

مدل‌های رادیونوکلئید پایه برای برآورد
فرسایش/رسوب گذاری

(^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be , ^{226}Ra)

نویسنده: محمدرضا غریب‌رضا
پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری



عنوان و نام پدیدآور: مدل‌های رادیونوکلوئید پایه برای برآورد فرسایش/سوب گذاری (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be , ^{226}Ra) / نویسنده محمدرضا غریب‌رضا؛ ویراستار فنی-ادبی فانیذ حشمتی.

مشخصات نشر: تهران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، ۱۴۰۰.

مشخصات ظاهری: ۹۸ص: مصور، جدول، نمودار.

شابک: ۹۷۸-۶۰۰-۶۰۵۴-۶۰-۲۱-۶

وضعیت فهرست نویسی: فیپا

یادداشت: کتابنامه: ص. ۸۴-۸۹

موضوع: خاک -- فرسایش -- اندازه‌گیری

موضوع: Soil erosion -- Measurement

موضوع: رسوب -- اندازه‌گیری

موضوع: Sedimentation and deposition -- Measurement

موضوع: زمین‌شناسی ایزوتوپی

موضوع: Isotope geology

شناسه افزوده: سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

رده‌بندی کنگره: S۶۲۳

رده‌بندی دیویی: ۶۳۱۵۵۱/۴۵

شماره کتابشناسی ملی: ۸۵۳۶۵۵۳

اطلاعات رکورد کتابشناسی: فیپا

وزارت جهاد کشاورزی

سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی

پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

عنوان: مدل‌های رادیونوکلوئید پایه برای برآورد فرسایش/سوب گذاری

نام و نام خانوادگی نویسنده: محمدرضا غریب‌رضا

ویراستار فنی-ادبی: فانیذ حشمتی

شابک: ۹۷۸-۶۰۰-۶۰۵۴-۶۰-۲۱-۶

قیمت: ۵۰۰۰۰۰ ریال

ناشر: پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

این اثر در مورخه ۱۴۰۰/۰۹/۲۲ در مرکز فناوری اطلاعات و اطلاع‌رسانی کشاورزی به شماره ۶۴-۴۰۰ ک در قالب کتاب

به ثبت رسیده است.

شمارگان: ۵۰ نسخه

تاریخ انتشار: ۱۴۰۰

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
۱	پیشگفتار.....
۲	فصل ۱: کلیات.....
۲	۱-۱- معرفی رادیونوکلوییدهای ریزشی.....
۴	۱-۱-۱- رادیوایزوتوپ سزیم-۱۳۷ (137Cs).....
۱۰	۱-۱-۲- رادیوایزوتوپ سرب-۲۱۰ (210Pb).....
۱۳	۱-۱-۳- رادیوایزوتوپ بریلیموم-۷ (7Be).....
۱۷	فصل ۲: نمونه برداری خاک برای استفاده از رادیونوکلوییدهای ریزشی.....
۱۷	۱-۲- مقدمه.....
۱۸	۲-۲- ملاحظات انتخاب محل نمونه برداری.....
۱۸	۱-۲-۲- معیارهای انتخاب سایت مرجع.....
۱۹	۲-۲-۲- روش های نمونه برداری از سایت مرجع.....
۲۲	۲-۲-۳- استراتژی نمونه برداری در مقیاس دامنه.....
۲۷	۳-۲- آماده سازی نمونه ها.....
۲۹	فصل ۳: نمونه برداری رسوب برای استفاده از رادیونوکلوییدهای ریزشی... ..
۲۹	۱-۳- مقدمه.....
۳۰	۲-۳- اطلاعات مهم قبل از نمونه برداری.....
۳۱	۳-۳- ملاحظات حین و بعد از نمونه برداری عمقی.....
۳۴	۴-۳- آماده سازی نمونه ها.....
۳۷	فصل ۴: اندازه گیری پرتودهی رادیونوکلوییدهای ریزشی.....
۳۷	۱-۴- اندازه گیری پرتودهی رادیوایزوتوپ 137Cs.....
۴۲	۲-۴- اندازه گیری پرتودهی رادیوایزوتوپ 210PB.....

۴-۳- اندازه گیری پرتو دهی رادیوایزوتوپ ^{7}Be ۴۴

فصل ۵: مدل های برآورد میزان فرسایش/رسوب گذاری خاک ۴۶

۵-۱- مقدمه ۴۶

۵-۲- مدل تناسبی ۴۷

۵-۳- مدل تعادل جرمی I ۴۸

۵-۴- مدل تعادل جرمی II ۴۹

۵-۴-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل تعادل جرمی II ۵۱

۵-۵- مدل توزیع ^{137}Cs در نیمرخ خاک (برای خاک های غیر زراعی) ۵۱

۵-۵-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل توزیع رادیوایزوتوپ در نیمرخ: ۵۳

۵-۵-۶- مدل انتشار و مهاجرت (برای خاک های غیر زراعی) ۵۳

۵-۶-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل توزیع انتشار و مهاجرت: ۵۴

۵-۷-۱- تدقیق پارامترها ۵۴

۵-۷-۱- پرتو دهی کل رادیوایزوتوپ ها در سایت مرجع ۵۵

۵-۷-۲- ضریب اصلاح اندازه ذرات ۵۵

۵-۷-۳- ضریب تناسب ۵۶

۵-۷-۴- ثابت خاکورزی ۵۷

۵-۷-۵- ضریب توزیع عمقی در نیمرخ، ضریب انتشار و میزان مهاجرت ۵۸

۵-۷-۶- فایل شار انباشت سالانه رادیوایزوتوپ ۵۹

۵-۸-۱- مدل های بر پایه پرتو دهی رادیوایزوتوپ های ^{210}Pb , ^{7}Be ۶۰

۵-۸-۱-۱- مدل برآورد فرسایش/رسوب گذاری بر پایه ^{7}Be ۶۱

۵-۸-۱-۲- مدل های برآورد فرسایش/رسوب گذاری بر پایه ^{210}Pb ۶۱

فصل ۶: مدل های برآورد میزان رسوب گذاری در محیط های آبی ۶۴

۶-۱- مقدمه ۶۴

۶-۲- مدل پیوستگی ورود $^{210}\text{Pb}_{\text{EX}}$ به محیط آبی (CRS) ۶۵

۶-۳- مدل پرتو دهی اولیه ثابت (CIC) ۶۷

۶-۴- محدودیت‌های کاربرد مدل‌ها ۶۹

فصل ۷: اجرای ماکرو نرم‌افزاری مدل‌های رادیونوکلئید پایه ۷۱

۷-۱- انتخاب مدل مناسب برای مطالعات ۷۱

۷-۲- فراخوان از ADD-IN ۷۳

۷-۳- اجرای ماکرو ۷۴

منابع ۸۰

فهرست شکل‌ها

- | صفحه | عنوان |
|------|---|
| ۳ | شکل ۱: منشأ رادیونوکلئیدهای ریزشی (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) قابل استفاده به عنوان ردیاب محیطی در مطالعه فرسایش و رسوب‌گذاری |
| ۶ | شکل ۲: روند انباشت سالانه ^{137}Cs در نیم کره شمالی در دهه ۶۰ تا ۹۰ میلادی (اقتباس از <i>Cambray</i> و همکاران ۱۹۸۹) |
| ۱۰ | شکل ۳: روند فروپاشی سری ^{238}U و نیمه عمر رادیویزوتوپ‌های دختری تا رادیویزوتوپ ^{210}Pb |
| ۱۲ | شکل ۴: تغییرات عمودی پرتودهی ^{210}Pb در پروفیل خاک‌های به هم نخورده (A) و خاک‌های کشاورزی (B) (<i>Mabit</i> , ۲۰۰۸) |
| ۱۴ | شکل ۵: تغییرات عمودی پرتودهی ^7Be در پروفیل خاک‌های به هم نخورده (A) و خاک‌های کشاورزی (B) (<i>Sepulveda</i> , ۲۰۰۸) |
| ۲۱ | شکل ۶: نمونه‌برداری از محل مرجع توسط دستگاه صفحه لایه بردار، استان مازندران |
| ۲۲ | شکل ۷: نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه مغزه گیر خاک، اراضی دیم استان گلستان |
| ۲۳ | شکل ۸: الگوی نمونه‌برداری در طول دامنه‌های منظم مطابق کنتورهای ۱۰ متر، منطقه فاضل آباد استان گلستان |
| ۲۴ | شکل ۹: الگوی نمونه‌برداری (A) یک ترانسکت برای دامنه با شیب منظم و (B, C) ترانسکتهای موازی در طح شبکه‌ای نامنظم |
| ۲۸ | شکل ۱۰: مراحل آماده سازی نمونه خاک، آزمایشگاه مکانیک خاک پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری کشور |
| ۳۲ | شکل ۱۱: آماده سازی مغزه گیر رسوبات بستر با لوله شفاف داخلی |
| ۳۳ | شکل ۱۲: مغزه های رسوبی دست نخورده از بخش غربی تالاب انزلی، مصب رودخانه چافرود |
| ۳۳ | شکل ۱۳: مغزه‌های رسوبی دست نخورده از دریاچه ولشت استان مازندران |
| ۳۵ | شکل ۱۴: برش و استحصال نمونه‌ها از مغزه رسوبی |
| ۳۶ | شکل ۱۵: خشک نمودن نمونه‌های رسوبی استحصال شده |
| ۳۶ | شکل ۱۶: ظروف نمونه خاص بسته بندی نمونه‌های رسوب دستگاه گاما اسپکترومتر نوع "N" مخصوص رادیویزوتوپ سرب ۲۱۰ |
| ۳۹ | شکل ۱۷: نیمرخ عمودی پرتودهی رادیوسزیم به ترتیب در (A) محل دست نخورده (B) فرسایش یافته و (C) انباشت رسوب اراضی غیر زراعی نشان داده شده است (<i>IAEA</i> , ۲۰۰۳) |
| ۳۹ | شکل ۱۸: نیمرخ عمودی پرتودهی رادیوسزیم در محل‌های مرجع به ترتیب در (A) استان گیلان (B) استان مازندران (C) استان گلستان (غربی‌رضا و همکاران، ۱۳۹۹) |
| ۴۰ | شکل ۱۹: دستگاه گاما اسپکترومتر ثبت در محل پرتودهی رادیونوکلئیدهای ریزشی |

- شکل ۲۰: بیشینه پرتودهی ^{137}Cs در ستون رسوبات دریاچه Bera در مالزی در سال ۱۹۶۳،
 ۴۲ Gharibreza و همکاران (۲۰۱۳)
- شکل ۲۱: دستگاه گاما اسپکترومتر نوع "N" مجهز به نرم افزار محاسبه پرتودهی رادیوایزوتوپها
 ۴۴ شکل ۲۲: طرح بررسی میزان فرسایش خاک با استفاده از ^7Be و نمونه برداری از باران و سایت مرجع و
 ۴۵ عرصه مورد نظر (Blake & Mabit, ۲۰۱۹)
- شکل ۲۳: محاسبه متوسط میزان رسوب گذاری به تفکیک لایه های رسوبی در برازش لگاریتم میزان
 ۶۶ پرتودهی ^{210}Pb و عمق قرارگیری لایه ها در ستون رسوبی (Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳)
- شکل ۲۴: مقادیر پرتودهی کل ^{210}Pb ($^{226}\text{Ra}+^{210}\text{Pb}$ daughter) $^{210}\text{Pbex}$ ریزشی، توزیع جرمی
 رسوب در واحد سطح بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال و میزان رسوب گذاری بر حسب سانتیمتر در سال
 ۶۷ در بخش آبکنار تالاب انزلی (غریب رضا و همکاران، ۱۳۹۹)
- شکل ۲۵: محاسبه متوسط میزان رسوب گذاری لایه های اصلی ستون رسوب در برازش مقادیر Ln^{210}Pb
 ۶۹ و مقادیر تجمعی توزیع جرمی در واحد سطح (Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳)
- شکل ۲۶: محاسبه متوسط میزان رسوب گذاری ستون رسوبی در برازش مقادیر Ln^{210}Pb و مقادیر
 ۶۹ تجمعی توزیع جرمی در واحد سطح بخش آبکنار تالاب انزلی (غریب رضا و همکاران، ۱۳۹۹)
- شکل ۲۷: راهنمایی کلی انتخاب مدل برآورد میزان فرسایش/رسوب گذاری بر پایه ^{137}Cs
 ۷۲ شکل ۲۸: راهنمایی کلی انتخاب مدل برآورد میزان فرسایش/رسوب گذاری بر پایه $^{210}\text{Pbex}$
 ۷۳ شکل ۲۹: نحوه فراخوانی ماکرو radiocalc.xls در نرم افزار Excel
 ۷۴ شکل ۳۰: پنجره اصلی ماکرو radiocalc.xls در Add-ins نرم افزار Excel
 ۷۴ شکل ۳۱: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای Proportional Model نمونه ۱
 ۷۷ شکل ۳۲: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance I نمونه ۱
 ۷۷ شکل ۳۳: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance II نمونه ۱
 ۷۸ شکل ۳۴: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance III نمونه ۱
 ۷۸ شکل ۳۵: اجرای مدل Proportional برای تمام نمونه های ترانسکت و میزان فرسایش خالص و نسبت
 ۷۹ تحویل رسوب

فهرست جداول

صفحه	عنوان
۴	جدول ۱: خصوصیات رادیوایزوتوپ‌های اصلی عنصر سزیم
۳۰	جدول ۲: روش‌های نمونه‌برداری (<i>Radike</i> , ۲۰۰۵)
۴۷	جدول ۳: مدل‌های تبدیل به ترتیب بر اساس نوع کاربری و نوع رادیوایزوتوپ ریزشی
۶۰	جدول ۴: مقایسه شاخص‌های کلیدی رادیوایزوتوپ‌های ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be

پیشگفتار

فرایندهای فرسایش و رسوب گذاری از پدیده‌های شناخته شده در بین مدیران، کارشناسان و بهره‌برداران از زمین به شمار می‌روند. فرسایش خاک و رسوب گذاری به ترتیب در ابتدا و انتهای چرخه تولید رسوب قرار دارند. چرخه فرسایش خاک، انتقال و انباشت رسوب به‌طور طبیعی در ادوار زمین‌شناسی نقش مهمی در دگرشکلی سطحی خاک کره و محیط‌های رسوبی در پایاب همچون تالاب‌ها، خورها و خلیج‌ها و سواحل دریا داشته است.

با شکل‌گیری تمدن بشر و توسعه انواع کاربری‌ها به ویژه کشاورزی از دیرباز و کاربری‌های نوین به ویژه راه‌سازی و معدن‌کاوی، سدسازی و احداث بنادر چرخه یاد شده سرعت بیشتری یافته و مشکلات بسیاری برای بهره‌برداران منابع طبیعی بروز کرده است. به تناسب رشد این مشکلات، محققان در پی شناخت پدیده‌ها و روش‌های سنجش آن‌ها و در خاتمه روش‌های کنترل فرسایش و رسوب گذاری بوده‌اند. بدین ترتیب، قرن نوزدهم بستر شکل‌گیری بسیاری از روش‌های تجربی برآورد فرسایش خاک و توسعه مدل‌های تجربی و تکنیک‌های رادیویزوتوپی بوده است. محققان ایران نیز با استفاده از روش‌های بومی یا بومی‌سازی روش‌های رایج در صدد آزمون و انطباق آن‌ها با شرایط و اقالیم مختلف ایران بوده‌اند.

در این کتاب، رادیونوکلوئیدهای ریزشی^۱ و مدل‌هایی که بر اساس میزان پرتودهی رادیویزوتوپ‌ها^۲ در خاک توسعه داده شده‌اند، معرفی خواهند شد. هم‌اکنون، استفاده از تکنیک‌های رادیویزوتوپی از معتبرترین روش‌های برآورد فرسایش خاک و انباشت رسوب شناخته شده (IAEA, 1995) و مدل‌های دقیقی برای استفاده از آن‌ها توسعه داده شده است. در کتاب حاضر، کلیات (معرفی رادیونوکلوئیدهای ریزشی)، روش‌های نمونه‌برداری و اندازه‌گیری، مدل‌های برآورد فرسایش و رسوب گذاری و راهنمای استفاده از مدل‌ها در شش فصل ارائه شده‌اند. مخاطب این کتاب مدیران و کارشناسان علوم زمین، خاک‌شناسی، آبخیزداری و رشته‌های مرتبط با مباحث کاربری اراضی می‌باشند.

¹ Fallout radionuclides

² Radioisotopes inventory

فصل ۱: کلیات

۱-۱- معرفی رادیونوکلئیدهای ریزشی

فرآیندهای فرسایش خاک، انتقال رسوب و رسوب‌گذاری از فرآیندهای مهمی به‌شمار می‌روند که به‌طور مستقیم در فعالیت‌های کشاورزی و امنیت غذایی جوامع انسانی تأثیرگذار هستند. به علاوه، پیدایش، انواع و ابعاد اثر آن‌ها در مقیاس حوزه آبخیز و زیر حوضه‌ها در بالا و میان دست و در محیط‌های رسوبی پایاب حوضه‌ها نقش تعیین‌کننده‌ای در فعالیت‌ها و کاربری اراضی ایفا می‌کنند. از این‌رو، شیوه‌های شناخت و بررسی ابعاد و اشکال فرسایش خاک، انتقال رسوب و رسوب‌گذاری در دهه‌های واپسین قرن گذشته توسط محققین مختلفی مورد آزمون قرار گرفته است. به‌علاوه، مدل‌های آزمایشگاهی و میدانی توسعه داده شده نیز توانسته‌اند ابعاد این فرآیند مهم را روشن سازند. تحقیقات انجام شده نشان از بروز مشکلات در برآورد میزان فرسایش خاک در اراضی زراعی و غیر زراعی به‌ویژه در مقیاس حوضه‌ای با استفاده صرف از یک مدل خاص دارد (Collin & Walling, ۲۰۰۴; Walling and Quine, ۱۹۹۲). از طرفی تعیین فرسایش پایه خاک در اقالیم مختلف جغرافیایی کشور که در آن‌ها شرایط خاص اقلیمی و زمین‌شناسی و از همه مهم‌تر کاربری اراضی متفاوتی برقرار است، تاکنون با دشواری‌های بسیاری روبرو شده و آمار بسیار متنوعی از ابعاد این فرایندها منتشر شده است (مصفاei و طالبی، ۱۳۹۳). لذا تکنیکی می‌تواند جامع و قابل اتکا باشد که علاوه بر اجرای مدل به روز از نتایج تحقیقات میدانی و آزمایشگاهی همان منطقه بهره برد.

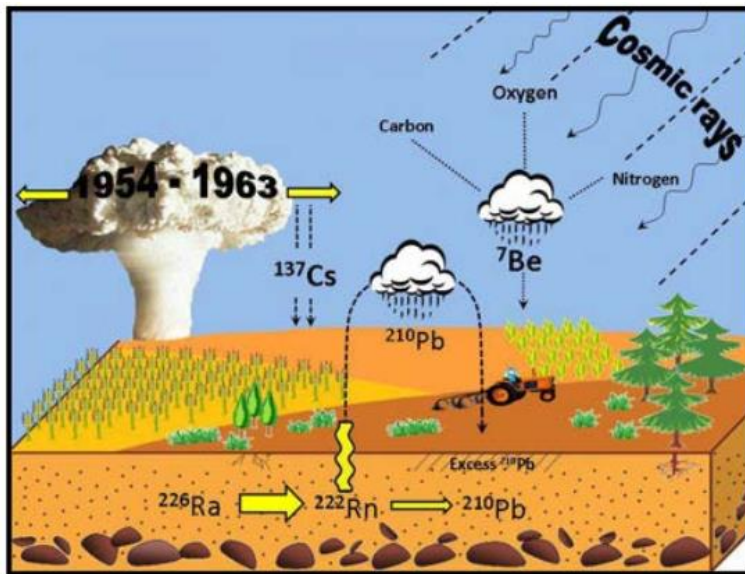
زمین‌شناسی ایزوتوپ‌ها^۳ یک علم کاربردی است که با اهداف مختلف به منظور شناخت و حل مسائل محیطی به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد. ایزوتوپ‌های^۴ پایدار و ناپایدار به عنوان رابطی بین علوم پایه و علوم کاربردی زمین‌منا شناخته شده‌اند (IAEA, ۲۰۰۱). رادیویزوتوپ‌های طبیعی و مصنوعی مانند سزیم-۱۳۷ (¹³⁷Cs)، سرب-۲۱۰ (²¹⁰Pb)، بریلیوم-۷ (⁷Be) و کربن-۱۴ (¹⁴C) از جمله رادیونوکلئیدهای ریزشی محسوب می‌شوند که به منظور زمان‌سنجی و برآورد میزان فرسایش خاک و انباشت رسوب در مقیاس‌های مختلف کاربرد دارند

³ Isotope geology

⁴ Isotopes are different forms of an element that have the same number of protons in the nucleus but a different number of neutrons.

(شکل ۱). کاربرد رادیونوکلویدهای ریزشی در مباحث علوم بازپخش خاک بر پایه مقایسه میزان پرتودهی رادیوایزوتوپها در محل بررسی فرآیندهای فرسایش و رسوبگذاری با میزان پرتودهی کل آنها در سایت مرجع^۵ بنا شده است. پیش فرض اساسی در انتخاب سایت مرجع، محلی است که در آن هیچ گونه شواهدی از فرسایش خاک مشاهده نشده و گذر جریان و رسوب و انباشت در آن رخ نداده باشد (Walling, ۱۹۹۲ و ۱۹۹۹; IAEA, ۱۹۹۵; Poreba, ۲۰۰۶).

در کتب پایه چندی، مبانی و مفاهیم زمین‌شناسی ایزوتوپها ارائه شده است (Allegra, ۲۰۰۸; White, ۲۰۱۵; Jager, ۱۹۷۹) لیکن در این کتاب، نحوه پیدایش و توزیع این رادیوایزوتوپها و کاربرد آنها در برآورد میزان فرسایش و رسوبگذاری ارائه می‌شود. مخاطب این کتاب، مدیران و تصمیم‌سازان، کارشناسان علوم زمین، آبخیزداری، محیط زیست و علوم مهندسی مرتبط با منابع آب و خاک می‌باشند.



