calculs est de vérifier l'homogénéité des données, car plus la distribution est normale, plus les résultats du krigeage sont fiables. Cependant, l'hypothèse de normalité n'est pas requise pour effectuer une carte d'estimation par krigeage.

Moyenne	8	-4,48
Variance	8	2,49
Ecart-type		1,58
Médiane	Paramètre de position qui divise la série en deux	-4,36
Asymétrie	0	0,21
Aplatissement	8	-0,9

 Tableau 11: Caractéristiques statistiques de la distribution de l'érosion

3.1.2 Diagrammes de la distribution de l'érosion

a. Histogramme

Cet outil permet de visualiser la distribution de la variable érosion. On cherche à obtenir une variable qui ressemble à une loi normale. Afin de réaliser cet histogramme (Fig.22), il est nécessaire de déterminer au préalable le nombre de classes qu'il va comporter. Généralement, dans le cadre d'une analyse de ce type, on utilise des classes de largeur identique.

Le nombre de classes dépend du nombre de valeurs N dont on dispose. Il peut être déterminé par la formule suivante :

Avec : K= nombre de classes

N= nombre d'échantillons

ou plus simplement

1 (19)

Etant donné que nous disposons de 28 échantillons, le nombre de classes trouvé est donc égal à 5. Cependant, l'histogramme étant un outil visuel, il est possible de faire varier K. Ceci permet de voir l'histogramme avec un nombre différent de classes et ainsi de trouver le meilleur compromis qui facilitera l'interprétation. On a donc choisi de répartir nos valeurs en six classes, afin d'obtenir une courbe plus ou moins symétrique.



Fig. 23: Histogramme de la distribution des valeurs de l'érosion

b. Diagramme de probabilité Q-Qplot (Quantile – Quantile plot)

Le diagramme Q-Qplot met en relation les données de la variable en ordonnées, avec les valeurs de la loi normale en abscisses. L'objectif est là aussi de voir si la distribution de la variable se rapproche d'une distribution normale centrée réduite.

D'après le graphe obtenu (Fig. 23), on peut dire que notre série statistique suit une loi normale car la plupart des observations sont alignées sur la droite à l'exception de deux points qui sont relativement éloignés.



Normal Q-Q Plot of EH (T/ha/an)

Fig. 24: Diagramme Q-Q plot

c. Test Kolmogorov-Smirnov de normalité

Le krigeage a tendance à fournir de meilleures prévisions lorsque les données suivent une loi normale. Afin de vérifier la compatibilité de notre série à la loi normale, on procède à des tests statistiques. Dans cette étude, c'est le test de Kolmogorov-Smirnov qui a été appliqué à l'aide du logiciel SPSS. C'est un test d'hypothèse utilisé pour déterminer si un échantillon suit bien une loi donnée connue par sa fonction de répartition continue, ou bien si deux échantillons suivent la même loi.

Ce test donne une bonne indication d'adaptation à une loi normale. Le principe est simple, on mesure l'écart maximum qui existe entre la fonction de densité cumulée observée (ou tout simplement des fréquences cumulées) et la fonction de répartition théorique (ou toute autre

fonction de densité inconnue sous forme analytique). Suivant l'hypothèse H0, cet écart est faible et la répartition des observations s'intègre bien dans la distribution normale. Un calcul « manuel » nécessite l'utilisation d'une table de Kolmogorov (au-dessous d'une trentaine d'observations) : il suffit alors de comparer la distance maximale à la valeur idoine de la table. Cette valeur tabulée prend en compte l'effectif et le seuil de risque « alpha ».

Le test Kolmogorov-Smirnov a été appliqué à l'aide du logiciel SPSS (Tableau 12)

	-	EH (T/ha/an)
N	-	28
Normal Paramatara ^{a,,b}	Mean	-4,4882
nomial Farameters	Std. Deviation	1,58047
Maat Estimate	Absolute	0,124
Most Extreme Differences	Positive	0,124
Differences	S ^{a,b} Mean Std. Deviation Absolute Positive Negative Crnov Z iled)	-0,087
Kolmogorov-Smirnov Z	Z	0,656
Asymp. Sig. (2-tailed)		0,783

Tableau 12: Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov

a. Test distribution is Normal.

b. Calculated from data.

La probabilité est ici de 78.3%, on ne rejette donc pas l'hypothèse que la distribution de l'érosion suit une loi normale. On peut alors calculer le variogramme.

