

Article de recherche

Reçu: 26 janvier 2023 /Accepté: 26 juillet 2023

Evaluation de l'érosion hydrique combinant la technique du ^{137}Cs et le modèle du WEPP

A. Kessaissia^{1*}, M. Mazour², A. Hammoudi³

¹ Institut National de Recherche Forestière (INRF) - Station de TENES.

² Centre universitaire d'Ain Temouchent : mazour_mohamed@yahoo.fr

³ Institut National de Recherche Forestière (INRF). hamoudinrf@yahoo.fr

*Auteur correspondant : kabderrahman2014@gmail.com
akessaissiaz@yahoo.fr

ملخص

يُكشف استعمال طريقتين مختلفتين لتحديد تآكل أرضي نتائج مهمة بشأن تدهور التربة في البيئات الغابية. في هذه الدراسة، استخدمنا كل من تقنية ^{137}Cs ونموذج WEPP لتقييم التآكل في حوض Tifiles، مركزين على ثلاثة مواقع ممثلة مميزة بأنماط مختلفة لاستخدام الأراضي (مختلطة، بعد الحريق، وغابية). نتائجهما تؤكد أن التآكل المائي يؤثر على الموقع المختلط بشكل أكبر. ووفقاً لنموذج WEPP، تختلف الخسائر السنوية المتوسطة للتربة لكل هكتار على التوالي بمقدار 11,62 طن للموقع المختلط، 13,62 طن للموقع الغابي، و 5,32 طن للموقع بعد الحريق، بينما تبلغ الترسبات السنوية المتوسطة لكل هكتار 11,42 طن، 6,40 طن، و 4,73 طن على التوالي لهذه المواقع نفسها. بالمقابل، تشير التقديرات المستمدة من طريقة ^{137}Cs إلى خسائر متوسطة سنوية للتربة لكل هكتار بمقدار 37,66 طن للموقع المختلط و 3,51 طن للموقع الغابي، مع ترسبات متوسطة بمقدار 7,63 طن و 1,12 طن على التوالي للموقع بعد الحريق والموقع الغابي. الكلمات الرئيسية: السيزيوم-137، التعرية عن طريق المياه.

Abstract

The combination of two distinct methods for quantifying erosion reveals significant findings regarding soil degradation in forest environments. In this study, we employed both the ^{137}Cs technique and the WEPP (Water Erosion Prediction Project) model to assess erosion in the Tifiles micro-watershed, focusing on three representative sites characterized by different land use types (mixed, post-fire, and forested). Our results highlight that water erosion affects the mixed site more significantly. According to the WEPP model, the average annual soil losses per hectare vary respectively by 11.62 tonnes for the mixed site, 13.62 tonnes for the forested site, and 5.32 tonnes for the post-fire site, while the average annual deposits per hectare are 11.42 tonnes, 6.40 tonnes, and 4.73 tonnes for these same sites. Conversely, estimates derived from the ^{137}Cs method indicate average annual soil losses per hectare of 37.66 tonnes for the mixed site and 3.51 tonnes for the forested site, with average deposits of 7.63 tonnes and 1.12 tonnes respectively for the post-fire site and the forested site.

Keywords: Cesium-137, water erosion, WEPP.

Résumé

La combinaison de deux méthodes distinctes pour quantifier l'érosion révèle des conclusions significatives concernant la dégradation des sols en milieu forestier. Dans cette étude, nous avons utilisé à la fois la technique du ^{137}Cs et le modèle du WEPP (Water Erosion Prediction Project) pour évaluer l'érosion dans le micro-bassin de Tifiles, en nous focalisant sur trois sites représentatifs caractérisés par des modes d'utilisation des terres différents (mixte, post-incendie et forestier). Nos résultats soulignent que l'érosion hydrique affecte le site mixte de manière plus prononcée. Selon le modèle WEPP, les pertes annuelles moyennes de sol par hectare varient respectivement de 11,62 tonnes pour le site mixte, 13,62 tonnes pour le site forestier et 5,32 tonnes pour le site post-incendie, tandis que les dépôts moyens annuels par hectare sont de 11,42 tonnes, 6,40 tonnes et 4,73 tonnes pour ces mêmes sites. En revanche, les estimations issues de la méthode du ^{137}Cs indiquent des pertes moyennes annuelles de sol par hectare de 37,66 tonnes pour le site mixte et 3,51 tonnes pour le site forestier, avec des dépôts moyens de 7,63 tonnes et 1,12 tonne respectivement pour le site post-incendie et le site forestier.

Mots-clés : Césium-137, érosion hydrique, WEPP.

1. Introduction

L'érosion hydrique est l'une des causes majeures de la dégradation des sols dans le monde. En Algérie, ce phénomène touche surtout la région du nord. Ses conséquences sont énormes : des dépôts sédimentaires dans les barrages estimés à 45 millions de m³ (Remini et Hellouch, 2007), des taux spécifiques de l'érosion variant entre 2000 à 4000 t/km² (Demak, 1982 ; Touabia et al. 1999) et plus de 20 millions d'hectares de terres touchées par l'érosion, particulièrement dans les zones où sont implantés plus de 90% des ouvrages hydrauliques et où vivent environ 20 millions d'habitants (Mazour, 1992).

Malgré l'application de différentes mesures de lutte dans la région, les conséquences de l'érosion n'ont pas été réduites mais, au contraire, elles continuent de se manifester au niveau des zones de montagnes, surtout au niveau des zones forestières qui sont souvent exposées aux incendies. L'érosion se manifeste à l'amont par la perte de surface par le ravinement et la réduction de la fertilité des sols, et à l'aval par la répétition des inondations et la pollution des eaux de surface.

Parmi les causes de l'inefficacité de ces mesures, leur application sans la détermination des zones sensibles réellement affectées par l'érosion, ou bien leur détermination sur la base de méthodes qui ne permettent pas d'exprimer les différents types d'érosion qui se présentent effectivement dans le terrain. En effet, les mesures de quantification menées par l'utilisation de l'équation universelle n'ont pas exprimé la quantité réelle qui pourrait se déplacer d'un champ donné car elles révèlent uniquement l'érosion en nappe et l'érosion en rigole, négligeant la sédimentation et le taux de déposition. Ces derniers sont aussi importants que le détachement des particules du sol (Zapata, 2002). De ce fait, le recours à l'utilisation d'autres méthodes est devenu une nécessité pour lutter efficacement, surtout au niveau des zones de pentes où l'érosion par le ruissellement est le type le plus dominant. Pour cela, plusieurs méthodes ont été déterminées, telles que le modèle CREAMS (Kinisel et al. 1981), GUESS (Rose et al. 1983), E2D (Schmidt, 1991), SWAT Soil and Water Assessment Tool (Gassman et al. 2007), WEPP (Nearing and

Nicks, 1995 ; Elliot, 2004), et la technique du césium-137 (¹³⁷Cs) (Ritchie and Henry, 1990 ; Zhang and Walling, 2005).

