

مدل‌های تبدیلی رادیونوکلئیدهای پلوتونیوم برای برآورد میزان جابجایی خاک

مراد میرزایی، رایحه میرخانی^۱، ابراهیم مقیسه، محمدحسن روزی‌طلب و حسین اسدی

دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تهران. mirzaei.morad95@ut.ac.ir

کارشناس ارشد پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای. rmirkhani@aeoi.org.ir

استادیار پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای. emoghiseh@aeoi.org.ir

دانشیار پژوهش، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی. mroozitalab@gmail.com

دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تهران. ho.asadi@ut.ac.ir

دریافت: آذر ۱۳۹۸ و پذیرش: تیر ۱۳۹۸

چکیده

تخمین‌های کمی و قابل اعتماد از فرآیندهای تخریب خاک برای بهینه کردن و همین‌طور موثر بودن عملیات مدیریت اراضی و پایداری سامانه‌های کشاورزی امری ضروری است. در سال‌های اخیر ایزوتوپ‌های پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ به عنوان ردیاب جدید در تحقیقات فرسایش خاک و رسوب پیشنهاد شده است. ایزوتوپ‌های $^{239+240}\text{Pu}$ مزایایی از جمله نیمه عمر بالا، قابل دسترس بودن در محیط، دقت مناسب روش‌های اندازه‌گیری و یکنواخت بودن مقدار آن‌ها در نقاط مرجع را نسبت به دیگر ایزوتوپ‌های موجود دارا می‌باشد. برای تبدیل مقدار ایزوتوپ‌های پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ به میزان جابجایی خاک، مدل‌های تبدیلی مناسب مورد نیاز می‌باشد. تاکنون تحقیقات اندکی در مورد کاربرد ایزوتوپ‌های پلوتونیوم در فرسایش خاک صورت گرفته است و از این رو تنها تعداد محدودی مدل برای محاسبه فرسایش خاک با استفاده از پلوتونیوم پیشنهاد شده است که هر کدام از این مدل‌ها با محدودیت‌هایی همراه هستند. این مقاله با هدف بررسی مزایا و محدودیت‌های مدل‌های موجود جهت تبدیل فعالیت ایزوتوپ‌های پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ به میزان جابجایی خاک و تعیین مدل مناسب در این زمینه تهیه گردید. با توجه به مزایایی از قبیل مستقل بودن از نوع کاربری اراضی، تعیین دقیق شکل پروفیل خاک اندازه‌گیری شده، شبیه‌سازی رفتار دقیق رادیونوکلئیدهای ریزشی تحت شرایط مختلف و قابل دسترس و قابل ویرایش بودن کد مدل MODERN در مقایسه با سایر مدل‌های موجود، این مدل به عنوان مدل مناسب جهت تخمین میزان فرسایش و رسوبگذاری با استفاده از این نوع از رادیونوکلئیدها توصیه می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: تخریب اراضی، رادیوایزوتوپ‌ها، فرسایش خاک

^۱ آدرس نویسنده مسئول: پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، کرج، ایران.

مقدمه

امروزه فرسایش خاک یکی از نگرانی‌های اصلی برای کیفیت خاک و پایداری تولید محصول می‌باشد. فرسایش خاک باروری خاک را از طریق هدررفت عناصر غذایی و ماده آلی خاک، تخریب سلامت خاک، کاهش حاصلخیزی، قابلیت تولید و فعالیت بیولوژیکی، تخریب ساختمان خاک، افزایش فرسایش‌پذیری خاک و کاهش ظرفیت نگهداری آب خاک کاهش می‌دهد (مک هوق، ۲۰۰۷؛ تیواری و همکاران، ۲۰۰۹؛ ولتین و همکاران، ۲۰۰۸). از این رو پایش مداوم میزان خاک فرسایش یافته جهت اعمال استراتژی‌های حفاظت خاک امری ضروری است. ارزیابی کمی فرسایش خاک یک عمل آسان نمی‌باشد و روش‌های مختلفی در این زمینه معرفی شده است. تمامی این روش‌ها دارای مزایا و همین‌طور معایبی می‌باشند. روش‌های مرسوم برای ارزیابی میزان جابجایی خاک کشاورزی شامل تکنیک‌های پایش و مدل‌سازی (برای مثال میخ‌های فرسایشی، شبیه‌سازی فرسایش، کرت‌های فرسایشی، شناسایی و ثبت رسوب، اندازه‌گیری رسوبات معلق، تله‌های فرسایش بادی) دارای محدودیت‌هایی در مورد اعتبارسنجی، به‌دست آوردن داده‌ها و هزینه‌های مربوطه می‌باشد (مبیت و همکاران، ۲۰۱۸a).

روش‌های جدید جهت ارزیابی جابجایی خاک توجه محققان را برای استفاده از ردیاب‌های رادیونوکلئیدی ریزشی^۱ (FRN) به خود جلب کرده است. استفاده از رادیونوکلئیدها به عنوان ردیاب جابجایی خاک در اواخر دهه ۱۹۶۰ شروع شد و در دهه ۱۹۹۰ به یک حالت معمولی رسید (مبیت و همکاران، ۲۰۱۸b). این ردیاب‌ها اطلاعات مفیدی در مورد مقدار و الگوی فرسایش و رسوبگذاری در اختیار محققان قرار می‌دهد (آلوول و همکاران، ۲۰۱۴، ۲۰۱۷؛ آرانس بین المللی انرژی اتمی، ۲۰۱۴؛ مبیت و همکاران، ۲۰۰۸، ۲۰۱۳، ۲۰۱۴؛ تیلور و همکاران، ۲۰۱۳، والینگ، ۲۰۱۳). از دهه ۱۹۶۰ تأیید شد که رادیونوکلئیدها ردیاب‌هایی قوی برای مشاهده

فرسایش خاک هستند (زاپاتا و نگیون، ۲۰۱۰). در ۵۰ سال گذشته رادیونوکلئیدهای ریزشی (FRN) از قبیل سزیم-۱۳۷ و پلوتونیوم-۲۴۰+۲۳۹ مصنوعی، سرب-۲۱۰ طبیعی و برلییم-۷ کیهانی به طور گسترده‌ای به عنوان ردیاب خاک جهت فراهم نمودن تخمین‌هایی از میزان فرسایش خاک تحت شرایط محیطی مختلف استفاده شده‌اند (ریتچی و مک هنری، ۱۹۹۰؛ والینگ و هی، ۱۹۹۷؛ ریتچی و ریتچی، ۲۰۰۱؛ زاپاتا، ۲۰۰۲؛ مبیت و همکاران، ۲۰۰۸). ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی (FRN) اطلاعات مفیدی در مورد (۱) ارزیابی اثرات گوناگون فرسایش خاک (۲) درک صحیح فرآیندهای کلیدی محرک فرسایش (۳) تأیید مقادیر جابجایی خاک پیش بینی شده بوسیله مدل‌ها و (۴) ارائه استراتژی‌های موثر و علمی در اجرای برنامه‌های حفاظت خاک را فراهم می‌کند (مبیت و همکاران، ۲۰۱۸a).