شکل ۱: منشأ رادیونوکلویدهای ریزشی (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) قابل استفاده به عنوان ردیاب محیطی در مطالعه فرسایش و رسوبگذاری

⁵ Reference site

۱-۱-۱- رادیوایزوتوپ سزیم-۱۳۷ (^{137}Cs)

سزیم یک فلز نرم به رنگ خاکستری روشن تا نقره‌ای با عدد اتمی ۵۵ و جرم اتمی ۱۳۳ است. مهم‌ترین منبع طبیعی سزیم، معادن پالوسیت^۶ است که خود ماده معدنی کمیابی به شمار می‌رود. سزیم در دماهای کمتر از ۲۸ درجه به حالت جامد بوده و در دماهای بیشتر از آن، مانند جیوه حالت مایع به خود پیدا می‌کند. سزیم به عنوان قلیایی‌ترین فلز در تماس با آب سرد واکنش انفجار از خود نشان می‌دهد. در جهان پیرامون ما ۱۱ ایزوتوپ ناپایدار از عنصر سزیم وجود دارد (IAEA, ۱۹۹۵). از این بین، رادیوایزوتوپ‌های ^{134}Cs , ^{135}Cs , ^{137}Cs دارای نیمه عمر^۷ قابل بحث و بررسی هستند. این سه رادیوایزوتوپ از طریق تشعشع ذرات بتا دارای سری فروپاشی^۸ بوده و نیمه عمر آن‌ها بین ۲ سال تا ۲ میلیون سال است (جدول ۱).

جدول ۱: خصوصیات رادیوایزوتوپ‌های اصلی عنصر سزیم

ایزوتوپ	نیمه عمر (سال)	پرتو دهی ویژه (Ci/g)	محصول فروپاشی	انرژی پرتو دهی (MeV)		
				اشعه α (آلفا)	اشعه بتا (β)	اشعه گاما (γ)
^{134}Cs	۲/۱	۱۳۰۰	اشعه بتا (β)	---	۰/۱۶	۰/۱۶
^{135}Cs	۲/۳ میلیون	۰/۰۰۱۲	اشعه بتا (β)	---	۰/۰۶۷	---
^{137}Cs	۳۰	۸۸	اشعه بتا (β)	---	۰/۱۹	---

Ci = Curie, g= gram and MeV=million electron volts

همان‌گونه که قبلاً نیز اشاره شد در این کتاب، ^{137}Cs به‌عنوان پرکاربردترین رادیونوکلئید ریزشی در علوم خاک مطرح شده است. اساساً این رادیوایزوتوپ یک رادیونوکلئید مصنوعی است که در پی آزمایش بمب‌های اتمی در بین سال‌های ۱۹۵۰-۱۹۸۰ میلادی و حادثه اتمی چرنوبیل در سال ۱۹۸۶ به اتمسفر متصاعد و پراکنده شد و در عمدتاً طی سه دهه یاد شده طی ریزش جوی به سطح زمین بازگشته است (Zhang, ۲۰۰۳ و ۲۰۰۶; IAEA, ۱۹۹۸). توزیع جوی و جغرافیایی این رادیوایزوتوپ تابعی از محل آزمایش‌های اتمی، الگوی چرخش

⁶ Pollucite

⁷ Half-life

⁸ Decay

استراتوسفری و میزان بارندگی سالانه هر منطقه است (IAEA, ۱۹۹۸). به طور کلی، میزان توزیع و بازگشت آن به سطح زمین از غرب به شرق و از نیم کره شمالی به نیم کره جنوبی کاهش پیدا می کند (IAEA, ۱۹۹۸).

واحد اندازه گیری پرتو دهی ^{137}Cs بکرل^۹ با نشانه Bq در سیستم واحدهای بین المللی^{۱۰} SI است. یک بکرل پرتو دهی، کمیتی است که در آن یک هسته در ثانیه فروپاشی می کند. واحد بکرل در واقع جایگزین واحد کیوری^{۱۱} با نشانه Ci شده است. هر Ci معادل 3.7×10^{10} بکرل است (IAEA, ۱۹۹۸).

در طی ۴۲۳ آزمایش بمب اتمی، ۲۱۷۲۰۰ کیلو تن مواد رادیواکتیو به اتمسفر متصاعد شده است. بیشینه ریزش های رادیوایزوتوپ های ^{137}Cs ، استرانسیم-۹۰ (^{90}Sr) و پلوتونوم-۲۱۸ (^{218}Po) در سال ۱۹۶۳ رخ داد و روند این آزمایش ها در سال های آغازین دهه ۸۰ میلادی به شدت کاهش یافت (IAEA, ۱۹۹۸). در طی حادثه چرونوبیل در سال ۱۹۸۶ نیز به طور چشمگیری رادیوایزوتوپ های یاد شده به جو زمین متصاعد شده است. بر اساس برآوردهای انجام شده، سهم حادثه چرونوبیل در موجودی سزیم ^{137}Cs بیش از ۴ درصد نیست (IAEA, ۱۹۹۸). اثر حادثه چرونوبیل بیشتر در اروپا خود را نشان داده است، به طوری که در مرکز روسیه پرتو دهی کل ^{137}Cs به ۵۰۰ کیلو بکرل بر متر مربع رسید (Golosov, ۱۹۹۹). تحقیقات سال های اخیر در کشور نیز (Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۱; Khodadadi و همکاران، ۲۰۲۱) اثر گذاری این حادثه را در شمال غرب کشور ثابت کرده اند.

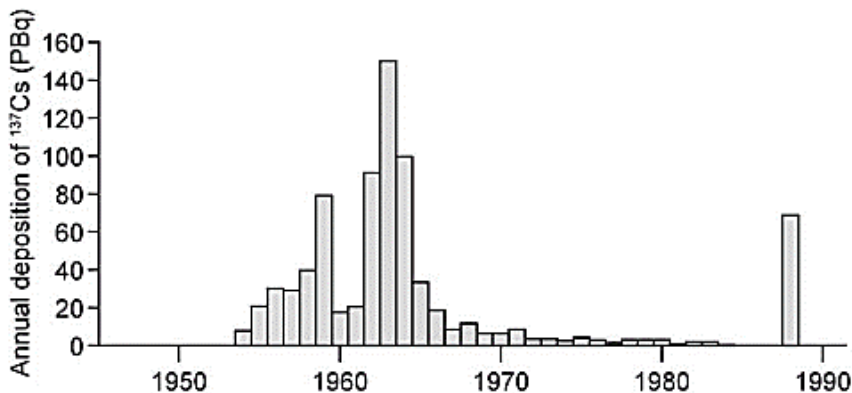
همچنین، ردیابی میزان پرتو دهی ^{137}Cs در ستون رسوبات دریاچه ها (Walling و He, ۱۹۹۴) نشان داد که استقرار ^{137}Cs در ستون رسوبات از سال ۱۹۵۴ قابل شناسایی شده و اولین پیک نمودار پرتو زایی شدید آن در سال ۱۹۵۸ و ۱۹۵۹ مشاهده شد. دومین پیک نمودار پرتو زایی شدید ^{137}Cs بین سال های ۱۹۶۲ و ۱۹۶۴ شناسایی شد، این در حالی است که در اواسط دهه ۱۹۸۰ ریزش مستقیم آن خاتمه یافت (Cawse و همکاران، ۱۹۹۸). به علاوه، آخرین شاخص ریزش ^{137}Cs در سال ۱۹۸۶ بر اثر حادثه چرونوبیل بوده است (شکل ۲). حادثه نیروگاه اتمی فوکوشیما در سال ۲۰۱۱ بعد از حادثه چرونوبیل، مسئول بیشترین تصاعد ^{137}Cs به اتمسفر و

⁹ Becquerel

¹⁰ The international system of units, SI

¹¹ Curie

بازگشت آن سطح خاک به ویژه در کشور ژاپن بوده است (Hashimoto و همکاران، ۲۰۲۰). بر اثر این حادثه به مقدار ۴۱۰۵ بکرل بر مترمربع بر موجودی ^{137}Cs خاک در مناطق آلوده ژاپن افزوده شده است.



شکل ۲: روند انباشت سالانه ^{137}Cs در نیم کره شمالی در دهه ۶۰ تا ۹۰ میلادی (اقتباس از Combray و همکاران ۱۹۸۹)

شکل ۲، الگوی جهانی توزیع سزیم ^{137}Cs حاصل از آزمایش‌های اتمی را نشان می‌دهد که در آن ریزش بین ۱۶۰ تا ۳۲۰۰ بکرل در مترمربع با توجه به عرض جغرافیایی متغیر بوده است (Combray و همکاران ۱۹۸۹). بر اساس پیمان منع آزمایش‌های اتمی^{۱۲} که در پنجم اگوست ۱۹۶۳ در مسکو به امضای قدرت‌های اتمی رسید، هرگونه آزمایش اتمی در اتمسفر و زیر آب ممنوع شد^{۱۳} (UNSCEAR، ۱۹۶۹). لذا، به تدریج موجودی ^{137}Cs در اتمسفر در دهه‌های ۸۰ و ۹۰ میلادی به شدت کاهش پیدا کرد. از این دهه به بعد هر میزان پرتودهی ^{137}Cs در ستون رسوبات ناشی از حمل مجدد این رادیوایزوتوپ و نشان‌دهنده میزان فرسایش ذرات ریزدانه خاک و ورود آن به درون مخازن و محیط‌های رسوبی است.

بیشترین موجودی ^{137}Cs در نیمکره شمالی و طول‌های شرقی و کمترین موجودی به سمت خطوط استوا و نیمکره جنوبی است. میزان پرتودهی ^{137}Cs در خاک ارتباط مستقیمی به بارش سالانه دارد، با این حال موجودی آن در اتمسفر تعیین کننده است (Combray و همکاران ۱۹۸۹).

تحقیقات انجام شده نشان از پرتودهی کل ^{137}Cs در سایت‌های مرجع به ترتیب:

¹² The Test Ban Treaty, TBT

¹³The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

- در اروپا به میزان 2349 ± 1975 بکرل بر مترمربع با مقادیر بیشینه و کمینه 52370 و 600 بکرل بر مترمربع به ترتیب در جنوب سوئیس و شمال ایتالیا (Meusbürger و همکاران، ۲۰۲۰)؛
- در آمریکای جنوبی و کشور برزیل در بخش‌های و شمالی به ترتیب به میزان 200 ± 15 و 15 ± 2 بکرل بر مترمربع گزارش شده است (Andrello و همکاران، ۲۰۰۹).
- در آمریکای شمالی بیشترین پرتودهی کل ^{137}Cs در صحرای نوادا و پیرامون آن است، به طوری که بیشینه تمرکز با بیش از 8000 بکرل بر مترمربع در پارک ملی Yosemite ایالت کالیفرنیا در جنوب محل آزمایش‌ها به ثبت رسیده است (Drexler و همکاران، ۲۰۱۸).
- در مناطق استوایی مالزی به مقدار 195 ± 36 بکرل بر مترمربع (Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳)؛
- در کشور اندونزی به مقدار 261 ± 37 بکرل بر مترمربع (Barokah و همکاران، ۲۰۰۷)؛
- در جنگل‌های هیرکانی استان گیلان که تحت تأثیر ریزش ^{137}Cs حادثه چرونوبیل قرار داشته به میزان 5905 بکرل بر مترمربع (Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۱)، در استان مازندران که تا اندازه‌ای متأثر از ریزش ^{137}Cs حادثه چرونوبیل بوده به میزان 4335 بکرل بر مترمربع (غریب‌رضا و همکاران، ۱۳۹۹) و محمودی و همکاران (۱۳۷۱) به میزان 3760 بکرل بر مترمربع، در استان گلستان به میزان 3849 بکرل بر مترمربع (Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۰)؛
- در استان کردستان و منطقه تحت تأثیر ریزش ^{137}Cs حادثه چرونوبیل به میزان 6152 بکرل بر مترمربع (Khodadadi و همکاران، ۲۰۲۱)، همچنین در حوزه آبخیز خامسان استان کردستان به میزان 2641 بکرل بر مترمربع (Sedighi و همکاران، ۲۰۲۱)؛
- در استان لرستان به میزان 2378 بکرل بر مترمربع (متین‌فر و همکاران، ۱۳۹۱)، در استان همدان به میزان 2500 بکرل بر مترمربع (اسدی و همکاران، ۱۳۸۴)؛
- در استان قزوین به میزان 956 بکرل بر مترمربع (Khodadadi و همکاران، ۲۰۱۸) و بالاخره در استان چهارمحال و بختیاری به میزان 4740 بکرل بر مترمربع (Abbaszadeh Afshar و همکاران، ۲۰۱۰) دارد.

Walling و همکاران (۲۰۰۳) مزایا و محدودیت‌های استفاده از ^{137}Cs را به شرح زیر ذکر کرده‌اند:

مزایا:

- ۱- نیمه عمر ^{137}Cs ۳۰/۲ سال است و به عنوان ابزاری جهت بررسی روندهای میان مدت ۵۰ ساله فرآیند فرسایش و رسوبگذاری شناخته شده است.
- ۲- مهم‌ترین مشخصه‌ای که آن را به عنوان یک شاخص مستقل زمانی مطرح کرده، قابلیت جذب سریع و ماندگاری آن‌ها توسط ذرات ریزدانه خاک و رسوبات است.
- ۳- هردو میزان و الگوی بازپخش خاک (فرسایش/رسوبگذاری) به‌طور کمی قابل دستیابی است.
- ۴- میزان و الگوی بازپخش خاک به دست آمده نشان‌دهنده عملکرد همه فرایندهای فرساینده است.
- ۵- با توجه به برآورد میزان فرسایش و رسوبگذاری در عرصه یا در طول یک ترانسکت، امکان محاسبه میزان فرسایش یا رسوبگذاری خالص فراهم می‌آید.
- ۶- میزان به دست آمده نشان‌دهنده برآیند اثرگذاری کلیه رویدادهای طبیعی و انسان ساخت از جمله جنگل‌زدایی و عملیات خاکورزی است.
- ۷- این روش نیازی به پایش دراز مدت و نمونه‌برداری پیوسته همانند آنچه در روش‌های مشاهداتی نظیر کرت فرسایش انجام می‌شود، ندارد.
- ۸- روش استفاده از ^{137}Cs می‌تواند اطلاعات لازم را برای واسنجی مدل‌های تجربی و فیزیکی فرسایش خاک و آورد رسوب را فراهم کند.

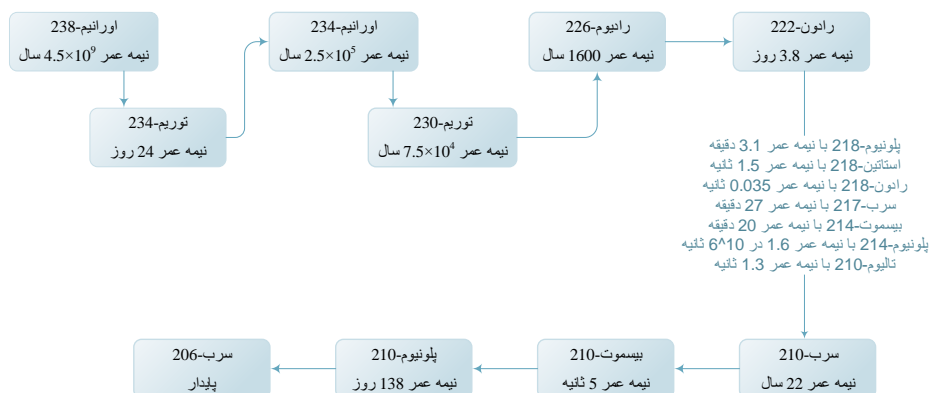
محدودیت‌ها

- ۱- در برخی مناطق همچون نیمکره جنوبی، موجودی ^{137}Cs کم بوده و دستگاه گاما اسپکترومتر نوع P قادر به آشکار سازی آن نیست. لذا باید از دستگاه گاما اسپکترومتر نوع N استفاده شود. همچنین حجم خاک بیشتر و زمان شمارش طولانی‌تری برای آشکارسازی آستانه پرتودهی آن ضروری است.
- ۲- حادثه چرونوبیل با افزایش ریزش ^{137}Cs در برخی مناطق باعث اخلاف در روند عادی فروپاشی این رادیویزوتوپ شده است. از این‌رو، در مطالعه بازپخش خاک

در مناطق آلوده به اثرات این رویداد، هرگونه کاهش در پرتودهی ^{137}Cs ، نشان-
دهنده رویداد فرسایش خاک پس از سال ۱۹۶۳ تفسیر می‌شود.
۳- استفاده از ^{137}Cs برای عرصه‌هایی مناسب است که اثر تغییر کاربری‌هایی چندین
سال برجای بماند یا کاربری مداومی مانند کشاورزی برقرار باشد. در غیر
این صورت برای بررسی رویدادهای کوتاه مدت بازپخش خاک از ^7Be استفاده
می‌شود.

۱-۱-۲- رادیوایزوتوپ سرب-۲۱۰ (^{210}Pb)

رادیوایزوتوپ ^{210}Pb به‌طور طبیعی در سری فروپاشی اورانیم-۲۳۸ (^{238}U) پدید می‌آید. فروپاشی اورانیم در طبقات خاک و سنگ، گاز خنثی رادون-۲۲۲ (^{222}Rn) (نیمه عمر ~ 4 روز) را به فضا منتشر می‌کند. بیشتر فروپاشی ^{222}Rn به ^{210}Pb درون خاک، تولید رادیوایزوتوپ پایه ^{210}Pb (بخش حمایت شده^{۱۴}) کرده که عملاً در تعادل با رادیوایزوتوپ تولید کننده آن یعنی رادیوایزوتوپ ^{226}Ra است. با این حال، بخشی از گاز رادون ^{222}Rn به اتمسفر متصاعد می‌شود. این گاز پس از ۳ بار تکرار نیمه عمر ابتدا به سرب-۲۱۴ و سپس به ^{210}Pb تبدیل شده و طی ریزش جوی به زمین باز می‌گردد (شکل ۷). رادیوایزوتوبی که از این طریق به ذرات خاک و رسوب اضافه می‌شود عملاً پرتودهی ^{210}Pb را افزایش داده و تحت عنوان $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ اضافه شده یا حمایت نشده^{۱۵} نامیده می‌شود. این ظرفیت اضافه شده عملاً با رادیوایزوتوپ تولیدکننده آن یعنی ^{226}Ra خاک در تعادل نیست (شکل ۳).



شکل ۳: روند فروپاشی سری ^{238}U و نیمه عمر رادیوایزوتوپ‌های دختری تا رادیوایزوتوپ ^{210}Pb

در مقایسه با ^{137}Cs ، ریزش $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در مقیاس زمان به دلیل اینکه منشأ طبیعی دارد، ثابت است. با این حال Preiss (۱۹۹۶) تغییرات فصلی و دراز مدت را در موجودی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در جو و بارش را شناسایی کرده‌اند. جریان‌های بزرگ مقیاس توده‌های هوا در کره زمین که عمدتاً از غرب به شرق می‌وزند، در عبور از سطح اقیانوس اطلس و آرام گاز رادون کمتری دریافت می‌کنند. در مقابل این جبهه‌های هوایی در عرض‌های شرقی‌تر به دلیل دریافت بیشتر گاز رادون

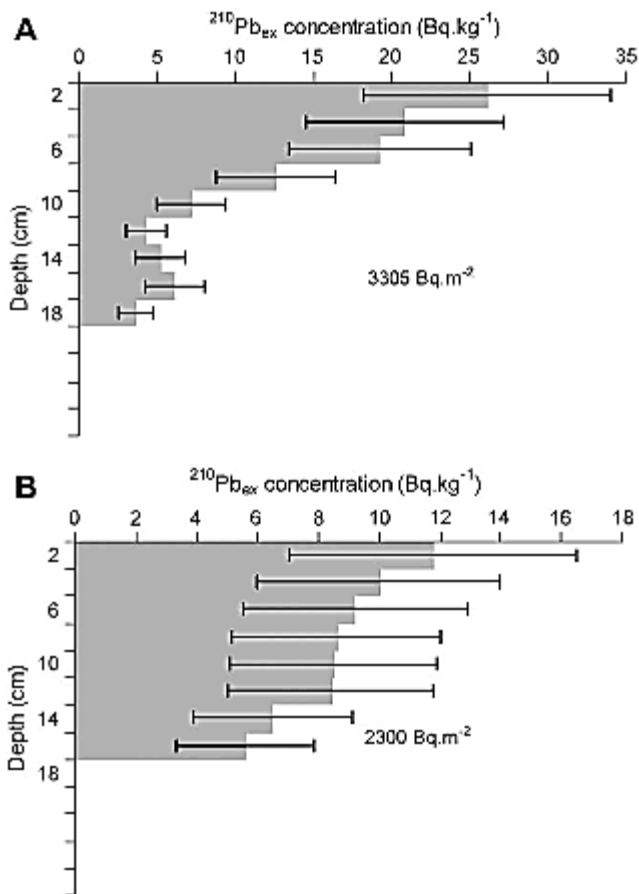
¹⁴ Supported ^{210}Pb

¹⁵ Unsupported or Excess $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

به همان اندازه، ریزش $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ بیشتری را موجب می‌شوند. در مقیاس جهانی، ریزش سالانه $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ از ۲۳ تا ۳۶۷ بکرل بر مترمربع گزارش شده است (Robbins, ۱۹۷۸).

تغییرات عمودی پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در پروفیل خاک‌های اراضی کشاورزی و مرتعی و دست نخورده مانند تغییرات عمودی ^{137}Cs است (شکل ۴). به هر حال، در مقایسه با پروفیل عمودی ^{137}Cs در خاک‌های دست نخورده، ریزش پیوسته $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ باعث تمرکز آن در خاک‌های سطحی و بیشینه پرتودهی آن تا ۵ سانتیمتری پروفیل خاک می‌شود (Walling, ۱۹۹۹). تغییرات پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در سطح منطقه مورد مطالعه عموماً مشابه گسترش سطحی ^{137}Cs است، چرا که عامل کنترل کننده پراکنش سطحی آن‌ها مشابه است.