La présente étude propose un exemple d'application combinée de la technique du ¹³⁷Cs et du modèle WEPP dans un environnement forestier caractérisé par de fortes pentes, avec un indice de pente de 25%, et par la réduction du couvert forestier due aux incendies récurrents. L'objectif de cette étude est donc d'appliquer la technique du ¹³⁷Cs et le modèle WEPP dans un tel milieu forestier afin d'évaluer l'utilité de chaque méthode dans la caractérisation de l'érosion hydrique, et par la suite, de déterminer les zones susceptibles de contribuer aux inondations des zones situées en aval des bassins versants. Ceci pourrait, en retour, faciliter la mise en œuvre des mesures de lutte les plus efficaces dans ces conditions.

2. Matériel et méthode

2.1. Zone d'étude

Le présent travail se concentre sur le micro-bassin versant de Tifiles, situé dans la partie nord-ouest de l'Algérie. Il appartient au sous-bassin hydrographique côtier de Dahra, couvrant une superficie de 16 km² et s'étendant entre 1° 19' et 1° 24' de longitude Est, ainsi que 36° 29' et 36° 34' de latitude Nord (Figure 1).

Les températures montrent également une variation saisonnière, avec des valeurs oscillant entre 11,9 °C en décembre et 29,9 °C en juillet. Les précipitations sont faibles, variant entre 100 mm en

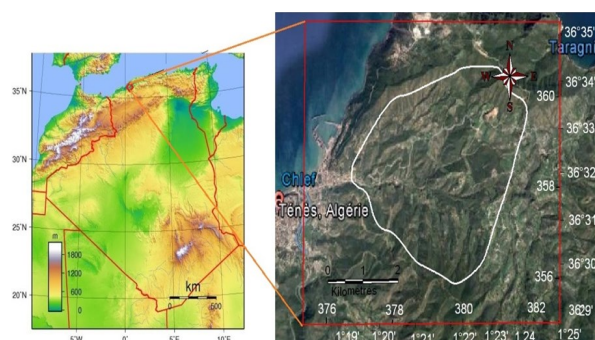


Figure 1. Situation de la zone d'étude.

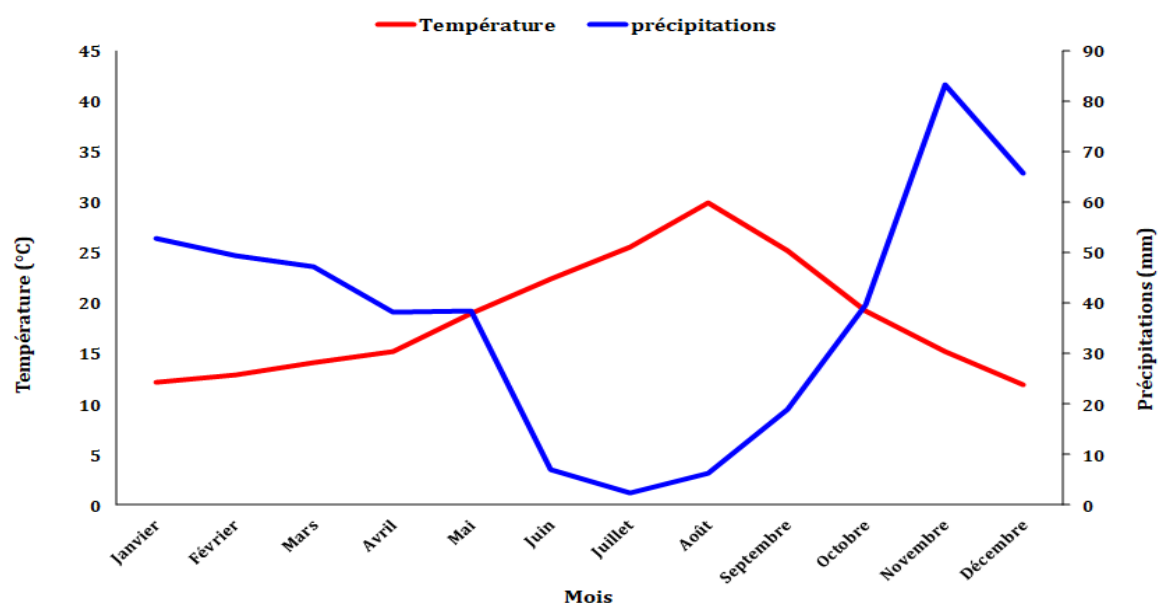


Figure 2. Diagramme ombrothermique de la zone d'étude.

précipitations varient de manière significative tout au long de l'année, avec des valeurs allant de 2,2 mm en juin à 83,3 mm en novembre (Figure 2). Les moyennes annuelles de température et de précipitations sont respectivement de 18,5 °C et de 448,3 mm.

Les caractéristiques topographiques des sites de la zone estivale sont résumées dans le [Tableau 1](#). Les altitudes varient de 40 mètres à 177 mètres, avec des pentes moyennes allant de 11% à 15%. Les trois sites ont une exposition nord-ouest. L'analyse granulométrique du sol effectuée sur les trois sites d'étude révèle une texture limoneuse dominante ([Tableau 2](#)).

Sur le plan lithologique, une diversité de formations superficielles est présente, avec une prédomi-

nance de sols marneux particulièrement sensibles à l'érosion hydrique. L'occupation du sol est largement dominée par la présence de formations forestières de résineux, notamment le pin d'Alep et le thuya de Berbérie, occupant la majeure partie de la surface, tandis que le reste est constitué de broussailles et de végétations herbacées xérophiles.

2.2. Echantillonnage

Les données requises pour calculer l'érosion du sol selon les deux méthodes ont été obtenues en réalisant un échantillonnage à trois points distants de 50 mètres chacun, le long d'un transect de 150 mètres. Un total de 80 échantillons ont été collectés

Tableau 1. Caractéristiques topographiques des sites étudiés.