توزیع مکانی رادیونوکلئیدهای ریزشی در طبیعت، مقدار کل جابجایی خاک (فرسایش ویژه و ناخالص و رسوبگذاری) برای دوره‌های زمانی مختلف شامل کوتاه مدت (با استفاده از برلییم-۷) تا ۶۰ سال (با استفاده از سزیم-۱۳۷ و پلوتونیوم-۲۴۰+۲۳۹) و بیش از ۱۰۰ سال (با استفاده از سرب-۲۱۰) را نشان می‌دهد (مبیت و همکاران، ۲۰۰۸). در مقایسه با اندازه‌گیری‌های مرسوم، مقادیر جابجایی خاک به‌دست آمده با استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی نیازمند تنها یک بررسی مزرعه‌ای است که از نظر زمانی و استفاده از منابع به صرفه است. همانند سایر روش‌ها، روش‌هایی که براساس رادیونوکلئیدهای ریزشی هستند دارای محدودیت‌ها و مزایایی می‌باشند. علاوه بر این، آن‌ها براساس یک‌سری فرضیات کلیدی (برای مثال توزیع مکانی اولیه یکنواخت و جذب سریع و محکم به ذرات خاک) می‌باشند که نیاز است برای تعیین قابلیت اعتماد نتایج حاصله در نظر گرفته شود (مبیت و همکاران، ۲۰۱۸b). تبدیل مقدار رادیونوکلئیدهای ریزشی به میزان فرسایش خاک و

^۱ Fallout Radionuclides (FRN)

پلوتونیوم-۲۴۰+۲۳۹ (Pu^{۲۳۹+۲۴۰}) به میزان جابجایی خاک، مدل‌های تبدیلی مناسب مورد نیاز می‌باشد.

ملاحظات مورد نیاز در اندازه‌گیری رادیونوکلئیدهای

پلوتونیوم

مشابه سزیم، اندازه‌گیری فرسایش خاک با استفاده از پلوتونیوم به عنوان ردیاب ریزشی، نیازمند پذیرش یکسری اصول می‌باشد که از جمله آن‌ها می‌توان به: (۱) پلوتونیوم ۲۳۹ و ۲۴۰ عمدتاً باید حاصل از آزمایشات سلاح‌های هسته‌ای باشد که به میزان زیادی از سال ۱۹۵۴ تا اواسط ۱۹۶۰ انجام شده است، (۲) ریزش پلوتونیوم ۲۳۹ و ۲۴۰ از لحاظ محلی و مکانی یکنواخت باشد، (۳) پلوتونیوم ۲۳۹ و ۲۴۰ بعد از ته‌نشین شدن روی سطح خاک به‌طور محکم جذب ذرات خاک شده و انتقال بعدی آن‌ها در خاک به‌طور عمده در اثر فرآیندهای فرسایش خاک و رسوبگذاری باشد (تیمز و همکاران، ۲۰۱۰)، اشاره کرد.

اندازه‌گیری ایزوتوپ‌های پلوتونیوم در نمونه‌های خاک و

رسوب

نمونه‌های خاک و رسوب باید خشک شده و از الک دو میلی‌متر عبور داده شوند و جهت حذف مواد آلی در کوره قرار داده شوند. در مرحله بعد Pu^{۲۴۱} به عنوان ردیاب به نمونه اضافه شده و سپس به ترتیب عملیات هضم، خنک‌سازی و صاف کردن صورت می‌گیرد. پلوتونیوم در محلول صاف شده با هیدرواکسیدهای آهن جهت حذف ترکیبات جامد سانتریفیوژ می‌شود. سپس تبدیل Pu به Pu (IV) صورت می‌گیرد. در مرحله بعدی حذف اورانیوم و عناصر جامد انجام می‌گردد و در نهایت ایزوتوپ‌های پلوتونیوم اندازه‌گیری خواهد شد (مورنو و همکاران، ۱۹۹۷؛ موموشیما و همکاران، ۱۹۹۷؛ مونتر و همکاران، ۲۰۰۰؛ وارویک و همکاران، ۲۰۰۱؛ تونوچی و همکاران، ۲۰۰۲؛ بولیگا و همکاران، ۲۰۰۳؛ کتر و

رسوبگذاری با مدل‌های تبدیلی انجام می‌شود که مناسب- بودن مدل مورد استفاده بستگی به رادیونوکلئید انتخابی، وضعیت خاک (شخم خورده یا نخورده) و حرکت خاک (فرسایش یا رسوبگذاری) دارد (آراتا و همکاران، ۲۰۱۶a). از آنجایی که توزیع عمقی رادیونوکلئیدهای ریزشی به‌طور قابل توجهی وابسته به روش‌های کشت و کار به‌ویژه شخم است، از این‌رو مدل‌های مختلفی برای خاک‌های شخم خورده و بدون شخم طراحی شده است. این مدل‌ها فعالیت کل رادیونوکلئید در واحد سطح (موجودی) در یک مکان نمونه‌برداری مشخص را با یک مکان مرجع دست نخورده جایی که هیچگونه فرآیند جابجایی خاک از زمان ریزش اصلی در آن اتفاق نیافتاده باشد مقایسه می‌کند (آراتا و همکاران، ۲۰۱۶b). ایزوتوپ‌های پلوتونیوم از دهه ۱۹۴۰ تولید شده و به درون اتمسفر آزاد شدند.

تولید و آزادسازی این ایزوتوپ‌ها به‌خاطر فعالیت‌های هسته‌ای شامل آزمایش سلاح‌های هسته‌ای^۱ (NWT)، عملیات و انفجارات تاسیسات هسته‌ای^۲ (NPPs) از قبیل حادثه چرنوبیل در سال ۱۹۸۶ و حادثه فوکوشیما در سال ۲۰۱۱ (اونیشی و همکاران، ۲۰۰۷؛ موراماتسو و همکاران، ۲۰۰۰؛ ژنگ و همکاران، ۲۰۱۲؛ اسپچنیدر و همکاران، ۲۰۱۳)، تولید و بازفرآوری سوخت هسته‌ای و همین‌طور دیگر انفجارات هسته‌ای برای مثال حادثه کیشیتیم در روسیه در سال ۱۹۵۷؛ تصادفات هوایی در تیول‌گرین‌لند در سال ۱۹۸۶، پولومارز، اسپانیا در سال ۱۹۶۶ و ماهواره-های SNAP-9A در سال ۱۹۶۴ (آرکروگ و همکاران، ۱۹۹۷؛ بیسلی و همکاران، ۱۹۹۸؛ اریکسون و همکاران، ۲۰۰۸) بود. در میان ۲۰ ایزوتوپ پلوتونیوم، پلوتونیوم-۲۳۹ و پلوتونیوم-۲۴۰ به ترتیب با نیمه عمرهای ۲۴۱۱۰ و ۶۵۶۱ سال به‌خاطر سمیت رادیولوژی و پایداری بلند مدت در محیط، مهم‌ترین ایزوتوپ‌ها هستند (سو و همکاران، ۲۰۱۳). این ایزوتوپ‌ها به‌عنوان ردیاب جابجایی خاک استفاده شده‌اند. برای تبدیل فعالیت ایزوتوپ‌های

² Nuclear Power Plants (NPPs)

¹ Nuclear Weapons Testing (NWT)

^{210}Pb دارد. این واسطه‌ها می‌توانند در اندازه‌گیری پلوتونیوم مشکل ایجاد کنند. تشخیص این واسطه‌ها و کمی کردن آن‌ها در روش‌های سنتی از قبیل طیف سنجی جرمی حرارتی-یونی (TIMS) یا طیف سنجی جرمی جفت شده القایی (ICP-MS) دشوار می‌باشد. اندازه‌گیری پلوتونیوم بوسیله روش طیف سنجی جرمی حرارتی-یونی (AMS) دارای مزایایی می‌باشد، از جمله آن‌ها ارائه نتایج با دقت آماری خیلی بالا نسبت به دیگر روش‌ها (فیفیلد، ۲۰۰۸) و حساسیت فوق العاده بالا نسبت به شمارش ذره آلفا می‌باشد (تیمز و همکاران، ۲۰۰۴؛ فیفیلد، ۲۰۰۸). در روش طیف سنجی جرمی شتاب دهنده به جای اندازه‌گیری میزان واپاشی رادیواکتیویته اتم‌ها، به طور مستقیم اتم‌ها شمارش می‌شود. این موضوع از اهمیت قابل توجهی برخوردار است، چون که آزمایشات هسته‌ای منجر به تولید شش برابر اتم‌های پلوتونیوم-۲۳۹ و ۲۴۰ نسبت به اتم‌های سزیم-۱۳۷ گردیده است.

