

PENGGUNAAN RADIONUKLID ^{137}Cs DALAM KAJIAN HAKISAN TANIH JANGKA PANJANG

Mokhtar Jaafar

*Pusat Pengajian Sosial, Pembangunan dan Persekitaran
Fakulti Sains Sosial dan Kemanusiaan
Universiti Kebangsaan Malaysia
43600 Bangi, Selangor*

Abstrak

Kajian hakisan tanah jangka panjang mengguna radionuklid ^{137}Cs sebagai penyurih telah dilaksanakan di ladang jagung Little Landside, Devon, England. Persampelan tanah dalam kajian ini berdasarkan pendekatan transet, dan pengumpulan sampel-sampel tanah dilakukan ketika musim sejuk 2004. Kajian melibatkan pengukuran kandungan ^{137}Cs dalam tanah, dan analisis taburan semula tanah. Kandungan ^{137}Cs bagi setiap sampel tanah diukur melalui penggunaan pengesan spektrometri gamma HPGe, manakala taburan semula tanah dianalisis melalui model keseimbangan jisim III. Pengukuran kandungan ^{137}Cs mendapati nilai inventori adalah 23.4% lebih rendah daripada nilai rujukan inventori (2427.8 Bq m^{-2}), dan ini membuktikan berlaku hakisan tanah di tapak inventori. Analisis taburan semula tanah pula mendapati kedua-dua transet mencatat jumlah hakisan antara *ca.* $92\text{-}100 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$, dan kehilangan tanah bersih berkadar antara *ca.* $90\text{-}93 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Bahagian atas cerun (dalam jarak 0-50 m) mencatatkan jumlah hakisan tanah tertinggi, dengan nilai purata $16.25 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Kadar hakisan tanah kasar tercatat sebanyak $7.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$, manakala kadar hakisan bersih pula adalah $6.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Keadaan ini menghasilkan nisbah pengeluaran sedimen sebanyak 89%. Kesimpulan daripada kajian ini dapat dinyatakan seperti berikut: kehilangan tanah adalah pada kadar yang sangat tinggi, dan berlaku mobiliti sedimen keluar daripada sempadan ladang yang mungkin digerakkan oleh air larian permukaan.

Kata kunci: hakisan tanah, radionuklid, pengukuran ^{137}Cs , kehilangan tanah, model keseimbangan jisim III

Abstract

Research on long-term soil erosion was carried out at Little Landside maize field, in Devon, England, using ^{137}Cs fallout as a tracer. Soil sampling programme was undertaken based on transect approach, and soil samples were collected in winter 2004. This study involved measurements of ^{137}Cs contents in soils, and analysis of soil redistribution. The study used the high-purity germanium (HPGe) detector to examine the ^{137}Cs contents in soil samples, and the model mass-balance III for the analysis of soil redistribution. A measurement of the ^{137}Cs content showed that inventory value was lower by 23.4%, compared to reference inventory value (2427.8 Bq m^{-2}), and this result indicated that soil erosion occurred in the study field. An analysis of soil redistribution showed that both transects recorded a total erosion between *ca.* $92\text{-}100 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, and net soil loss rates were calculated at $90\text{-}93 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The highest total erosion occurred at the top of the slopes (distance between 0-50 m) with an average value of $16.25 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Gross erosion rates for the study field

was $7.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, whilst net soil loss was $6.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. These results gave a sediment delivery ratio by 89%. The findings of the study can be concluded thus: soil loss in the study field could be considered as very high, and sediment mobility occurred and transported out from the field boundary by surface runoff.

Keywords: soil erosion, radionuclide, ^{137}Cs measurements, soil loss, mass-balance III model

PENGENALAN

Pertanian di England sering dikaitkan dengan masalah persekitaran yang pelbagai, dan salah satu daripada masalah tersebut adalah masalah hakisan tanah. Impak hakisan tanah dikaitkan pula dengan pengurangan hasil pengeluaran, kos yang tinggi untuk mengembalikan kesuburan tanah, peningkatan kos pengeluaran selari dengan usaha pengawalan hakisan tanah, dan impak luaran seperti penurunan tahap kualiti air sungai.

Menurut Bell & Boardman (1992), masalah hakisan tanah mula disadari menimbulkan masalah persekitaran yang serius di England sekitar 1970-an, kesan daripada pengurusan tanah pertanian yang tidak lestari. Hal ini berkait dengan kelemahan yang wujud dalam polisi pertanian yang dianggap tidak mesra alam, tetapi lebih menekankan produktiviti berbanding kelestarian. Inman (2006) menyatakan salah satu daripada aktiviti pertanian yang menggalakkan kejadian hakisan tanah di England adalah penanaman tanaman di atas tanah yang bersifat rapuh, seperti di tanah berpasir dan cerun curam. Selain daripada itu, kegagalan petani menentukan masa penanaman dan penuaian yang tepat juga menjadi punca kepada masalah hakisan tanah. Penanaman tanaman yang terlewat ketika musim bunga menjadi penyebab kepada kejadian hakisan tanah kerana penuaian hasil terpaksa dilakukan di awal musim sejuk. Keadaan ini menggalakkan kejadian hakisan tanah kerana jumlah penerimaan hujan di musim sejuk adalah tinggi, sedangkan permukaan tanah masih belum dilitupi sebarang litupan tumbuhan selepas penuaian hasil.

Kajian oleh Morgan (1985) di beberapa kawasan pertanian sekitar United Kingdom menunjukkan kadar hakisan tanah adalah sekitar $0.01\text{-}0.30 \text{ kg m}^{-2} \text{ thn}^{-1}$. Brazier (2004) pula melaporkan kadar purata hakisan tanah di United Kingdom adalah antara $0.22\text{-}4.8\text{-}9 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Secara lebih khusus, Walling & Quine (1991) melaporkan kadar hakisan bersih daripada tanah pertanian *sugar beet* adalah $10.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$, manakala kadar purata hakisan tanah dari kawasan penanaman jagung yang

telah dituai adalah 5.3 kg m^{-2} , dengan kehilangan tanah bersih adalah 2.5 kg m^{-2} , dan nisbah pengeluaran sedimen adalah 0.80 (Blake 2000).