Sites	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Pente moyenne (%)	Exposition
Forestier	36° 30'90.9"	1°19'46"	40	11	Nord-ouest
Post- incendié	36° 30'35"	1° 20'00"	177	15	Nord-ouest
Mixte	36° 30'51"	1° 20'14"	110	14	Nord-ouest

Tableau 2. Caractéristiques granulométrique des sites étudiés.

Granulométrie (%)	Site forestier	Site post-incendie	Site mixte
Argile	21,59	21,59	22,25
Limon fin	15,58	15,58	18,14
Limon grossier	22,52	22,52	16,66
Sable fin	24,77	24,77	28,99
Sable grossier	14,83	14,83	12,99

à cet effet. Parmi ces échantillons, 36 ont été acheminés au laboratoire de pédologie de l'Institut National de la Recherche Forestière (INRF) afin de déterminer les paramètres du sol nécessaires à l'application du modèle WEPP.

Les échantillons restants, comprenant 12 provenant du site forestier, 12 du site post-incendie, 12 du site mixte et 4 du site de référence, ont été envoyés au laboratoire du Centre de Recherche Nucléaire et Atomique (CRNA) pour évaluer l'activité du ^{137}Cs , indispensable à l'utilisation de la méthode du ^{137}Cs . Chaque échantillon a été d'abord pesé, puis séché à 105°C , avant d'être à nouveau pesé et homogénéisé à l'aide d'un broyeur à cylindres. Par la suite, les échantillons ont été soumis à des mesures au moyen d'une chaîne de spectrométrie gamma équipée d'un détecteur de type germanium hyperpur à haute résolution, offrant une résolution de 1,8 keV à la raie 1332,5 keV du Co-60.

2.3. Calcul de l'érosion par le modèle du WEPP

Le WEPP simule les processus d'érosion hydrique. La version profil du WEPP consiste à étudier les processus d'érosion diffuse et d'érosion en rigole. L'érosion diffuse correspond au détachement et au transport des particules de sol par les gouttes de pluie ou le ruissellement diffus. L'érosion en rigole se réfère au détachement et au transport des sédiments par l'écoulement de l'eau. Les calculs effectués par le WEPP sont en unités du Système International (SI). La production des sédiments de la surface entre les rigoles (dG) est estimée par l'équation suivante :

$$\frac{dG}{dx} = D_i + D_r \quad (1)$$

Où G est la quantité sédiment déplacée par le ruissellement (kg/s.m), x la longueur de la pente (m), D_i la quantité de sédiment de la surface de

l'inter rigoles à la proximité des rigoles ($\text{kg/m}^2.\text{s}$) et D_r la quantité de sédiment déplacée ou déposée par le ruissellement ($\text{kg/m}^2.\text{s}$).

La quantité de sédiment à la surface des inter-rigoles à proximité des rigoles est calculée selon la formule suivante :

$$D_i = K_i I_e^2 G_e C_e S_f \quad (2)$$

Où K_i est l'érodibilité de la surface de l'inter rigoles (kg/s.m^4), I_e la intensité effective de pluie (m/s), G_e le facteur ajusté de la couverture du sol, C_e le facteur d'ajustement du couvert végétal et S_f le facteur d'ajustement de la pente qui est en fonction de la pente de surface de l'inter-rigole exprimé par :

$$S_f = 1,05 - 0,85e^{-4\sin\beta} \quad (3)$$

Où β représente l'angle de la pente de l'inter-rigole. Il est déterminé sur la base des ajustements de données communiquées par Meyer (1981), Meyer et Harmon (1984, 1989) ainsi que Watson et Laflen (1986). Le D_r est exprimé dans le WEPP par la formule suivante :

Où K_r est l'érodabilité des rigoles, l'incision

$$D_r = K_r (T - T_{cr}) \left[1 - \frac{G}{T_c} \right] \quad (4)$$

hydraulique de l'eau (Pa), l'incision hydraulique est la force exercée par l'écoulement de l'eau au niveau du canal, T_{cr} l'incision hydraulique critique qui doit être considéré avant l'incision de sol par l'eau (Pa), G la charge des sédiments par unité de largeur (kg/s.m) et T_c la capacité du transport des sédiments par unité de largeur (kg/s.m), elle est calculée :

$$T_c = K_t T^{1.5} \quad (5)$$

Où kt est le coefficient du transport ($\text{m}^{-0.5} \text{s}^2 \text{m}^{0.5}$).

L'équation de Yalin (1963) est utilisée pour obtenir le coefficient de transport (Finkler et al. 1989). Le dépôt des sédiments se produit lorsque la capacité de transport des sédiments dépasse la charge sédimentaire. Le dépôt est calculé par :

$$D_r = \frac{\beta V_{eff}}{q(T_c - G)} \quad (6)$$

Où D_r est le dépôt, β le facteur de turbulence, V_{eff} la vitesse efficace de chute des particules (m/s) et q le débit solide par unité de largeur (m^2/s).

Le calcul de l'érosion s'effectue dans le programme WEPP par l'introduction des données sous forme de quatre fichiers dans le modèle WEPP:

1. Un fichier climat : Deux formes de fichier climat peuvent être utilisées. La première, celle de CLIGEN standard (Nicks et al. 1995), nécessite des données statiques sur plusieurs années. La deuxième est le BPCDG (Breakpoint Climate standalone program) (Zeleeke et al. 1999), pourrait être utilisée en cas d'indisponibilité des données sur une longue période. Le fichier climat est généré pour créer des données sous forme d'inputs : la quantité de pluie, la durée de chute, l'intensité maximale, le temps et l'intensité critique, la température maximale et minimale, la radiation solaire, la vitesse et la direction du vent, et le point de saturation.

2. Un fichier du sol qui se compose de : l'albédo, l'humidité de saturation initiale, l'erosibilité au niveau des rigoles et au niveau de l'espace entre les rigoles, l'incision critique, la conductivité hydraulique, la matière organique et la capacité d'échange cationique.

3. Un fichier de la pente : Ce fichier se compose de la direction, de la longueur et de l'inclinaison de la pente.

4. Un fichier des cultures et des aménagements culturaux : Ce fichier se base sur la nature et les caractéristiques des cultures, les pratiques culturales, les résidus culturaux, le drainage superficiel et la rotation culturale (Flanagan et al. 1995).

Pour notre étude, l'application du modèle WEPP a été réalisée après la collecte des données climatiques (2005-2009) par le BPCDG, du fichier relatif au sol, et du fichier concernant la pente, à travers un suivi sur le terrain dans les sites d'étude pendant l'année 2011.