3.2 Etablissement des cartes par krigeage

3.2.1 Calcul et ajustement du semi-variogramme

Parmi les deux modèles testés, le sphérique s'est mieux ajusté au semi-variogramme que l'exponentiel (Fig.24).

La semi-variance dépend de la distance et de la direction : on a donc une anisotropie dont les caractéristiques sont les suivantes :

Direction : 37+- 45 ; Portée maximale : 60 ; Portée minimale : 50 ; Palier : 1,3 ; Effet de pépite : 2.1 ; Distance (lag) : 10 m ; Nombre lags : 7

L'effet de pépite obtenu correspond à un écart type, à faible distance, de l'ordre de 0.4 pour l'érosion, il faut alors rechercher son origine :

- soit dans l'erreur de mesure due au protocole expérimental. L'effort expérimental nécessaire pour déterminer l'origine de cet effet étant trop important, il n'a pas été entrepris dans le cadre de cette étude ;

- soit dans une variation à faible distance des caractéristiques physiques du sol ;

- soit dans le nombre insuffisant de couples de mesures à faible distance, introduisant éventuellement une incertitude sur la détermination de l'effet de pépite.

Le palier observé correspond à un écart type à grande distance de l'ordre de 1,3.

La portée observée, d'environ 60 m, signifie qu'au delà de cette distance, et à cette échelle d'observation, deux mesures d'érosion sont indépendantes statistiquement.

La corrélation entre deux mesures augmente ensuite rapidement en-deçà de 60 mètres, elle est d'autant plus forte que deux points de mesure sont proches. Elle nous permet d'affirmer que la technique radio-isotopique de l'estimation de l'érosion donne des résultats cohérents : si le « bruit de fond » de la mesure, ou erreur de mesure était trop important, le variogramme aurait un aspect purement aléatoire.

La connaissance de cette portée peut également être utilisée par la suite lors d'une caractérisation de la distribution des sols dans les sites ayant les mêmes propriétés. Il devient inutile de réaliser des mesures à moins de 60 mètres de distance. En effet, ces mesures seraient auto-corrélées, et un effort expérimental serait donc gaspillé pour obtenir une information redondante.

50



Fig. 25 : Semi-variogramme sphérique

3.2.2 Validation croisée

Cette dernière étape sert à valider le choix du modèle qui s'ajuste le mieux à la structure du variogramme expérimental. Dans cette étude on a retenu le modèle sphérique vu qu'il nous donne des paramètres satisfaisants :

- Moyenne de l'erreur : -0,000026
- Ecart type de l'erreur : 1,694
- Moyenne de l'écart type de krigeage : 1,718
- Moyenne de l'erreur réduite : -0,001821
- Ecart type de l'erreur réduite : 0,9918

Les paramètres obtenus avec le modèle exponentiel sont les suivants :

- Moyenne de l'erreur : -0,003977
- Ecart type de l'erreur : 1,67
- Moyenne de l'écart type de krigeage : 1,776
- Moyenne de l'erreur réduite : -0,003359
- Ecart type de l'erreur réduite : 0,9437

On voit donc globalement que l'écart type de l'erreur réduite se rapproche bien de 1, la précision de l'estimateur est donc assez bonne. Notre estimateur est également peu biaisé car les moyennes de l'erreur réduite et de l'erreur sont faibles.

On présente ci-dessous la surface résultante des étapes et des choix de paramètres que nous avons faits tout au long de cette partie. Rappelons-nous que cette carte est une carte des valeurs estimées, ces données ont la variance de l'erreur d'estimation minimale.

On pense donc, compte tenu du bon résultat du test de validation croisée, que le modèle ajusté est une estimation raisonnable de la structure spatiale de la grandeur étudiée

Ce modèle a été utilisé pour calculer une carte de distribution de l'érosion par krigeage (Fig.26) sur l'ensemble de la parcelle.

3.2.3 Réalisation de la carte de l'érosion

D'après la carte de la redistribution des sols, on constate qu'on a les plus faibles valeurs d'érosion au sommet de la pente, dans les 20 premiers mètres. Les plus fortes valeurs d'érosion quant à elles sont enregistrées à partir de 60 m et suivent le sens de l'écoulement. Ceci nous permet de relier l'érosion au facteur topographique (LS) et à l'érosivité des pluies (R). En effet, la longueur, la forme et l'inclinaison de la pente jouent un rôle important dans l'érosion des sols. Ainsi, sur les pentes concaves, elle est moins intense que sur les pentes convexes.