Menyedari impak serius yang terhasil daripada kejadian hakisan tanah dari kawasan pertanian, maklumat yang lebih tepat dan teknik pengukuran yang lebih sesuai sangat diperlukan. Hal ini bagi membantu pembuat polisi dan para petani mengatasi masalah hakisan tanah melalui amalan pertanian yang lebih lestari tanpa mengurangkan produktiviti. Teknik pengukuran hakisan tanah yang tradisional, seperti plot eksperimen, hanya mampu membekalkan maklumat kadar kehilangan tanah bersih yang hanya dapat mewakili kawasan di dalam ruang lingkup plot eksperimen sahaja. Kajian hakisan tanah yang bersandarkan kepada model teoritik matematik, seperti model USLE (*Universal Soil Loss Equation*), juga hanya mampu menganggarkan kadar hakisan tanah sahaja. Kajian empirikal dan teoritik yang kebanyakannya bersandarkan permodelan dikembangkan untuk menganggarkan kadar hakisan tanah setempat tetapi tidak 'berupaya' untuk membekalkan maklumat berkait dengan pola keruangan hakisan-pemendapan di sesuatu kawasan yang lebih luas. Selain daripada itu, pendekatan tradisional juga memerlukan kos yang tinggi untuk mengendalikan plot eksperimen, dan memerlukan tempoh masa yang lama untuk beroleh data yang secukupnya.

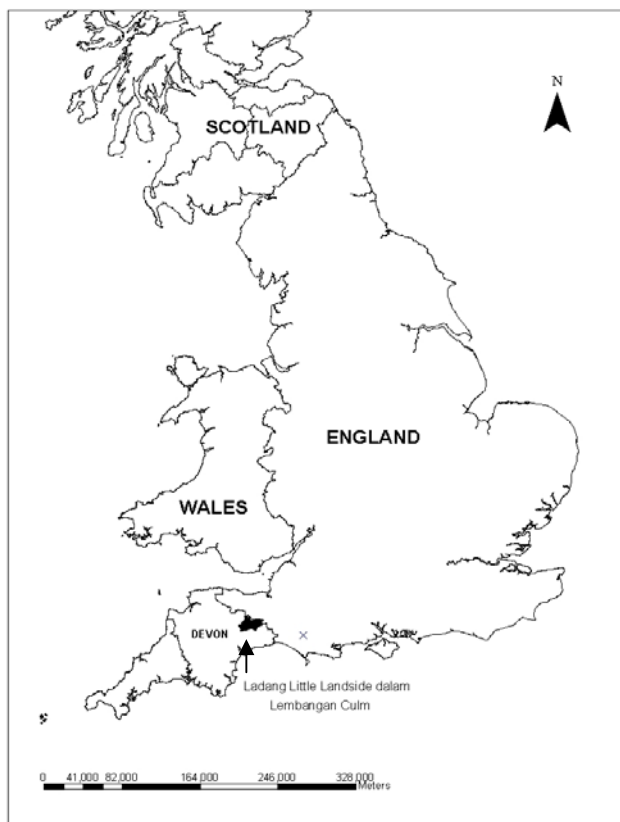
Bagi mengatasi masalah-masalah sepertimana yang dinyatakan di atas, percubaan berterusan mengguna radionuklid sebagai penyurih telah berjaya mengesan beberapa jenis radionuklid yang mampu digunakan dalam kajian hakisan tanah, dan menjadi alternatif kepada pendekatan tradisional. Antaranya adalah kajian oleh Menzel (1960) serta Frere & Roberts (1963) yang menguji kegunaan ^{90}Sr dalam kajian kehilangan tanah; Rogowski & Tamura (1965), Ritchie et al. (1974), dan Walling (1989) menguji keupayaan ^{137}Cs dalam kajian sedimen; Wallbrink & Murray (1993), Fitzgerald et al. (2001) dan Blake (2000) bereksperimen dengan ^7Be bagi kajian hakisan tanah dan pemendapan jangka pendek; Wallbrink & Murray (1996) serta Walling & He (1999b) mengguna keupayaan ^{210}Pb dalam kajian kehilangan tanah dan sedimentasi jangka panjang; dan Krishnaswami et al. (1980) mengguna ^7Be , ^{210}Pb dan $^{239, 240}\text{Pu}$ dalam kajian akumulasi sedimen di pinggir pantai. Ternyata penggunaan radionuklid sebagai penyurih dalam kajian-kajian ekologi dan persekitaran boleh dimanfaatkan bagi kajian-kajian berkaitan dengan tanah dan sedimen.

Selaras dengan perkembangan semasa penggunaan radionuklid dalam kajian-kajian persekitaran, kajian ini memanfaatkan radionuklid ^{137}Cs sebagai penyurih dalam penelitian hakisan tanah jangka panjang terhadap taburan semula tanah daripada segi pola dan kadar hakisan tanah jangka panjang. Ladang jagung Little Landside di Devon, England, telah dipilih sebagai kes kajian (Rajah 1). Ladang ini seluas 5.62 ha, dan beraltitud antara 150-180 m dari aras laut, dan darjah kecuraman cerun adalah antara 2.2° - 6.4° . Tanah di ladang ini adalah daripada siri Crediton yang berwarna perang tipikal dan mempunyai butiran batuan. Tanah ini bertekstur liat-berpasir, dan kadar infiltrasi adalah sederhana. Ladang ini telah ditanam dengan jagung semenjak 1997 tanpa sebarang pusingan tanaman. Sebelumnya pula, ladang ini juga pernah ditanam dengan kentang, gandum dan rumput ternak dalam pusingan tanaman ketika musim luruh, panas dan gugur. Tanaman jagung di ladang ini kebiasaannya bermula dengan penaburan benih di pertengahan musim gugur menyebabkan penuaian hasil agak terlewat, iaitu di awal musim sejuk. Pemilik ladang ini biasanya tidak mempraktik sebarang tanaman tutup bumi selepas penuaian, sebaliknya membiarkan permukaan tanah terdedah kepada agen cuaca. Pendedahan sebegini berterusan bagi tempoh sekurang-kurangnya empat bulan di sepanjang musim sejuk sebelum tiba musim penanaman semula di musim bunga. Hujan yang memang dikenal pasti kerap turun di musim sejuk telah meninggalkan impak yang sangat signifikan, iaitu kejadian hakisan tanah. Lantaran daripada itu, ladang ini dikenal pasti sangat sesuai sebagai kajian kes untuk kajian hakisan tanah jangka panjang berdasarkan sejarah penanaman yang berterusan dan amalan pertanian yang tidak lestari, serta kewujudan alur-alur kecil di permukaan cerun sebagai bukti berlaku hakisan tanah di ladang tersebut.