2.4. Calcul de l'érosion par la technique du ^{137}Cs

La technique du ^{137}Cs consiste à utiliser les retombées radioactives de ce radioélément (demi-vie de 30,2 ans) pour estimer les mouvements de sol survenus depuis le début des années 1960 (Ritchie et McHenry, 1990 ; Bernard et al. 1998). Cet élément est issu des essais nucléaires qui ont eu lieu dans les années 1945. Il a atteint les sols par les précipitations et est principalement adsorbé par les textures fines telles que les argiles et la matière organique. Son déplacement dans le sol est lié au travail du sol et à l'érosion. Par conséquent, il est utilisé pour estimer l'érosion.

Le principe du calcul de l'érosion repose sur la comparaison de la réduction de l'activité du césium dans les sites étudiés par rapport au site de référence. Le calcul est effectué à l'aide de plusieurs modèles qui supposent que les pertes de sol sont proportionnelles à la réduction de l'activité du ^{137}Cs du sol. À cet effet, il existe des modèles spécifiques pour les sols remaniés et d'autres pour les sols non remaniés.

Le calcul de l'érosion par la technique du ^{137}Cs a été effectué par le modèle des bilans de masses simplifiés (Simplified Mass Balance Model - SMBM) selon (Zhang et al. 1990) pour le site agropastoral ou site mixte (site remanié ; équation 7), et par le modèle de distribution du profil (The profile distribution model - PDM) selon Li et al. (2001) et Porto et al. (2003) pour le site forestier et le site de forêt post-incendie (sites non remaniés ; équation 8).

$$Y = \frac{dB}{P} \left[1 - \left(1 - \frac{X}{100} \right)^{1/(t-1963)} \right] \quad (7)$$

Où Y est la perte annuelle moyenne de sol (kg/m^2), d la profondeur de la culture (m), B la densité volumique du sol (kg/m^3) déterminée par l'analyse du sol au niveau des sites étudiés, X le pourcentage de réduction du total de ^{137}Cs , t la période depuis l'initiation des accumulations, en générale depuis 1963 et P la fraction de la concentration de ^{137}Cs de sédiments mobilisés.

$$Y = \frac{10}{t - 1963} h_0 \ln \left[1 - \frac{X}{100} \right] \quad (8)$$

Où Y est la perte du sol ($t/ha/an$), t l'année de

l'échantillonnage), X le pourcentage de réduction dans le site de référence ($A_{ref} - A_u/A_{ref}$) 100, A_{ref} l'activité de ^{137}Cs dans le site de référence, A_u l'activité de ^{137}Cs dans le point échantillonné et h_0 le coefficient décrit la forme du profil (Kg/m^2) ; profondeur de pénétration du ^{137}Cs dans le sol. Il est obtenue par la dérivation de fonction exponentielle suivante du profile du ^{137}Cs (Walling and He 1997 ; Porto et al. 2001) :

$$A(x) = A(0) * e^{-x/h_0} \quad (9)$$

Où x représente la profondeur de la masse à partir de la surface du sol (kg/m^2), $A(x)$ la concentration de ^{137}Cs à la profondeur x (Bq/kg) et $A(0)$ la concentration de ^{137}Cs à la surface du sol (Bq/kg).

3. Résultats et discussion

3.1. Le modèle WEPP

Les résultats de l'érosion sont donnés sous forme d'output pour une période de cinq années (2004-2009) obtenus grâce au programme WEPP. Durant cette période, 319 événements pluvieux ont été enregistrés avec une pluviométrie globale de 2161 mm et une moyenne annuelle de 432 mm, dont certains ont provoqué des quantités de ruissellement et de perte de sol. Les Figure 3A, B et C montrent que l'érosion relative varie le long du profile.

L'érosion est exprimée en termes de perte et de dépôt de sol. Les pertes de sol reportées dans le Tableau 3 sont quantifiées en termes de perte de sol moyenne (P.S.M), de perte de sol maximale (P.S. Max) et de perte de sol minimale (P.S. Min), obtenues respectivement aux points maximaux (P. Max) et minimaux (P. Min).

De manière similaire, les dépôts reportés dans le Tableau 4 sont exprimés en termes de dépôt de sol moyen (D.S.M), de dépôt de sol maximal (D.S. Max) et de dépôt de sol minimal (D.S. Min), également obtenus aux points maximaux (P. Max) et minimaux (P. Min).

Dans le site forestier, la quantité de perte de sol est plus importante dans la première section (0 à 86,90 mètres ; Figure 3A). La quantité moyenne de perte de sol indiquée dans le Tableau 3 montre que le détachement du sol est égal à $1,362 \text{ kg}/\text{m}^2$ et la quantité moyenne maximale est égale à $1,538 \text{ kg}/\text{m}^2$.