مدل‌های تبدیلی فعالیت رادیونوکلوئیدها به میزان جابجایی خاک

مدل‌های تبدیلی مناسب جهت ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از رادیونوکلوئیدهای ریزشی مورد نیاز می‌باشد. این مدل‌ها میزان فرسایش و رسوبگذاری را به صورت کمی و با استفاده از فعالیت رادیونوکلوئیدهای ریزشی تخمین می‌زنند. تاکنون مدل‌های تبدیلی مختلفی در این زمینه پیشنهاد شده است که به طور عمده تفاوت آن‌ها در فرضیات و تعیین فرآیندهای انتقال رادیونوکلوئیدهای ریزشی می‌باشد (آژانس بین المللی انرژی اتمی، ۲۰۱۴). مدل‌های موجود در دامنه‌ای از نسبتاً ساده تا خیلی پیچیده می‌باشند. مدل‌های تناسبی (والینگ و همکاران، ۲۰۰۲؛ والینگ و همکاران، ۲۰۱۴)، مدل توزیع پروفیلی (والینگ و کوین، ۱۹۹۰) و مدل فعالیت (لال و همکاران، ۲۰۱۳) مدل-

همکاران، ۲۰۰۴؛ جاکوپیک و همکاران، ۲۰۰۷؛ کیو و همکاران، ۲۰۰۹).

روش‌های اندازه‌گیری ایزوتوپ‌های پلوتونیوم

به طور کلی دو دسته روش پرتوسنجی^۱ و طیف سنجی جرمی^۲ برای اندازه‌گیری ایزوتوپ‌های پلوتونیوم وجود دارد. روش‌های پرتوسنجی براساس شمارش واپاشی می‌باشد و به دو روش طیف سنجی ذره آلفا^۳ و شمارش سنتیلاسیون مایع^۴ انجام می‌شود. روش طیف سنجی ذره آلفا می‌تواند به خوبی برای اندازه‌گیری ایزوتوپ پلوتونیوم-۲۳۸ استفاده گردد اما ایزوتوپ‌های پلوتونیوم-۲۳۹ و پلوتونیوم-۲۴۰ به خاطر دارا بودن انرژی‌های مشابه برای ذرات آلفا (۵/۱۶ میلی الکترون ولت برای پلوتونیوم-۲۳۹ و ۵/۱۷ برای پلوتونیوم-۲۴۰) نمی‌تواند با این روش حل شوند. برای زمان‌های شمارش روز/ هفته حد آشکارسازی ۰/۱ میلی بکرل می‌باشد. به طور کلی این روش مخصوص اندازه‌گیری ایزوتوپ‌های پلوتونیوم با نیمه عمر نسبتاً کوتاه از قبیل پلوتونیوم-۲۳۸ می‌باشد. روش شمارش سنتیلاسیون مایع نیز روشی مناسب برای اندازه‌گیری ایزوتوپ پلوتونیوم-۲۴۱ می‌باشد (آلوول و همکاران، ۲۰۱۷).

روش‌های طیف سنجی جرمی^۵ که براساس شمارش اتم می‌باشد و خود به سه گروه به صورت زیر تقسیم بندی می‌شوند. الف) طیف سنجی جرمی حرارتی-یونی^۶ (TIMS) (بیسلی و همکاران، ۱۹۹۸؛ کوپر و همکاران، ۲۰۰۰). ب) طیف سنجی جرمی جفت شده القایی^۷ (ICP-MS) (وانگ و یامادا، ۲۰۰۵؛ یامادا و همکاران، ۲۰۰۶) و پ) طیف سنجی جرمی شتاب دهنده^۸ (AMS) (اوقتون و همکاران، ۲۰۰۰؛ اسکیرود و همکاران، ۲۰۰۴؛ تیمز و همکاران، ۲۰۰۴). از بین این سه روش، روش طیف سنجی جرمی حرارتی-یونی (AMS) مزیت قابل توجهی برای حذف واسطه‌ها (برای مثال ^{208}Pb ، ^{238}UH)،

⁵ Mass Spectrometric Techniques

⁶ Thermal-Ionisation Mass Spectrometry (TIMS)

⁷ Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS)

⁸ Accelerator Mass Spectrometry (AMS)

¹ Radiometric Techniques

² Mass Spectrometric Techniques

³ Alpha - particle spectrometry

⁴ Liquid scintillation counting (LSC)

شده (کیلوگرم بر مترمربع) است. تغییر فعالیت پلوتونیوم^۲ (Inv_{change}) در هر مکان نمونه برداری نسبت به مکان مرجع با استفاده از معادله (۲) محاسبه می‌گردد:

$$Inv_{change} = \frac{Inv_{ref} - Inv}{Inv_{ref}} \times 100 \quad (2)$$

که در آن:

Inv_{ref} مقدار کل پلوتونیوم نقطه مرجع (بکرل بر مترمربع) و Inv مقدار کل پلوتونیوم در محل نمونه برداری می‌باشد (بکرل بر مترمربع). مقادیر مثبت Inv_{change} نشان‌دهنده فرسایش و مقادیر منفی آن بیانگر رسوبگذاری در محل مورد نظر می‌باشد.

های نسبتاً ساده هستند. از مدل‌های خیلی پیچیده نیز می‌توان به مدل توازن جرمی و مدل انتشار و مهاجرت اشاره نمود (والینگ و همکاران، ۲۰۰۲). مدل‌های مختلفی برای تخمین مقادیر فرسایش خاک و رسوبگذاری در خاک‌های شخم خورده و بدون شخم با استفاده از رادیونوکلوئیدهای ریزشی وجود دارد (جدول ۱). فعالیت پلوتونیوم در آزمایشگاه بر حسب بکرل بر کیلوگرم گزارش می‌شود که با استفاده از جرم عمقی^۱ و طبق معادله (۱) به بکرل بر مترمربع تبدیل می‌گردد.

$$Inv = Pu \text{ act} \times xm \quad (1)$$

که در آن:

Inv مقدار پلوتونیوم (بکرل بر مترمربع)، $Pu \text{ act}$ فعالیت پلوتونیوم (بکرل بر کیلوگرم) و xm جرم عمقی اندازه‌گیری

جدول ۱- مدل‌های تبدیل فعالیت رادیونوکلوئیدها به میزان جابجایی خاک

خاک‌های شخم نخورده			خاک‌های شخم خورده			مدل‌ها
^{۲۱۰} Pb	^{۲۳۹-۲۴۰} Pu	^{۱۳۷} Cs	^{۲۱۰} Pb	^{۲۳۹-۲۴۰} Pu	^{۱۳۷} Cs	
-	فرسایش	-	-	-	-	مدل فعالیت ^۴ (IM)
-	-	-	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	مدل تناسبی ^۵ (PM)
-	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	-	-	-	مدل توزیع پروفیلی ^۶ (PDM)
-	-	-	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری*	فرسایش و رسوبگذاری	مدل موازنه جرمی ^۷ (MBM)
فرسایش و رسوبگذاری	-	فرسایش و رسوبگذاری	-	-	-	مدل انتشار و مهاجرت ^۸ (DMM)
فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	فرسایش و رسوبگذاری	مدل رسوبگذاری و فرسایش ^۹ (MODERN)

*در مورد ^{۲۳۹+۲۴۰}Pu مدل موازنه جرمی ساده^{۱۰} (MBM-S) استفاده می‌شود.