رادیوایزوتوپ $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با نیمه عمر ۲۲/۳ سال این امکان را فراهم می‌آورد که تحولات فرآیندهای رسوبی را در بازه زمانی بلند مدت ۱۰۰-۱۵۰ سال را به دقت بازخوانی و بررسی کرد. به تعبیری پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ پس از ۷ دوره فروپاشی به صفر خواهد رسید که این روند اجازه می‌دهد از این ردیاب محیطی برای تحولات تا بیش از یک قرن استفاده کرد. استفاده از رادیوایزوتوپ‌ها در بررسی میزان فرسایش خاک و روند رسوب‌گذاری در پایاب حوضه نیز قابل تطابق است. این رادیوایزوتوپ همچون ^{137}Cs به شدت جذب ذرات ریزدانه رسوبات و لایه سطحی خاک شده و همراه خاک سطحی از محیط خارج و در محیط‌های آبی پایاب در طبقات رسوب نهشته می‌شود.



شکل ۴: تغییرات عمودی پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در پروفیل خاک‌های به هم نخورده (A) و خاک‌های کشاورزی (B) (Mabit, ۲۰۰۸)

Walling و همکاران (۲۰۰۳) مزایا و محدودیت‌های استفاده از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ را به شرح زیر ذکر کرده‌اند:

مزایا:

- ۱- با استفاده از $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ مقیاس زمانی که برای ^{137}Cs در اندازه‌گیری بازپخش خاک تعریف شده بود تا ۱۰۰ سال و به تعبیری از میان مدت به دراز مدت قابل افزایش است.
- ۲- تکنیک‌های متکی بر $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ برای نیمکره جنوبی جایی که پرتودهی ^{137}Cs بسیار کم است و در مناطقی که تحت تأثیر حادثه چرونوبیل بوده‌اند، به راحتی قابل جایگزینی است.

محدودیت‌ها:

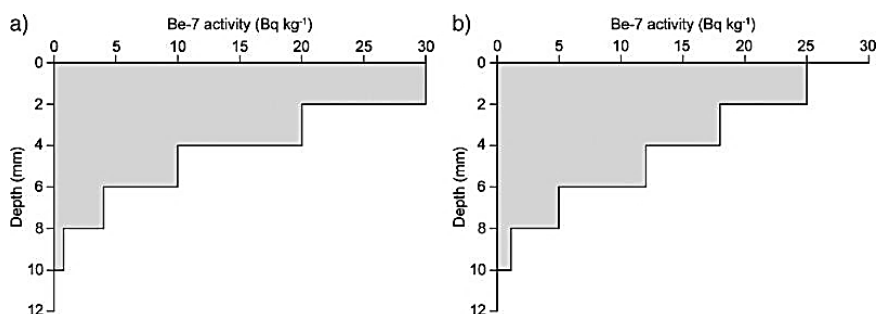
- ۱- تراز آشکارسازی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در طیف انرژی، ۴۶/۵ کیلوالکترون ولت و به تعبیری نزدیک به مرز حداقل توانایی آشکارسازهای استاندارد است. بدین ترتیب، آشکارسازهای حساسی با طیف انرژی بین ۳ کیلوالکترون ولت تا ۱۰ میلیون الکترون ولت مورد نیاز است. از طرفی آزمون قابلیت اطمینان به دستگاه‌های اندازه‌گیری نشان می‌دهد که بیشتر آزمایشگاه‌های جهان قادرند ^{137}Cs را با دامنه کمتر از $\pm 10\%$ اندازه‌گیری کنند، این درحالی است که نتایج اندازه‌گیری $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ دارای خطای به مراتب بیشتری است. به‌طور مثال، ۶۶ درصد از ۱۴ آزمایشگاهی که توسط مورد بررسی قرار گرفته‌اند (Shakhashiro, ۲۰۰۸) به‌درستی قادر به اندازه‌گیری ^{137}Cs و فقط ۳۶ درصد آن‌ها نتایج قابل اطمینانی از پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ کل ارائه دادند.
- ۲- منشأهای بیشتری برای گاز رادون-۲۲۲ متصور است که می‌توانند در تعیین پرتودهی واقعی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ مشکل ایجاد کنند. به‌طور مثال مناطقی که در مجاورت آتشفشان‌ها، کانون‌های حرارتی و دیگر منشأهای گاز و سنگ‌ها و کانی‌های سرشار از رادیوم می‌توانند مقادیر بیشتری گاز رادون-۲۲۲ را به اتمسفر متصاعد کنند.
- ۳- پرتودهی بسیار کم $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در خاک برخی مناطق ناشی از اثرگذاری عوامل کنترل‌کننده‌ای همچون شرایط اقلیمی و محیطی است که نیاز به مطالعات بیشتر برای واسنجی استفاده از این تکنیک دارد. به تعبیری، مناطق کویری که بارندگی بسیار کمی را در سال دریافت می‌کنند و یا مخروط افکنه‌ها که دارای خاک‌های با بافت سبک و درشت دانه هستند، دارای پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ کمتری خواهند بود.

۱-۱-۳- رادیوایزوتوپ بریلیوم-۷ (^7Be)

بریلیوم-۷ یک رادیوایزوتوپ طبیعی با منشأ کیهانی است و در لایه‌های فوقانی اتمسفر در اثر تابش تشعشعات کیهانی به اکسیژن و نیتروژن پدید می‌آید. در اثر نوسانات فصلی موجودی ^7Be در لایه‌های زیرین اتمسفر متغییر خواهد بود که اغلب تابعی از نوسانات در تبادل هوا بین استراتوسفر و تروپوسفر است (Feely, ۱۹۸۹). نیمه عمر ^7Be برابر ۵۳/۳ روز بوده و نسبت به رادیوایزوتوپ‌های $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ و ^{137}Cs بسیار کوتاه‌تر است. لذا این رادیوایزوتوپ شرایطی را فراهم می‌آورد تا فرسایش خاک طی رویدادهای کوتاه مدت مانند یک رگبار بسیار شدید را بررسی

کرد. به علاوه، فرصت برای بررسی اثربخشی اقدام‌های مدیریتی خاک‌ورزی یا اثر نوع کاشت برخی محصولات در کاهش فرسایش خاک را فراهم می‌آورد.

رادیوایزوتوپ ^7Be به سرعت به سطحی‌ترین لایه خاک چسبیده و به‌ندرت در اعماق بیش از ۳ سانتیمتر نفوذ می‌کند. نیمه عمر کوتاه این رادیوایزوتوپ از حرکت آن به اعماق بیشتر ممانعت می‌کند. بنابراین وجود این رادیوایزوتوپ در اعماق بیشتر می‌تواند در نتیجه بهم ریختگی زیستی 16 و عملیات خاک‌ورزی باشد (Sepulveda, 2008). روند تغییرات عمودی پرتودهی ^7Be در خاک در شکل ۸ نشان داده شده که در آن تمرکز این رادیوایزوتوپ به‌طور قابل ملاحظه‌ای تا عمق ۲ سانتیمتری محدود شده و روند پرتودهی آن به‌طور نمایی به سرعت کاهش یافته است.



شکل ۸: تغییرات عمودی پرتودهی ^7Be در پروفیل خاک‌های به هم نخورده (A) و خاک‌های کشاورزی (B) (Sepulveda, 2008)

مرور بر منابع نشان داد که ^7Be از اواخر دهه ۱۹۹۰ و برای برآورد فرسایش خاک و فرایند رسوب‌گذاری در سطح پلات‌هایی با سطح چندمترمربع تا عرصه‌هایی تا چند هکتار در طی رویدادهای بارش‌های شدید استفاده شده است (Wilson, 2003). این رادیوایزوتوپ با موفقیت در مطالعات انجام شده در کشورهای استرالیا، انگلیس، آمریکا و شیلی به‌کار برده شده است. مثلاً در شیلی کاربرد این رادیوایزوتوپ برای برآورد فرسایش خاک ناشی از بهره‌برداری از جنگل و به منظور تخمین اثرگذاری سدهای تأخیری 17 با فواصل متفاوت در کاهش فرسایش خاک با موفقیت آمیز بوده است (Schuller, 2006).

ملاحظات اساسی زیر برای استفاده از ^7Be در برآورد میزان بازپخش خاک ارائه شده است:

¹⁶ Bioturbation

¹⁷ Retention pound

فرض بر آن است که ریزش ^7Be به سطح خاک به‌طور یکنواخت بوده و هرگونه پرتودهی ^7Be در خاک قبل از رویداد مورد بررسی نیز به‌طور یکنواخت در سطح منطقه مورد مطالعه پخش شده است (Blake, ۱۹۹۹). یکنواختی توزیع ^7Be در شرایط متفاوتی فراهم می‌شود. اول در شرایطی که پیش از آن یک دوره طولانی خشکی برقرار باشد که بر اساس آن موجودی ^7Be کاملاً حذف شده یا فروپاشی کامل رخ داده باشد. همچنین، در شرایطی اقلیمی که بارش‌های بسیار کوتاه رخ داده و به‌واسطه آن فرسایشی اتفاق نیفتاده باشد و بالاخره در شرایطی که عرصه مورد بررسی شخم خورده باشد و موجودی ^7Be در خاک مخلوط شده و پرتودهی آن کمتر از تراز آشکارسازی گاما اسپکترومتر باشد. به علاوه، نیمرخ عمقی توزیع ^7Be در محل مرجع بسیار مهم است. به تعبیری نیمرخ عمقی نمایانگر ضخامت برداشت نمونه توسط مغزه‌گیرهای خاک است.

یکی از محدودیت‌های استفاده از ^7Be در برآورد میزان فرسایش خاک در مناطقی است که سطح خاک دارای پوشش گیاهی متراکمی است، زیرا این رادیوایزوتوپ به راحتی در سطح پوشش گیاهی جذب شده و مقادیر کمی از آن به سطح خاک می‌رسد. از این‌رو، کاربرد این رادیوایزوتوپ عموماً برای مناطقی نظیر اراضی آیش و خاک‌های مناطق خشک که پوشش تنک دارند، می‌باشد.

مراحل نمونه‌برداری و در دسترس بودن تجهیزات نمونه‌برداری مناسب، از دیگر محدودیت در استفاده از این رادیوایزوتوپ به شمار می‌رود. از طرفی، به دلیل محدود بودن حرکت این رادیوایزوتوپ و تمرکز آن‌ها در چند سانتیمتر سطحی، عمق نمونه‌برداری بسیار محدود است. اگر عمق نمونه‌برداری نیز کافی نباشد، میزان پرتودهی کل ^7Be تعیین نخواهد شد. در عوض اگر عمقی بیش از دامنه حرکت آن برداشته شود، میزان پرتودهی کل ^7Be کمتر از تراز آشکارسازی دستگاه بوده و میزان فرسایش بیش از حد محاسبه خواهد شد. برای حصول اطمینان از روند کاهش نمایی میزان پرتودهی ^7Be در ستون خاک، برش مغزه خاک در فواصل بسیار کم و اندازه‌گیری پرتودهی ^7Be در هر برش الزامی است. برش‌هایی حداکثر به ضخامت ۲ میلی‌متری در مطالعه این رادیوایزوتوپ لازم است. برای این منظور، نمونه‌برداری‌های خاصی ساخته شده است که از آن جمله می‌توان به مغزه‌گیر^{۱۸} FSIC ساخت بخش علوم خاک آژانس IAEA اشاره

¹⁸ Fine Soil Increment Collector

کرد (Mabit, ۲۰۰۸). اگرچه نیمه عمر کوتاه ^7Be مشخصه کلیدی آن به‌شمار می‌رود، لیکن در برخی مطالعات محدودیت آن محسوب شده و بازپخش خاک فقط در دوره‌های کوتاه مدت قابل اندازه‌گیری است. این ملاحظه مهم باید در مراحل نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها مد نظر قرار گرفته تا پیش از فروپاشی آن، میزان پرتودهی کل ^7Be در خاک محاسبه و در برآورد بازپخش خاک استفاده شود. از طرفی، طولانی شدن روند آماده‌سازی و آنالیز نمونه‌ها و گذشت یک دوره نیمه عمر ^7Be موجب محاسبه کمتر میزان فرسایش و عدم توانایی آشکارساز گاما اسپکترومتر در شمارش 19 پرتودهی آن خواهد داشت. بخشی از این عدم قطعیت‌ها را می‌توان با افزایش زمان شمارش 20 جبران نمود. از طرفی، این محدودیت عموماً باعث محدودتر شدن هرچه بیشتر مساحت عرصه مورد بررسی و تعداد نمونه‌های مورد آنالیز می‌شود. به علاوه، برنامه نمونه‌برداری برای استفاده از ^7Be طی یک رویداد بارش، باید به‌طور کامل در یک عملیات میدانی به پایان برسد تا از هرگونه اثرپذیری از رویدادهای بارشی بعدی پیشگیری شود.

تولید ^7Be در طبقات اتمسفر به‌طور نسبی ثابت است، اگرچه این روند می‌تواند به‌طور فصلی و به دلیل فعالیت نقاط داغ خورشید تغییراتی داشته باشد. با این حال، میزان ریزش ^7Be وابسته به میزان بارندگی بوده و به این دلیل، پرتودهی آن در خاک مناطق خشک و نیمه خشک خیلی کم خواهد بود. این مشکل در اقلیم معتدل یا قاره‌ای با دوره‌های طولانی خشکسالی نیز رخ خواهد داد. بنابراین برنامه و خط‌مشی نمونه‌برداری به گونه‌ای باید طرح شود تا اهداف پژوهش را محقق ساخته و با توزیع سطحی بارندگی و ریزش ^7Be و ابعاد رویدادهای فرسایشی منطقه مورد مطالعه تناسب داشته باشد. در مقایسه با تحقیقات مبتنی بر ^{137}Cs ، تیم تحقیقاتی که قصد استفاده از ^7Be را دارد باید با تجربه بوده و از مهارت مناسبی در نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها برخوردار باشد.

¹⁹ Gamma counting

²⁰ Counting time

فصل ۲: نمونه برداری خاک برای استفاده از رادیونوکلویدهای

ریزشی

۲-۱- مقدمه

انتخاب الگو و راهبرد نمونه‌برداری، یکی از مراحل بسیار مهم در کاربرد رادیونوکلویدهای ریزشی محسوب می‌شود. اهداف پروژه، الگوی نمونه‌برداری را تعیین می‌کند. بر اساس تحقیقی که Pennock و Appleby (۲۰۰۲) انجام داده‌اند، اهداف متصور می‌توانند در ۳ گروه طبقه‌بندی شوند (۱) مطالعات بازپخش خاک؛ (۲) مطالعات رسوب‌گذاری در دشت‌های سیلابی/دریاچه‌ها و مخازن و بالاخره (۳) مطالعات مدیریت یکپارچه حوزه آبخیز. مقیاس و حجم نمونه‌برداری از مطالعات نوع اول تا مطالعات نوع سوم به مراتب بیشتر و پیچیده‌تر می‌شود و از یک عرصه و ترانسکت به کل عرصه حوزه آبخیز از بالادست تا پایاب و حوضه‌های انباشت رسوب امتداد می‌یابد. همچنین Eberhardt و Thomas (۱۹۹۱) سه روش مطالعات میدانی بر پایه استفاده از رادیونوکلویدهای ریزشی را معرفی کرده که عبارت است از (۱) مطالعات توصیفی؛ (۲) مطالعات تحلیلی؛ و (۳) مطالعات طرح توسعه.

مطالعات توصیفی: در این مطالعات، هدف از نمونه‌برداری تعیین میزان پرتودهی کل رادیوایزوتوپ در سایت مرجع و انحراف استاندارد یا ضریب تغییر برای جامعه آماری است. لذا، تعداد نمونه‌ها به اندازه‌ای خواهد بود که کمترین فاصله از مقادیر میانگین به دست آید. مطالعات تحلیلی: این مطالعات دربردارنده مقایسه میزان فرسایش و رسوب‌گذاری بین دو یا مناطق بیشتری بر اساس مفروضات از پیش تعیین شده همچون تغییرات در مقادیر شیب، سنگ‌شناسی و کاربری اراضی است. از این‌رو تعداد نمونه‌ها را، دستیابی به بهترین نتایج قابل اتکاء بین مناطق مورد مقایسه تعیین می‌کند.

مطالعات الگوی بازپخش خاک: در اینگونه از مطالعات، توزیع مکانی و نقشه متغیرهای مورد بررسی مانند پرتودهی رادیوایزوتوپ و میزان بازپخش خاک مد نظر می‌باشد. در این شرایط، تعداد نمونه‌ها بر اساس دستیابی به نقشه‌ای با توزیع مکانی مناسب با دقت قابل اعتماد از رادیونوکلویدهای ریزشی و ارتباط معنی‌دار با خصوصیات محیطی مانند توپوگرافی و ویژگی‌های خاک و مواد آلی تعیین می‌شود.

۲-۲- ملاحظات انتخاب محل نمونه برداری

رعایت ملاحظات اولیه قبل از اقدام به نمونه برداری، برای دستیابی به اطلاعات مورد نیاز بسیار ضروری است. از طرفی، وجود اطلاعات پایه‌ای مانند آمار هواشناسی، نقشه‌های ژئومورفولوژی و خاک شناسی، زمین‌شناسی، کاربری اراضی (از دهه ۱۹۵۰)، خاکورزی و اقدام‌های حفاظت خاک و اطلاعاتی مانند رویدادهای فرسایشی و انباشتی در انتخاب محل نمونه برداری، بسیار ضروری است. علاوه بر ملاحظات یاد شده، وجود مناطق مناسب برای سایت مرجع در نزدیکی محل نمونه برداری، قابل تعمیم بودن نتایج به دیگر مناطق و توپوگرافی مناسب در تعیین محل نمونه برداری، حائز اهمیت هستند.

۲-۲-۱- معیارهای انتخاب سایت مرجع

همانگونه که قبلاً عنوان شد، اساس استفاده از تکنیک‌های رادیوایزوتوپی مقایسه میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ در محل نمونه برداری با میزان پرتودهی کل در سایت مرجع است. تحقیقات انجام شده نشان از تغییرات قابل ملاحظه در پرتودهی کل رادیونوکلوئیدها در سایت‌های مرجع دارد. مثلاً حسب تحقیقات Owens و Walling (۱۹۹۶)، تغییرات در پرتودهی کل رادیونوکلوئیدها می‌تواند در نتیجه (۱) تغییرات اتفاقی در توزیع مکانی خصوصیات خاک (کنترل کننده ظرفیت موضعی نفوذ رادیوایزوتوپ در قبال چگالی خاک و خلل و فرج)، اثرات پوشش گیاهی و ریشه‌ها، میکرو-توپوگرافی و زیست آشفستگی خاک؛ (۲) تغییرات مکانی در مقیاس منطقه‌ای که در آن نوسانات بارش و وزش باد باعث تغییر در میزان ریزش رادیونوکلوئیدها به سطح خاک می‌شود؛ (۳) الگوهای متفاوت نمونه برداری که تابعی از برونزد سطحی خاک در منطقه مورد بررسی است و بالاخره (۴) دقت نمونه برداری‌ها باشد.

در مواقعی به دلیل فقدان سایت مرجع با خصوصیات یاد شده، می‌توان مناطق نسبتاً مسطح جنگلی با حداقل پوشش گیاهی را انتخاب کرد که در آن ضریب تغییر^{۲۱} پرتودهی رادیوایزوتوپ در نمونه‌های مرجع بین ۱۹ تا ۳۰ درصد باشد (IAEA, ۱۹۹۸). این درحالی است که ضریب تغییر مجاز برای محل‌های مرجع مرتعی بین ۵ تا ۴۱ درصد گزارش شده است (Owens و Walling, ۱۹۹۶). علاوه بر مناطق جنگلی، می‌توان از آرامستان‌های متروک، باغ‌های بسیار قدیمی دست نخورده و علفزارهای شور ساحلی به عنوان سایت مرجع انتخاب کرد.

²¹ Coefficient of variation

به منظور کاهش اثر عوامل یاد شده و نیز اعتماد بیشتر به داده‌های رادیوایزوتوپ در سایت مرجع، رعایت ملاحظات زیر الزامی است:

(۱) سایت مرجع از زمان شروع ریزش نوکلوییدها از دهه ۱۹۵۰ به هیچ وجه شخم خورده و دچار بهم ریختگی نشده باشد. در این خصوص پی‌جویی سایت مرجع در مناطق حفاظت شده مرتعی که در ۵۰ سال گذشته مورد استفاده کشاورزی قرار نگرفته باشند، انجام گیرد؛

(۲) به منظور هرچه مستند بودن مقایسه‌ها با محل نمونه‌برداری، سایت مرجع حداکثر تا فاصله یک کیلومتری و نزدیکترین محل انتخاب شود؛

(۳) سایت مرجع هرگز نباید تحت تأثیر فرایندهای فرسایشی قرار گرفته باشد؛

(۴) از انتخاب مناطقی که دچار زیست آشفته‌گی شده‌اند پرهیز شود؛

(۵) مقادیر پرتودهی کل رادیونوکلوییدها برای مناطقی که امکان انتخاب مناسب سایت مرجع وجود نداشته باشد، از مقادیر متوسط اندازه‌گیری شده ملی و درازمدت بین المللی استفاده می‌شود (Cambarly, ۱۹۸۹)؛

(۶) در مناطقی که اندازه‌گیری درازمدت در اختیار نباشد، می‌توان از روش‌های مبتنی بر بارش سالانه استفاده نمود. معادلات متعددی توسط محققین کانادایی، اروپایی و استرالیایی در این خصوص توسعه داده شده است (Bashar, ۲۰۰۰; Bernard, ۱۹۹۸).

(۷) گزینه دیگر، استفاده از نرم‌افزاری است که توسط Walling و همکاران (۲۰۰۳) برای آژانس بین‌المللی انرژی اتمی تهیه شده است. پارامترهای اصلی برای تعیین موجودی رادیونوکلویید، عرض و طول جغرافیایی و میزان بارندگی سالانه است.