^{137}Cs SEBAGAI PENYURIH DALAM KAJIAN HAKISAN TANAH

^{137}Cs adalah sejenis radionuklid buatan manusia yang terhasil daripada ujian-ujian nuklear sekitar tahun 1950-an dan 1960-an. Jangka hayat radionuklid ini adalah sekitar 30.2 tahun. Letupan loji nuklear di Chernobyl pada 1986 juga mungkin turut mempengaruhi pola pemendapan ^{137}Cs di atas lanskap bumi, terutama di benua Eropah. Hal ini menjadikan radionuklid ^{137}Cs sebagai sejenis guguran (*fallout*) yang sangat sesuai untuk mendokumentasi kadar hakisan bersifat jangka panjang. Infiltrasi ^{137}Cs selepas dimendap di atas lanskap bumi pula boleh berlaku secara menegak dan melintang daripada permukaan bumi. Infiltrasi secara menegak boleh berlaku bergantung kepada ciri fizikal dan kimia sesuatu jenis tanah, serta jumlah presipitasi,

manakala infiltrasi secara mendatar boleh berlaku disebabkan oleh air larian permukaan dan hakisan (Blagoeva & Zikovsky 1995).



Rajah 1: Kawasan kajian (Little Landside) terletak di Devon, England

Penggunaan ^{137}Cs sebagai penyurih telah lama dipraktik dalam kajian persekitaran, terutama berkait dengan pemendapan sedimen dan hakisan. Teknik ini telah diterima umum kerana keberkesannya membekalkan maklumat mengenai pola dan kadar taburan semula tanah yang bersifat jangka panjang. Penggunaan teknik radionuklid ^{137}Cs untuk menjangka pola dan kadar taburan semula tanah dalam kajian ini adalah berdasarkan kepada dua andaian. Andaian pertama, kemasukan guguran ^{137}Cs mestilah bersifat sekata di tapak inventori dan tapak rujukan inventori. Andaian ini perlu kerana permukaan tanah tanpa litupan tumbuhan, dan permukaan tanah yang mempunyai litupan tumbuhan akan menghasilkan aktiviti ^{137}Cs yang mungkin berbeza. Tanpa andaian ini, pengukuran dan analisis pola dan kadar hakisan tanah boleh menimbulkan kekeliruan apabila bandingan nilai hakisan dan pemendapan dilakukan.

Andaian kedua, pemendapan guguran ^{137}Cs di atas permukaan lanskap dengan cepatnya diserap oleh tanah, dan penyerapan ini berlaku secara sekata di semua bahagian tanah. Andaian ini menyokong andaian pertama dalam konteks pensekataan guguran ^{137}Cs di bahagian atas dan bahagian bawah permukaan lanskap. Berdasarkan dua andaian tersebut, penilaian taburan ^{137}Cs harus didasarkan kepada perbandingan nilai bagi setiap titik persampelan di tapak inventori dengan nilai jangkaan taburan ^{137}Cs yang sesuai (biasanya adalah nilai purata) yang dapat mewakili tapak rujukan inventori (Zapata et al. 2002).

Banyak contoh kajian yang menguji keupayaan ^{137}Cs dalam kajian hakisan-sedimen telah dilaksanakan di seluruh dunia, seperti kajian Wicherek dan Bernard (1995) yang melaporkan terdapat perbezaan pada nisbah 1:1.6 antara teknik ^{137}Cs dengan kaedah konvensional daripada segi keberkesanan untuk meramal kehilangan tanah. Wicherek dan Bernard berpendapat pengukuran hakisan tanah mengguna teknik ^{137}Cs jauh lebih berkesan dalam meramal magnitud pola keruangan hakisan tanah berbanding kaedah konvensional. Turnage et al. (1997) menyimpulkan radionuklid ^{137}Cs sesuai dalam kajian hakisan-pemendapan bagi tempoh jangka panjang sekitar 38 tahun, manakala Belyaev et al. (2005) merumuskan kajian taburan semula tanah dan pengeluaran sedimen mengguna teknik pengukuran dan analisis ^{137}Cs lebih berjaya dalam menilai hakisan yang disebabkan oleh air larian permukaan dan keadaan tanah yang berbajak, berbanding dengan kaedah USLE.

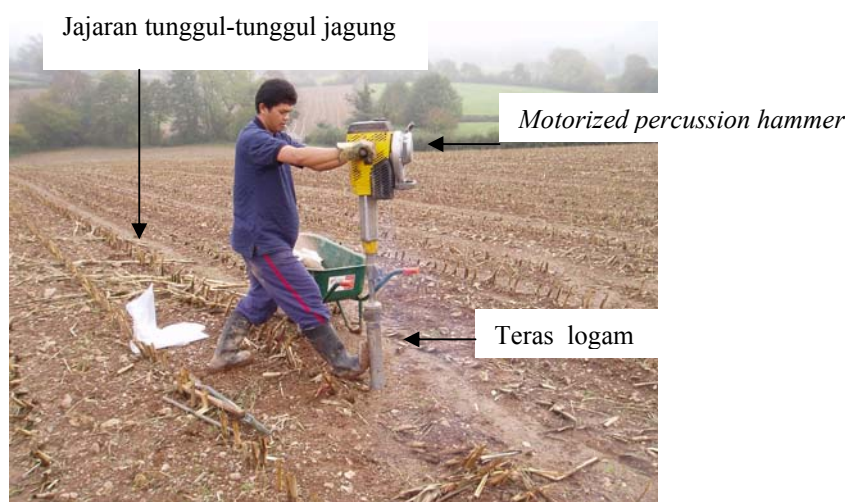
PENGUKURAN KANDUNGAN ^{137}Cs DAN ANALISIS TABURAN SEMULA TANIH

Kajian hakisan tanah jangka panjang dalam kajian ini dibahagi kepada dua bahagian, (i) pengukuran kandungan ^{137}Cs dalam sampel-sampel tanah, dan (ii) analisis taburan semula tanah jangka panjang. Kajian bermula dengan persampelan tanah di tapak inventori ladang jagung Little Landside yang telah hampir 3 minggu selesai menuai hasil. Permukaan cerun terbiar tanpa sebarang tanaman tutup bumi, melainkan kewujudan deretan tunggul-tunggul jagung mengikut jajaran lurus dari atas cerun ke bahagian bawah cerun. Persampelan tanah dilakukan pada penghujung musim luruh, dan tiada kehadiran hujan ketika kerja-kerja persampelan tanah dilaksanakan. Namun begitu, hujan telah turun dalam magnitud yang sederhana selama 3 hari berturut-turut

dalam jarak masa 14 hari sebelum persampelan tanah dilakukan di tapak inventori dan tapak rujukan inventori.