On peut également relier l'érosion à l'érodibilité des sols (K) et à la couverture végétale (C). En effet, les matorrals clairs constituent l'une des plus importantes causes des pertes en sol par érosion en nappe et en rigole. Le matorral du bassin versant Moulay Bouchta est situé sur des sols peu évolués à tendance vertique et des sols peu évolués à tendance fersiliatique qui sont relativement fragiles. Il est également soumis à la pression des populations qui contribue à sa dégradation. Cependant, on ne peut établir le lien entre l'érosion et le facteur des pratiques antiérosives (P), car on n'a pas de données sur ces pratiques.

A partir de cette carte, on peut estimer le taux d'érosion sur les points non échantillonnés au niveau du matorral.



Fig. 26 : Distribution de l'érosion dans le matorral

Zouagui, (2010) dans son étude menée sur l'érosion hydrique dans ce même bassin versant a obtenu les résultats suivants :

- Pour les terrains agricoles quatre sites ont été échantillonnés : CHEC, CHR, CHBL, et CHBL' avec comme taux d'érosion respectifs -31,1 ; -37,5 ; -18,1 et -36,7 (T/ha/an).
- Pour la forêt naturelle, le taux moyen d'érosion était de -0,8 (T/ha/an).

Le taux moyen d'érosion trouvé dans le matorral étant de -4,5 (T/ha/an), on constate que les terrains cultivés sont plus érodés que le matorral et la forêt naturelle. Cette dernière étant l'unité la moins érodée. En plus des différents facteurs de l'érosion, on peut attribuer cette grande différence à la contribution du labour au processus d'érosion dans les champs agricoles et au faible degré de perturbation de la forêt.

3.2.4 Réalisation de la carte d'écart type de l'érosion

Au niveau de la carte de l'écart type de krigeage (Fig.27), les zones qui présentent les erreurs d'estimation les plus élevées sont celles localisées au niveau des bordures, alors que l'écart type est plus faible vers l'intérieur. Cette carte apporte plus de précision à la carte de l'érosion et permet ainsi une meilleure interpolation.



Fig. 27: Ecart type de l'érosion du sol dans le matorral

IV. TAUX DE SEDIMENTATION

La Fig. 28 illustre la distribution du ¹³⁷Cs dans les sédiments collectés au niveau du barrage. On peut obtenir des indications sur le taux de sédimentation en se basant sur les périodes connues des retombées du ¹³⁷Cs dans l'environnement. Trois périodes sont généralement prises en compte pour dater les sédiments avec le ¹³⁷Cs :

- Le début des années 50 qui marque le début des essais nucléaires ayant introduit les premières quantités de ¹³⁷Cs dans l'environnement.
- L'année 1963 marque la fin des essais nucléaires et est considérée comme étant celle où il ya eu un maximum de retombées.
- En 1986 l'accident de Tchernobyl a introduit de nouvelles quantités de ¹³⁷Cs dans l'environnement, mais ces retombées ne sont pas présentes au Maroc.

Les premières concentrations de ¹³⁷Cs mesurables apparaissent sur le profil à une profondeur de 32-36 cm, ce qui correspond probablement aux retombées du radio isotope dans les années 1950-1954, bien qu'une migration a pu se faire du haut vers le bas dans la colonne de sédiments. Le pic observé à 15-17 cm de profondeur peut clairement être relié aux retombées de 1963.

On peut calculer le taux de sédimentation entre 1963 et 2010 sachant qu'il ya eu un dépôt de 17cm qui correspond à une période de 47ans. Le taux de sédimentation ainsi calculé est donc de 0,36 (cm/an), soit 53 (T/ha/an).



Fig. 28: Distribution verticale du ¹³⁷Cs dans les sédiments du barrage.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La technique du ¹³⁷Cs permet d'étudier les phénomènes d'érosion hydrique et de sédimentation. Elle a été appliquée dans cette étude afin de déterminer le taux d'érosion au niveau du matorral et le taux de sédimentation au niveau du barrage de Talamboute.