۲-۲-۲- روش‌های نمونه‌برداری از سایت مرجع

دو رویکرد اصلی نمونه‌برداری از سایت مرجع، شناسایی پرتودهی کل رادیونوکلویید در واحد سطح بکرل بر مترمربع و تعیین تغییرات پرتودهی به ازاء افزایش عمق نیمرخ خاک برای استفاده در محاسبات و مدل‌های تبدیل می‌باشند. در رویکرد نخست، هم از روش مغزه‌گیری

خاک^{۲۲} و هم از روش نمونه‌برداری لایه لایه با دستگاه صفحه لایه بردار^{۲۳} استفاده می‌شود (شکل ۶). از طرفی برای اطمینان از دستیابی به عمق بیشینه نفوذ رادیونوکلوئید در سایت مرجع، نمونه‌برداری لایه لایه الزامی است.

عموماً در مناطق جنگلی و مرتعی، بیشینه پرتودهی رادیوایزوتوپ‌ها در ۱۰ سانتیمتر سطحی نیم‌رخ خاک است. در سایت‌های مرجع شاخص، پرتودهی رادیوایزوتوپ‌ها در اعماق بیش از ۲۵-۳۰ سانتیمتری گزارش نشده است (Gharibreza و همکاران ۲۰۱۳؛ Wallbrink, ۱۹۹۹; Owens و Walling, ۱۹۹۶). با مشخص شدن عمق بیشینه نفوذ رادیونوکلوئید مورد نظر در سایت مرجع، نمونه‌برداری با استفاده از مغزه‌گیر انجام خواهد شد.

بر اساس وسعت سایت مرجع، فواصل بین نمونه‌های مغزه معین می‌شود که برای دستیابی به نتیجه مطلوب، فاصله یک متر پیشنهاد شده است (IAEA, ۱۹۹۸). به‌طور مثال Pennock (۲۰۰۰)، برداشت حداقل ۱۵ تا ۳۰ مغزه خاک را برای حصول به نتیجه مطلوب پیشنهاد داده است. Sutherland (۱۹۹۱) برداشت تعداد ۱۱ مغزه خاک از سایت مرجع را توصیه کرده است. به‌طور کلی برای دستیابی به متوسط پرتودهی رادیونوکلوئیدها در سایت‌های مرجع مرتعی و جنگلی با ضریب‌های تغییر یاد شده (ص ۱۵)، برداشت ۱۰ الی ۱۵ مغزه خاک توصیه شده است. اگر ضریب تغییری بیش از ۳۰ درصد برای یک سایت مرجع به دست آمد، تعداد مغزه‌ها باید افزایش یابد. از طرفی برای شناسایی خصوصیات فیزیکی-شیمیایی خاک در سایت مرجع، باید تعداد مغزه خاک بیشتری برداشته شود. حداقل تعداد نمونه مورد نیاز در سایت مرجع N برای اندازه‌گیری پرتودهی کل رادیونوکلوئید با خطای $\pm 10\%$ درصد و سطح اطمینان ۹۵ درصد با استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه است (Sutherland, ۱۹۹۱).

$$N = \left[\frac{t_{(a,n-1), CV}}{AE} \right]^2$$

که در آن:

N برابر تعداد نمونه؛

t مقدار Student's t برای سطح ۹۵ درصد اطمینان CV ضریب تغییرات (اعشاری)؛

AE خطای مجاز (اعشاری) برابر ۰/۱ است.

²² Bulk corer

²³ Scarper plate

به‌طور مثال، تعداد نمونه‌های سایت مرجع در حوزه آبخیز Lennoxville در کانادا (n=9) (Mabit) $CV=0.13$; student's value (0.05, 8)=2.31; AE=0.1) حد اقل ۹ نمونه برآورد شد (همکاران، ۲۰۰۷).



شکل ۶: نمونه‌برداری از محل مرجع توسط دستگاه صفحه لایه بردار، استان مازندران



شکل ۷: نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه مغزه‌گیر خاک، اراضی دیم استان گلستان

۲-۲-۳- استراتژی نمونه‌برداری در مقیاس دامنه

در نمونه‌برداری از عرصه مورد بررسی، رویکردهای متفاوتی بر اساس مقیاس مطالعه اتخاذ می‌شود. از این رو اتخاذ رویکرد صحیح و جامع مغزه‌گیری از خاک از اراضی زراعی و غیر زراعی بسیار حائز اهمیت خواهد بود. رویکرد مناسب در تعیین میزان بازپخش خاک و توزیع مکانی آن به عنوان هدف نهایی این مطالعات نقش حیاتی ایفا می‌کند. بر این اساس دو رویکرد نمونه‌برداری در طول ترانسکت^{۲۴} و نمونه‌برداری شبکه‌ای^{۲۵} ارائه شده است (IAEA, ۱۹۹۸).

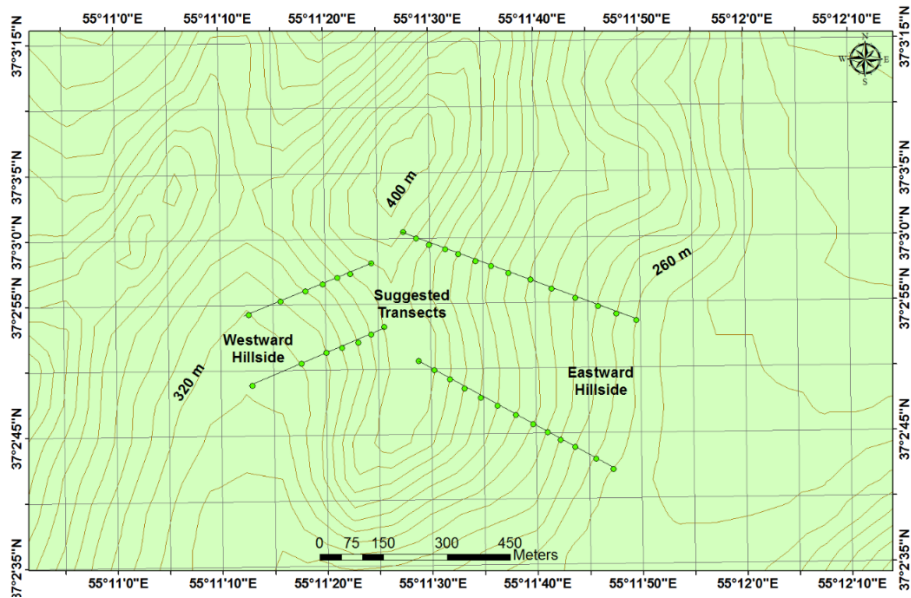
۲-۲-۳-۱- رویکرد نمونه‌برداری ترانسکت

در این رویکرد، فرض بر آن است که توزیع عرضی رادیونوکلئیدهای ریزشی در طول ترانسکت‌های موازی یکسان بوده و هر نقطه در طول ترانسکت در معرض رواناب یکسانی از بالای دامنه قرار دارد. این روش برای عرصه‌های کوچک با توپوگرافی یکنواخت و در دامنه‌های بدون انحناء، نسبتاً پرشیب، هم‌جنس و کوتاه مناسب است. در چنین شرایطی، یک ترانسکت می‌تواند بیانگر تغییرات ایجاد شده در موجودی رادیونوکلئید خاک باشد. در صورت وجود انحناء در طول دامنه مورد بررسی، بیش از یک ترانسکت برای آشکارسازی فرآیندهای فرسایش و رسوب‌گذاری الزامی است (شکل ۸). در هر دو شرایط، طولانی‌ترین محور دامنه‌های موجود

²⁴ Transect approach

²⁵ Grid approach

فاقد هرگونه عارضه قطع کننده شیب برای دستیابی به روند هرچه صحیح تر باز پخش خاک انتخاب می شود.



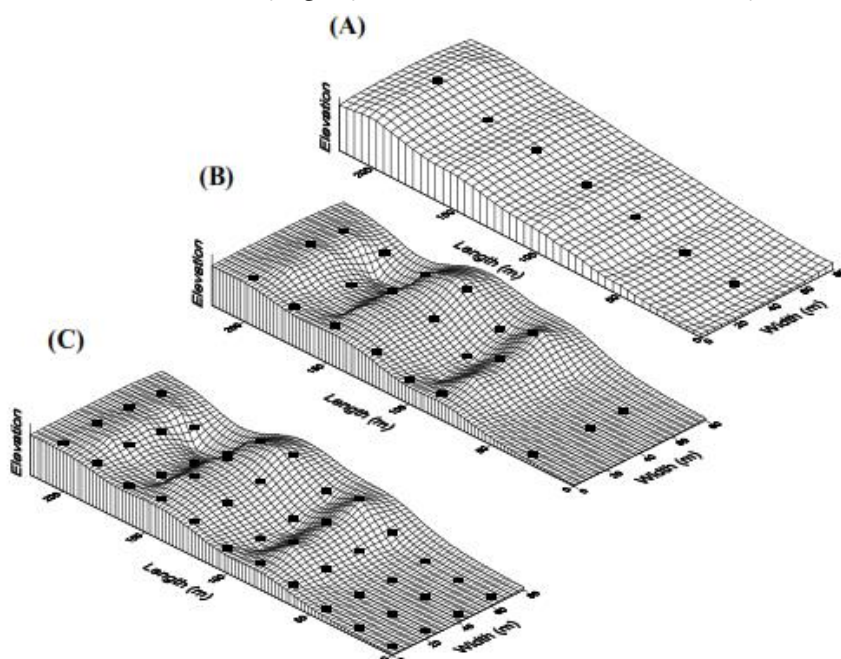
شکل ۸: الگوی نمونه برداری در طول دامنه های منظم مطابق کنتورهای ۱۰ متر، منطقه فاضل آباد استان گلستان

از طرفی تعداد برداشت نمونه در طول هر ترانسکت بر اساس طول دامنه منتخب و توپوگرافی آن تعیین می شود. در دامنه های بسیار کوتاه، حداقل ۳ نمونه برای برقراری ارتباط بین پرتوهای رادیونوکلوئید خاک در بالا و پایین دست ضروری است. به طور کلی، تعداد ۱۰ تا ۲۰ نمونه برای بررسی روند و میزان بازپخش خاک در طول دامنه برداشت می شود. شکل ۸ نشان دهنده الگوی نمونه برداری انتخاب شده در دو دامنه با جهت شیب مخالف شرقی و غربی مطابق کنتورهای ۱۰ متری برای تعیین میزان بازپخش خاک در کاربری اراضی کشت دیم استان گلستان است. همانگونه که در شکل مشهود است، انتخاب منظم ترین و طولانی ترین دامنه ها برای ترانسکت نماینده بسیار حائز اهمیت است.

۲-۲-۳-۲- رویکرد نمونه برداری شبکه ای

در مناطقی که دامنه دارای توپوگرافی یکنواختی نباشد، مطلوب است نمونه برداری به صورت شبکه ای انجام شود. در این خصوص هر دو الگوی برداشت شبکه با ابعاد برابر (مربعی) یا نابرابر (مستطیلی) اتخاذ می شود. در این رویکرد نیز تعداد نمونه ها را شرایط توپوگرافی و مورفولوژی،

اهداف پروژه و بودجه در دسترس برای آماده سازی و آنالیز نمونه‌ها تعیین می‌کنند. بدیهی است، اتخاذ رویکرد مناسب برای بهینه نمودن تعداد و تراکم نمونه‌ها در دستیابی به توزیع مکانی موجودی رادیونوکلئیدهای ریزشی و میزان بازپخش خاک در عرصه، بسیار حائز اهمیت است. در تحقیقاتی که تاکنون انجام شده است، شبکه نمونه‌برداری با فواصل 10×10 متر (Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۱)، 10×15 متر (Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۰)، 20×25 متر (Mabit و Blake، ۲۰۱۹)، 30×30 متر (Kasimovsky، ۱۹۹۳)، 50×50 متر (Pennock، ۲۰۰۰) و بالاخره شبکه 100×100 متر (Fridman و Pegoyev، ۱۹۷۸) را گزارش کرده‌اند.



شکل ۹: الگوی نمونه‌برداری (A) یک ترانسکت برای دامنه با شیب منظم و (B, C) ترانسکتهای موازی در طرح شبکه‌ای نامنظم

۲-۳-۲- رویکرد نمونه‌برداری در مقیاس حوضه

ارزیابی شدت و توزیع مکانی فرایندهای فرسایش و رسوب‌گذاری در مقیاس حوضه هدفی است که دستیابی به آن بسیار دشوار است. سابقه استفاده از رادیونوکلئیدهای ریزشی به منظور برآورد میزان فرسایش و رسوب‌گذاری در مقیاس حوضه به دهه‌های اخیر باز می‌گردد. یکی از مهم‌ترین پروژه‌هایی که در این خصوص از سال ۲۰۰۹ شروع شده، با مدیریت IAEA انجام شده است. این مهم بر عهده بخش همکاری‌های فائو و آژانس بین‌المللی انرژی اتمی در غذا و

کشاورزی و در قالب یک پروژه تحقیقاتی با موضوع اثرات اقدامات کشاورزی در فرسایش و تخریب خاک در مقیاس حوضه است (Govers و همکاران ۱۹۹۹). انتخاب حوضه‌هایی با یکنواختی شرایط توپوگرافیکی، زمین‌شناسی و پیچیدگی کم در جهت شیب و در اندازه‌ای که در استعداد پروژه باشد، در این مقیاس تعیین کننده است.

۲-۲-۳-۴- حوضه‌های همگن و کوچک

بر اساس آنچه که توسط Quine (۱۹۹۵) و Mabit و همکاران (۲۰۰۷) تشریح شده است، حوضه‌های کوچک و همگن با مساحت‌هایی بین چند هکتار تا چند کیلومتر مربع را می‌توان با شبکه‌ای با فواصل ۵۰×۱۰۰ متر یا تعدادی ترانسکت با توجه به ملاحظات توپوگرافیکی و نوع خاک و کاربری اراضی، نمونه‌برداری کرد. همانگونه که قبلاً نیز اشاره شد، به دلیل افزایش هزینه‌های نمونه‌برداری و آنالیز در رویکرد حوضه‌ای، انتخاب الگوی بهینه برای تحقق اهداف و کاهش هزینه‌ها بسیار حائز اهمیت است.

در مطالعه برآورد مقادیر فرسایش و رسوب‌گذاری حوزه آبخیز Lennoxville در کانادا به مساحت ۸۰ هکتار، تعداد ۵۳۹ نمونه در قالب شبکه‌ای با فواصل ۲۵×۳۰ متر برداشته شده است (Mabit و همکاران، ۲۰۰۷). در عین حال، دو الگوی نمونه‌برداری به ترتیب با فواصل ۵۰×۶۰ متر و ۱۰۰×۱۲۰ متر از شبکه انتخاب شد تا نتایج آن‌ها در تهیه نقشه بازپخش خاک مقایسه شود. خروجی این مطالعه شامل نقشه بازپخش خاک و بودجه رسوبی برای الگوهای با فواصل مختلف نشان داد که می‌توان با کاهش تعداد نمونه‌برداری، علاوه بر دستیابی به اهداف متصور، هزینه تحقیقات را نیز به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش داد.

در تحقیق مشابهی که توسط Quine (۱۹۹۵) انجام شد، نمونه‌برداری با شبکه‌ای با فواصل ۲۵×۳۰ متر و تعداد ۸۳ نمونه آغاز و سپس با کاهش تعداد نمونه به‌طور اتفاقی از بین شبکه به ۷۰، ۶۰، ۵۰ و بالاخره ۲۵ نمونه، نقشه بازپخش خاک و بودجه رسوبی حوضه را محاسبه کرد. به جزء گزینه ۲۵ نمونه‌ای، در مابقی آرایش‌ها اثر جدی در توزیع مکانی رادیوایزوتوپ و میزان بازپخش خاک، مشاهده نشده است.

تعمیم نتایج یک حوضه به حوضه دیگر مانند کلیه مطالعات زمین مبنای دلیل تفاوت در ویژگی‌های توپوگرافی و زمین‌شناسی کاملاً امکان‌پذیر نیست. بنابراین، استفاده از روش انتخاب کارشناسی-اتفاقی در برداشت نمونه در عوض شبکه نمونه‌برداری می‌تواند رویکرد مناسبی برای

فائق آمدن بر تغییرات توپوگرافی باشد. در چنین رویکردی، تعداد نمونه‌ها در دامنه‌های منظم کاهش و در عوض در دامنه‌های نامنظم افزایش پیدا خواهد کرد.

۲-۲-۳-۵- حوضه‌های ناهمگن و بزرگ

در حوضه‌های آبخیز بیش از ۱۰۰ هکتار، روش‌های معمول در حوضه‌های کوچک کارساز نبوده، بلکه به رویکرد بخش‌های همگن پرداخته می‌شود. برای ساده‌سازی الگوی نمونه‌برداری، حوضه‌های بزرگ به بخش‌های کوچکتر که دارای ویژگی‌های زمین مبنای همگن و مشابهی هستند، تقسیم می‌شوند. معیارهای زمین مبنایی مانند خصوصیات خاک شناسی، زمین‌شناسی، توپوگرافی و کاربری اراضی مد نظر قرار می‌گیرند. بدین ترتیب، با بهره‌گیری از معیارهای یاد شده، استفاده از نقشه‌های پایه موجود، بازدیدهای میدانی و ابزار سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی، بخش‌های همگن از هم تفکیک می‌شوند.

به‌طور مثال، حوزه آبخیز رودخانه Boyer در کانادا به مساحت ۲۱۷ کیلومتر مربع، مطابق معیارهای کاربری اراضی (کشاورزی و جنگل مسطح)، توپوگرافی (شیب‌های ۰-۲ و ۱۵/۲ درصد) و ویژگی‌های خاک (خاک‌های لومی، لوم ماسه‌ای و لوم رسی ماسه‌ای) به شش بخش تقسیم شد (Mabit و همکاران، ۲۰۰۷). بر این اساس، شش بخش منتخب (۱) کشاورزی، خاک لوم ماسه‌ای با شیب کمتر از ۲ درصد؛ (۲) کشاورزی، خاک لوم ماسه‌ای با شیب بیش از ۲ درصد؛ (۳) کشاورزی، خاک لومی با شیب بیش از ۲ درصد؛ (۴) کشاورزی، خاک لومی با شیب کمتر از ۲ درصد؛ (۵) کشاورزی، خاک لوم رسی ماسه‌ای و بالاخره (۶) جنگل مسطح تفکیک شدند.

انتخاب زیر حوضه یا عرصه نماینده برای بخش همگن که نشان‌دهنده ویژگی‌های آن باشد، مرحله بعد به‌شمار می‌رود. سپس، انتخاب الگوی نمونه‌برداری مطابق ویژگی‌های عرصه و زیرحوضه انتخاب شده در سایر بخش‌های همگن بر اساس روش ترانسکت یا شبکه، بسیار حائز اهمیت است. از طرفی برای حوزه‌های آبخیز بزرگ که واجد میکرواقليم و تغییرات در پراکنش بارش هستند، انتخاب تعداد و مکان سایت‌های مرجع باید متناسب با نوسانات اقلیمی انجام شود. بدیهی است، این مهم باید در نزدیکترین فاصله با ترانسکت‌ها یا شبکه‌های نمونه‌برداری باشد.

۲-۳- آماده سازی نمونه‌ها

بر اساس شیوه‌نامه‌های پیشنهاد شده و تجارب موجود (Walling و همکاران، ۱۹۹۲؛ Pennock، ۲۰۰۲؛ Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳) آماده‌سازی نمونه‌ها شامل مراحل زیر است:

- نمونه‌ها بلافاصله در دمای اتاق یا دمای ۶۰ درجه به مدت ۴۸ ساعت خشک گردد؛
- وزن تر و خشک نمونه با دقت گرم توزین گردد؛
- کلوخه‌های خاک از هم جدا و نمونه به آرامی به گونه‌ای با هاون کوبیده شود تا اجزا متشکله آن از بین نرود؛
- دانه‌بندی نمونه با الک با اندازه دو میلی‌متر انجام شود تا بخش درشت‌تر از دو میلی‌متر شامل قطعات چوب و خرده سنگ جدا شوند. هر دو بخش زیر و بالای الک ۲ میلی‌متر توزین شوند؛
- چگالی بخش ریزدانه خاک به دقت محاسبه گردد. به منظور جلوگیری از خطاهای متصور در خاک‌های مناطق پرخرده سنگ، نمونه‌برداری حتی الامکان از بخش‌های واجد خاک ریزدانه، انجام شود. از طرفی، جدا کردن ذرات ریزدانه از سطح خرده سنگ‌ها و قلوه سنگ‌ها و اضافه کردن آنها به بخش ریزدانه بر صحت محاسبه چگالی و پرتودهی رادیوایزوتوپ‌ها در خاک خواهد افزود،
- بر اساس اندازه و حجم ظروف دستگاه گاما اسپکترومتر^{۲۶} (۵۰ تا ۱۵۰۰ گرم)، از بخش ریزدانه نمونه انتخاب شود؛
- بخش ریزدانه به آرامی و به صورت لایه لایه به‌درون ظرف ریخته شده و با هاون یا هر دسته کوبشی به آرامی متراکم شود. سپس لایه بعد اضافه شده و کوبش و تراکم در نمونه تا پر شدن ظرف ادامه یابد (شکل ۱۴).
- شستشو و خشک کردن هاون و آلات کوبش نمونه با سشوار یا آون پس از آماده سازی هر نمونه الزامی است.



شکل ۱۰: مراحل آماده سازی نمونه خاک، آزمایشگاه مکانیک خاک پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری کشور

فصل ۳: نمونه برداری رسوب برای استفاده از رادیونوکلئیدهای

ریزشی

۳-۱- مقدمه

نمونه‌برداری از رسوبات برای برآورد میزان انباشت رسوبات در تالاب‌ها، دریاچه‌ها و دشت‌های سیلابی از مراحل اساسی این روش به‌شمار می‌رود. در این کتاب، چکیده‌ای از دستورالعمل‌های استاندارد مانند Radtke (۲۰۰۵) و تجارب کسب شده (غریب‌رضا و همکاران، ۱۳۹۹؛ Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳) (a, b, c) برای تشریح روش نمونه‌برداری از رسوبات استفاده شده است. از جمله موارد حائز اهمیت در عملیات نمونه‌برداری، الگوی نمونه‌برداری است که در آن تعداد، محل برداشت و روش‌های برداشت (جدول ۲) پیشنهاد می‌شود.