Kaedah transet diguna dalam persampelan tanah, dengan dua jajaran transet bersebelahan, dalam jarak lebih kurang 10-15 m. Jumlah titik persampelan bagi transet A adalah 14, dan 11 bagi transet B. Jumlah titik persampelan yang tidak sama ini disebabkan dua perkara. Pertama, panjang cerun yang tidak sama, dengan transet A berkepanjangan 153 m, manakala transet B berkepanjangan 165 m. Kedua, keadaan permukaan cerun yang tidak sekata, dengan permukaan cerun transet A lebih rata, manakala permukaan cerun transet B agak beralun. Keadaan permukaan cerun bagi transet A menyebabkan jarak setiap titik persampelan menjadi lebih hampir bagi memastikan setiap alunan cerun diwakili dalam persampelan tanah yang dilakukan.

Pengumpulan sampel-sampel tanah dilakukan mengguna teras logam berdiameter 69 mm. Teras tersebut ditekan masuk ke dalam tanah mengguna *motorized percussion hammer* (Gambar 1). Kedalaman setiap teras tanah yang diambil di setiap titik persampelan adalah berbeza, bergantung kepada kedudukan titik persampelan, sama ada di bahagian atas, tengah atau bawah cerun. Kedalaman teras tanah yang diambil bagi titik-titik persampelan di bahagian atas cerun adalah antara 30-45 sm, bergantung kepada kehadiran batu-batu di dalam tanah yang menyukarkan teras logam untuk pergi lebih jauh ke dalam. Manakala kedalaman teras tanah bagi titik-titik persampelan di bahagian tengah dan bawah cerun adalah, masing masing antara 45-55 sm dan 55-65 sm.



Gambar 1: Persampelan tanah menggunakan teras logam dan *motorized percussion hammer*

Persampelan tanah di tapak rujukan inventori pula dilakukan di permukaan tanah berumput tanpa sebarang aktiviti (pertanian mahupun penternakan). Teknik persampelan teras tanah yang diguna dalam persampelan tanah di tapak rujukan inventori adalah sama sebagaimana teknik yang diguna di tapak inventori. Walau bagaimanapun, persampelan tanah adalah berdasarkan kaedah segiempat. Lapan teras tanah diambil di setiap penjuru segiempat berperimeter 40 m, dan satu titik persampelan tanah terletak di bahagian tengah segiempat tersebut. Mengandaikan kandungan guguran ^{137}Cs adalah sekata di permukaan tanah berumput, maka kedalaman bagi setiap teras tanah ditetapkan sedalam 30 sm sahaja. Persampelan teras tanah di tapak rujukan inventori turut dilakukan pada hari yang sama dengan persampelan tanah di tapak inventori.

Semua sampel tanah dikering menggunakan *oven* pada suhu 50°C . Setelah kering, sampel tanah diayak untuk mendapatkan bahagian tanah bersaiz <2 mm, dan bahagian ini diguna dalam pengukuran kandungan guguran ^{137}Cs bagi setiap sampel tanah. Bagi tujuan ini, setiap bahagian tanah <2 mm dari setiap sampel tanah dipenuhi ke dalam bikar marinelli, dan kemudian diletak ke dalam mesin pengesan spektrometri gamma HPGe. Mesin pengesan spektrometri HPGe yang diguna dalam kajian ini adalah dari jenis *coaxial*. Mesin jenis ini berkelebihan dalam mengesan aktiviti sesuatu guguran radionuklid kerana keupayaan yang sangat tinggi daripada segi efisiensi dan resolusi, berbanding dengan lain-lain jenis mesin pengesan spektrometri (Ultra LEGe, LEGe, BEGe, XtiRa, REGe, Well). Setiap sampel tanah dibiarkan di dalam mesin pengesan tersebut untuk tempoh sekurang-kurangnya 9 jam (32,400 s), dengan puncak kuasa sinar gamma antara 660-662 keV. Tempoh masa tersebut adalah sesuai sebagaimana dicadangkan oleh Walling dan Quine (1993), iaitu tempoh masa yang sesuai untuk mengesan aktiviti sesuatu guguran adalah antara 29,000-55,000 s, bergantung kepada jenis pengesan yang diguna dan jenis guguran yang ingin dikesan. Unit yang diguna bagi nilai kandungan ^{137}Cs daripada pengukuran ini adalah Bq m^{-2} .

Model keseimbangan jisim III diguna dalam kajian ini bagi menganalisis taburan semula tanah. Asas model keseimbangan jisim adalah: sekiranya nilai inventori lebih rendah daripada nilai rujukan inventori, bermakna hakisan telah berlaku, dan jika sebaliknya bermakna berlaku pemendapan. Model keseimbangan jisim III ialah model penukaran yang dikembangkan daripada model keseimbangan jisim I (Zhang et al. 1990), dan model keseimbangan jisim II (Walling & He 1999).

Model keseimbangan jisim III mengambil kira taburan tanah akibat pengerjaan tanah seperti pembajakan dan pemadatan tanah oleh jentera pertanian.

Model keseimbangan jisim III sesuai diimplementasi dalam kajian ini kerana faktor pengerjaan tanah yang berterusan di tapak inventori, di samping keadaan cerun yang membenarkan pengaliran air larian permukaan secara terus dari atas cerun ke bahagian bawah cerun tanpa, atau, sedikit penyimpangan arah.

Asas model keseimbangan jisim bagi kejadian hakisan diterjemahkan ke dalam formula sebagai:

$$dA(t)/dt = I(t) - [\lambda + R/d] A(t) \quad (1)$$

dengan $A(t)$ adalah nilai kumulatif ^{137}Cs di tapak inventori (Bq m^{-2}), t adalah masa sejak permulaan guguran ^{137}Cs (thn), R adalah kadar hakisan ($\text{kg m}^{-2} \text{thn}^{-1}$), d adalah nilai kumulatif kedalaman jisim yang mewakili purata kedalaman pembajakan tanah (kg m^{-2}), λ adalah nilai konstan pereputan ^{137}Cs (thn), dan $I(t)$ adalah fluks pemendapan tahunan ^{137}Cs pada masa t ($\text{Bq m}^{-2} \text{thn}^{-1}$).