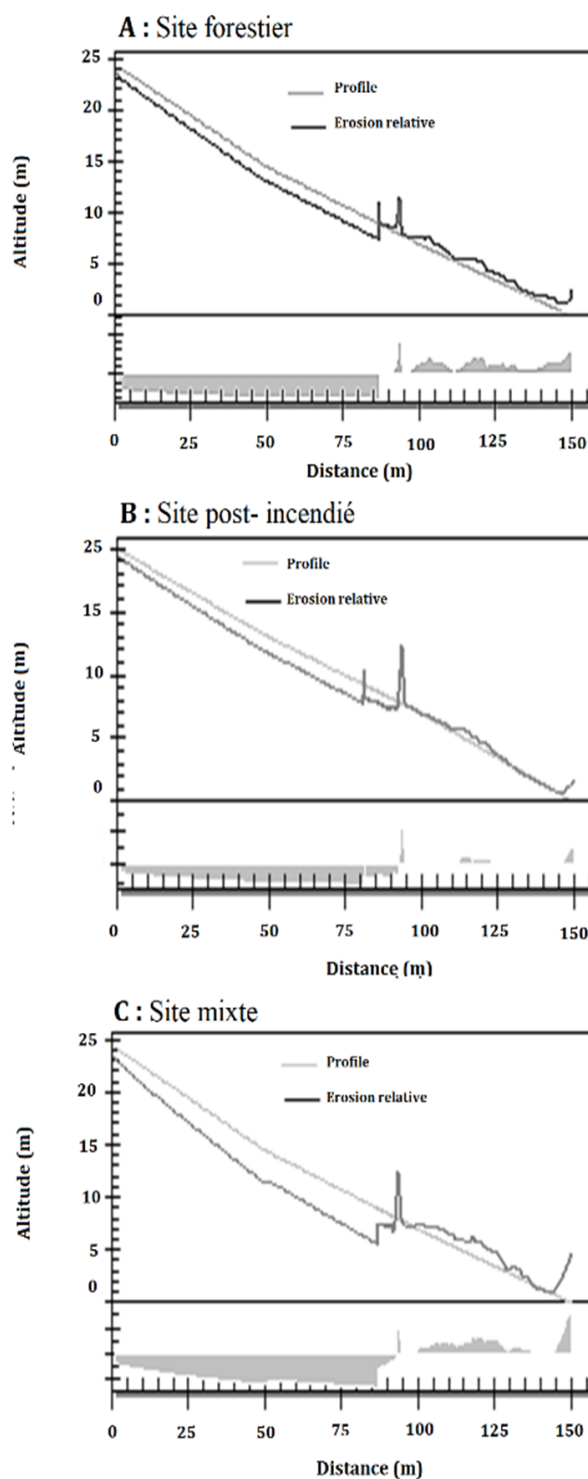


Figure 3. Erosion relative dans le site forestier (A), site post- incendié (B) et site mixte (C).

Tableau 3. Perte du sol exprimée par le modèle WEPP dans les trois sites étudiés.

Sites	Aire nette P.S. (m)	P.S.M (kg/m ²)	P.S. Max (kg/m ²)	P. Max (m)	P.S. Min (kg/m ²)	P. Min (m)
Forestier	0,00 - 86,9	1,362	1,538	86,90	0,907	0,87
Post-incendié	0,00- 81,26	1,159	1,507	81,03	0,026	81,26
	81,28- 92,43	0,863	1,024	83,98	0,149	81,40
	99,18- 101,44	0,047	0,059	100,31	0,029	101,44
	129,11- 143,22	0,061	0,118	131,93	0,005	143,22
Mixte	0,00- 92,81	2,525	3,419	86,90	0,254	92,81
	94,67- 98,62	0,863	0,325	96,36	0,032	98,62
	137,58- 142,66	0,097	0,137	139,27	0,040	142,66

P.S. : pertes de sol, **P.S.M** : perte de sol moyenne, **P.S. Max** : perte de sol maximale, **P. Max** : points maximaux, **P.S Min** : perte de sol minimale, **P. Min** : points minimaux.

m². En revanche, les quantités de dépôt sont faibles (Tableau 4).

Le site post-incendié se caractérise par quatre zones nettes de perte de sol et quatre zones nettes de dépôt. Les quantités de perte de sol sont enregistrées dans le tronçon de 0 à 81 mètres, tandis que les quantités de dépôt sont enregistrées dans le tronçon de 81 mètres à 150 mètres, comme le montre Figure 3B. La quantité moyenne de perte de sol et la quantité maximale de perte de sol sont respectivement de 0,532 kg/m² et 0,677 kg/m² (Tableau 3), tandis que la quantité moyenne et

maximale de dépôt est respectivement de 0,473 kg/m² et 1,942 kg/m² (Tableau 4).

Dans le site mixte, la perte de sol est plus significative dans la zone de profil de 0 à 93,54 mètres, tandis que les dépôts sont plus prononcés entre 93,54 mètres et 150 mètres du profil, avec l'enregistrement de trois points de dépôts maximaux aux points 93,54 m, 118,38 m et 150 m (Figure 3C). La quantité moyenne de perte de sol indiquée dans le Tableau 3 montre que le détachement du sol est de 1,162 kg/m² et que la quantité maximale moyenne est de 1,29 kg/m². En revanche, la quantité

Tableau 4. Dépôt du sol exprimé par le modèle WEPP dans les trois sites étudiés.

Sites	Aire nette du dépôt (m)	D.S.M (kg/m ²)	D.S. Max (kg/m ²)	P. Max (m)	D.S. Min (kg/m ²)	P. Min (m)
Forestier	-	-	-	-	-	-
post- incendié	81,26- 81,28	0,481	1,116	81,28	0,045	81,26
	92,43- 99,18	0,586	4,451	93,54	0,015	99,18
	101,44- 129,11	0,327	0,701	114,99	0,037	129,11
	143,22- 150,00	0,499	1,501	150,00	0,001	143,79
Mixte	92,81- 94,67	1,538	4,494	93,54	0,012	92,87
	98,62- 137,58	0,908	1,742	118,38	0,088	137,58
	142,66- 150,00	1,783	4,627	150,00	0,031	143,22

D.S.M : dépôt de sol moyen, **D.S. Max** : dépôt de sol maximal, **P. Max** : points maximaux, **D.S. Min** : dépôt de sol minimal, **P. Min** : points minimaux.

moyenne de dépôt et la quantité maximale moyenne de dépôt sont respectivement de 1,41 kg/m² et 3,621 kg/m² (Tableau 4).

Les résultats obtenus à l'aide du modèle WEPP ont permis de caractériser le ruissellement sur une période de cinq ans. Les valeurs de ruissellement révèlent que le site mixte présente le taux de ruissellement le plus élevé, avec une moyenne de 100,25 mm, suivi par le site de forêt incendié, avec un taux moyen de 95,97 mm, et enfin le site forestier, avec un taux de ruissellement de 62,83 mm. Cette augmentation du ruissellement dans le site mixte peut être attribuée à la réduction du couvert végétal et au tassement du sol causé par le pâturage, ce qui diminue la perméabilité du sol et accroît le ruissellement, comme l'ont expliqué Boukheir et al. (2001). De même, la diminution de la surface végétale dans le site post-incendié s'accompagne d'une augmentation du ruissellement. Cela démontre l'effet protecteur de la végétation, que ce soit par l'interception des gouttelettes de pluie ou par le système racinaire facilitant l'infiltration de l'eau dans le sol.

Par ailleurs, les résultats indiquent que l'érosion varie d'un site à un autre en fonction des zones nettes d'érosion, des zones nettes de dépôt, des P.S.M, des P.S.M. max, des D.S.M et des D.S.M Max. Les quantités de P.S.M et de P.D.M ne correspondent pas toujours à la variation du ruissellement. Par exemple, le site forestier, qui a enregistré le plus faible taux de ruissellement (62,83 mm), présente une quantité de PSM supérieure à celui du site post-incendie, malgré son taux de ruissellement plus élevé (P.S.M = 1,362 kg/m² pour le site forestier contre P.S.M = 0,532 kg/m² pour le site post-incendie, avec un ruissellement de 95 mm). Ces résultats suggèrent que les pertes de sol sur les pentes ne sont pas uniquement liées à la variation du ruissellement, mais peuvent également dépendre d'autres paramètres, notamment l'inclinaison de la pente (Duley et Hays, 1933 ; Zing, 1940 ; Borst et Woodruff, 1948).