اصولاً استفاده از رادیونوکلئیدها در مطالعه میزان انباشت رسوب از طریق برداشت مغزه‌های رسوبی از رسوبات محیط‌های رسوبی، امکان‌پذیر است. لذا، در این نوع بررسی‌ها از نمونه‌های سطحی استفاده نمی‌شود. ستون رسوبات در واقع، وقایع نگار کلیه رویدادهای طبیعی و انسانی ساختی است که در حوزه آبخیز بالادست و محدوده محیط رسوبی رخ داده است. لذا برداشت یک مغزه رسوبی دست‌نخورده از بهترین نقطه محیط رسوبی، بسیار حائز اهمیت است.

برای دستیابی به مغزه رسوبی دست‌نخورده و کامل، شناخت جامع از محیط رسوبی شامل مساحت محیط رسوبی، محل و میزان آورد و خروج رسوب، مرفولوژی بستر، خصوصیات فیزیکی-شیمیایی آب محیط رسوبی، کاربری‌های موجود و رویدادهایی که در محیط رسوبی رخ داده‌اند، الزامی است. به همین ترتیب ویژگی‌های حوزه آبخیز بالادست مانند مساحت آن، کاربری اراضی، فرسایش‌پذیری واحدهای سنگی، شدت فرسایش حوضه و انتقال رسوب و رویدادهایی که رخ داده و دیگر ویژگی‌های شاخص هر حوضه، حائز اهمیت است. بررسی منابع و تجربه‌های موجود نشان می‌دهد که بهترین روش مغزه‌گیری، روش قطعی^{۲۷} بر مبنای نظر کارشناسی است (جدول ۲). اگرچه دیگر روش‌ها هر کدام دارای مزایایی هستند، لیکن به دلیل طولانی بودن مرحله آماده‌سازی و پرهزینه بودن محاسبه پرتودهی رادیونوکلئیدهای

²⁷ Deterministic

ریزشی، برداشت مغزه رسوبی از آن بخش از محیط رسوبی که نشان‌دهنده کلیه رویدادهای محیطی است، مستلزم دانش کافی کارشناسی از ویژگی‌های محیط رسوبی و رسوبات است.

جدول ۲: روش‌های نمونه‌برداری (Radtko, ۲۰۰۵)

روش	مراحل
	روش غیر آماری
قطعی (Deterministic)	1. منطقه مورد مطالعه بر اساس اطلاعات محیطی، اهداف تحقیق و قضاوت کارشناسی به زیر مناطق کوچکتر تقسیم شود
	2. نمونه برداری با اطلاع از خصوصیات هر زیر منطقه و مساحت آن اجرا شود
	روشهای آماری
روش تصادفی طبقه ای Stratified random	1. منطقه مورد مطالعه بر اساس اطلاعات محیطی، اهداف تحقیق و قضاوت کارشناسی به زیر مناطق کوچکتر تقسیم شود
	2. تعیین اینکه کدامیک از زیر منطقه نیاز به نمونه برداری دارد
	3. انتخاب زیر منطقه با تعداد نمونه تصادفی
	4. نمونه برداری از مرکز هر زیر منطقه
روش اتفاقی-تصادفی Stochastic random	1. منطقه مورد مطالعه به زیر مناطق مساوی تقسیم شود
	2. تعیین اینکه کدامیک از زیر منطقه نیاز به نمونه برداری دارد
	3. انتخاب زیر منطقه با تعداد نمونه تصادفی
	4. نمونه برداری از مرکز هر زیر منطقه
روش سیستماتیک منظم Systematic regular	1. منطقه مورد مطالعه به زیر مناطق مساوی تقسیم شود
	2. تعیین اینکه کدامیک از زیر منطقه نیاز به نمونه برداری دارد
	3. انتخاب زیر منطقه با تعداد نمونه تصادفی
	4. نمونه برداری از مرکز هر زیر منطقه با رعایت فاصله برابر بین هر نمونه
روش مقاطع عرضی ثابت Fixed transect	1. منطقه مورد مطالعه به مقاطع عرضی تقسیم شود. لزومی ندارد فاصله مقاطع عرضی برابر باشد
	2. به حداقل رساندن نمونه برداری به نحوی که اهداف تحقیق نیز محقق شود
	3. متغیرهای عرض و عمق در طول مقاطع در نظر گرفته شود

۳-۲- اطلاعات مهم قبل از نمونه‌برداری

- پراکنش رخساره‌های رسوبی متشکل از رسوبات ریز دانه؛
- محل و سابقه لایروبی رسوبات بستر؛
- عمق نفوذ دلتای رودخانه یا آبراهه متصل شده از بالادست؛
- مورفولوژی بستر؛
- مورفولوژی بخش میانی و مرداب خورها و دلتاها؛
- اسکله‌ها و بنادر و محل استقرار کاربری‌های مختلف؛
- عمق نفوذ جزرومد در رخساره‌های مختلف خور، خلیج و دلتا؛
- میزان بیشینه^{۲۸} و کمینه^{۲۹} دامنه جزرومد؛

²⁸ Spring Tide

²⁹ Neap Tide

- عمق نفوذ امواج طوفانی تا بخش میانی خور، خلیج و دلتا؛
- محل استقرار جنگل‌های حرا و چنل و علفزارهای شور؛
- محل بهم ریختگی بافتی رسوبات بستر توسط جانوران کف‌زی.

۳-۳- ملاحظات حین و بعد از نمونه‌برداری عمقی

- برداشت مغزه رسوبی از ستون رسوبات بستر رودخانه، تالاب، خور، خلیج و دلتا به ضخامت یک تا ۱/۵ متر به منظور دستیابی به روند دراز مدت انباشت رسوبات؛
- محل نمونه‌برداری با فاصله از محل‌های لایروبی بستر یا مناطق بهم ریخته توسط موجودات کف‌زی باشد؛
- حتی الامکان زمان در دبی پایه رودخانه باشد؛
- حتی الامکان در ساعت آرامش بین وقوع جزر و مد باشد؛
- از دستگاه مغزه‌گیر غیر ثقلی یا دستی کنترل شونده با لوله شفاف داخلی یا کاملاً شفاف خارجی استفاده شود؛
- در نمونه‌گیر دستی (شکل ۱۱)، ابتدا لوله شفاف پلی اتیلنی درون مغزه‌گیر قرارداده شده که طول آن بسته به طول مغزه‌گیر فلزی ۳۰ بین یک تا دو متر در تغییر است؛
- درپوش نمونه‌بردار که مجهز به یک دریچه یک طرفه است، به درستی و محکم بسته شود؛
- نمونه بردار را با افزودن لوله‌های رابط به بالای آن به عمق مطلوب نمونه‌برداری برسانید؛
- نمونه بردار با هدایت کاربر به‌طور عمود به کف محیط آبی برسانید؛
- طول رانش نمونه‌بردار به درون بستر محیط آبی باید مطابق طول لوله اصلی (۱-۲ متر) مغزه‌گیر باشد؛
- دستگاه مغزه‌گیر با استفاده از لوله‌های رابط و طناب به‌طور عمودی به سطح شناور هدایت و پس از باز کردن دریچه لوله شفاف را استحصال کنید؛
- مغزه رسوبی پس از استحصال تا قبل از وصول به آزمایشگاه عمودی نگهداری شود؛
- ضروری است کلیه تجهیزات نمونه‌برداری از هرگونه آلودگی تمیز شده باشد؛
- شماره نمونه بر روی برچسب ضد آب ثبت شود؛

- موقعیت جغرافیایی نمونه توسط دستگاه GPS قرائت و در دفترچه به همراه کد نمونه ثبت شود؛

- شرایط محیطی هنگام نمونه‌برداری همچون شرایط جزرومد، موج، سیلابی بودن و زمان آن ثبت شود؛

- در صورت لزوم بررسی وضعیت آلودگی رسوبات، مغزه رسوبی و پس از انتقال به آزمایشگاه در فریزر و دمای ۴- درجه نگهداری شود؛



شکل ۱۱: آماده سازی مغزه گیر رسوبات بستر با لوله شفاف داخلی



شکل ۱۲: مغزه‌های رسوبی دست نخورده از بخش غربی تالاب انزلی، مصب رودخانه چافرود



شکل ۱۳: مغزه‌های رسوبی دست نخورده از دریاچه ولشت استان مازندران

۳-۴- آماده سازی نمونه‌ها

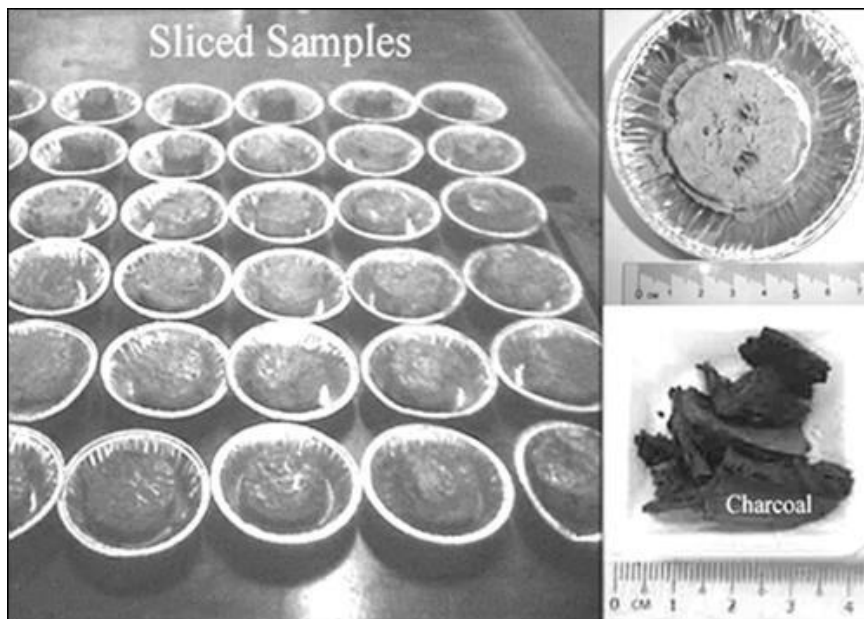
روش‌های استاندارد مختلفی برای آماده‌سازی رسوبات نرم و ریزدانه بستر محیط‌های آبی وجود دارد که بر حسب تجربه در این کتاب از دستورالعمل IAEA (۲۰۰۱) اقتباس شده است. کلیات آماده‌سازی به شرح زیر است:

- برش مغزه رسوبی به زیر نمونه‌هایی با فواصل 2 ± 0.2 میلیمتر (شکل ۱۴)؛
- خشک کردن نمونه‌ها در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد (شکل ۱۵)؛
- توزین نمونه‌های خشک شده با دقت صدم گرم؛
- جداسازی بخش ریزدانه ریزتر از ۲ میلیمتر؛
- پودر کردن بخش ریزدانه با استفاده از هاون یا دستگاه پودر کننده؛
- بسته بندی نمونه در ظروف مخصوص دستگاه گاما اسپکترومتر نوع "N"؛
- پلمب کردن ظرف نمونه به منظور جلوگیری از خروج گاز رادون-۲۲۲؛
- نگهداری نمونه پلمب شده به مدت ۲۰ روز به منظور به تعادل رسیدن گاز رادون-۲۲۲ با

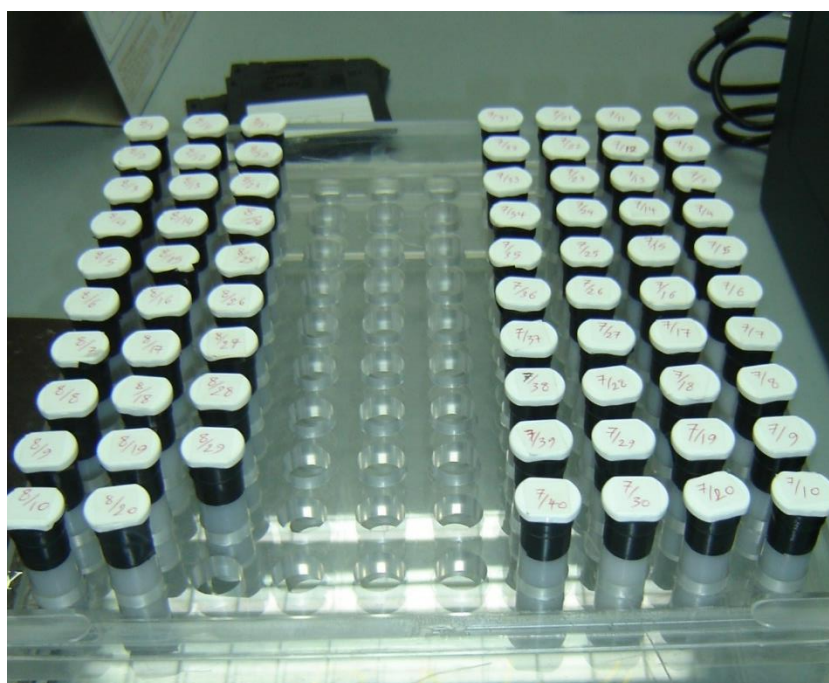
سرب-۲۱۰



شکل ۱۴: برش و استحصال نمونه‌ها از مغزه رسوبی



شکل ۱۵: خشک نمودن نمونه‌های رسوبی استحصال شده



شکل ۱۶: ظروف نمونه خاص بسته بندی نمونه‌های رسوب دستگاه گاما اسپکترومتر نوع "N" مخصوص رادیوایزوتوپ سرب ۲۱۰

فصل ۴: اندازه‌گیری پرتو دهی رادیونوکلئیدهای ریزشی

۴-۱- اندازه‌گیری پرتو دهی رادیوایزوتوپ ^{137}Cs

میزان پرتو دهی ^{137}Cs ، عموماً با استفاده از دستگاه گاما اسپکترومتر و آشکارساز ژرمانیم هم‌محور کلاسیک^{۳۱} اندازه‌گیری می‌شود (شکل ۱۷). آشکارسازها بر اساس میزان پرتو دهی رادیوایزوتوپی نمونه‌ها انتخاب می‌شوند که در آن از آشکارساز نوع P برای تمرکز بیشتر و از نوع N برای نمونه‌های با پرتو دهی بسیار کمتر استفاده می‌شود. برای اندازه‌گیری پرتو دهی انواع رادیوایزوتوپ‌هایی که در نمونه خاک یا رسوب وجود دارد، طیف انرژی تعریف می‌شود که در آن آستانه پرتو دهی رادیوایزوتوپ‌ها شناسایی می‌شوند. این طیف عموماً بین ۴۰ کیلو الکترون ولت تا ۱۰ میلیون الکترون ولت تنظیم می‌شود. ^{137}Cs در طیف انرژی و در تراز ۶۶۲ کیلو الکترون ولت آشکار شده و میزان پرتو دهی آن معادل سطح زیر پیک منحنی است که از خود نشان می‌دهد. زمانی که لازم است هر رادیوایزوتوپ آشکارسازی شود، به زمان شمارش^{۳۲} موسوم است. این زمان باید به اندازه‌ای باشد تا دقت آزمایش کمتر از ۱۰ درصد از میزان پرتو دهی نمونه و سطح ۹۵ درصد از اطمینان برسد. عموماً برای آشکارسازهای اشعه گاما با بهره‌وری نسبی ۳۰٪، زمان شمارش مورد نیاز بین ۲۰۰۰۰ تا ۸۰۰۰۰ ثانیه و بر اساس میزان پرتو دهی نمونه و ابعاد حجم نمونه‌ای که در آشکارساز قرار داده شده، در تغییر است. برای نمونه‌های با میزان پرتو دهی کم، حداقل زمان شمارش ۲۴ ساعت یا ۸۶۴۰۰ ثانیه است. در ادامه به چند رابطه ساده برای اندازه‌گیری میزان پرتو دهی ^{137}Cs اشاره شده است (IAEA, ۲۰۰۳).

رابطه محاسبه بازده آشکارساز^{۳۳} به درصد:

$$DE = \frac{2702.7 \times A}{T \times SC \times e^{-0.022975 \times TL}} \quad (1)$$

که در آن:

A نتیجه شمارش؛

³¹ Classic coaxial Germanium detector

³² Counting time

³³ Detector's efficiency

T زمان شمارش به ثانیه؛

Sc منشأ تمرکز در واحد؛

Pci زمانی که نمونه آماده‌سازی شده؛

و TL زمانی است که بر حسب سال طی شده است.

رابطه محاسبه میزان پرتودهی ^{137}Cs در واحد جرم که به نشانه Is بر حسب میلی بکرل بر گرم (mBq g^{-1}) نشان داده می‌شود:

$$Is = \frac{10000 \times A}{T \times DE \times Wd} \quad (2)$$

که در آن:

Wd وزن نمونه به گرم؛

DE بازده آشکارساز به درصد است.

رابطه محاسبه میزان پرتودهی ^{137}Cs به بکرل در مترمربع (Bq m^{-2})

$$\text{Inventory} = \frac{Is \times Wt}{At} \quad (3)$$

که در آن:

Wt وزن کل نمونه به گرم (بخش ریزدانه تر از ۲ میلیمتر)؛

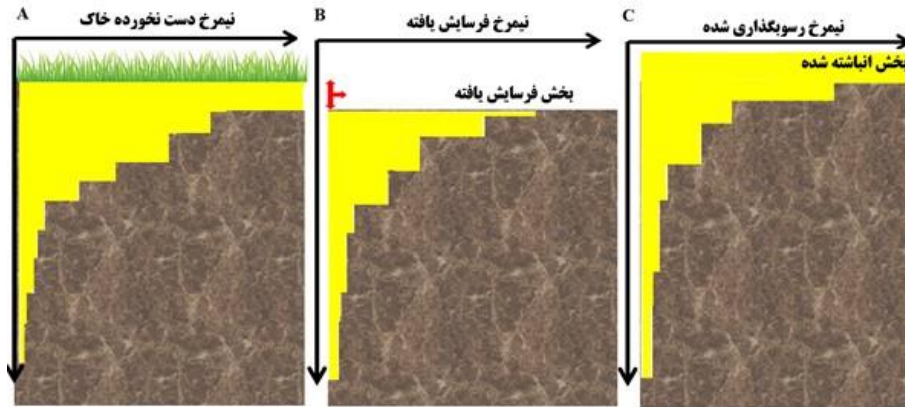
Is میزان پرتودهی ^{137}Cs بر حسب بکرل در کیلوگرم؛

و At سطح نمونه‌برداری به سانتیمتر مربع است.

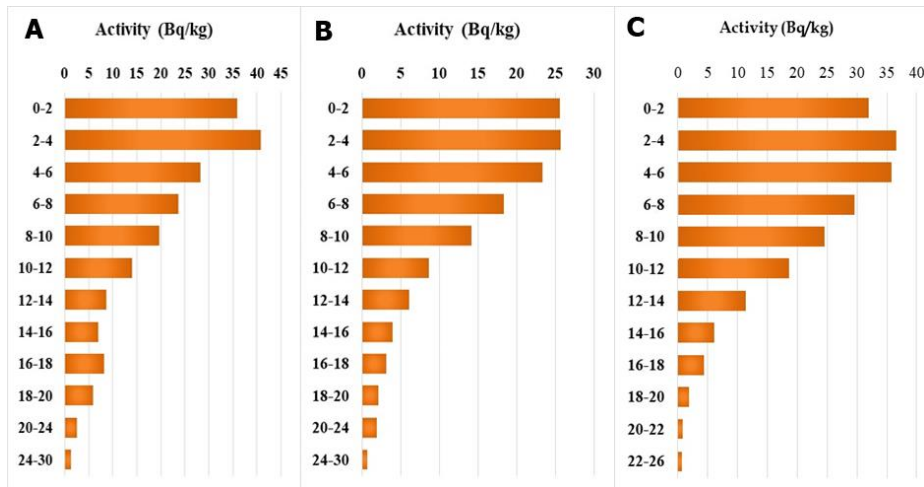
تغییرات عمودی میزان پرتودهی ^{137}Cs در پروفیل خاک از مراحل بسیار مهم مطالعه این رادیونوکلئید است. بر اساس فرضیات این مطالعات، با فروپاشی ^{137}Cs میزان پرتودهی این رادیویزوتوپ در عمق با روند نمایی^{۳۴} کاهش خواهد یافت. این مشخصه مهم، معیار صحت انتخاب سایت مرجع است و هرگونه تغییری در این روند موجب تکرار نمونه‌برداری خواهد شد. در شکل ۱۷ نمونه‌ای از روند نمایی کاهش پرتودهی ^{137}Cs در عمق در خاک‌های دست

³⁴ Decrease exponentially with depth

نخورده و کشاورزی و پروفیل عرصه انباشت خاک نشان داده شده است. همچنین شکل ۱۸، نشان دهنده روند نمایی کاهش پرتودهی ^{137}Cs در سایت مرجع (دست نخورده) در عرصه‌های جنگل‌های هیرکانی شمال کشور را نشان می‌دهد. در این شکل (۱۸)، صحت انتخاب سایت مرجع به دلیل عدم بهم ریختگی روند نمایی کاهشی در عمق نیم‌رخ خاک ثابت شده است.



شکل ۱۷: نیم‌رخ عمودی پرتودهی رادیوسزیم به ترتیب در (A) محل دست نخورده (B) فرسایش یافته و (C) انباشت رسوب اراضی غیر زراعی نشان داده شده است (IAEA, ۲۰۰۳)



شکل ۱۸: نیم‌رخ عمودی پرتودهی رادیوسزیم در محل‌های مرجع به ترتیب در (A) استان گیلان (B) استان مازندران (C) استان گلستان (غریب‌رضا و همکاران، ۱۳۹۹)

همانگونه که از اشکال ۱۷ و ۱۸ مشهود است، کاهش میزان پرتودهی ^{137}Cs در پروفیل خاک می‌تواند ناشی از انباشت خاک برگ تجزیه نشده بعد از کاهش ریزش رادیونوکلوئیدی در دهه ۱۹۷۰ میلادی باشد. این مهم در برخی مراجع به ویژه انتشارات IAEA (۱۹۹۸ و ۲۰۰۳) اشاره

شده است. انتظار می‌رود، در اراضی زراعی میزان پرتودهی ^{137}Cs در لایه شخم خورده به دلیل اختلاط و بهم‌ریختگی نیم‌رخ خاک یکنواخت باشد. در محل‌های انباشت خاک در مزارع یا دره‌های کوچک افزایش قابل ملاحظه‌ای در میزان پرتودهی ^{137}Cs مشاهده می‌شود.