Ce travail s'est fait en plusieurs étapes dont la première consistait à faire une évaluation qualitative et quantitative des mouvements du sol au niveau du matorral. Les principaux résultats de l'étude qualitative sont les suivants :

- L'inventaire de référence est de 2611 Bq/m²,
- La rétention du ¹³⁷Cs en profondeur dans le site de référence est plus importante dans les 10 premiers centimètres et l'activité diminue de façon exponentielle jusqu'à une profondeur de disparition à 20cm,
- La comparaison des activités du matorral avec l'activité du site de référence a montré que toute la parcelle est touchée par l'érosion.

L'analyse quantitative s'est faite par la conversion des activités du ¹³⁷Cs en taux d'érosion à l'aide de modèles théoriques de conversion. Elle a fourni les résultats suivants :

- Le modèle DMM est mieux adapté que le modèle PDM car il prend en compte la composante temps et l'évolution du radioélément en profondeur, ce qui permet d'avoir des résultats plus fiables,
- Le taux d'érosion moyen dans le matorral est de -4,5 (t/ha/an).

La deuxième étape consistait à dresser une carte de l'érosion et une carte d'écart type de l'érosion. Ces cartes ont permis de conclure que :

- L'érosion dans le matorral est liée à différents facteurs ; l'érosivité des pluies (R), le facteur topographique (LS), l'érodibilité des sols (K) et la couverture végétale (C),
- Les sols du matorral sont moins érodés que ceux des terrains agricoles et plus érodés que ceux de la forêt naturelle.

La dernière étape de cette étude consistait à déterminer le taux de sédimentation au niveau du barrage de Talamboute. L'estimation de ce taux s'est faite par déduction à partir de la quantité de sédiments déposés pendant une période connue. Cette étude a montré que le taux de sédimentation est de 0, 36 (cm/an), soit 53 (T/ha/an).

Il s'avère donc que le ¹³⁷Cs s'impose comme l'un des meilleurs marqueurs de la dégradation des sols : sa durée de vie est de plus de 30 ans et grâce à un seul échantillonnage il nous permet dévaluer l'érosion des sols. L'étude des mouvements du sol par cette technique est particulièrement intéressante par sa rapidité, sa facilité relative et l'échelle de temps qui permet d'avoir des taux d'érosion et de sédimentation à moyen terme.

Cette méthode permet de relier les mouvements des sols aux paramètres environnementaux tels que la pente ou la nature du sol. Cependant, elle ne permet pas de déterminer avec exactitude la provenance des sédiments présents au niveau du barrage, on ne peut donc établir de lien direct entre les pertes en sol du matorral et la sédimentation dans le barrage.

La spatialisation des données permet d'établir une cartographie des déplacements du sol dans le site étudié. Ainsi, les informations fournies par l'étude de l'érosion et de la sédimentation contribuent à l'aménagement et la gestion des bassins versants. Les dégâts environnementaux et socio-économiques liés à ces phénomènes seront par conséquent relativement réduits.

Afin que l'étude soit plus complète, il faudrait recueillir des informations sur les pratiques antiérosives afin de pouvoir établir un lien entre les pertes en sol et les différents facteurs de l'érosion.

Comme toute méthode d'étude, celle du ¹³⁷Cs présente des limites, mais il serait intéressant de promouvoir les techniques isotopiques, étant donné qu'elle a permis d'obtenir des résultats satisfaisants. Ce travail pourrait notamment être complété par une étude des mouvements du sol à l'aide du ²¹⁰Pb qui est également un radio isotope environnemental intéressant et qui sera toujours présent dans le sol contrairement au ¹³⁷Cs dont le stock est épuisable.

Des échantillonnages répétés sur les mêmes points permettraient de faire une moyenne des taux d'érosion et ainsi limiter le plus possible les erreurs.