بر سانتی متر مربع) در ستون خاک با استفاده از معادله (۳) محاسبه می‌شود (لال و همکاران، ۲۰۱۳).

$$Inv = \int_0^{Z_{max}} N(z) dz \quad (3)$$

که در آن:

مدل فعالیت (IM)

مدل فعالیت (IM) به طور عمده برای کاربرد ^{۲۳۹+۲۴۰}Pu در خاک‌های شخم نخورده قابل کاربرد است (جدول ۱) و بیان می‌کند که مقدار Pu بر حسب (میلی بکرل

⁵ Proportional Model (PM)

⁶ Profile Distribution Model (PDM)

⁷ Mass Balance Model (MBM)

⁸ Diffusion and Migration Model (DMM)

⁹ Modelling Deposition and Erosion Rates with RadioNuclides (MODERN)

¹⁰ Simplified Mass Balance Model (MBM-S)

¹ Mass Depth

^۲ بکرل (Becquerel) نماد (Bq) یکای فرعی SI برای بیان شدت پرتوزایی است. این مقدار برابر تعداد هسته‌های واپاشی شده در ثانیه است.

واحد بکرل معادل وارون ثانیه (S^{-1}) است.

³ Inventory Change (Inv_{change})

⁴ Inventory Method (IM)

مقدار ثابت V برابر با $0/65$ می‌باشد.

برای تبدیل میزان هدررفت خاک (L) (سانتی‌متر) به میزان فرسایش^۴ (ER) (تن در هکتار در سال) از معادله (۱۰) استفاده می‌شود.

$$ER = 10 \times \frac{L \cdot xm}{d \cdot (t_1 - t_0)} \quad (10)$$

در اینجا xm عمق جرمی مکان نمونه‌برداری (کیلوگرم بر مترمربع)، d عمق کل در نظر گرفته شده در مکان نمونه‌برداری، t_1 سال نمونه‌برداری و t_0 سال مرجع می‌باشد. در مورد رادیونوکلوئیدهای مصنوعی مثل پلوتونیوم سال مرجع (t_0) می‌تواند سال ریزش اصلی یا سالی باشد که شرایط زیست محیطی خاص (به عنوان مثال تغییرات اصلی در کاربری اراضی) اتفاق افتاده باشد.

مدل تناسبی (PM)

مدل تناسبی برای ارزیابی میزان جابجایی خاک در خاک‌های شخم خورده ایجاد شده و ساده‌ترین و متداول‌ترین مدلی است به طور گسترده‌ای توسط محققان استفاده می‌شود (جدول ۱). این مدل براساس این فرض است که کل رادیونوکلوئیدهای ریزشی با لایه شخم ترکیب شده و نسبت خاک فرسایش یافته به طور مستقیم متناسب با کاهش مقدار رادیونوکلوئیدها در پروفیل خاک می‌باشد. به عبارتی این مدل توزیع یکنواخت رادیونوکلوئیدها در پروفیل خاک را در نظر می‌گیرد (ریتچی و مک هنری، ۱۹۹۰؛ والینگ و همکاران، ۲۰۰۲؛ والینگ و همکاران، ۲۰۱۴). مزیت قابل توجه این مدل این است که با تغییر اندکی در فرمول (جایگزینی P' با P) می‌توان میزان رسوبگذاری را نیز تخمین زد. P فاکتور تصحیح اندازه ذرات برای مکان‌های فرسایش یافته و P' فاکتور تصحیح اندازه ذرات ویژه برای مکان‌های رسوبگذاری می‌باشد. مقدار فرسایش (ER) و رسوبگذاری^۵ (DR) با استفاده از معادله‌های (۱۱) و (۱۲) محاسبه می‌گردد.

$$ER = 10 \frac{B \times d \times Inv_{change}}{P \times (t' - t) \times 100} \quad (11)$$

Inv مقدار پلوتونیوم در ستون خاک (میلی بکرل بر سانتی-متر مربع)، Z_{max} ؛ عمق ستون خاک، $N(Z)$ ؛ غلظت پلوتونیوم (میلی بکرل بر سانتی-متر مکعب) در عمق Z (سانتی‌متر) می‌باشد.

هدررفت مقدار پلوتونیوم در مکان i (Inv_{loss}) (بکرل بر مترمربع) اختلاف بین مقدار Pu در مکان مرجع (Inv_{ref}) و مقدار Pu اندازه‌گیری شده در مکان مورد نظر می‌باشد که به صورت زیر بیان می‌شود:

$$Inv_{loss} = Inv_{ref} - Inv \quad (4)$$

در خاک‌هایی که در آن‌ها عملیات شخم انجام نشده است، لایه‌های مختلف خاک در اثر شخم با هم ترکیب نشده در نتیجه حالت یکنواختی در خاک وجود نداشته و پروفیل توزیع عمقی پلوتونیوم بصورت نمایی می‌باشد که با نمای α نشان داده می‌شود. در این حالت برای تخمین هدررفت خاک از معادله (۵) استفاده می‌شود (لال و همکاران، ۲۰۱۳).

$$Inv_{loss} = \int_0^L N(z) dz = \int_0^L N(0) e^{-\alpha z} dz \quad (5)$$

با توجه به اینکه

$$Inv_{ref} = N(0)/\alpha \quad (6)$$

بنابراین میزان هدررفت خاک (L) (بر حسب سانتی‌متر) با استفاده از معادله (۷) محاسبه می‌گردد.

$$L = -\frac{1}{\alpha} \ln \left(1 - \frac{Inv_{loss}}{Inv_{ref}} \right) \quad (7)$$

به دلیل اینکه فرآیندهای جابجایی خاک دارای خاصیت انتخابی در انتقال ذرات هستند و ترجیحاً باعث انتقال ذرات ریز نسبت به ذرات درشت می‌شوند، بنابراین فاکتور تصحیح اندازه ذرات^۱ ($P > 1$) نیز به معادله (۷) اضافه شده در نتیجه معادله (۸) به دست می‌آید.

$$L = -\frac{1}{\alpha P} \ln \left(1 - \frac{Inv_{loss}}{Inv_{ref}} \right) \quad (8)$$

محاسبه مقدار P از سطح ویژه رسوبات^۲ S_{ms} (مترمربع بر گرم) و سطح ویژه خاک مادر^۳ S_{sl} (مترمربع بر گرم) و طبق معادله (۹) انجام می‌شود.

$$P = \left(\frac{S_{ms}}{S_{sl}} \right)^V \quad (9)$$

⁴ Erosion Rate (ER)

⁵ Sedimentation Rate (SR)

¹ Particle size correction factor (P)

² Specific surface area of mobilised sediment (S_{ms})

³ Specific surface area of original soil (S_{sl})

سال با استفاده از معادله (۱۵) به دست می‌آید (والینگ و کوین، ۱۹۹۰):

$$ER = -\frac{10}{P \times (t' - t)} \left[\ln \left(1 - \frac{Invchange}{100} \right) \right] h_0 \quad (15)$$

در اینجا t' و t به ترتیب سال نمونه‌برداری و سال شروع ریزش Pu (۱۹۵۴) می‌باشد، بقیه پارامترها قبلاً تعریف شده‌اند.

مدل موازنه جرمی ساده (MBM-S)

مدل موازنه جرمی در خاک‌های شخم‌خورده بکار می‌رود و بیان می‌کند که غلظت رادیونوکلوئید پلوتونیوم بعد از ترکیب شدن اولیه عمق کاشت، ثابت باقی نمانده و عملیات شخم باعث رقیق‌تر شدن غلظت پلوتونیوم از طریق ترکیب کردن لایه‌های پایین که حاوی غلظت کم پلوتونیوم هستند با لایه‌های بالایی می‌شود. در این حالت برای محاسبه هدررفت خاک از معادله (۱۶) استفاده می‌شود (ژانگ و همکاران، ۱۹۹۹):

$$L = \frac{d \cdot t}{P} \left(1 - \left(1 - \frac{Inv_{loss}}{Inv_{ref}} \right)^{\frac{1}{t}} \right) \quad (16)$$

که در آن:

t زمان سپری شده از سال ۱۹۶۳ می‌باشد. برای تبدیل هدررفت خاک (L) (سانتی‌متر) به مقدار فرسایش (ER) (تن در هکتار در سال) با استفاده از مدل فعالیت از معادله (۱۰) استفاده می‌شود.