اندازه‌گیری در محل پرتودهی ^{137}Cs بوسیله دستگاه گاما اسپکترومتر قابل حمل (شکل ۱۹)، یکی از روش‌های رایج به‌شمار می‌رود که به‌واسطه آن مراحل نمونه‌برداری و آماده‌سازی حذف می‌شود. زمان شمارش برای این روش نیز به مراتب کوتاه‌تر از زمان شمارش در آزمایشگاه خواهد بوده و خطاهای نمونه‌برداری و بهم‌ریختگی خاک نیز برطرف می‌شود.

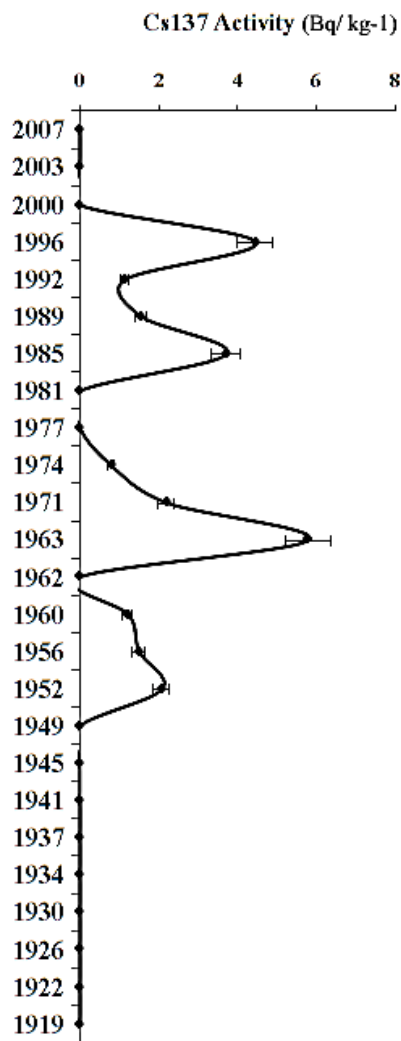


شکل ۱۹: دستگاه گاما اسپکترومتر ثابت در محل پرتودهی رادیونوکلئیدهای ریزشی

یکی از ملاحظات اندازه‌گیری در محل، تخمین پرتودهی رادیوایزوتوپ در عمق خاک است. این مهم با استفاده از مدل‌های ریاضی توسعه داده شده از طریق تفسیر شکل طیف گاما امکان پذیر است (He و Walling، ۲۰۰۰؛ Benke و Kearfott، ۲۰۰۱). اطلاع از خواص خاک مانند ترکیب آن، میزان رطوبت و چگالی نیز حائز اهمیت است. این اطلاعات بیشتر برای رادیونوکلئیدهای ریزشی که در طیف انرژی کمتر از ۱۰۰ کیلو الکترون ولت آشکار می‌شوند، باید مد نظر قرار گیرد. کاربری اراضی و فرایندهای فرسایشی اغلب منجر به پیچیدگی در توزیع عمقی رادیونوکلئیدهای ریزشی شده و باعث زاویه گرفتن از مفروضات این‌گونه محاسبات که در آن توزیع عمقی رادیوایزوتوپ ثابت است، خواهد شد (He و Walling، ۲۰۰۰). اندازه‌گیری در محل میزان پرتودهی ^{137}Cs برای بررسی مناطق با وسعت زیاد مانند مقیاس حوزه آبخیز در بازه زمانی کوتاه مناسب‌تر است. به‌طور مثال، در تحقیقی که در حوزه آبخیز Mistelbach اتریش

انجام شده است، اندازه‌گیری در محل میزان پرتودهی ^{137}Cs با خطای شمارش ۶ درصد، پرتودهی کل ۱۹۰۰ بکرل بر مترمربع فقط در زمان شمارش ۳۶۰۰ ثانیه را میسر ساخت. این در حالی است که، همین پرتودهی در شرایط آزمایشگاهی حداقل با زمان شمارش ۱۰۰۰۰ ثانیه قابل دستیابی است.

از مهم‌ترین فرضیات استفاده از روش‌های نوکلئید پایه برای برآورد میزان فرسایش و رسوب‌گذاری، ثابت بودن روند کاربری اراضی و میزان فرسایش خاک در دوره مورد بررسی است. به علاوه، این فرضیات برای برآورد میزان انباشت رسوب در دریاچه‌ها و مخازن و دشت‌های سیلابی رودخانه‌ها برقرار است (Walling و He، ۱۹۹۴؛ Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳b). در تفسیر پرتودهی ^{137}Cs در ستون رسوبات، بیشینه پرتودهی ^{137}Cs مربوط به سال ۱۹۶۳ است که همزمان با بیشینه ریزش‌های رادیونوکلئیدی در آن سال رقم خورده است. به علاوه، حادثه چرونوبیل در سال ۱۹۸۶ ایجاد لایه کلیدی با پرتودهی قابل ملاحظه ^{137}Cs در ستون رسوبات محیط‌های آبی کرده که در تفسیر میزان انباشت رسوب بسیار راهگشا می‌باشد (شکل ۲۰). به علاوه، در دشت‌های سیلابی میزان رسوب‌گذاری با اندازه‌گیری پرتودهی کل ^{137}Cs در یک مغزه خاک و نمونه‌های حاصل از برش آن قابل دستیابی است. در این روش، افزایش در پرتودهی کل ^{137}Cs نسبت به نمونه مرجع، نشان‌دهنده انباشت رسوب است (Walling و He، ۱۹۹۴).



شکل ۲۰: بیشینه پرتودهی ^{137}Cs در ستون رسوبات دریاچه Bera در مالزی در سال ۱۹۶۳،
Gharibreza و همکاران (۲۰۱۳)

۲-۴- اندازه‌گیری پرتودهی رادیوایزوتوپ ^{210}Pb

در مطالعاتی که از ^{210}Pb برای برآورد بازپخش خاک استفاده می‌شود، باید پرتودهی کل ^{210}Pb -total و ^{226}Ra به منظور محاسبه $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ، برآورد شوند. همچنین پس از آماده سازی نمونه‌ها و جایگیری آن‌ها در ظروف مخصوص دستگاه گاما اسپکترومتر، درب ظرف باید کاملاً پلمب شده به گونه‌ای که هیچگونه گازی از آن متصاعد نشود. سپس نمونه قبل از آنالیز حداقل

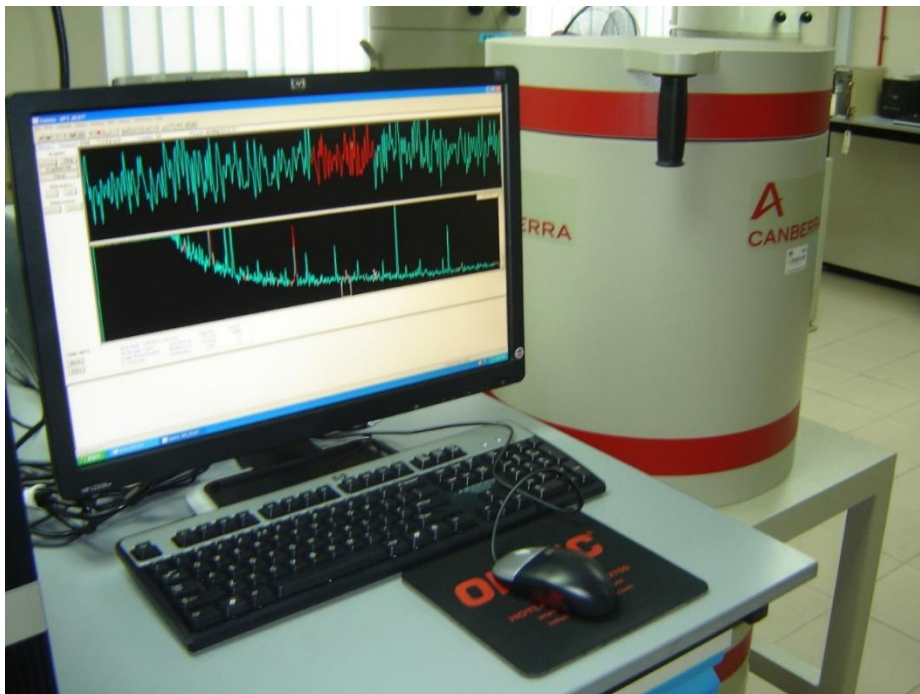
به مدت ۲۰ روز به منظور به تعادل رسیدن پرتو دهی رادیوایزوتوپ مادری (^{226}Ra) با پرتو دهی رادیوایزوتوپ دختری رادون-۲۲۲ ($t_{1/2}$ 3.8 days) نگهداری شود.

آشکارساز استاندارد گاما نوع "P" که معمولاً برای اندازه گیری ^{137}Cs مورد استفاده قرار می گیرد، به دلیل آستانه شناسایی بسیار کمتر آن برای آشکارسازی ^{210}Pb ، مناسب نیست. لذا برای اندازه گیری ^{210}Pb از گاما اسپکترومتر نوع "N" و آشکارساز بسیار خالص ژرمانیم ^{30}Ge با طیف انرژی ۳ کیلو الکترون ولت تا ۱۰ میلیون الکترون ولت استفاده می شود. پرتو دهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ، با کسر پرتو دهی ^{226}Ra از پرتو دهی کل ^{210}Pb در نمونه به دست می آید. عدم قطعیت در برآورد پرتو دهی ^{210}Pb ، در شرایطی که میزان آن در منطقه مورد مطالعه کم باشد تا ۳۰ تا ۵۰ درصد هم قابل افزایش است.

از دیگر روش های تعیین پرتو دهی کل ^{210}Pb در نمونه می توان به تفکیک رادیوشیمیایی، آلفا اسپکترومتري یا شمارش سینتیلیشن مایع^{۳۶} اشاره کرد (Jia, 2007). به علاوه، پرتو دهی کل ^{210}Pb را می توان به روش آلفا اسپکترومتري از طریق تعیین پرتو دهی پلوتونیم-۲۱۰ (^{210}Po) که رادیوایزوتوپ دختری ^{210}Pb است، برآورد نمود. این روش نسبت به روش گاما اسپکترومتري دقیق تر ولی طولانی تر است. در این روش، نمونه باید کاملاً توسط اسیدهای HNO_3 , HCl , HF به صورت مایع شده و ته نشست همزمان پلوتونیم-۲۱۰ بر روی بشقاب نقره ای صورت گیرد. شمارش با استفاده از آشکارساز سیلیکون آلفا انجام می شود. در مراحل مشابه پرتو دهی ^{226}Ra از نمونه های عمیق تر محل نمونه برداری، جایی که ^{210}Pb ریزشی نفوذ نمی کند، محاسبه خواهد شد. همانگونه که اشاره شد، به دلیل دقت کمتر روش گاما اسپکترومتري برای نمونه هایی که پرتو دهی آن ها تا ۱۰ بکرل بر کیلوگرم است، عدم قطعیت به ۴۰ درصد می رسد، حال آنکه برای پرتو دهی های بیش از ۳۰ بکرل بر کیلوگرم، عدم قطعیت قابل قبول کمتر از ۱۵ درصد بوده و وقتی که پرتو دهی به ۱۲۰ بکرل بر کیلوگرم می رسد، عدم قطعیت روش گاما اسپکترومتري معادل آنچه با روش آلفا اسپکترومتر برآورد می شود، خواهد بود.

³⁵ A coaxial HPGe "N type"

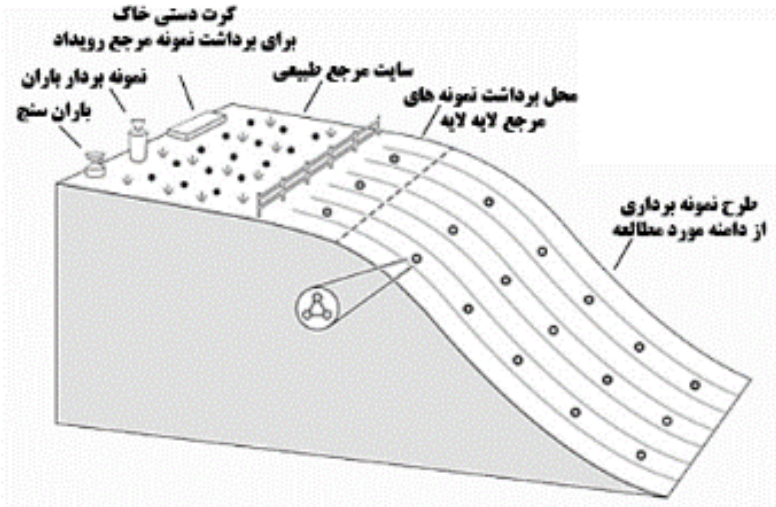
³⁶ Liquid scintillation counting



شکل ۲۱: دستگاه گاما اسپکترومتر نوع "N" مجهز به نرم افزار محاسبه پرتودهی رادیوایزوتوپ‌ها

۴-۳- اندازه‌گیری پرتودهی رادیوایزوتوپ ^7Be

رادیوایزوتوپ ^7Be را می‌توان به راحتی بوسیله آشکارساز خالص ژرمانیم نوع "P" در تراز انرژی $477/6$ کیلو الکترون ولت اندازه‌گیری کرد. یکی از روش‌های تکمیلی برای افزایش دقت مطالعات، اندازه‌گیری پرتودهی ^7Be در باران و رویداد مورد نظر است. بدین ترتیب، اندازه‌گیری در محل پرتودهی ^7Be روش توصیه شده برای فائق آمدن بر محدودیت‌های ناشی از نمونه‌برداری ظریف و دقیق و آنالیز سریع نمونه‌ها است (شکل ۲۲). برای این منظور، طول زمان شمارش برای محاسبه در محل پرتودهی ^7Be ، حداقل دو برابر زمان مورد نیاز برای ^{137}Cs خواهد بود (Blake & Mabit, ۲۰۱۹).



شکل ۲۲: طرح بررسی میزان فرسایش خاک با استفاده از ^{7}Be و نمونه برداری از باران و سایت مرجع و عرصه مورد نظر (Blake & Mabit, ۲۰۱۹)

فصل ۵: مدل‌های برآورد میزان فرسایش / رسوب گذاری خاک

۵-۱- مقدمه

برآورد میزان فرسایش خاک با استفاده از رادیویزوتوپ‌ها بر مبنای مقایسه میزان پرتودهی آن رادیویزوتوپ در نمونه مورد نظر با میزان پرتودهی آن در نمونه سایت مرجع است. همانگونه که قبلاً عنوان شد، مهم‌ترین مشخصه‌های سایت مرجع دست نخورده بودن و دریافت حداکثر ریزش رادیویوتویی و عدم وجود آثار انباشت رسوب و فرسایش خاک است. ساده‌ترین روش در برآورد فرسایش خاک استفاده از رابطه یک است که در آن پرتودهی نمونه مورد نظر با نمونه سایت مرجع مقایسه شده است.

$$(A_{ref}-A)/A_{ref} \times 100 \quad (1)$$

که در آن:

A پرتودهی رادیویزوتوپ در نمونه مورد نظر؛
 A_{ref} پرتودهی رادیویزوتوپ در نمونه مرجع می‌باشد.

در شرایط استقرار رژیم فرسایشی، میزان پرتودهی ^{137}Cs نمونه مورد از پرتودهی ^{137}Cs سایت مرجع کمتر و در شرایط انباشت رسوب، پرتودهی ^{137}Cs نمونه مورد نظر به دلیل افزوده شدن خاک‌های حاوی رادیویزوتوپ، به مراتب بیشتر خواهد بود. با استفاده از رابطه یک میزان هدررفت خاک از محل‌های نمونه‌برداری به دست می‌آید.

مطالعات ده‌های اخیر (IAEA, ۱۹۹۸ و ۱۹۸۳; Walling و Quine, ۱۹۹۲; Appleby و Oldfield, ۱۹۷۸) در برآورد میزان فرسایش خاک و انباشت رسوب بر اساس مفروضات حاکم بر استفاده از رادیویزوتوپ‌های ریزشی واژه "بازپخش خاک"^{۳۷}، جایگزین فرسایش و رسوب‌گذاری خاک شده است. به تعبیری برآورد میزان بازپخش خاک، قابلیت منحصر بفرد این روش بوده و امکان جابجایی خاک را در سطح دامنه و مزرعه آشکار می‌سازد. این در شرایطی است که در روش‌های سنتی مانند کرت فرسایشی میزان جابجایی خاک و انباشت آن در جای جای دامنه قابل اندازه‌گیری نیست. ضرورت وجود نرم افزار کاربردی و قابل استفاده برای کلیه

رادایویزوتوپ‌های ریزشی (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) و کاربرد روز افزون این روش منجر به ارائه مجموعه مدل‌های تبدیل^{۳۸} در قالب یک Macro تحت نرم افزار Excel توسط Walling و همکاران (۲۰۰۷) شد (جدول ۳).

جدول ۳: مدل‌های تبدیل به ترتیب بر اساس نوع کاربری و نوع رادیویزوتوپ ریزشی

مراتع	اراضی زراعی	رادایونوکلئیدهای ریزشی
مدل توزیع در نیمرخ خاک مدل مهاجرت و انتشار	مدل تناسبی مدل تعادل جرمی I مدل تعادل جرمی II مدل تعادل جرمی III	^{137}Cs
مدل مهاجرت و انتشار	مدل تعادل جرمی II مدل تعادل جرمی II با خاک ورزی	^{210}Pb
مدل توزیع در نیمرخ خاک	مدل توزیع در نیمرخ خاک	^7Be

۲-۵- مدل تناسبی^{۳۹}

مدل تناسبی برای ارزیابی میزان جابجایی خاک در اراضی کشاورزی شخم خورده توسعه داده شده و ساده‌ترین و متداول‌ترین مدلی است که به‌طور گسترده توسط محققان استفاده می‌شود (جدول ۳). در این مدل فرض بر آن است که کل رادیونوکلئیدهای ریزشی با لایه شخم ترکیب شده و نسبت بازپخش خاک به‌طور مستقیم متناسب با کاهش یا افزایش موجودی رادیونوکلئیدها در پروفیل خاک است. به عبارتی، این مدل توزیع یکنواخت رادیونوکلئیدها در پروفیل خاک را در نظر می‌گیرد. مزیت قابل توجه این مدل، برآورد میزان رسوب‌گذاری با تغییر در رابطه مربوطه با جایگزینی P با P' است. ضریب P ، تصحیح اندازه ذرات برای مکان‌های فرسایش یافته و P' ضریب تصحیح اندازه ذرات برای عرصه‌های درحال رسوب‌گذاری است. مقدار فرسایش (ER) و رسوب‌گذاری^{۴۰} (DR) با استفاده از معادله‌های ۲ و ۳ محاسبه می‌گردد.

³⁸ Conversion Models

³⁹ Proportional model

⁴⁰ Sedimentation Rate (SR)

$$ER = 10 \frac{B \times d \times \text{Invchange}}{P \times (t' - t) \times 100} \quad (2)$$

$$DR = 10 \frac{B \times d \times \text{Invchange}}{P' \times (t' - t) \times 100} \quad (3)$$

که در آن:

ER و DR به ترتیب میزان فرسایش و رسوب گذاری بر حسب تن در هکتار در سال؛

B = وزن مخصوص ظاهری خاک^{۴۱} بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب؛

d = عمق لایه شخم به متر است.

(Aref - A) / Aref × 100 = درصد هدررفت خاک؛

T = دوره زمانی بین اولین شخم یا کشت یا آغاز ریزش ¹³⁷Cs در لایه به سال؛

Aref = پرتودهی ¹³⁷Cs بکرل بر مترمربع در سایت مرجع؛

A = پرتودهی ¹³⁷Cs بکرل بر مترمربع در نقطه نمونه برداری؛

P و P' به ترتیب فاکتور اصلاح اندازه ذرات خاک برای عرصه فرسایشی و انباشتی هستند.

۳-۵- مدل تعادل جرمی I^{۴۲}

مدل تعادل جرمی برای اراضی زراعی خاک‌های شخم خورده به کار می‌رود و در آن فرض است که غلظت رادیونوکلئید بعد از ترکیب شدن اولیه در نیمرخ خاک ثابت باقی نمانده و عملیات شخم باعث رقیق تر شدن پرتودهی رادیوایزوتوپ از طریق اختلاط در خاک خواهد شد. در این حالت برای محاسبه هدررفت خاک از معادله (۴) استفاده می‌شود:

$$L = \frac{d \cdot t}{P} \left(1 - \left(1 - \frac{\text{Inv}_{\text{loss}}}{\text{Inv}_{\text{ref}}} \right)^{\frac{1}{t}} \right) \quad (4)$$

که در آن:

t = زمان سپری شده از سال ۱۹۶۳ بر حسب سال؛

L = هدررفت خاک بر حسب سانتی‌متر؛

ER = مقدار فرسایش بر حسب تن در هکتار در سال؛

⁴¹ Bulk density

⁴² Mass Balance I

۴-۵- مدل تعادل جرمی II^۳

مدل تعادل جرمی II مدل جامع تری است که در آن تغییرات زمانی ریزش رادیوایزوتوپ‌ها و سرنوشت رادیوایزوتوپ‌های تازه اضافه شده به سطح خاک قبل از عملیات شخم یا بهم ریختگی پروفیل خاک را در نظر می‌گیرد. رابطه ۵ برای مناطق فرسایش یافته ارائه شده است.