Références bibliographiques

- AEFCS, 1997. Schéma directeur d'aménagement des forêts du Rif. Rapport final. Protection et gestion participative des écosystèmes forestiers du Rif.
- Ambassa, M.G. 2005. Etude comparative du stockage de carbone et de la minéralisation d'azote dans les sols des forêts de chêne-liège et de résineux du bassin versant de Moulay Bouchta (Rif occidental). Mémoire de 3^e cycle ENFI Salé, 66p+annexes.
- American society of Engineers (ASAE), 1985. Erosion and soil productivity. Proceedings of the National Symposium on Erosion and Soil Productivity, New Orléans, Dec. 10-11 1984. ASAE Publ. 8-85. 289 p.
- Benmansour, M., Nouira, A., Bouksirate, H., Benkdad, A., Ibn Majah, M. 2005. Evaluation des taux d'érosion des sols sur le long et court terme en utilisant ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb et ⁷Be « site expérimental de Marchouch ».
- Bouhlassa, S., Moukhchane, M., Aiachie, A. 2000. Estimates of soil erosion and deposition of cultivated soil of Nakhla watershed, Morocco, using ¹³⁷Cs technique and calibration models. Acta Geologica Hispanica 35, pp. 239-249.
- **Boukil, A**. 1996. Réflexion sur les potentialités de la valorisation des systèmes de production agro sylvo-pastorale dans le Rif dans un but de leur rentabilisation et de maintien de la fertilité des sols. CREA de Tétouan, Maroc.
- Clark, E.H., Haverkamp, J.A., Chapman, W. 1985. Eroding soils. The off-farm impacts. The Conservation Foundation. Washington, D.C. 252p.
- **Damnati, B., Ibrahimi, S., et Radakovitch, O. 2004.** Utilisation du ¹³⁷Cs dans l'estimation des taux d'érosion dans un bassin versant au nord du Maroc. Revue Sécheresse vol 15, n°2, pp 195-199.
- **Echeverria, J., 2006.** Modélisation d'accompagnement et gestion des problèmes de ruissellement érosif en haute Normandie. Mémoire de master Economie du Développement durable, de l'Environnement et de l'Energie (EDDE)- Université Paris X Nanterre.

- **El Garouani, A. 1980.** La terre et l'homme de la péninsule Tingitane. Essai sur l'homme et le milieu dans le rif occidental. Thèse doctorat d'état, Institut de géographie de la Sorbonne, Université Paris VII, Paris. 604p.
- **El Garouani, A. Chen, H., Lewis, Lewis, L., Tribak, A., Abattrour, M. 2008.** Cartographie de l'utilisation du sol et de l'érosion nette à partir d'images satellitaires et du SIG Idrissi au nord-est du Maroc. Revue télédétection vol 8, n°3, pp 193-201.
- Ellison, W.D. 1944. Studies of raindrop erosion. Agricultural Engineering, 25: 131-136, 181-182.
- Emberger, L. 1930. La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. In travaux de Botanique et d'Ecologie, 1971. Masson et Cie, Paris. 25-50.
- Erpul, G., Norton, L., Gabriels, D., 2002. Raindrop-induced and wind-driven soil particle transport. Catena, 47, pp 227-243.
- Faleh, A. 2004. Evaluation qualitative et quantitative et modélisation spatiale de l'érosion hydrique dans les bassins versants d'Aknoul et Merkat (Prérif central et oriental). Thèse d'état, Université Mohamed Ier Oujda 328p.
- Georges, Y. 2008. Evaluation de l'érosion dans le basin versant de la rivière grise (Haiti). Master en gestion des Risques Naturels - Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique.
- Gillette D.A., Blifford I.H., Fenster C.R. (1972). Measurements of the aerosols size distribution and vertical fluxes of aerosols on land subject to wind erosion. J. Applied Meteorology, 11, 977-987.
- Gimenez, R., Govers, G. 2002. Flow detachement by concentrated flow on smooth and irregular beds. Soil science society of America journal, 66: pp 1475-1483.
- Heusch, B. 1970. L'érosion du pré-rif, une étude quantitative de l'érosion hydraulique dans les collines marneuses du pré-rif occidental. Ann. Recherche forestière du Maroc 12, 9-176. Rabat.