Les résultats sur l'érosion montrent également que celle-ci est liée à la composition spécifique de la végétation du site. Ainsi, dans le site forestier, caractérisé par une réduction des espèces herbacées, on observe une augmentation de la quantité de perte de sol (P.S.M = 1,362 kg/m² ou 13,62 t/ha/an), tandis que dans le site post-incendie, riche en espèces régénérées (arbustes et herbacées), la

quantité d'érosion est moindre par rapport au site précédent (P.S.M = 0,532 kg/m² ou 5,325 t/ha/an). Ces observations soulignent le rôle crucial des espèces régénérées dans les forêts incendiées. Ainsi, le site mixte, avec un couvert végétal considérablement réduit par rapport aux deux autres sites, enregistre des pertes de sol plus importantes, ce qui suggère que les sites mixtes dans les milieux forestiers sont les plus exposés à l'érosion, surtout lorsqu'ils sont mal entretenus.

3.2. Technique du ¹³⁷Cs

Le calcul de l'érosion est effectué après avoir déterminé l'activité du césium dans le site de référence et les sites étudiés (Tableau 5).

Les résultats de l'analyse des échantillons de sol montrent que l'activité du césium est plus importante en surface et diminue en profondeur du sol. Elle varie de 22,04 à 2,66 Bq/kg. Dans les sites d'étude, l'activité du ¹³⁷Cs diffère de celle du site de référence (Tableau 5). La valeur de l'activité inventoriée dans le site de référence est équivalente à A = 2574 Bq/m².

Dans le site forestier, l'activité du césium est supérieure à celle du site de référence au niveau des points P1 et P2 et inférieure au niveau du point P3. Elle varie de 20,29 à 2,22 Bq/kg au point P1, de 20,53 à 4,56 Bq/kg au point P2 et de 16,77 à 2,31 Bq/kg au point P3 (Tableau 5).

Dans le site post-incendié, elle varie de 42,69 à 4,07 Bq/kg au point P1, de 41,59 à 2,4 Bq/kg au point P2 et de 31,56 à 2,51 Bq/kg (Tableau 5).

En revanche, dans le site mixte, l'activité du césium est inférieure à celle du site de référence et varie de 3,57 à 3,03 Bq/kg au point P1, de 7,25 à 5,03 Bq/kg au point P2 et de 6,74 à 5,93 Bq/kg au point P3 (Tableau 5).

Le calcul de l'érosion dans ces deux sites se fait en utilisant l'équation 8 une fois que le coefficient h_0 a été déterminé. Pour obtenir ces valeurs, on se réfère aux données y du Tableau 6 pour tracer la courbe de la fonction $y = f(Mp)$, illustrée dans la Figure 4, où Mp représente la masse de la profondeur du sol. D'après cette Figure, $h_0 = 1/0,0142 = 71,42$ kg/m². Cette valeur est proche de celle trouvée par (Li et al. 2003 ; Porto et al. 2003).

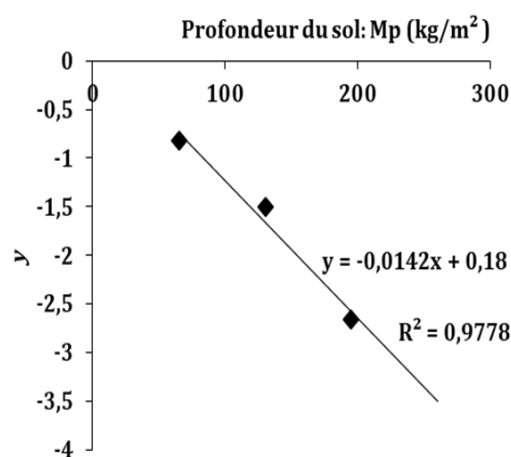
L'utilisation de la valeur h_0 dans l'équation 8 a permis de calculer le bilan de l'érosion dans les sites non remaniés (sites forestier et site post-

Tableau 5. Activité du ^{137}Cs (Bq/ kg) dans le site de référence et des trois sites étudiés.

Sites	points	Profondeur du sol (cm)			
		0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 20
Référence		22,04±1,11	8,9±0,31	6,07±0,29	2,66±0,13
Forestier	p1	20,29±1,54	13,52±0,65	13,52±0,65	2,22±0,11
	p2	20,53±1,04	9,9±0,50	9,15±0,46	4,56±0,23
	p3	16,77±0,85	4,7±0,25	2,43±0,15	2,31±0,14
Post- incendié	p1	42,69±2,5	30,42±2,3	10,92±0,8	4,07±0,31
	p2	41,59±2,10	18,03±0,91	3,82±0,22	2,4±0,13
	p3	31,56±0,56	11,99±0,61	4,51±0,21	2,51±0,14
Mixte	p1	3,14±0,19	3,57±0,19	3,31±0,16	3,03±0,18
	p2	7,25±0,37	5,99±0,31	5,55±0,29	5,03±0,37
	p3	5,93±0,31	6,13±0,32	6,74±0,35	6,23±0,33

incendié), où les quantités de perte de sol sont précédées par le signe - et les dépôts par le signe + (Tableau 7). Pour le sol site mixte, le calcul est effectué par l'équation 7. Le bilan de l'érosion est reporté dans le Tableau 7, où la quantité de perte de sol est précédée par le signe -.

Les résultats obtenus par la technique du ^{137}Cs montrent que le site mixte enregistre uniquement des pertes de sol, avec une quantité moyenne annuelle par hectare égale à 37,66 tonnes (55,7 t en P1, 23,6 t en P2 et 33,7 t en P3), tandis que le site post-incendié enregistre uniquement des dépôts, avec un dépôt moyen annuel par hectare égal à 7,67 tonnes (10,67 t en P1, 7,21 t en P2 et 5,15 t en P3). Cependant, le site forestier enregistre une quantité moyenne de pertes annuelle par hectare égale à 3,51 tonnes (6,28 t en P2 et 0,74 t en P1) et un dépôt moyen de sol égal à 1,12 tonne par hectare et par an. Ces résultats concordent avec ceux

**Figure 4.** Courbe de $y = f(Mp)$ pour la détermination de h_o ($Mp = \delta \times h$ avec δ : Densité volumique du sol).**Tableau 6.** Paramètres utilisés pour la détermination du paramètre h_o .