مدلسازی شدت رسوبگذاری و فرسایش با استفاده از

رادیونوکلوئیدها (MODERN)

محققان مدل تبدیلی جدید MODERN را پیشنهاد داده‌اند که می‌تواند به آسانی و به طور جامع برای رادیونوکلوئیدها، کاربری اراضی و فرآیندهای مختلف جابجایی خاک استفاده شود. این مدل نه تنها برای ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از رادیونوکلوئیدهای $^{239+240}Pu$ کاربرد دارد، بلکه قابلیت استفاده در مورد رادیونوکلوئیدهای دیگر از قبیل ^{137}Cs و ^{210}Pb را نیز دارا می‌باشد (آراتا و همکاران، ۲۰۱۶a؛ آراتا و همکاران،

$$DR = 10 \frac{B \times d \times Invchange}{P \times (t' - t) \times 100} \quad (12)$$

که در آن:

ER و DR به ترتیب میزان فرسایش و رسوبگذاری (تن در هکتار در سال)، B جرم مخصوص ظاهری خاک (کیلوگرم بر مترمکعب) و d عمق لایه شخم (متر) می‌باشد.

مدل توزیعی پروفیل (PDM)

مدل توزیعی پروفیل که برای خاک‌های شخم‌نخورده طراحی شده است (پورتو و همکاران، ۲۰۰۱) (جدول ۲). این مدل کاهش نمایی از توزیع عمقی رادیونوکلوئیدها را در نظر می‌گیرد (والینگ و همکاران، ۲۰۱۴؛ آلول و همکاران، ۲۰۱۴؛ آراتا و همکاران، ۲۰۱۶a):

$$Inv(xm_r) = Inv_{ref} \left(1 - e^{-xm_r/h_0} \right) \quad (13)$$

که در آن:

xm_r عمق جرمی نقطه مرجع (کیلوگرم بر مترمربع) و h_0 (کیلوگرم بر مترمربع) ضریبی است که بیانگر شکل پروفیل است. هر چه مقدار h_0 بزرگتر باشد، عمق نفوذ رادیونوکلوئیدها در خاک بیش‌تر است (والینگ و همکاران، ۲۰۰۲).

با توجه به اینکه در خاک‌های شخم‌نخورده بین غلظت (فعالیت) رادیونوکلوئیدها و عمق جرمی تقریباً یک رابطه نمایی وجود دارد که به صورت معادله (۱۵) می‌باشد، در نتیجه می‌توان مقدار h_0 را از معادله حاصل از برازش تابع نمایی بین غلظت (کیلوگرم بر مترمربع) یا فعالیت (بکرل بر مترمربع) رادیونوکلوئید و عمق جرمی تجمعی (کیلوگرم بر مترمربع) تخمین زد.

$$f(z) = f(0)e^{-z/h_0} \quad (14)$$

که در آن:

$f(z)$ غلظت یا فعالیت رادیونوکلوئید در عمق z ، $f(0)$ غلظت یا فعالیت رادیونوکلوئید در سطح خاک و z عمق جرمی تجمعی می‌باشد (پورتو و همکاران، ۲۰۰۳). در هر نقطه فرسایشی (جایی که مقدار کل کم‌تر از مقدار مرجع است)، میزان فرسایش (ER) بر حسب تن در هکتار در

کل نقطه مرجع برابر با مقدار فعالیت کل مکان نمونه‌برداری (Inv) است. در این صورت رابطه به صورت معادله (۱۷) می‌باشد.

$$Inv = \int_{x^*}^{x^*+d} g(x) dx \quad (17)$$

در این معادله، x^* میزان فرسایش یا رسوبگذاری (سانتی-متر) و d عمق پروفیل (سانتی‌متر) می‌باشد. برای دستیابی به تمام راه حل‌های ممکن، شماری از لایه‌های شبیه‌سازی شده به بالا یا زیر پروفیل مرجع اضافه می‌شود. این کار با هدف ارزیابی پتانسیل هدررفت یا افزوده شدن خاک صورت می‌گیرد.

پروفیل عمقی جدید که در نتیجه افزودن لایه‌ها به بالا یا زیر پروفیل مرجع ایجاد می‌شود، با تابع انتگرالی S (معادله ۱۸) بیان می‌شود.

$$S(x) = \int_x^{x+d} g(x') dx' \quad (18)$$

که در آن:

S فعالیت تجمعی $^{239+240}\text{Pu}$ مکان مرجع شامل لایه‌های اضافه شده می‌باشد. تابع S می‌تواند از طریق تابع اولیه G از تابع توزیع $g(x)$ و از طریق معادله (۱۹) بدست آید.

$$S(x) = G(x + d) - G(x) \quad (19)$$

مدل MODERN نتایج هدررفت یا افزوده شدن خاک را به صورت سانتی‌متر محاسبه می‌کند. برای تبدیل هدررفت یا افزوده شدن سالانه خاک (Y) (بر حسب تن در هکتار در سال) از معادله (۱۰) استفاده می‌شود.

مطالعات انجام شده با استفاده از رادیونوکلئیدهای

پلوتونیوم - ۲۳۹+۲۴۰

تاریخچه استفاده از پلوتونیوم به عنوان ردیاب جابجایی خاک به سال ۱۹۷۸ بر می‌گردد، زمانی که مولر و همکاران ارزیابی کیفی از میزان جابجایی خاک را با استفاده از پلوتونیوم انجام دادند. یک دهه بعد، فوستر و هاگونسون (۱۹۸۷) در ایالات متحده آمریکا از مقادیر فرسایش خاک شبیه‌سازی شده برای ارزیابی میزان مهاجرت پلوتونیوم استفاده کردند، بعد از آن یک مطالعه دیگر در مورد استفاده از پلوتونیوم به عنوان ردیاب جابجایی خاک توسط جوش

۲۰۱۶b؛ موسبرگر و همکاران، ۲۰۱۶). علاوه بر این، این مدل مزیت‌های قابل توجهی نسبت به سایر مدل‌ها دارا می‌باشد که می‌توان به موارد ذیل اشاره نمود:

۱- در این مدل علی‌رغم سایر مدل‌های ارائه شده فرضیات خاصی در مورد پروفیل عمقی فعالیت رادیونوکلئیدها در نظر گرفته نمی‌شود، اما به طور دقیقی شکل پروفیل خاک اندازه‌گیری شده را برای هر رادیونوکلئید در نقطه مرجع تعیین می‌کند. مدل براساس الگوریتمی می‌باشد که مستقل از نوع کاربری اراضی (شخم خورده و شخم نخورده)، فعالیت رادیونوکلئیدهای ریزشی را به مقدار فرسایش و رسوبگذاری تبدیل می‌کند در حالی که مدل‌های دیگر تنها برای یک نوع فرآیند جابجایی (فرسایش یا رسوبگذاری) طراحی شده‌اند و وابسته به نوع کاربری اراضی می‌باشند (جدول ۱).

۲- این مدل قابلیت سازگاری برای شبیه‌سازی رفتار دقیق رادیونوکلئیدهای ریزشی تحت شرایط مختلف کشاورزی- زیست محیطی (به عنوان مثال فعالیت‌های خاکورزی، فرآیندهای فرسایش و رسوبگذاری، بهم- خوردگی مصنوعی) را دارا می‌باشد، با این فرض که مکان نمونه‌برداری و نقطه مرجع هر دو در شرایط یکسانی بوده باشند.