Model keseimbangan jisim III mengandaikan berlaku hakisan dan pemendapan di sepanjang transet. Bagi titik persampelan yang mengalami hakisan, perubahan jumlah ^{137}Cs di tapak inventori mengikut masa diterjemahkan ke dalam formula sebagai:

$$dA(t)/dt = (1 - \Gamma)I(t) + R_{t,in} C_{t,in}(t) - R_{t,out} C_{t,out}(t) - R_w C_{w,out}(t) - \lambda A(t) \quad (2)$$

dengan Γ adalah jumlah pemendapan baru guguran ^{137}Cs yang dipindah-keluar oleh hakisan sebelum sempat bersebat dengan lapisan tanah bajakan, $R_{t,in}$ dan $R_{t,out}$ adalah kadar hakisan tanah bersih akibat kemasukan dan kehilangan sedimen melalui pembajakan tanah, $C_{t,in}$ dan $C_{t,out}$ adalah konsentrasi sedimen akibat kemasukan dan kehilangan sedimen melalui pembajakan tanah, R_w adalah kadar hakisan tanah bersih akibat tindakan hakisan oleh air, dan $C_{w,out}$ konsentrasi sedimen akibat tindakan hakisan oleh air.

Manakala bagi titik persampelan yang mengalami pemendapan, perubahan jumlah ^{137}Cs di tapak inventori mengikut masa diterjemahkan ke dalam formula sebagai:

$$dA(t)/dt = I(t) + R_{t,in} C_{t,in}(t) - R_{t,out} C_{t,out}(t) + R'_w C_{w,in}(t) - \lambda A(t) \quad (3)$$

dengan R'_w adalah kadar pemendapan tanah bersih disebabkan tindakan air yang menghakis.

Kadar hakisan bersih pula dikira berdasarkan formula berikut:

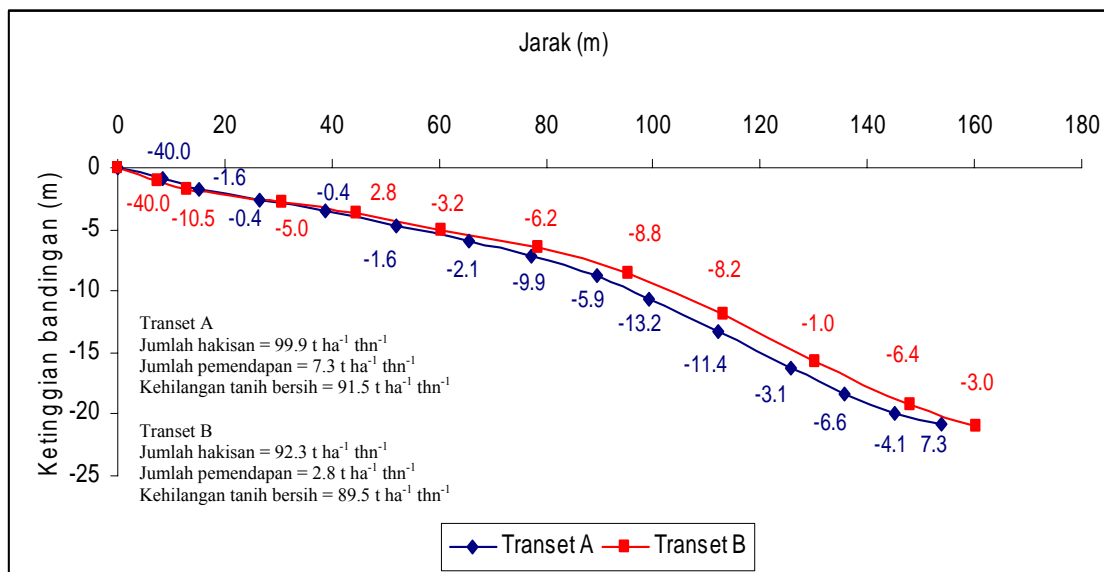
$$R = R_{t,out} - R_{t,in} + R_w \quad (4)$$

Bersandar kepada formula-formula asas ini, kadar taburan semula tanah bagi menjangka kadar hakisan tanah jangka panjang ditentukan dengan menggunakan perisian model penukaran yang dibangunkan oleh Jabatan Geografi, Universiti Exeter, England.

HASIL DAN PERBINCANGAN

Pengukuran kandungan guguran ^{137}Cs bagi tapak inventori mendapati nilai kandungan guguran ^{137}Cs adalah 23.4% lebih rendah daripada nilai kandungannya di tapak rujukan inventori (2427.8 Bq m^{-2}). Hal ini sebagai bukti awal berlaku kehilangan tanah di tapak inventori selama tempoh ~ 30 tahun. Nilai kandungan guguran ^{137}Cs di setiap titik persampelan bagi kedua-dua transet adalah dalam lingkungan *ca.* 1293-2893 Bq m^{-2} , dengan nilai purata keseluruhan adalah 1974.7 Bq m^{-2} .

Hasil analisis taburan semula tanah daripada segi pola dan kadar hakisan-pemendapan bagi kedua-dua transet ditunjukkan dalam Rajah 2. Adalah jelas berlaku pensekatan taburan guguran ^{137}Cs di tapak inventori. Hal ini kerana nilai hakisan-pemendapan di setiap titik persampelan adalah hampir sama di kedua-dua transet bagi setiap jarak yang terhampir. Jumlah hakisan di kedua-dua transet, masing-masing adalah $99.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$ dan $92.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Jumlah pemendapan pula kurang daripada $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$ di kedua-dua transet, manakala kadar kehilangan tanah bersih, masing-masing adalah *ca.* $93 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$ dan $90 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$. Nilai purata hakisan tanah tercatat paling tinggi di bahagian atas cerun, iaitu pada kadar $16.25 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$, berbanding hanya $5.75 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$ dan $6.95 \text{ t ha}^{-1} \text{ thn}^{-1}$, masing-masing di bahagian tengah dan bawah cerun. Nilai yang tinggi ini mungkin berkait dengan kecuraman cerun di bahagian atas cerun, iaitu antara $2.2^\circ\text{C} - 3.7^\circ\text{C}$.