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) - \left(\lambda + P\frac{R}{d}\right)A(t) \quad (5)$$

که در آن:

$A(t)$ = پرتودهی ^{137}Cs در نقطه نمونه برداری بر حسب بکرل بر متر مربع؛

R = میزان فرسایش بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال؛

d = جرم تجمعی که معرف متوسط عمق شخم یا خاکورزی بر حسب کیلوگرم بر مترمربع؛

λ = ثابت فروپاشی ^{137}Cs بر حسب بر سال؛

$I(t)$ = شار سالانه انباشت ^{137}Cs بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال؛

Γ = درصد ریزش آبی ^{137}Cs بر سطح خاک، حذف شده قبل از مخلوط شدن با خاک حین

خاکورزی

P = ضریب اصلاح اندازه ذرات خاک برای عرصه فرسایش یافته

بدین ترتیب اگر روند نماییکاهشی در میزان پرتودهی ^{137}Cs (Γ) تازه به خاک اضافه شده

فرض شود، با استفاده از رابطه ۶ این مقادیر قابل محاسبه است.

$$\Gamma = P\gamma(1 - e^{-R/H}) \quad (6)$$

که در آن:

γ = نسبت پرتودهی ^{137}Cs سالانه که از ستون خاک در حال فرسایش است؛

H = عمق بیشینه انباشت ^{137}Cs تازه به خاک اضافه شده بر حسب کیلوگرم بر مترمربع.

در صورتی که t_0 (yr) سال آغاز کشت یا جنگل‌زدایی باشد، پرتودهی کل ^{137}Cs در $A(t)$ در سال t مطابق رابطه زیر قابل محاسبه است:

$$A(t) = A(t_0)e^{-(PR/d+\lambda)(t-t_0)} + \int_{t_0}^t (1 - P\gamma(1 - e^{-R/H}))I(t')e^{-(PR/d+\lambda)(t-t')} dt' \quad (7)$$

که در آن:

$A(t_0)$ پرتودهی ^{137}Cs بکرل بر مترمربع در سال t_0 (yr) است:

$$A(t_0) = \int_{1954}^{t_0} I(t')e^{-\lambda(t'-t_0)} dt' \quad (8)$$

بر این اساس، R به عنوان میزان فرسایش از حل معادله ۸ و با در دست داشتن میزان عمق شار انباشت ^{137}Cs و مقادیر پارامترهای شناخته شده، قابل محاسبه است. از طرفی، پرتودهی ^{137}Cs رسوبات جابه‌جا شده $C_e(t')$ با استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه است.

$$C_e(t') = \frac{I(t')}{R} P\gamma(1 - e^{-R/H}) + P \frac{A(t')}{d} \quad (9)$$

برای نقاط انباشتی در طول دامنه و ترانسکت مورد مطالعه که در آن پرتودهی ^{137}Cs از پرتودهی رادیوایزوتوپ در نقاط سایت مرجع بیشتر است، میزان پرتودهی ^{137}Cs اضافه شده را می‌توان با رابطه زیر محاسبه کرد:

$$A_{ex} = \int_{t_0}^t R' C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt' \quad (10)$$

که در آن:

$R' =$ میزان رسوب‌گذاری بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال؛

$C_d(t') =$ پرتودهی ^{137}Cs در رسوب انباشته شده بر حسب بکرل بر کیلوگرم است.

در واقع $C_d(t')$ بیانگر اختلاط رسوب و پرتودهی ^{137}Cs جابه‌جا شده از تمام نقاط فرسایش یافته است که در نقطه انباشتی تجمع یافته‌اند. از طرفی، $C_d(t')$ را می‌توان میزان پرتودهی ^{137}Cs

رسوبات جا به جا شده از مناطق فرسایش یافته بالای دامنه S با استفاده از رابطه زیر محاسبه کرد.

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' C_e(t') R dS \quad (11)$$

که همانند رابطه ۱۱ میزان رسوب گذاری R' از رابطه زیر قابل محاسبه است

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} \quad (12)$$

۵-۴-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل تعادل جرمی II

این نوع از مدل های تعادل جرمی، در واقع بیانگر مقادیر هر دو نوسانات موقت ریزش ^{137}Cs و توزیع اولیه ریزش تازه در سطح خاک است. لذا، نتایج به دست آمده از آن از نتایج مدل تعادل جرمی I و تناسبی قابل اعتمادتر است. با این وجود، اطلاع دقیق از عمق شخم، عمق انباشت اصلی ^{137}Cs (H) و پارامتر γ برای اجرای این مدل الزامی هستند.

۵-۵- مدل توزیع ^{137}Cs در نیمرخ خاک (برای خاک های غیر زراعی)^{۴۴}

این مدل برای رادیویزوتوپ های ^{137}Cs و ^7Be قابل استفاده است. توزیع عمقی ^{137}Cs و ^7Be در نیمرخ خاک در خاک های غیرزراعی مانند مراتع و جنگل ها با خاک های زراعی که در آن این رادیویزوتوپ ها در لایه شخم؛ بهم خورده و مخلوط می شود، تفاوت قابل ملاحظه ای دارد. تحقیقات انجام شده و مرتبط (Zhang و همکاران، ۱۹۹۹؛ Walling و He، ۱۹۹۴؛ Gharibreza و همکاران، ۲۰۲۱؛ Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳؛ Mabit و Blake، ۲۰۱۹) نشان می دهند که در غالب شرایط، توزیع عمقی ^{137}Cs و ^7Be در نیمرخ خاک مراتع و جنگلی روند کاهشی نمایی داشته (شکل ۱۸ ملاحظه شود) که با رابطه زیر قابل توصیف است:

$$A'(x) = A_{ref} (1 - e^{-x/h_0}) \quad (13)$$

⁴⁴ The Profile Distribution Model (for uncultivated soils)

که در آن:

$A'(x)$ = پرتودهی ^{137}Cs بر حسب بکرل بر مترمربع در بالای عمق x ؛

A_{ref} = پرتودهی ^{137}Cs بر حسب بکرل بر مترمربع در سایت مرجع؛

x = عمق تجمعی از سطح نیمرخ خاک بر حسب کیلوگرم بر مترمربع؛

h_0 = ضریب توصیف کننده شکل نیمرخ خاک بر حسب کیلوگرم بر مترمربع است.

بدین ترتیب، با فرض اینکه مجموع ریزش ^{137}Cs در سال ۱۳۴۲ (۱۹۶۹) رخ داده و توزیع عمقی رادیوایزوتوپ تابعی از زمان باشد، میزان فرسایش Y برای نقطه فرسایش یافته، جایی که پرتودهی ^{137}Cs کمتر از پرتودهی آن در نقطه مرجع است، برابر رابطه ۱۷ قابل محاسبه است:

$$Y = \frac{10}{(t - 1963)P} \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right)h_0 \quad (14)$$

که در آن:

Y = هدررفت سالانه خاک بر حسب تن بر هکتار در سال؛

t = سال برداشت نمونه بر حسب سال؛

X = درصد هدررفت ^{137}Cs در مقایسه با پرتودهی آن در سایت مرجع؛

A_u = پرتودهی کل ^{137}Cs در نقطه نمونه برداری؛

P = ضریب اصلاح دانه‌بندی خاک برای نقطه یا عرصه فرسایشی است.

برای نقاط انباشت خاک، میزان رسوب‌گذاری R' بر مبنای پرتودهی اضافه رادیوایزوتوپ (حاصل کسر $A_u - A_{ref}$) و پرتودهی ^{137}Cs در رسوب انباشته شده، مطابق رابطه زیر محاسبه خواهد شد:

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t')e^{-\lambda(t-t')}dt} = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_s \frac{P'}{RdS} \int_s A_{ref} (1 - e^{-R/h_0})dS} \quad (15)$$

که در آن:

P' = ضریب اصلاح دانه‌بندی خاک برای نقطه یا عرصه انباشتی،

سایر پارامترها مطابق رابطه ۱۷ می‌باشند.

۵-۵-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل توزیع رادیویزوتوپ در نیمرخ:

استفاده از این مدل بسیار ساده و آسان است، لیکن به‌کارگیری آن مستلزم ساده‌سازی پیش فرض‌ها است. از طرفی، برای اضافه شدن تابع زمان ^{137}Cs و نیز تکامل فزاینده توزیع عمقی رادیویزوتوپ در نیمرخ خاک پس از رسوب‌گذاری، پاسخگو نیست. لذا، در پاره‌ای از موارد برآورد بیشتری از میزان هدررفت خاک ارائه می‌دهد.

۵-۶- مدل انتشار و مهاجرت (برای خاک‌های غیر زراعی)^{۴۵}

مدل انتشار و مهاجرت همچون مدل توزیع رادیویزوتوپ در نیمرخ خاک، برای اراضی غیر زراعی توسعه داده شده و برای رادیویزوتوپ‌های ^{137}Cs و ^{210}Pb قابل استفاده است. این مدل به تعبیری برای رفع مشکل مدل توزیع در نیمرخ در محاسبه میزان فرسایش/رسوب‌گذاری طرح شده است که رویکرد آن توجه به رفتار تابع زمانی توزیع عمقی رادیویزوتوپ‌های ^{137}Cs و ^{210}Pb از یک سو و بازتوزیع آن‌ها پس از رسوب‌گذاری و اضافه شدن از اتمسفر می‌باشد. تحقیقات He و Walling (۱۹۹۷)، Walling و He (۱۹۹۴)، Kasimovsky (۱۹۹۳) و Fridman و Pegoyev (۱۹۷۸) نشان داد که بازتوزیع ^{137}Cs و میزان مهاجرت و ضریب انتشار موثر در نیمرخ خاک پس از انباشت آن در سطح دامنه مراتع و جنگل‌ها با استفاده از یک مدل یک بعدی قابل توصیف و تشریح خواهد بود. به‌طور مثال، در پاره‌ای از اراضی غیر زراعی، توزیع عمقی ^{137}Cs به گونه‌ای است که بخش قابل ملاحظه‌ای از موجودی آن در ستون خاک در زیر خاک سطحی تمرکز یافته است. از این‌رو، میزان پرتودهی ^{137}Cs که در رابطه ۱۶ با علامت $C_u(t)$ برای زیر خاک سطحی با توجه به مقیاس زمانی سالانه نشان داده شده، به روش زیر قابل محاسبه است (Walling و همکاران، ۲۰۰۳):

$$C_u(t) \approx \frac{I(t)}{H} + \int_0^{t-1} \frac{I(t')e^{-R/H}}{\sqrt{D\pi(t-t')}} e^{-v^2(t-t')/(4D)-\lambda(t-t')} dt' \quad (16)$$

که در آن:

D = ضریب انتشار بر حسب توان ۲ کیلوگرم بر توان ۴ متر در سال ($\text{kg}^2 \text{m}^{-4} \text{yr}^{-1}$);

V = میزان مهاجرت به عمق رادیویزوتوپ در نیمرخ خاک بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در

سال

بدین ترتیب برای نقاط فرسایشی، اگر فرسایش سطحی فرایند غالب باشد، میزان فرسایش R می‌تواند از کسر میزان پرتودهی $A_{ls}(t)$ (بکرل بر مترمربع) از میزان پرتودهی ^{137}Cs خاک سطحی $C_u(t')$ که در رابطه ۱۶ به آن اشاره شد، برآورد شود.

$$\int_0^t PRC_u(t')e^{-\lambda(t-t')}dt' = A_{ls}(t) \quad (17)$$

برای نقاط انباشتی، میزان رسوب گذاری می‌تواند از تعیین میزان پرتودهی ^{137}Cs $C_d(t')$ و ^{137}Cs مازاد $A_{ex}(t)$ با استفاده از روابط ۱۸ و ۱۹ محاسبه شوند (Walling و همکاران، ۲۰۰۳).

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t')e^{-\lambda(t-t')}dt'} = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_{t_0}^t C_d(t')e^{-\lambda(t-t')}dt'} \quad (18)$$

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_s R dS} \int_s P' PC_u(t') R dS \quad (19)$$

که در آن متغیرها مشابه روابط قبل هستند.

۵-۶-۱- مزایا و معایب استفاده از مدل توزیع انتشار و مهاجرت:

همانطور که قبلاً عنوان شد، این مدل پاسخگوی رفتار ^{137}Cs بر پایه زمان ریزش و بازتوزیع آن در ستون خاک بوده و نواقص مدل شکل نیمرخ یا توزیع در نیمرخ را جبران می‌کند. با این حال، استفاده از این مدل نیازمند اطلاعات بیشتر از رفتار ^{137}Cs در ستون دست نخورده خاک و به تعبیری بررسی دقیق لایه به لایه میزان پرتودهی رادیویوتوپها است (Walling و همکاران، ۲۰۰۳).

۵-۷- تدقیق پارامترها

همانگونه که در تشریح مدل‌ها عنوان شد، صحت و دقت آن‌ها به پارامترهای کلیدی آن‌ها بستگی دارد. بدیهی است، دقت در اندازه‌گیری و محاسبه این پارامترها نقش اساسی در برآورد میزان فرسایش / رسوب گذاری خواهد داشت.

۵-۷-۱- پرتو دهی کل رادیوایزوتوپ‌ها در سایت مرجع

پرتو دهی کل ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, ^7Be به عنوان متغییر کلیدی در این دست از مطالعات به‌شمار می‌رود. به تعبیری این شاخص که تعیین کننده میزان و عمق اثر فرایندهای فرسایشی یا انباشتی در ترانکست‌ها یا نقاط مورد مطالعه است. بر این اساس، مدل‌ها برای ^{137}Cs الگوریتمی بر پایه مقادیر خاص منطقه‌ای و رابطه بین پرتو دهی کل رادیوایزوتوپ سایت مرجع، موقعیت جغرافیایی، و ریزش سالانه توسعه داده شده است. این قابلیت، به بهره بردار این مدل‌ها اجازه می‌دهد که برآورد اولیه‌ای از میزان پرتو دهی کل ^{137}Cs در سایت مرجع منطقه مورد مطالعه با عرض و طول جغرافیایی معین، داشته باشد. مدل‌های برآورد، دارای قابلیت برآورد پرتو دهی کل رادیوایزوتوپ‌های $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, ^7Be نیستند. همانگونه که قبلاً سایت مرجع تشریح شد، برداشت نمونه لایه لایه از ستون خاک با فواصل یک تا دو سانتی‌متری برای اهداف مختلف به ویژه استفاده از مدل‌های توزیع عمقی در نیمرخ و انتشار-مهاجرت الزامی است.

۵-۷-۲- ضریب اصلاح اندازه ذرات

این ضریب از پارامترهای مورد استفاده در این مدل‌ها محسوب می‌شود که نشان‌دهنده ارتباط فرایندهای فرسایش و رسوب‌گذاری با اندازه ذرات خاک است. برای مناطق فرسایشی، ضریب اصلاح (P) تابعی از نسبت پرتو دهی ^{137}Cs رسوب حمل شده به خاک منطقه مبدأ است (He و Walling، ۱۹۹۶). از آنجایی که ترکیب اندازه ذرات مصالح حمل شده معمولاً حاوی ذرات ریز دانه بیشتری نسبت به مناطق برخاستگاه است و رابطه مستقیمی بین پرتو دهی ^{137}Cs با ذرات ریز دانه برقرار است، مقدار ضریب اصلاح (P) از یک بیشتر خواهد بود. برای مناطق انباشتی، ضریب اصلاح (P') از نسبت میزان پرتو دهی ^{137}Cs خاک نقاط انباشتی به میزان پرتو دهی ^{137}Cs خاک یا مصالح حمل شده به دست می‌آید. بر این اساس، انتظار می‌رود حاصل این نسبت از عدد یک کوچکتر باشد. بدیهی است، بررسی توزیع اندازه ذرات نقاط نمونه‌برداری عرصه‌های فرسایشی و انباشتی و رسوبات حمل شده (آبراهه پایین دست دامنه) ضروری است. مقادیر P و P' را می‌توان بر اساس مراحل He و Walling (۱۹۹۶) تشریح کرده‌اند، محاسبه نمود. بر این اساس، اگر سطح مقطع نمونه رسوب حمل شده S_{ms} (بر حسب مترمربع بر گرم) و نقاط برخاستگاه S_{sl} (بر حسب مترمربع بر گرم) باشد، ضریب اصلاح (P) مناطق فرسایشی مطابق رابطه زیر قابل محاسبه است:

$$P = \left(\frac{S_{ms}}{S_{sl}} \right)^v \quad (20)$$

که در آن:

$v =$ عدد ثابتی برابر $۰/۶۵$ ؛

$S_{ds} =$ سطح مقطع خاک نمونه نمونه انباشتی بر حسب مترمربع بر گرم است.

ضریب اصلاح نقاط انباشتی مطابق رابطه ۲۱ قابل محاسبه است:

$$P = \left(\frac{S_{ds}}{S_{ms}} \right)^v \quad (21)$$

$$P = \left(\frac{S_{ms}}{S_{sl}} \right)^v \left(\frac{S_{ds}}{S_{ms}} \right)^v = \left(\frac{S_{ds}}{S_{sl}} \right)^v \quad (22)$$

۳-۷-۵- ضریب تناسب

مقدار کمی این ضریب به نسبت بارش موضعی به زمان کشت و زراعت بستگی دارد. پر واضح است که رویدادهای بارشی شدید پس از کاشت محصولات باعث ایجاد رواناب و فرسایش اراضی زراعی شده و رادیوایزوتوپ‌هایی که قبلاً در سطح خاک جذب شده بودند و نیز رادیوایزوتوپ‌های ریزشی همان رویداد پیش از آنکه بتوانند وارد ستون خاک شوند، در طی فرسایش شسته می‌شوند. در چنین شرایطی، ضریب تناسب با فرض یکبار عملیات کشت، برای استفاده در مدل‌های برآورد عدد یک منظور می‌شود.

در مواردی که رویدادهای دوره اصلی بارشی شدید و بلافاصله پس از عملیات کشت رخ دهد و مابقی باران در طول سال آنقدر کم باشد که منجر به حرکت رواناب نشود، رادیوایزوتوپ‌های ریزشی فرصت تجمع و جذب در ستون خاک را خواهند یافت. لذا، آن بخش از موجودی رادیوایزوتوپ‌هایی که با همان رویداد شدید باران اضافه شده‌اند، مستعد حذف از عرصه در طی فرایند فرسایش است. در چنین شرایطی، ضریب تناسب به‌طور تقریبی از نسبت عمق یا ضخامت بارش که با دوره وقوع رواناب همراه بوده بر عمق کل بارش سالانه به دست خواهد

آمد. در شرایطی که بیش از یک دوره کشت و زراعت در سال وجود داشته باشد، روند محاسبه یاد شده برای هر دوره متناسب با رژیم و رویدادهای باران، باید محاسبه شود.

۵-۷-۴- ثابت خاکورزی

اهمیت انتقال خاک در طی عملیات خاکورزی برای انتقال درون مزرعه‌ای در مطالعات Quine (۱۹۹۵) و Govers و همکاران (۱۹۹۹) تأکید شده است. انتقال خاک ناشی از خاکورزی و شخم در بازپخش رادیویزوتوپ‌های ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با استفاده از برخی مدل‌های تعادل جرمی از طریق یک ثابت که نشان‌دهنده مشخصه‌ای از حرکت ویژه خاک غیر وابسته به شیب است، ارائه شده است. ثابت خاکورزی یک مقدار کل یا تجمعی برای دوره زمانی تحقیقات (در حدود ۴۰ سال برای ^{137}Cs و ۱۰۰ سال برای $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) خواهد بود. با این حال، هیچگونه تغییر زمانی و مکانی در این شاخص در نظر گرفته نمی‌شود. تحقیقات یاد شده و سایر تحقیقات نشان از پیچیده بودن محاسبه این ثابت دارد، لذا پیشنهاد شده که ثابت شخم و خاکورزی را از طریق محاسبه میزان پرتودهی عرصه‌های فرسایشی در بالای دامنه که در آنجا نقش فرسایش آبی و انباشت خاک ناچیز است، برآورد نمود.

میزان فرسایش ناشی از خاکورزی Rt (کیلوگرم بر مترمربع در سال) با اندازه‌گیری پرتودهی ^{137}Cs $AI(t)$ (بکرل بر مترمربع) در نقطه فرسایش یافته و با استفاده از رابطه زیر برآورد خواهد شد:

$$A_1(t) = A_1(t_0)e^{-(R_1/d+\lambda)(t-t_0)} + \int_{t_0}^t I(t')e^{-(R_1/d+\lambda)(t-t')} dt \quad (23)$$

و ثابت خاکورزی نیز از میزان فرسایش با استفاده از رابطه زیر برآورد می‌شود:

$$\phi = \frac{R_{t,out}L_1}{\sin \beta_1} = \frac{R_1L_1}{\sin \beta_1} \quad (24)$$

در Macro توسعه داده شده تحت نرم افزار Excel، روابط و معادلات فوق برای ثابت خاکورزی با استفاده از میزان پرتودهی رادیویزوتوپ‌های ^{137}Cs و $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ و میزان پرتودهی کل در سایت مرجع، عمق شخم، درجه شیب و وزن مخصوص کل، محاسبه می‌شود. برای ^{137}Cs اطلاع از سال شروع خاکورزی و سال نمونه‌برداری نیز ضروری است.

۵-۷-۵- ضریب توزیع عمقی در نیمرخ، ضریب انتشار و میزان مهاجرت

ضریب توزیع عمقی نیمرخ (h_0) بیانگر میزان کاهش نمایی در میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ در عمق خاک یک عرصه غیر زارعی است. از این رو، مقادیر بزرگتر این ضریب نشان از عمق بیشتر نفوذ رادیوایزوتوپ ریزشی در ستون خاک دارد. این ضریب در واقع شیب نمایی کاهش نمودار $f(z) = f(0)e^{-z/h_0}$ میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ در برآش با عمق نمونه از یک نمونه مرجع لایه لایه می‌باشد. در اینجا $f(0)$ میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ در سطح و z عمق نمونه‌برداری به صورت یک جرم تجمعی بالاتر از عمق داده شده، بیان می‌شود.