۳- این مدل قابلیت کاربردی و سازگاری را برای همه رادیونوکلئیدهای ریزشی از جمله $^{239+240}\text{Pu}$ دارا می‌باشد.

۴- کد مدل قابل دسترس و قابل ویرایش می‌باشد.

روش حل مدل MODERN

پروفیل عمقی رادیونوکلئید به صورت یک تابع مرحله‌ای $g(x)$ شبیه‌سازی می‌شود که برای هر فاصله عمقی مقدار فعالیت مربوط به آن وجود دارد. این مدل به طور دقیقی توزیع عمقی اندازه‌گیری شده مخصوص هر رادیونوکلئید را ارائه می‌نماید و در نهایت، فعالیت کل رادیونوکلئید (Inv) مکان نمونه‌برداری برای کل عمق پروفیل (d) محاسبه می‌شود. این مدل مقدار x^* (سانتی‌متر) را از x^*+d تا x^* در نظر می‌گیرد، جایی که مقدار فعالیت

پیشنهادهای ترویجی

تاکنون تحقیقات اندکی در مورد کاربرد ایزوتوپ‌های پلوتونیوم در فرسایش خاک صورت گرفته است و تنها تعداد محدودی مدل برای محاسبه فرسایش خاک با استفاده از پلوتونیوم پیشنهاد شده است. این تحقیق با هدف بررسی مدل‌های تبدیلی موجود و تعیین مدل مناسب جهت ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از رادیونوکلوئیدهای پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ به عنوان ردیاب جدید در تحقیقات فرسایش خاک و رسوب تهیه گردید. در بین مدل‌های موجود، مدل فعالیت مدلی نسبتاً ساده بوده و میزان فرسایش را در خاک‌های شخم نخورده تخمین می‌زند. در این مدل فرض می‌شود توزیع عمقی رادیونوکلوئیدهای ریزشی در خاک از یک تابع نمایی تبعیت می‌کند در حالی که توزیع عمقی نمایی در مورد پلوتونیوم صدق نمی‌کند. مدل تناسبی ساده‌ترین و متداول‌ترین مدل بوده و قادر به تخمین میزان فرسایش و رسوبگذاری در خاک‌های شخم‌خورده می‌باشد. مدل‌های موازنه جرمی و توزیعی پروفیل به ترتیب برای تخمین فرسایش و رسوبگذاری در خاک‌های شخم‌خورده و شخم نخورده استفاده می‌گردد. با توسعه مدل جدید MODERN محدودیت‌های مدل‌های قبلی برای تبدیل تغییرات فعالیت رادیونوکلوئیدهای پلوتونیوم به میزان جابجایی خاک برطرف شده است و تخمین میزان فرسایش خاک و رسوبگذاری در هر شرایط ویژه مکانی (برای مثال شخم-خورده یا نخورده) با استفاده از این مدل تایید شده است؛ بنابراین مدل جدید MODERN به عنوان مدل مناسب جهت ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از ایزوتوپ‌های پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ پیشنهاد می‌گردد.

و شوکلا (۱۹۹۱) انجام گرفت که هدف آن توسعه یک مدل برای ارزیابی اثر آلاینده‌های اتمسفر بر روی کیفیت آبخوان بود. بعد از گذشت یک دهه، از ایزوتوپ‌های پلوتونیوم برای ارزیابی میزان جابجایی خاک در جنوب آلمان استفاده شد (اسچیماک و همکاران، ۲۰۰۲).

در دو دهه اخیر نیز تعداد اندکی مطالعه کاربردی با استفاده از پلوتونیوم به عنوان ردیاب جابجایی خاک انجام گرفته است و بیش‌تر آن‌ها در نیمکره جنوبی بوده است. مطالعات انجام شده شامل استرالیا (تیمز و همکاران، ۲۰۱۰؛ هو و همکاران، ۲۰۱۱)، شرق آسیا (سو و همکاران، ۲۰۱۵؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۶)، جمهوری کره (موسبرگر و همکاران، ۲۰۱۶) و چند مورد در اروپا از جمله جنوب آلمان (اسچیماک و همکاران، ۲۰۰۲) و سوئیس (آلول و همکاران، ۲۰۱۴؛ آراتا و همکاران، ۲۰۱۶a) می‌باشند. مطالعات اندکی نیز در مورد فرسایش بادی با استفاده از ایزوتوپ‌های $^{239+240}\text{Pu}$ انجام شده است (وانپلت و کتر، ۲۰۱۳). یافته‌های این محققان حاکی از آن بود که مزیت‌ها و محدودیت‌های استفاده از $^{239+240}\text{Pu}$ نسبت به رادیونوکلوئیدهای دیگر برای ارزیابی میزان جابجایی خاک در اثر فرسایش بادی مشابه فرسایش آبی می‌باشد (آلول و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه بر این نیمه عمرهای طولانی‌تر ایزوتوپ‌های پلوتونیوم و امکان استفاده از نسبت ایزوتوپی برای شناسایی منبع ریزش منطقه‌ای باعث شده است که $^{239+240}\text{Pu}$ یک ردیاب ترجیحی برای جابجایی خاک در مطالعات فرسایش بادی باشد (آلول و همکاران، ۲۰۱۷). آراتا و همکاران (۲۰۱۶b) با مقایسه چهار مدل فعالیت، توزیعی پروفیل، انتشار و مهاجرت و مدلسازی شدت رسوبگذاری و فرسایش برای ارزیابی میزان جابجایی خاک در سوئیس گزارش کردند که مدل مدلسازی شدت رسوبگذاری و فرسایش نسبت به سایر مدل‌ها مناسب‌ترین مدل جهت ارزیابی میزان جابجایی خاک با استفاده از رادیونوکلوئیدهای پلوتونیوم- $^{239+240}\text{Pu}$ می‌باشد.

1. Aarkrog, A., H. Dahlgard, S.P. Nielsen, A.V. Trapeznikov, I.V. Molchanova, V.N. Pozolotina, E.N. Karavaeva, P.I. Yushkov, and G.G. Polikarpov. 1997. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995). *Science of the total environment*. 201(2): 137-154.
2. Alewell, C., K. Meusburger, G. Juretzko, L. Mabit, and M.E. Ketterer. 2014. Suitability of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs as tracers for soil erosion assessment in mountain grasslands. *Chemosphere*. 103:274-280.
3. Alewell, C., A. Pitois, K. Meusburger, M. Ketterer, and L. Mabit. 2017. $^{239+240}\text{Pu}$ from “contaminant” to soil erosion tracer: Where do we stand? *Earth-Science Reviews*. 172: 107-123.
4. Arata, L., K. Meusburger, E. Frenkel, A. A'Campo-Neuen, A.R. Iurian, M.E. Ketterer, L. Mabit, and C. Alewell. 2016a. Modelling Deposition and Erosion rates with RadioNuclides (MODERN)–Part 1: A new conversion model to derive soil redistribution rates from inventories of fallout radionuclides. *Journal of environmental radioactivity*. 162: 45-55.
5. Arata, L., C. Alewell, E. Frenkel, A. A'Campo-Neuen, A.R. Iurian, M.E. Ketterer, L. Mabit, and K. Meusburger. 2016b. Modelling Deposition and Erosion rates with RadioNuclides (MODERN)–Part 2: A comparison of different models to convert $^{239+240}\text{Pu}$ inventories into soil redistribution rates at unploughed sites. *Journal of environmental radioactivity*. 162: 97-106.
6. Beasley, T.M., J.M. Kelley, K.A. Orlandini, L.A. Bond, A. Aarkrog, A.P. Trapeznikov, and V.N. Pozolotina. 1998. Isotopic Pu, U, and Np signatures in soils from Semipalatinsk-21, Kazakh Republic and the southern Urals, Russia. *Journal of environmental radioactivity*. 39(2): 215-230.
7. Boulyga, S. F., Desideri, D., Meli, M. A., Testa, C., & Becker, J. S. 2003. Plutonium and americium determination in mosses by laser ablation ICP-MS combined with isotope dilution technique. *International Journal of Mass Spectrometry*, 226(3), 329-339.
8. Cooper, L.W., Kelley, J.M., Bond, L.A., Orlandini, K.A., Grebmeier, J.M., 2000. Sources of the transuranic elements plutonium and neptunium in arctic marine sediments. *Marine Chemistry* 69, 253-276.
9. Eriksson, M., P. Lindahl, P. Roos, H. Dahlgard, and E. Holm. 2008. U, Pu, and Am nuclear signatures of the Thule hydrogen bomb debris. *Journal of Environmental science & technology*. 42(13): 4717-4722.
10. Fifield, L. K. 2008. Accelerator mass spectrometry of the actinides. *Quaternary Geochronology*, 3(3), 276-290.
11. Foster, G.R., and T.E. Hakonson. 1987. Erosional Losses of Fallout Plutonium, Symposium on Environmental Research for Actinide Elements. Marine Inst.; Pacific Northwest Lab., Richland, WA (USA), Sapelo Island (USA); Georgia University, pp. 7-11 (Nov 1984).
12. Hoo, W. T., L. K. Fifield, S.G.Tims, T.Fujioka, and N. Mueller. 2011. Using fallout plutonium as a probe for erosion assessment. *Journal of environmental radioactivity*. 102(10): 937-942.
13. IAEA, 2014. Guidelines for Using Fallout Radionuclides to Assess Erosion and Effectiveness of Soil Conservation Strategies. IAEA-TECDOC-1741. International Atomic Energy Agency Publication. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1741_web.pdf (213 pp).
14. Jakopič, R., Tavčar, P., & Benedik, L. 2007. Sequential determination of Pu and Am radioisotopes in environmental samples; a comparison of two separation procedures. *Applied radiation and isotopes*, 65(5), 504-511.