- Heusch, B., Millies-Lacrois, A. 1971. Une méthode pour estimer l'écoulement de l'érosion dans un bassin : Application au Maghreb. Mines et géologie, 33 : pp 21-39.
- **Kinnel, P.I.A. 2000.** A discourse on rainfall erosion processes and modeling on hillslopes. Occasional paper 6, Centre for Australian Regolith studies.
- Lahlou, A. 1994. Envasement des barrages au Maroc. Casablanca (Maroc); Editions Wallada, 227p.
- Le Bissonais, Y., 2008. L'érosion des sols : Processus, résultats expérimentaux, modélisation et cartographie. LISAH 51p.
- Leguedois, S., 2003. Mécanismes de l'érosion diffuse des sols, modélisation du transfert et de l'évolution granulométrique des fragments de terre érodés. Thèse d'état de l'Université d'Orléans, France, pp 6-7.
- Mandimou, S. 2002. Modélisation et cartographie de l'érosion hydrique en vue de l'aménagement intégré du bassin versant de Moulay Bouchta (Rif occidental). Mémoire de 3^e cycle, ENFI Salé, 105p + annexes.
- Merzouk, A., Blake, G. 1991. Indices for the estimation of interill erodibility of Marocan soils. Carena, 18: pp 537-550.
- Miralles, J. 2004. Etude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en méditerranée occidentale. Thèse doctorat d'état université P. Cezanne. Faculté des Sciences et Techniques de Saint Jérôme, France.148p.
- Nafi, M. 2005. Part de l'arboriculture fruitière dans le revenu des exploitations agricoles du bassin versant de Moulay Bouchta. Mémoire de 3^e cycle ENFI Salé, 121p.
- Naimi M., Tayaa M., Ouzizi, S. 2004. Cartographie des formes d'érosion dans le bassin versant de Nakhla (Rif occidental, Maroc) Revue Sécheresse vol 1 n°2.
- Nord, G., Esteves, M., 2005. PSEM2D : A physically based model of erosion processes at the plot scale. Water Ressources Research, 41p.
- **Ouvry, J.-F. (1992).** L'évolution de la grande culture et l'érosion des terres dans le pays de Caux. Bulletin de l'association des géographes français 2, pp 107-113.
- **Pique, A. 1994.** Géologie du Maroc : les domaines régionaux et leur évolution structurale. Editions PUMAG, 238p.
- Remini, W., Remini, B., 2003. La sédimentation dans les barrages de l'Afrique du nord. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 02, pp. 45-54
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weessies, G.A., MC Cool, D.K., Yoder, D.C. 1997. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, p703.
- **Riezebos, H.T., Epema, G.F. 1985.** Drop shape and erosivity. Part II : Splash detachement, transport and erosivity indices. Earth surface Processes and Landforms, 10, 69-74.
- Roose, C.W. 1985. Development in soil erosion and deposition models. Advances in soil science, 2: 2-63.
- Roose, E., 1977. Erosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest. Travaux et documentation de l'OSTORM 78, 108 pp.
- Sabir M., Roose E., Machouri N., Nouri A. 2002. Gestion paysanne des ressources naturelles dans deux terroirs des montagnes méditerranéennes du Rif occidental. Bulletin du réseau érosion, IRD, Montpellier, N° 21, pp. 456-471.
- Saturnin, M. 2002. Modélisation et cartographie de l'érosion hydrique en vue de l'aménagement du bassin versant de Moulay Bouchta, affluent du Laou (Rif occidental). Mémoire de 3^e cycle, ENFI Salé.
- Sidiki, A. 2005. Estimation des taux d'érosion et de l'état de dégradation des sols dans le bassin versant de l'oued Boussouab, Maroc, nord-oriental : Application du modèle empirique (USLE), de la technique du radio-isotope ¹³⁷Cs et de la susceptibilité magnétique. Thèse Th-551.302/SAD. Université Mohamed Ier FS Oujda.
- Sogon, S., 1999. Erosion des sols cultivés et transport des matières en suspension dans un bassin versant de Brie. Application des traceurs radioactifs naturels et magnétiques. Thèse de l'université de Paris I. 304p.
- Turekian, K.K., Nozaki, Y., Benninger, L.K. (1977). Geochemistry of atmospheric radon and radon products. Ann. Rev. Planet. Sci., 5, 227-255

- United Nations Scientific Committee on the effects of anatomic radiation (UNSCREAR) 1982. Ionising radiation-sources and biological effects. United nations, N.Y.
- Walling, D.E., He, Q., Appleby, P.G. 2002. Conversion models for use in soil-erosion, soilredistribution and sedimentation investigations. Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides, pp 111-164.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide for conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, p537.
- Zapata, F. (Ed.), 2002. Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation using Environmental Radionuclides. Kuwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 219 p.
- Zhang, X.B., Higgitt, D.L., Walling, D.E. 1990. A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion in the Loess Plateau of China. Hydrogeological science journal, 35, pp 267-276.
- **Zouagui, A., 2010.** Application des techniques isotopiques (¹³⁷Cs) dans l'estimation de l'érosion hydrique (Cas du bassin versant Moulay Bouchta). Mémoire ENFI, Salé, 79p.