Rajah 2: Pola dan kadar hakisan-pemendapan di kedua-dua transet

Berdasarkan nilai hakisan-pemendapan di sepanjang kedua-dua transet, kadar hakisan tanah kasar adalah 7.2 t ha⁻¹ thn⁻¹, dan kadar hakisan tanah bersih pula adalah 6.4 t ha⁻¹ thn⁻¹. Hal ini menghasilkan nisbah pengeluaran sedimen bagi kawasan kajian sebanyak 89%, dan nilai ini dianggap sangat tinggi bagi sebuah ladang yang hanya mempunyai keluasan sekitar 5.6 ha sahaja. Keadaan ini mungkin boleh dikaitkan dengan amalan pertanian di kawasan kajian ini sendiri. Sebagaimana dinyatakan di bahagian pengenalan, ladang jagung ini secara berterusan ditanami dengan pelbagai jenis tanaman. Maka dipercayai pembajakan tanah dan penuaian hasil pada setiap tahun mengguna jentera berat mungkin telah menghancurkan struktur tanah. Keadaan sebegini memudahkan peleraian tanah apabila hujan turun melalui kejadian hakisan percikan. Pada masa yang sama, tanah dipadatkan oleh tindakan tayar jentera sehingga menghalang infiltrasi. Menurut Schäffer et al. (2007), jentera berat pertanian mampu memadatkan tanah sehingga mengurangkan keporositian tanah antara 12-13%, manakala Adekalu et al. (2006) pula melaporkan peningkatan purata air larian permukaan antara *ca.* 37-41% kesan daripada pemadatan tanah oleh jentera pertanian.

Berdasarkan temu bual dengan pemilik ladang Little Landside, semenjak penanaman jagung dipraktikkan di tapak inventori (sejak 1999), penuaian hasil sering terlewat (iaitu di akhir musim gugur) kerana pembajakan tanah dan penaburan benih hanya bermula di pertengahan musim bunga. Penuaian hasil yang terlewat akan menyebabkan permukaan tanah terdedah kepada tindakan air hujan kerana tanaman tutup bumi semulajadi (rumput) tidak sempat tumbuh dan membesar. Keadaan begini

akan menggalakkan kejadian hakisan di permukaan cerun. Menurut Withers et al. (2007), penanaman tanaman yang lewat hingga melewati penuaian hasil berupaya meningkatkan kadar air larian permukaan sebanyak 5 kali ganda. Impak yang lebih besar adalah daripada segi magnitud mobiliti sedimen dan fosforus yang meningkat berkali ganda selaras dengan peningkatan dalam air larian permukaan.

Selain daripada itu, jenis tanah siri Crediton yang bersifat tanah liat-berpasir berstruktur longgar menyebabkan hakisan mudah berlaku. Ini bersesuaian dengan pernyataan Evans (1992) bahawa di England, semenjak 1970-an, masalah hakisan tanah yang disebabkan oleh air mengalir adalah lebih tinggi bagi jenis tanah liat-berpasir. Manakala Morgan (1985) pula menyatakan kegiatan pertanian di England, terutama di Midlands dan Eastern, bertapak di atas tanah jenis tersebut. Keadaan ini meningkatkan risiko hakisan tanah di kawasan berkenaan terutama apabila berlaku hujan lebat.

Juga diperhatikan, tidak terdapat sebarang halangan yang mampu menyekat pergerakan air larian permukaan daripada terus memasuki alur sungai yang terdapat di bahagian bawah cerun. Hal ini mempermudah lagi kehilangan tanah kerana kadar pemendapan di bahagian bawah cerun berlaku pada kadar yang sangat perlahan. Kadar pengeluaran sedimen yang tinggi bagi saiz ladang yang kecil seperti Little Landside mungkin juga boleh dikaitkan dengan air larian permukaan. Walaupun kajian ini tidak mengukur kadar air larian permukaan, namun demikian, dengan mengambil kira jenis tanah, kecuraman cerun dan keterbiaran permukaan tanah tanpa sebarang tanaman tutup bumi, dipercayai kehilangan tanah di tapak inventori banyak dipengaruhi oleh tindakan air larian permukaan. Clements & Lavender (2004) melaporkan purata air larian permukaan bagi ladang jagung yang baru selesai daripada aktiviti penuaian hasil, dengan jenis tanah liat-berpasir dan kecuraman cerun 3.7° , adalah pada kadar $762 \text{ m}^3/\text{jam}$. Bagi sebuah ladang jagung yang telah terbiar lama tanpa sebarang tanaman tutup bumi selepas penuaian, kecuali peninggalan tunggul-tunggul jagung di atas permukaan cerun, dengan jenis tanah dan kecuraman cerun yang sama seperti di atas, mencatatkan kadar purata air larian permukaan yang lebih rendah, iaitu sebanyak $283 \text{ m}^3/\text{jam}$.

Kajian oleh Blake (2000) di ladang jagung terbiar selepas penuaian hasil mendapati purata kadar hakisan tanah adalah 5.3 kg/m^3 , dengan kadar kehilangan tanah bersih adalah 2.5 kg/m^3 . Manakala nisbah pengeluaran sedimen adalah 0.80. Hasil kajian Blake ini hampir sama dengan dapatan kajian ini bagi kes Little Landside

di mana nisbah pengeluaran sedimen bagi sebuah ladang jagung yang terbiar selepas penuaian adalah tinggi.

Namun begitu, wujud perbezaan ketara antara dapatan kajian ini dengan dapatan kajian Kwaad et al. (1998). Bagi ladang jagung terbiar dengan hanya tunggul-tunggul jagung di permukaan cerun, purata jumlah air larian, purata kadar kehilangan tanah dan purata kadar hakisan percikan, masing-masing adalah 81.38 l/m^2 , 405.9 g/m^2 dan 2197 g/m^2 . Perbezaan yang berlaku mungkin berkait dengan teknik pengukuran yang digunakan oleh Kwaad et al. (1998). Kumpulan pengkaji ini menggunakan kaedah plot eksperimen dengan tempoh pemantauan hakisan tanah selama setahun, sedangkan penulis mengaplikasi teknik radionuklid ^{137}Cs yang mengambil-kira tempoh hakisan tanah jangka panjang. Perbezaan tempoh investigasi hakisan tanah tersebut dan kaedah pengukuran yang berbeza mungkin menghasilkan perbezaan dalam kadar hakisan tanah antara kedua-dua kajian.

CADANGAN DAN KESIMPULAN

Penggunaan radionuklid ^{137}Cs sebagai penyurih dalam kajian ini mampu menghasilkan maklumat berguna untuk mentafsir pola keruangan dan kadar hakisan tanah setempat bagi tempoh jangka panjang. Hasil kajian ini merumuskan bahawa daripada segi pola keruangan, kejadian hakisan tanah lebih dominan di bahagian atas cerun berbanding dengan bahagian tengah dan bawah cerun. Perbezaan magnitud hakisan tanah di ketiga-tiga bahagian tersebut berkait dengan kecuraman cerun yang boleh mempengaruhi kederasan air larian permukaan yang bertindak sebagai agen penghakis.