15. Joshi, S.R., and B.S. Shukla. 1991. The role of the water soil distribution coefficient in the watershed transport of environmental radionuclides. *Earth and planetary science letters*. 105(1-3): 314-318. 105, 314-318.
16. Ketterer, M.E., Hafer, K.M., Mietelski, J.W., 2004. Resolving Chernobyl vs. global fallout contributions in soils from Poland using Plutonium atom ratios measured by inductively coupled plasma mass spectrometry. *J. Environ. Radioact.* 73, 183-201.
17. Lal, R., S.G.Tims, L.K. Fifield, R.J. Wasson, and D. Howe. 2013. Applicability of Pu-239 as a tracer for soil erosion in the wet-dry tropics of northern Australia. *Nucl. Instrum. Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*. 294: 577-583.
18. Mabit, L., M. Benmansour, and D.E. Walling. 2008. Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation. *Journal of environmental radioactivity*. 99(12):1799-1807.
19. Mabit, L., M. Benmansour, J.M. Abril, D.E. Walling, K. Meusburger, A.R. Iurian, C. Bernard, S. Tarján, P.N. Owens, W.H. Blake, and C. Alewell. 2014. Fallout ^{210}Pb as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: a review. *Earth-science reviews*. 138: 335-351.
20. Mabit, L., C. Bernard, A.L.Z. Yi, E. Fulajtar, G. Dercon, M. Zaman, A. Toloza, and L. Heng. 2018b. Promoting the use of isotopic techniques to combat soil erosion: an overview of the key role played by the SWMCN Subprogramme of the Joint FAO/IAEA Division over the last 20 years. *Land Degradation & Development*.
21. Mabit, L., M. Gibbs, M. Mbaye, K. Meusburger, A. Toloza, C. Resch, A. Klik, A. Swales, and C. Alewell. 2018a. Novel application of Compound Specific Stable Isotope (CSSI) techniques to investigate on-site sediment origins across arable fields. *Geoderma*: 316: 19-26.
22. Mabit, L., K. Meusburger, E. Fulajtar, and C. Alewell, 2013. The usefulness of ^{137}Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011). *Earth-Science Reviews*. 127: 300-307.
23. McHugh, M. 2007. Short-term changes in upland soil erosion in England and Wales: 1999 to 2002. *Geomorphology*. 86: 204-213.
24. Meusburger, K., L. Mabit, M. Ketterer, J.H. Park, T. Sandor, P. Porto, and C. Alewell. 2016. A multi-radionuclide approach to evaluate the suitability of $^{239+240}\text{Pu}$ as soil erosion tracer. *Science of the Total Environment*. 566:1489-1499.
25. Momoshima, N., Kakiuchi, H., Maeda, Y., Hirai, E., & Ono, T. 1997. Identification of the contamination source of plutonium in environmental samples with isotopic ratios determined by inductively coupled plasma mass spectrometry and alpha-spectrometry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 221(1-2), 213-217.
26. Montero, M. R., Sánchez, A. M., Vázquez, M. C., & Murillo, J. G. 2000. Analysis of plutonium in soil samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 53(1), 259-264.
27. Moreno, J., Vajda, N., Danesi, P. R., Larosa, J. J., Zeiller, E., & Sinojmeri, M. 1997. Combined procedure for the determination of ^{90}Sr , ^{241}Am and Pu radionuclides in soil samples. *Journal of radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 226(1-2), 279-284.
28. Muller, R.N., D.C. Sprugel, and B. Kohn. 1978. Erosional transport and deposition of plutonium and cesium in 2 small midwestern watersheds. *Journal of Environmental Quality*. 7(2): 171-174.
29. Muramatsu, Y., W. Rühm, S. Yoshida, K. Tagami, S. Uchida, and E. Wirth. 2000. Concentrations of ^{239}Pu and ^{240}Pu and their isotopic ratios determined by ICP-MS in soils collected from the Chernobyl 30-km zone. *Environmental science & technology*. 34(14): 2913-2917.
30. Onishi, Y., O.V. Voitsekhovich, and M.J. Zheleznyak. 2007. Chernobyl-What Have We Learned? (p. 289). Heidelberg: Springer.
31. Oughton, D.H., Fifield, L.K., Day, J.P., Cresswell, R.C., Skipperud, L., Di Tada, M.L., Salbu, B., Strand, P., Drozcho, E., Mokrov, Y., 2000. Plutonium from Mayak:

- measurements of isotope ratios and activities using accelerator mass spectrometry. *Environmental Science and Technology* 34, 1938-1945.
32. Porto, P., D.E. Walling, and V. Ferro. 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(1-4): 93-108.
 33. Porto, P., D.E. Walling, V. Ferro, and C. Di Stefano. 2003. Validating erosion rate estimates provided by caesium-137 measurements for two small forested catchments in Calabria, southern Italy. *Land degradation and development*. 14(4): 389-408.
 34. Qiao, J., Hou, X., Miró, M., & Roos, P. 2009. Determination of plutonium isotopes in waters and environmental solids: a review. *Analytica chimica acta*, 652(1), 66-84.
 35. Ritchie, J.C., and J.R. McHenry. 1990. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *Journal of environmental quality*. 19(2): 215-233.
 36. Ritchie, J.C., and C.A. Ritchie. 2001. *Bibliography of Publications of Cesium-137 Studies Related to Erosion and Sediment Deposition*. USDA-ARS Hydrology and Remote Sensing Laboratory.
 37. Schimmack, W., K. Auerswald, and K. Bunzl. 2002. Estimation of soil erosion and deposition rates at an agricultural site in Bavaria, Germany, as derived from fallout radiocesium and plutonium as tracers. *Naturwissenschaften*. 89(1): 43-46.
 38. Schneider, S., C. Walther, S. Bister, V. Schauer, M. Christl, H.A. Sinal, K. Shozugawa, and G. Steinhauser. 2013. Plutonium release from Fukushima Daiichi fosters the need for more detailed investigations. *Scientific reports*, 3, p.2988.
 39. Skipperud, L., Oughton, D.H., Fifield, L.K., Lind, O.C., Tims, S.G., Brown, J., Sickel, M., 2004. Plutonium isotope ratios in the Yenisey and Ob estuaries. *Applied Radiation and Isotopes* 60, 589-593.
 40. Taylor, A., W.H. Blake, H.G. Smith, L. Mabit, and M.J. Keith-Roach. 2013. Assumptions and challenges in the use of fallout beryllium-7 as a soil and sediment tracer in river basins. *Earth-science reviews*. 126: 85-95.
 41. Tims, S.G., Everett, S.E., Fifield, L.K., Hancock, G.J., Bartley, R., 2010. Plutonium as a tracer of soil and sediment movement in the Herbert River, Australia. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research Section B-Beam Interactions with Materials and Atoms* 268, 1150-1154.
 42. Tims, S.G., Hancock, G.J., Wacker, L., Fifield, L.K., 2004. Measurement of Pu and Ra isotopes in soils and sediments by AMS. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 223-224, 796-801.
 43. Tiwari, K.R., B.K. Sitaula, R.M. Bajracharya, and T. Brresen. 2009. Runoff and soil loss responses to rainfall, land use, terracing and management practices in the Middle Mountains of Nepal. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*. 59(3):197-207.
 44. Tonouchi, S., Habuki, H., Katoh, K., Yamazaki, K., & Hashimoto, T. 2002. Determination of plutonium by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 252(2), 367-371.
 45. Valentin, C., F. Agus, R. Alamban, A. Boosaner, J.P. Bricquet, V. Chaplot, T. De Guzman, A. De Rouw, J.L. Janeau, D. Orange, and K. Phachomphonh. 2008. Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 128(4): 225-238.
 46. Van Pelt, R.S., and M.E. Ketterer. 2013. Use of anthropogenic radioisotopes to estimate rates of soil redistribution by wind II: the potential for future use of 239 + 240Pu. *Aeolian Res.* 9: 103-110.
 47. Walling, D.E. 2013. Beryllium-7: The Cinderella of fallout radionuclide sediment tracers? *Hydrological Processes*. 27(6): 830-844.
 48. Walling, D.E., and T.A. Quine. 1990. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. *Land Degradation & Development*. 2(3): 161-175.

49. Walling, D.E., and Q. He. 1997. Models for Converting ^{137}Cs Measurements to Estimates of Soil Redistribution Rates on Cultivated and Uncultivated Soils (Including Software for Model Implementation). Report to IAEA. University of Exeter, UK, pp. 315e341.
50. Walling, D.E., Q. He, and P.G. Appleby. 2002. Conversion models for use in soil-erosion, soil-redistribution and sedimentation investigations. In: Zapata, F. (Ed.), Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides. Kluwer, Dordrecht. Netherlands. 111–164.
51. Walling, D.E., Y. Zhang, and Q. He. 2014. Conversion models and related software. In: Guidelines for Using Fallout Radionuclides to Assess Erosion and Effectiveness of Soil Conservation Strategies. International Atomic Energy Agency Publication, pp. 125–148. IAEA-TECDOC 1741.
52. Wang, Z., Yamada, M., 2005. Plutonium activities and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in sediment cores from the East China Sea and Okinawa Trough: sources and inventories. Earth and Planetary Science Letters 233, 441e453.
53. Warwick, P. E., Croudace, I. W., & Oh, J. S. 2001. Radiochemical determination of ^{241}Am and Pu (α) in environmental materials. Analytical chemistry, 73(14), 3410-3416.
54. Xu, Y., J. Qiao, S. Pan, X. Hou, P. Roos, and L. Cao. 2015. Plutonium as a tracer for soil erosion assessment in northeast China. Science of the Total Environment. 51:176-185.
55. Xu, Y., J. Qiao, X. Hou, and S. Pan. 2013. Plutonium in soils from northeast China and its potential application for evaluation of soil erosion. Scientific reports. 3, p. 3506.
56. Yamada, M., Zheng, J., Wang, Z., 2006. ^{137}Cs , $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in the surface waters of the western North Pacific Ocean, eastern Indian Ocean and their adjacent seas. Science of the Total Environment 366, 242–252.
57. Zapata, F., and M. L. Nguyen. 2010. Environmental Radionuclides: Tracers and Timers of Terrestrial Processes (Elsevier, Amsterfam, 2010).
58. Zapata, F. ed., 2002. Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides (Vol. 219). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
59. Zhang, X. B., D.E. Walling, and Q. He. 1999. Simplified mass balance models for assessing soil erosion rates on cultivated land using caesium-137 measurements. Hydrological sciences journal. 44(1): 33-45.
60. Zhang, K.X., S.M. Pan, Y.H. Xu, L.G. Cao, Y.P. Hao, M.M. Wu, W. Xu, and S. Ren. 2016. Using $\text{Pu}^{239} + ^{240}$ atmospheric deposition and a simplified mass-balance model to re-estimate the soil erosion rate: a case study of Liaodong Bay in China. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 307(1): 599-604.
61. Zheng, J., K. Tagami, Y. Watanabe, S. Uchida, T. Aono, N. Ishii, S. Yoshida, Y. Kubota, S. Fuma, and S. Ihara. 2012. Isotopic evidence of plutonium release into the environment from the Fukushima DNPP accident. Scientific reports. 2, p.304.

Conversion Models for Estimating Soil Redistribution Rates Using Plutonium Radionuclides ($^{239} + ^{240}\text{Pu}$)

M. Mirzaei, R. Mirkhani¹, E. Moghiseh, M.H. Roozitalab, and H. Asadi

PhD Student, Department of Soil Science and Engineering, Tehran University.

mirzaei.morad95@ut.ac.ir

M.Sc., Nuclear Agriculture School, Nuclear Science and Technology Research Institute.

rmirkhani@aeoi.org.ir

Assistant Professor of Soil Science, Nuclear Agriculture School, Nuclear Science and Technology Research Institute.

emoghiseh@aeoi.org.ir

Associate Professor, Agricultural Research, Education & Extension Organization (AREEO).

mroozitalab@gmail.com

Associate Professor, Department of Soil Science and Engineering, Tehran University. **ho.asadi@ut.ac.ir**

Received: December 2018 and Accepted: July 2019

Abstract

Quantitative and reliable estimates of soil degradation processes are essential not only for optimizing land management practices but also for ensuring and assessing their effectiveness and the sustainability of the agricultural systems impacted. Application of plutonium ($^{239} + ^{240}\text{Pu}$) isotopes as new tracers in soil erosion and sedimentation research is a recent development. Compared to other isotopes, these offer such advantages as long half-life, availability in different environments, relatively easy determination methods using highly sensitive techniques, and consistent measurements at reference sites. However, appropriate conversion models are needed to convert the inventory of plutonium ($^{239} + ^{240}\text{Pu}$) isotopes into soil redistribution rates. Given the few studies reported on the use of plutonium isotopes in soil erosion research, it is natural that only a limited number of models have been so far developed for computing soil erosion rates using plutonium, each of which has its own limitations. This review study will identify and introduce an appropriate model for converting ($^{239} + ^{240}\text{Pu}$) inventories into soil redistribution rates by exploring the advantages and limitations associated with the models presently available. MODERN is, thus, selected from among the models reviewed and recommended for estimating soil erosion and sedimentation based on its advantages of independence from the type of land use, accurate determination of redistribution in the soil profile, simulation of the exact behavior of fallout radionuclides under different conditions, and its accessible and editable code, all of which make it superior to rival models.

Keywords: Land degradation, Radioisotopes, Soil erosion

¹- Corresponding author: Nuclear Agriculture School, Nuclear Science and Technology Research Institute, Karaj, Iran.