Profondeur du sol (cm)	δ	Mp	A_x	$\left[1 - \sum_{i=1}^n A_x/A_{réf}\right]$	Y
	(Kg/m ³)	(kg/m ²)	(Bq/kg)	(Bq/m ²)	
5	1300	65	22,04	1432,6	0,44
10	1300	130	8,9	578,5	0,22
15	1300	195	6,07	393,9	0,07
20	1300	260	2,66	169	1

δ : Densité volumique du sol, Mp : Masse de la profondeur du sol ($Mp = \delta \times h$), A_x : Concentration de ^{137}Cs à la profondeur x , $A_{réf}$: Concentration de ^{137}Cs du site de référence.

Tableau 7. Estimation de la perte de sol par ^{137}Cs dans les trois sites étudiés.

Points	Activité (Bq/m^2)			Perte du sol (t/ha)		
	Forestier	Post- incendié	Mixte	Forestier**	Post- incendié**	Mixte*
1	2435	5361	907	- 0,74	+ 10 ,60	- 55,7
2	1662	4230	1668	- 6,28	+ 7,21	- 23,6
3	2793	3672	1726	+ 1,12	+ 5,11	- 33,7

* bilan de l'érosion calculé par l'équation 7. **bilan de l'érosion calculé par l'équation 8.

de (Quine et al. 1994), qui ont montré que les pertes de sol sont plus élevées dans les sites remaniés que dans les sites non remaniés. Ils révèlent également que le site mixte, situé juste en dessous d'une aire forestière et sans mesures de conservation, présente une quantité de sol déplacée beaucoup plus importante que le site post-incendié et le site forestier. Cela montre également que la répartition de l'érosion varie d'un site à l'autre. Le déplacement du sol est plus important dans le segment supérieur du site mixte. Cette redistribution est en accord avec les résultats de la redistribution des pertes de sol dans les sols agricoles situés sur des versants par rapport à la pente (Li et al. 2001). En revanche, le détachement du sol dans le site forestier est plus important dans la partie médiane du transect. Cela peut être expliqué par la redistribution du ^{137}Cs selon la pente, avec un taux de réduction par rapport au taux du site de référence de 5% dans le segment supérieur et de 35% dans le segment médian. Cette redistribution concorde avec les conclusions de (Sutherland, 1996) sur la nature aléatoire de la redistribution du césium dans les sites naturels par rapport à la redistribution du ^{137}Cs dans les sites remaniés.

La comparaison des résultats de l'érosion des deux méthodes, calculés sur la base des mêmes données de sol, des mêmes aménagements du sol et pendant la même période, montre que la technique du césium exprime l'érosion uniquement en termes de pertes de sol et de dépôts de sol. En revanche, le modèle du WEPP exprime l'érosion en termes de P.S.M, P.S. Max, D.S.M, D.S. Max et de ruissellement. Cela suggère que le modèle du WEPP explique mieux l'érosion que la technique du césium. Cependant, la comparaison entre les résultats selon le P.S.M et le P.D.M montre que les valeurs de P.S.M annuelles par hectare estimées par la technique du ^{137}Cs varient entre 3,51 et 37,66 tonnes respectivement dans le site forestier et le

site mixte, tandis que les quantités de dépôt annuelles par hectare varient entre 1,12 tonnes dans le site forestier et 7,63 tonnes dans le site de la forêt incendiée. En revanche, les résultats de pertes annuelles par hectare estimés par le modèle du WEPP varient entre 5,325 tonnes dans le site post-incendie, 13,62 tonnes dans le site forestier et 11,62 tonnes dans le site mixte, tandis que les quantités de dépôt annuel par hectare varient entre 4,73, 6,4 et 11,42 tonnes pour respectivement le site post-incendie, le site forestier et le site mixte. Les quantités de sol calculées par la technique du ^{137}Cs montrent que le site mixte se caractérise uniquement par des pertes de sol, tandis que le site de la forêt incendiée se caractérise uniquement par des dépôts, contrairement aux quantités déterminées par le modèle WEPP, où tous les sites sont caractérisés à la fois par des quantités de dépôts et de pertes de sol. Cela peut être expliqué par les paramètres utilisés par chaque méthode. Ainsi, la quantité d'érosion estimée par la technique du césium est liée au mouvement du ^{137}Cs dans les versants, comme cela a été montré dans le passé (Rogowski and Tamura, 1970). Contrairement au modèle WEPP, où l'érosion dépend de plusieurs paramètres tels que le climat, l'hydrologie de surface, le ruissellement, l'érosion au niveau du versant, le bilan hydrique, la croissance des plantes, la gestion et la décomposition des résidus, la perturbation du sol par le travail du sol et l'irrigation (Foster and Lane, 1987).

4. Conclusion

L'application de la technique du ^{137}Cs et du modèle du WEPP a permis de montrer que le site mixte, caractérisé par diverses utilisations (site agropastoral), est le site le plus exposé au risque érosif, dont les valeurs de pertes de sol par les deux mé-

thodes sont plus élevées que celles trouvées au niveau du site forestier et au niveau du site de forêt incendiée. Cela pourrait montrer que l'utilisation des zones mixtes dans les milieux forestiers, sans tenir compte de mesures de conservation du sol, pourrait être l'une des causes majeures de la dégradation des sols de ces milieux, ce qui pourrait engendrer un déséquilibre du fonctionnement hydrologique, se traduisant par l'apparition rapide du ruissellement dans ces sites et qui se généralise par la suite sur les autres sites reboisés et non reboisés.

En outre, cette étude a montré que le modèle WEPP pourrait mieux exprimer l'érosion dans les milieux montagnards et forestiers que la technique du ^{137}Cs , et que les résultats des deux méthodes ne peuvent pas être comparables, mais ils peuvent être complémentaires.