Nisbah pengeluaran sedimen yang tinggi bagi sebuah ladang bersaiz kecil adalah sebagai petunjuk kelemahan dalam amalan pertanian yang bersifat tidak mesra alam. Kelemahan ini berkait dengan ketiadaan tanaman tutup bumi atau lain-lain kaedah yang mampu melindungi permukaan tanah daripada impak air hujan, sama ada daripada segi hakisan percikan mahupun hakisan permukaan. Pelbagai kaedah kawalan boleh dipraktikkan oleh petani untuk mengurangkan impak air hujan ke atas permukaan cerun yang terdedah. Salah satu daripadanya adalah melalui penanaman tanaman tutup bumi daripada rumput *rye* dan tanaman bebawang sebagaimana dilaporkan oleh Van Dijk et al. (1996), Kwaad et al. (1998), Clements & Donaldson (2002), dan Clements & Lavender (2004).

Di samping itu, ketiadaan sebarang halangan di bahagian kaki cerun memudahkan pengangkutan keluar sedimen daripada sempadan ladang ke jaringan sungai terhampir. Sebenarnya, sudah menjadi amalan biasa bagi peladang di England membahagikan bahagian-bahagian tanah ladang mereka dengan mewujudkan persempadanan melalui tumbuhan renek. Namun begitu, pemerhatian penulis di lapangan mendapati menjadi amalan biasa juga bagi kebanyakan peladang tidak mewujudkan persempadanan sedemikian sekiranya wujud alur sungai di bahagian kaki cerun. Hakikatnya, kewujudan halangan seperti tumbuhan renek di kaki cerun mampu mengurangkan pengeluaran sedimen kerana aliran air larian akan tersekat dan sedimen akan terkumpul di bahagian pangkal tumbuhan renek. Dalam jangka panjang, sedimen terkumpul itu akan mewujudkan ban semulajadi dan berperanan memperlambatkan aliran air dan seterusnya menghalang kehilangan sedimen daripada terus diangkut ke alur sungai oleh air larian. Beberapa contoh kajian membuktikan keberkesanan tumbuhan renek sebagai kaedah yang berkesan untuk mengurangkan kelajuan air larian dan kehilangan sedimen seperti kajian oleh Rodríguez (1997), Cai & Li (1998), dan Chaowen et al. (2007). Malah kajian oleh Hoang Fagerström et al. (2002) membuktikan spesis tumbuhan renek seperti *Tephrosia candida*, dan *Penisetum purpureum* (Agus et al. 1999) mampu membantu meningkatkan kandungan nutrien dalam tanah di samping bertindak sebagai alat kawalan hakisan.

Selain daripada dua kaedah yang dicadangkan di atas, mungkin lebih baik kiranya peladang mengamalkan tanaman musim sejuk, seperti gandum musim sejuk dan tanaman sayuran, dalam pusingan tanaman. Sekiranya ini diamalkan, tanah tidak akan terdedah kepada risiko hakisan malah mungkin dapat meningkatkan rangkaian nutrien tanah sekiranya jenis tanaman yang sesuai ditanam dalam pusingan tanaman.

Dalam konteks hakisan tanah jangka panjang, kajian ini juga menyimpulkan bahawa pembajakan tanah secara berterusan dan penggunaan jentera berat ketika proses penuaian telah merosakkan struktur tanah. Struktur tanah yang rosak memudahkan hujan menghakis permukaan tanah, sama ada melalui hakisan percikan mahupun melalui air larian permukaan. Bagi mengurangkan kehilangan tanah akibat pembajakan tanah, dicadangkan petani tidak melakukan pembajakan tanah ketika di akhir musim sejuk (Mac) kerana kehadiran hujan adalah diramalkan berterusan dalam tempoh tersebut. Sebaliknya, pembajakan tanah mungkin boleh bermula di awal musim bunga (April/Mei) kerana kehadiran hujan adalah kurang. Bagi penuaian hasil pula, sekiranya spesis jagung awal matang seperti *Caruso*, *Pernel*, *Meribel* dan

Spartacus (Anonymous) dapat dipraktikkan dalam penanaman jagung di kebanyakan ladang jagung di England, penuaian hasil dapat dilakukan di pertengahan musim gugur (Oktober). Hal ini akan memberi ruang masa kepada peladang untuk mempraktikkan tanaman tutup bumi sebelum ketibaan musim sejuk.

Dapatan kajian ini juga membuktikan jangkaan terhadap hakisan tanah menggunakan radionuklid ^{137}Cs sebagai penyurih adalah berkesan. Sebagaimana dijelaskan sebelum ini, model keseimbangan jisim III mengambil kira faktor pembajakan tanah sebagai salah satu pembolehubah yang mempengaruhi kadar kehilangan tanah. Gabungan teknik ^{137}Cs dan model keseimbangan jisim III dapat membantu proses pentafsiran hakisan tanah jangka panjang di sesuatu tapak yang mempraktikkan pembajakan tanah secara berterusan, sebagaimana yang diamalkan di kawasan kajian.

Rujukan

- Adekalu, K.O., Okunade, D.A & Osunbitan, J.A., 2006. Compaction and mulching effects on soil loss and runoff from two southwestern Nigerian agricultural soils. *Geoderma*. 137: 226-230.
- Agus, F., Garrity, D.P & Cassel, D.K. 1999. Soil fertility in contour hedgerows systems on sloping oxisols in Mindanao, Philippines. *Soil and Tillage Research*. 50: 159-167.
- Anonymous. na. Huntseeds: products. (Atas talian). <http://www.huntseeds.co.uk> (11-01-2007).
- Bell, M & Boardman, J (Pnyt.). 1992. *Past and present soil erosion: archaeological and geographical perspectives*. Oxford: Oxbow Books.
- Belyaev, V.R., Wallbrink, P.J., Golosov, V.N., Murray, A.S & Sidorchuk, A.Y. 2005. A comparison of methods for evaluating soil redistribution in the severely eroded Stavropol region, southern European Russia. *Geomorphology*. 65: 173-193.
- Blagoeva, R & Zikovsky, L. 1995. Geographic and vertical distribution of Cs-137 in soils in Canada. *Journal of Environmental Radioactivity*. 27(3): 269-274.
- Blake, W.H. 2000. The use of ^7Be as a tracer in sediment budget investigations. Geography Department, University of Exeter. (Tesis PhD tidak diterbitkan).
- Brazier, R. 2004. Quantifying soil erosion by water in the UK: a review of monitoring and modeling approaches. *Progress in Physical Geography*. 28(3): 340-365.
- Cai, Q.G & Li, S.L. 1998. Effects of contour hedgerows on control of soil erosion. *Journal of Soil Erosion and Water Conservation*. 4(2): 55-60.
- Chaowen, L., Shihua, T., Jingjing, H & Yibing, C. 2007. Effects of plants hedgerows on soil erosion and soil fertility on slopping farmland in the purple soil area. *Acta Ecologica Sinica*. 27(6): 2191-2198.
- Clements, R.O & Donaldson. 2002. *Soil erosion control in maize*. R & D Technical Report P2-123/1. Bristol: Environmental Agency.

- Clements, R.O & Lavender, R.H. 2004. *Measurements of surface water runoff from maize stubbles in the Parrett Catchment area (Somerset): winter 2003/04*. Report to FWAG 13th.
- Evans, R. 1992. Erosion in England and Wales-the present the key to the past. In M. Bell & J. Boardman. (Pnyt.). *Past and present soil erosion: archaeological and geographical perspective*. Oxford: Oxbow Books. (hlm. 53-66).
- Fitzgerald, S.A., Klump, J.V., Swarzenski, P.W., Mackenzie, R.A & Richards, K.D. 2001. Beryllium-7 as a tracer of short-term sediment deposition and resuspension in the Fox River, Wisconsin. *Environmental Science and Technology*. 35: 300-305.
- Frere, M.H & Roberts, H.J. Jr. 1963. The loss of strontium⁹⁰ from small cultivated watersheds. *Soil Science Society of America Proceedings*. 27: 82-82.
- Hoang Fagerström, M.H., Nilsson, S.I., van Noordwijk, M., Thai Phien, Olsson, M., Hansson, A & Svensson, C. 2002. Does *Tephrosia candida* as fallow species, hedgerows or mulch improve nutrient cycling and prevent nutrient losses by erosion on slopes in northern Viet Nam? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 90: 291-304.
- Inman, A. 2006. *Soil erosion in England and Wales: causes, consequences and policy options for dealing with the problem*. Discussion paper prepared for WWF. (Atas talian). <http://www.wwf.org.uk>. (18-10-2006).
- Krishnaswami, S., Benninger, L.K., Aller, R.C & Von Damm, K.L. 1980. Atmospherically-derived radionuclides as tracers of sediment mixing and accumulation in near-shore marine and lake sediments: evidence from ⁷Be, ²¹⁰Pb and ^{239,240}Pu. *Earth and Planetary Science Letters*. 47: 307-318.
- Kwaad, F.J.P.M., Van der Zijp, M & Van Dijk, P.M. 1998. Soil conservation and maize cropping systems on slopping loess soils in The Netherlands. *Soil and Tillage Research*. 46: 13-21.
- Menzel, R.G. 1960. Transport of strontium-90 in runoff. *Science*. 131: 499-500.
- Morgan, R.P.C. 1985. Soil erosion measurement and soil conservation research in cultivated areas of the UK. *The Geographical Journal*. 151(1): 11-20.
- Ritchie, J.C., Spraberry, J.A & McHenry, J.R. 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout Cs-137. *Soil Science Society of America Proceedings*. 38: 137-139.
- Rodríguez, O.S. 1997. Hedgerows and mulch as soil conservation measures evaluated under field simulated rainfall. *Soil Technology*. 11: 79-93.
- Rogowski, A.S & Tamura, T. 1965. Movement of ¹³⁷Cs by runoff, erosion and infiltration on the alluvial Captina silt loam. *Health Physics*. 11: 1333-1340.
- Schäffer, B., Attinger, W & Schulin, R. 2007. Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery-soil physical and mechanical aspects. *Soil and Tillage Research*. 93: 28-43.
- Turnage, K.M., Lee, S.Y., Foss, J.E., Kim, K.H & Larsen, I.L. 1997. Comparison of soil erosion and deposition rates using radiocesium, RUSLE, and buried soils in dolines in East Tennessee. *Environmental Geology*. 29(1-2): 1-10.
- Van Dijk, P.M., van der Zijp, M & Kwaad, F.J.P.M. 1996. Soil erodibility parameters under various cropping systems of maize. *Hydrological Processes*. 10: 1061-1067.
- Wallbrink, P.J & Murray, A.S. 1993. The use of fallout radionuclide as indicators of erosion processes. *Hydrological Processes*. 7: 297-304.

- Wallbrink, P.J & Murray, A.S. 1996. Determining soil loss using the inventory ratio of excess lead-210 to cesium-137. *Soil Science Society of America Journal*. 60: 1201-1208.
- Walling, D.E. 1989. The struggle against water erosion and a perspective on recent researching. Dlm K. Ivanov & D. Pechinov (Pnyt.). *Water erosion, UNESCO technical document in hydrology, SC-89/WS-57*. (hlm. 39-60). Paris: UNESCO.
- Walling, D.E., Collins, A.L., Sickingabula, H.M & Leeks, G.J.L. 2001. Integrated assessment of catchment suspended sediment budgets: a Zambian example. *Land Degradation & Development*. 12: 387-415.
- Walling, D.E & He, Q. 1999a. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality*. 28: 611-622.
- Walling, D.E & He, Q. 1999b. Using fallout Lead-210 measurements to estimate soil erosion on cultivated land. *Soil Science Society of America Journal*. 63: 1404-1412.
- Walling, D.E & Quine, T.A. 1991. The use of caesium-137 measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations. *Journal of Soil Science*. 42: 147-165.
- Walling, D.E & Quine, T.A. 1993. *Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation: handbook for the application of the caesium-137 technique*. Exeter: UK Overseas Development Administration, Department of Geography, University of Exeter.
- Wicherek, S.P & Bernard, C. 1995. Assessment of soil movements in a watershed from Cs-137 data and conventional measurements (example: the Parisian Basin). *Catena*. 25: 141-151.
- Withers, P.J.A., Hodgkinson, R.A., Bates, A & Withers, C.L. 2007. Soil cultivation effects on sediment and phosphorus mobilization in surface runoff from three contrasting soil types in England. *Soil and Tillage Research*. 93: 438-451
- Zapata, F., Garcia-Agudo, E., Ritchie, J.C & Appleby, P.G. 2002. Introduction. In F. Zapata (Pnyt.). *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides*. (hlm. 1-13). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- 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 Science Journal*. 35: 267-276.