Références

- Arabi, M. (1991). Influence de quatre systèmes de production sur le ruissellement et l'érosion en milieu montagnard [Thèse de doctorat, 240 p.].
- Bernard, C., Mabit, L., Laverdière, M. R., & Wicherek, S. (1998). Césium-137 et érosion des sols. *Cahiers Agricoles*, 7, 179-186.
- Borst, H., & Woodburn, R. (1940). Rain simulator studies of the effect of slope on erosion and runoff. U.S. Dept. Agr. SCS-TP-36.
- Bou Kheir, R., Girard, M., Khawlie, M., & Abadallah, C. (2001). Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens: Une revue bibliographique. *Etude et gestion des Sols*, 8(4), 231-245.
- Demak, D. (1982). Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie septentrionale [Thèse de docteur-ingénieur, université Pierre et Marie Curie].
- Duley, F., & Hays, O. (1932). The effect of the degree of slope on runoff and soil erosion. *J. Agr. Res.*, 45, 349-360.
- Elliot, W. (2004). WEPP internet interfaces for forest erosion prediction. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(2), 299-309.
- Flanagan, D., Ascough, J., Nearing, N., Laflen, J., & Livingston, S. (1995). The Water Erosion Prediction Project (WEPP) Models for Use in Natural Resource Management.
- Foster, G., & Lane, L. (1987). User requirements: USDA Water Erosion Prediction Project (WEPP). NSERL Report No. 1.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2007). The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4), 1211-1250.
- Kessaissia, A. (1993). Quantification de perte du sol par le modèle mathématique [Mémoire de fin d'étude pour l'obtention de diplôme d'ingénieur, INESA de Chlef, 73p.].
- Knisel, W., & Foster, G. (1981). CREAMS, a system for evaluating best management practices. In *Economy and ecology: Roots of production conservation* (pp. 177-194). Soil Conservation Society of America.
- Li, Y., & Lindstrom, M. J. (2001). Evaluating soil quality-soil redistribution relationship on terraces and steep hillslope. *Soil Science Society of America Journal*, 65(5), 1500-1508.
- Li, Y., Lindstrom, M., Frielinghaus, M., & Bork, H. (2003). Quantifying spatial pattern of soil redistribution and soil quality on two contrasting hillslopes. In Stott, D., Mohtar, R., & Steinhardt, G. (Eds.), p.556-563.
- Mazour, M. (1992). Les facteurs de risque d'érosion en nappe dans le bassin versant d'Isser, Tlemcen Algérie. *Bull. Réseau Erosion*, 12, 300-313.
- Mazour, M., Mededjel, N., Hamoudi, A., & Roose, E. (2004). Influence de l'utilisation des terres sur les risques de ruissellement et d'érosion sur les versants semi-arides du nord-ouest de l'Algérie. *Science et changement planétaire/sècheresse*, 15(1), 96-104.
- Morsli, B., Mazour, M., Mededjel, N., Hamoudi, A., & Roose, E. (2004). Influence de l'utilisation des terres sur les risques de ruissellement et d'érosion sur les versants semi-arides du nord-ouest de l'Algérie. *Science et changement planétaire/sècheresse*, 15(1), 96-104.
- Meyer, L. D. (1981). How rain intensity affects interrill erosion. *Transactions of the ASAE*, 24, 1472-1475.
- Meyer, L. D., & Harmon, W. C. (1984). Susceptibility of agricultural soils to interrill erosion. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1152-1157.
- Meyer, L. D., & Harmon, W. C. (1989). How row-side slope length and steepness affect side slope erosion. *Transactions of the ASAE*, 32, 639-644.
- Nearing, M. A., Foster, G. R., Lane, L. J., & Finkner, S. C. (1989). A process-based soil erosion model for USDA -Water Erosion Prediction Project technology. *Transactions of the ASAE*, 32(5), 1587-1593.
- Nearing, M. A., & Nicks, A. D. (1995). Evaluation of WEPP: Hillslopes and small watersheds. In *NATO-ASI book "Global Change: Modeling Soil Erosion by Water"* (p.11-14). Oxford, England.
- Nicks, A. D., Lane, L. J., & Gander, G. A. (1995). Weather generator. In Flanagan, D. C., & Nearing, M. A. (Eds.), *Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. NSERL Report No. 10, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- Porto, P., Walling, D. E., & Ferro, V. (2001). Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil

- erosion rates in a small drainage basin in Calabria, southern Italy. *Journal of Hydrology*, 248, 93-108.
- Porto, P., Walling, D., Ferro, V., & Di Stefano, C. (2003). Validating erosion rate estimates provided by caesium-137 measurements for two small forested catchments in Calabria, Southern Italy. *Land Degradation & Development*, 14, 389-408.
- Remini, B., & Hallouche, W. (2007). Studying sediment. *Revue International Water Power et Dam Construction*, Octobre, 42-45.
- Ritchie, J. C., & McHenry, J. (1990). Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. *Journal of Environmental Quality*, 19, 215-233.
- Rogowski, A. S., & Tamura, T. (1970). Environmental mobility of cesium-137. *Rad Bot*, 10, 35-45.
- Rose, C. W., Williams, J. R., Sande, G. C., & Barry, D. A. (1983). Mathematical model of soil erosion and deposition process, theory for a plane land element soil science. *Journal*, 47.
- Quine, A., Walling, E. D., & Machin, J. (1994). Soil erosion and redistribution on cultivated and uncultivated land near Lasbardenas in the stral Ebro river basin Spain. *Land degradation and rehabilitation*, 41-55.
- Schmidth, D. (1991). Modeling long-term soil loss and form change on the hydraulic and erosion mechanic of overland flow [Unpublished doctoral dissertation, University of Keele, Staffordshire, England].
- Sutherland, A. (1996). Cs soil sampling and inventory variability in reference locations: A literature survey. *Hydrological Processes*, 10, 43-53.
- Touabia, B., Dautrebande, S., Gomer, D., & Aidaoui, A. (1999). Approche quantitative de l'érosion hydrique à différentes échelles spatiales: bassin versant de l'Oued Mina. *Hydrological Sciences Journal-des Sciences Hydrologiques*, 973-986.
- Walling, D., & He, Q. (1997). Use of fallout 137Cs in investigations of overbank deposition on river floodplains. *Catena*, 29, 263-282.
- Watson, D. A., & Laflen, J. M. (1986). Soil strength, slope, and rainfall intensity effects on interrill erosion. *Transactions of the ASAE*, 29, 98-102.
- Yalin, Y. S. (1963). An expression for bed-load transportation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 89(HY3), 221-250.
- Zapata, F. (Ed.). (2002). *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- Zeleeke, G., Winter, T., & Flanagan, D. (1999). Break point climate data generator for WEPP using observed climate standard weather data sets. Available at <http://topsoil.nsert.perdue.edu/nser/web/weppmain/BPCDG.htm/> in WEPP 2002.7.
- 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. *Hydrological Sciences Journal*, 35, 267-276.
- Zhang, X. B., & Walling, D. E. (2005). Landscape and Watershed Processes Characterizing Land Surface Erosion from Cesium-137 Profiles in Lake and Reservoir Sediments. *Journal of Environmental Quality*, 34, 514-523.
- Zing, A. (1940). Degree and length of land slope as it affects soil loss and runoff. *Agricultural Engineering*, 21, 59-64.