ضریب انتشار (D) و میزان مهاجرت (V) برای لحاظ نمودن تکامل شکل نیمرخ ^{137}Cs در بازه زمانی به کار برده می‌شوند. لذا مقادیر بزرگتر این ضرائب، بیانگر عمق بیشتر نفوذ رادیوایزوتوپ در ستون خاک است. مقادیر D ، V با دقت بیشتر با استفاده از معادله یک بعدی حمل که توسط He و Walling (۱۹۹۷) ارائه شده‌اند، قابل محاسبه هستند:

$$V \approx \frac{W_p}{t - 1963} \quad (25)$$

$$D \approx \frac{(N_p - W_p)^2}{2(t - 1963)} \quad (26)$$

که در آن:

t = سال برداشت مغزه خاک (yr)؛

W_p = جرم عمقی نمونه با بیشینه پرتودهی ^{137}Cs بر حسب کیلوگرم بر مترمربع؛

N_p = فاصله بین عمق بیشینه پرتودهی ^{137}Cs و نقطه‌ای که پرتودهی ^{137}Cs به 1/ کاهش

یافته است بر حسب کیلوگرم بر مترمربع.

برای ^{137}Cs مقادیر D و V معمولاً بین مقادیر $۳۰-۵۰ \text{ (kg}^2 \text{ m}^{-4} \text{ yr}^{-1}\text{)}$ و $۰,۲-۱ \text{ (kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}\text{)}$ خواهند بود. از آنجایی که بیشینه پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در سطح خاک مشاهده می‌شود، رویکرد مناسب آن است که تکامل توزیع عمق را به عنوان یک فرآیند انتشار نشان داده و با فرض $V = 0$ ، می‌توان از معادله شماره ۲۷ استفاده کرد:

$$\frac{1}{h_0} = 0.5 * \left(\sqrt{\frac{V^2}{D^2} + \frac{4\lambda}{D}} - \frac{V}{D} \right) \quad (27)$$

روش‌هایی برای تخمین D و V برای سایت‌های مرجع که در آنجا مقادیر لایه به لایه جرم نمونه و میزان پرتودهی رادیویزوتوپ هر لایه در دسترس است، در نرم افزار پیش‌بینی شده است. لازم به ذکر است که مقادیر برآوردی به ضخامت لایه‌های برداشت شده در نمونه لایه لایه مرجع بستگی خواهد داشت. از آنجایی که مینا فرسایش سطحی است، اطلاعات مکفی از لایه سطحی بسیار اهمیت دارد.

۵-۷-۶- فایل شار انباشت سالانه رادیویزوتوپ

به استثناء مدل تعادل جرمی I ، سایر مدل‌های تعادل جرمی در محاسبات شار انباشت سالانه را به کار می‌برند. برای $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ، این متغییر به وسیله Macro تحت Excel و با استفاده از میزان پرتودهی کل در سایت مرجع و با فرض ریزش پیوسته در طول سال، محاسبه می‌شود. برای ^{137}Cs ، باید آمار ریزش سالانه رادیویزوتوپ از سال ۱۹۵۴ در اختیار باشد. در Macro با استفاده از پرتودهی کل رادیویزوتوپ در سایت مرجع و اطلاعات توزیع زمانی ریزش سالانه آن، سری زمانی ریزش سالانه ^{137}Cs برای منطقه مورد مطالعه، قابل محاسبه است. با فرض برقراری تغییرات نسبتاً مشابه با تغییرات ریزش سالانه‌ای که توسط Macro برای سایت مرجع قابل تصور است، شار موضعی انباشت سالانه $I(t)$ با استفاده از رابطه زیر به دست خواهد آمد:

$$I(t) = \alpha I_n(t) \quad (28)$$

که در آن:

$I_n(t)$ = شار انباشت سالانه ^{137}Cs در سایت مرجع بر حسب بکرل بر مترمربع در سال.
 α = ضریب مقیاس محسوب می‌شود که استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه است:

$$\alpha = \frac{A_{\text{ref}}}{\int_{1954}^t I_n(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_{\text{ref}}}{A_n} \quad (29)$$

و A_n مقدار موجودی رادیویزوتوپ کل موجود در جو برای انباشت ^{137}Cs در سایت مرجع بر حسب بکرل بر مترمربع است. برای این منظور، اطلاعات ریزش ^{137}Cs (بکرل بر مترمربع) سال ۱۳۳۳ (۱۹۵۴) در نرم افزار لحاظ شده است. از طرفی، مقادیر A_n برای سال‌های بعد از سال ۱۳۶۵ (۱۹۸۶) صفر ملحوظ شده است. همچنین، فایل‌های جداگانه‌ای برای نیم کره‌های شمالی و جنوبی بدون لحاظ ریزش حادثه چرونوبیل، در این نرم افزار در دسترس است. به

علاوه، فایل اطلاعات برای منطقه دلخواه که در آن ریزش حادثه چرونوبیل در آن منطقه تعیین شده، قابل تولید است.

۵-۸- مدل‌های بر پایه پرتودهی رادیوایزوتوپ‌های ^{210}Pb , ^7Be

رادیوایزوتوپ ^{210}Pb از دیر باز (IAEA, ۱۹۹۵, b, ۲۰۰۵; Appleby, ۱۹۹۷; Moungsrijun و همکاران، ۲۰۱۰; Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳) به عنوان ردیاب محیطی برای برآورد میزان رسوب‌گذاری در محیط‌های رسوبی مانند مخازن، دریاچه‌ها و دشت‌های سیلابی و خورها و خلیج‌ها استفاده شده‌اند. همچنین، رادیوایزوتوپ ^7Be به منظور برآورد میزان رسوب‌گذاری رویداد-پایه مورد استفاده قرار می‌گیرد (Mabit و Blake, ۲۰۱۹). کاربرد ^{210}Pb , ^7Be در اندازه‌گیری میزان بازپخش خاک همچون ^{137}Cs توسعه یافته، لیکن کاربرد آن‌ها مستلزم علم و سابقه کافی و مستندات بیشتر جغرافیایی است. با این حال، Macro تحت Excel حاوی مدل‌های برآورد فرسایش / رسوب‌گذاری بر پایه $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, ^7Be است که شرایط را برای محاسبه همزمان بازپخش خاک با این رادیوایزوتوپ‌ها و مقایسه کاربرد آن‌ها فراهم می‌آورد. از این‌رو شرایط سازگاری مدل‌های رادیونوکلئید پایه برای $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, ^7Be در جدول زیر ارائه شده است.

جدول ۳: مقایسه شاخص‌های کلیدی رادیوایزوتوپ‌های ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and ^7Be

رادیونوکلئید	^{137}Cs	^7Be	$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$
منشأ	آزمایش‌های اتمی	کیهانی طبیعی	زمین پایه طبیعی
نیمه عمر	۳۰،۲ سال	۵۳،۳ روز	۲۲،۳ سال
دوره زمانی	از سال ۱۳۳۳ (۱۹۵۴)	روزها-ماه‌ها	بیش از ۱۰۰ سال
توزیع زمانی ریزش	ریزش اصلی از سال ۱۳۳۳ آغاز و در سال ۱۳۴۲ به اوج رسیده و در رویداد چرونوبیل ریزش موضعی داشته است	جمع ریزش روزانه ضروری است	ریزش پایدار با تغییرات بین سالی محدود
توزیع جهانی موجودی نقاط مرجع	در نیم کره شمالی زیاد و در نیم کره جنوبی کم	ناشناخته	ناشناخته

توزیع عمقی در سایت- های فرسایشی ، (۱) اراضی زراعی و (۲) مراعات	توزیع یکنواخت کاهش نمایی در عمق	کاهش نمایی در عمق	توزیع یکنواخت کاهش نمایی در عمق
اثر شخم و خاکورزی	اثر گذار است	قابل کاربرد نیست	کاربرد دارد
پایه زمانی برای محاسبه فرسایش / رسوب گذاری	متوسط سالانه	متوسط سالانه	متوسط سالانه

۵-۸-۱- مدل برآورد فرسایش / رسوب گذاری بر پایه ^7Be

رادیویزوتوپ ^7Be دارای نیمه عمری بسیار کمتری از ^{137}Cs بوده و از این رو ردیاب محیطی ارزشمندی برای آزمودن فرایندهای کوتاه مدت بازپخش خاک به شمار می‌رود. محدوده نفوذ این رادیویزوتوپ به دلیل نیمه عمر کوتاه آن بیشتر از ۲ سانتیمتر سطحی خاک است، لذا، فرصتی برای مهاجرت و انتشار پیدا نمی‌کند. از طرفی، شخم پس از ریزش باعث اختلاط آن با ستون خاک شده و عملاً پرتودهی آن برای مطالعات بسیار کم خواهد شد. برای استفاده از میزان پرتودهی ^7Be برای تخمین میزان بازپخش خاک در طول یک ترانسکت، مدل توزیع عمقی ^{137}Cs به صورت زیر سازگار شده است:

- دوره مدل‌سازی از چند دهه به یک رویداد تغییر یافته است.
 - فروپاشی سالانه رادیویزوتوپ عملاً منظور نمی‌شود.
 - مقادیر بسیار کم پرتودهی کمتر از ۲۰ (بکرل بر مترمربع) قابل پذیرش است.
 - ضریب ثابت فروپاشی متفاوت خواهد بود.
- در جدیدترین اثر و کتاب منتشر شده (Blake و Mabit، ۲۰۱۹)، به طور مفصل قابلیت‌ها، محدودیت‌ها و مراتب استفاده از این ردیاب محیطی تشریح شده است.

۵-۸-۲- مدل‌های برآورد فرسایش / رسوب گذاری بر پایه ^{210}Pb

رادیویزوتوپ ^{210}Pb با نیمه عمر ۲۲/۳ سال دارای قابلیت مناسب و قابل قیاسی با ^{137}Cs است. با این حال، دارای منشأ طبیعی و ریزش پیوسته و قابلیت مناسب برای محاسبه مقادیر بلند مدت میزان فرسایش شناخته شده است. از این رو، مدل‌های تعادل جرمی (با لحاظ ثابت

خاکورزی و بدون آن) برای استفاده از ظرفیت این رادیوایزوتوپ برای محاسبه میزان بازپخش خاک در اراضی زراعی، تطبیق داده شده‌اند. در این راستا، مدل‌های تعادل جرمی II, III برای رادیوایزوتوپ ^{137}Cs ، برای رادیوایزوتوپ ^{210}Pb سازگار شده‌اند که در زیر موارد اصلاح مدل‌های انتشار و مهاجرت برای اراضی غیر زراعی نیز برای ^{210}Pb ارائه شده است:

- دوره مدل‌سازی برای ۱۰۰ سال منتهی به سال نمونه‌برداری اصلاح شده است. بر این اساس فرض شده است که $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ اضافه شده از قبل به دلیل فروپاشی، ناچیز است. مطابق تئوری، فقط ۴ درصد از میزان پرتوهای اولیه پس از ۱۰۰ سال باقی خواهند ماند. در مدل اصلاح شده، زمان نمونه‌برداری در محاسبات به کار برده نشده و بسته به تفسیر نتایج، در به‌کارگیری مدل‌ها از آن استفاده می‌شود.

- در این مدل‌ها فرض شده است که $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ دارای روند ریزش و فروپاشی ثابتی بوده و موجودی آن در سایت مرجع، ثابت باقیمانده است. شار انباشت $I(t)$ از موجودی سایت مرجع محلی A_{ref} با استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه است:

$$I(t) = A_{\text{ref}} * \ln(2) / 22.3 \quad (30)$$

- ثابت فروپاشی متفاوت

غالب پارامترهای مورد استفاده در مدل‌های اصلاح شده با آنچه برای ^{137}Cs استفاده شده مشابه است، لیکن از همه مهمتر، استفاده از ثابت فروپاشی اختصاصی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ است. در این خصوص، توضیحات تفصیلی در مراجع (Walling و He (۱۹۹۹) و Walling و همکاران (۲۰۰۳) ارائه شده است.

فصل ۶: مدل‌های برآورد میزان رسوب‌گذاری در محیط‌های آبی

۶-۱- مقدمه

کاربرد رادیونوکلئیدهای ریزشی برای سن‌سنجی و برآورد میزان رسوب‌گذاری بلندمدت (۱۰۰-۱۵۰ ساله) در محیط‌های آبی از دیرباز مورد توجه بوده است (IAEA, ۱۹۸۳; Barokah و همکاران, ۲۰۰۷). تکنیک‌های رادیوایزوتوپی، دقیق‌ترین روش ممکن برای بررسی تغییرات محیطی به ویژه تغییرات کاربری اراضی و اقلیمی و اثرات آن بر رژیم آورد رسوب و انباشت آن در محیط‌های آبی حساس همچون تالاب‌ها و دریاچه‌ها و خورهای ساحلی برشمرده می‌شوند (IAEA, ۱۹۹۵, ۲۰۰۵; Gharibreza و همکاران, ۲۰۱۳; Gharibreza b و همکاران, ۲۰۲۰; Khodadadi و همکاران, ۲۰۲۱).

همانگونه که در تشریح رادیوایزوتوپ‌ها نیز عنوان شد، رادیوایزوتوپ‌های ^{210}Pb , ^{226}Ra به منظور سن‌سنجی و برآورد میزان رسوب‌گذاری و ^{137}Cs برای وانسجی مدل‌ها استفاده می‌شوند. در این خصوص، میزان پرتودهی ^{210}Pb نسبت به عمق به صورت غیر نمایی کاهش می‌یابد، لیکن در عمق مشخصی با پرتودهی رادیوایزوتوپ مادری ^{226}Ra برابر خواهد شد که به آن عمق تعادل^{۴۶} اطلاق می‌شود (Robbins و همکاران, ۱۹۷۸; Appleby, ۱۹۹۷; Jeter, ۱۹۹۹). برای نخستین بار Appleby و همکاران (۱۳۹۱) از عمق استقرار بیشینه پرتودهی ^{137}Cs و ^{241}Am که از جمله رادیوایزوتوپ‌های مصنوعی ناشی از آزمایش‌های اتمی و حادثه چرونوبیل در سال‌های معینی هستند، به عنوان ردیاب محیطی و صحت سنجی مدل‌های برآورد میزان انباشت رسوب و سن‌سنجی استفاده کردند. سپس این روش به عنوان روش اصلی در تحقیقات بسیاری برای صحت سنجی مدل‌های توسعه داده شده استفاده شده است (IAEA, ۱۹۹۸; Benoit و Rozan, ۲۰۰۱; Smith, ۲۰۰۱; Pfitzner و همکاران, ۲۰۰۴; Gelen و همکاران, ۲۰۰۳; Lima و Bonotto, ۲۰۰۶; Gharibreza و همکاران, ۲۰۱۳).

⁴⁶ Depth of equilibrium

۶-۲- مدل پیوستگی ورود $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ به محیط آبی (CRS) ^{۴۷}

در مدل CRS فرض بر آن است که $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با روند پایداری به محیط رسوبی و رسوبات اضافه می‌شود. بر این اساس Appleby و Oldfield (۱۹۷۸) رابطه زیر را برای سن سنجی ستون رسوبات یک محیط آبی ارائه کردند:

$$A_t = A_0 e^{-\lambda t} \quad (۱)$$

که در آن:

$$A_t = \text{میزان پرتودهی تجمعی } ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} \text{ در زیر افق زمانی } t \text{ بر حسب بکرل بر مترمربع؛}$$

$$\lambda = \text{برابر ضریب فروپاشی سالانه } ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} (۰/۰۳۱۱۴)؛$$

$A_0 = \text{میزان پرتودهی تجمعی } ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} \text{ (بکرل بر مترمربع) معادل با پرتودهی رادیوایزوتوپ مادری (} ^{226}\text{Ra) .}$

$$A_0 = \sum(\rho_i h_i A_i) \quad (۲)$$

که در آن:

$$\rho_i = \text{وزن مخصوص لایه } i_{th} \text{ بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب؛}$$

$$h_i = \text{ضخامت لایه بر حسب متر؛}$$

$$A_i = \text{پرتودهی } ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} \text{ (بکرل بر کیلوگرم) در آن لایه رسوب است.}$$

همچنین، میزان شار و ورودی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ به محیط با استفاده از رابطه (۳) قابل محاسبه است. بدین ترتیب، سن هر لایه مطابق رابطه (۴) به دست خواهد آمد.

$$^{210}\text{Pb}_{\text{flux}} = A_0 \times \lambda \quad (۳)$$

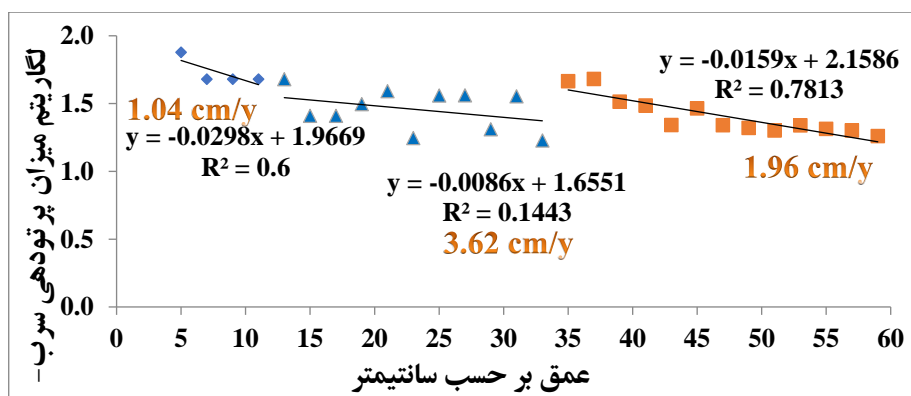
$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A_0}{A} \quad (۴)$$

حاصل محاسبات یاد شده، میزان انباشت و به تعبیری توزیع وزنی رسوبات در واحد سطح محیط رسوبی بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال است که با تقسیم آن بر وزن مخصوص

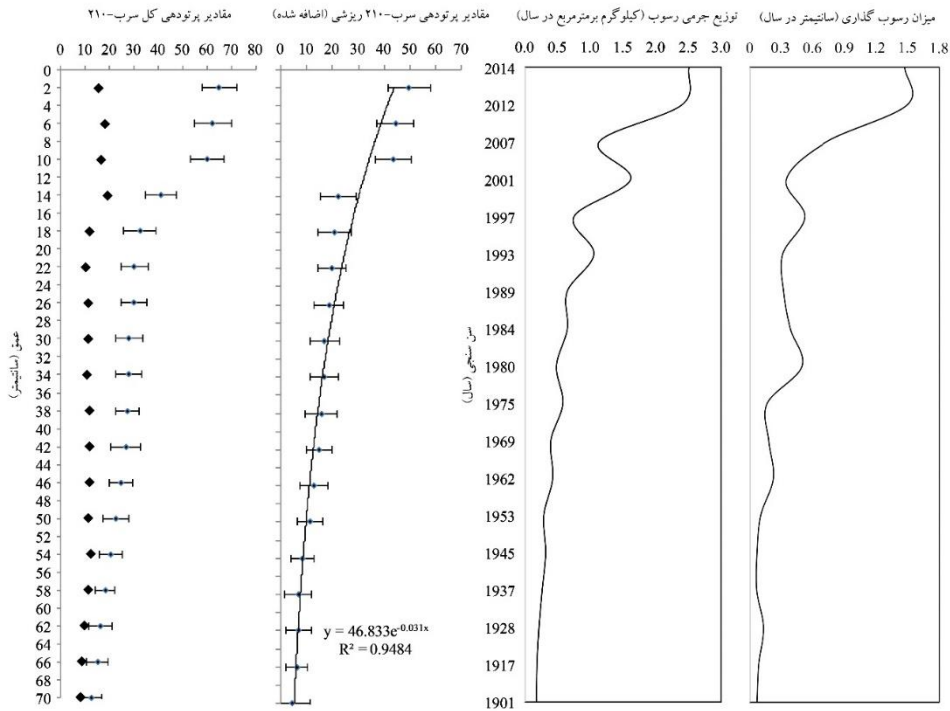
⁴⁷ The Constant Rate of Supply CRS Model

در حالت اشباع رسوبات بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب، میزان رسوبگذاری سالانه به دست خواهد آمد.

زمان سنجی ستون رسوبات به تفکیک لایه‌های مورد بررسی، میزان آورد رسوب در هنگام نهشته شدن است را در اختیار قرار می‌دهد، حال آنکه با محاسبه شیب نمودار بین لگاریتم $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در برابر عمق می‌توان میزان انباشت را به دست آورد (شکل ۲۳). در صورت نمایی بودن کاهش میزان پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ و روند پایدار آورد رسوب، برازش داده شده خطی خواهد بود. از طرفی، با تقسیم ضریب فروپاشی بر مقدار شیب این نمودار ($\frac{-\lambda}{\text{slope}}$)، میزان رسوبگذاری متوسط بر حسب سانتیمتر در سال برای کل ستون رسوبی مورد بررسی، به دست خواهد آمد. همین محاسبات را بر هر لایه نیز می‌توان انجام داد. شایان ذکر است، مقادیر متوسط بدست آمده زمانی معتبر است که رابطه معنی‌داری بین مقادیر برازش داده شده در نمودار برقرار باشد.



شکل ۲۳: محاسبه متوسط میزان رسوبگذاری به تفکیک لایه‌های رسوبی در برازش لگاریتم میزان پرتودهی ^{210}Pb و عمق قرارگیری لایه‌ها در ستون رسوبی (Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳) (b)



شکل ۲۴: مقادیر پرتودهی کل ^{210}Pb ($^{226}\text{Ra} + ^{210}\text{Pb}$ daughter) $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ریزشی، توزیع جرمی رسوب در واحد سطح بر حسب کیلوگرم بر مترمربع در سال و میزان رسوب گذاری بر حسب سانتیمتر در سال در بخش آبکنار تالاب انزلی (غریب رضا و همکاران، ۱۳۹۹)

۳-۶- مدل پرتودهی اولیه ثابت $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (CIC)^{۴۸}

این مدل با فرض پرتودهی ثابت $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ در بازه زمانی برای موقعیت معین و یک میزان ثابت رسوب گذاری معتبر است. بدین ترتیب، روند کاهشی نمایی پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ با افزایش عمق برقرار می باشد. عموماً این شرایط در حوزه های آبخیز کوهستانی با کمینه تغییرات کاربری اراضی و رویدادهای طبیعی همچون سیل های شدید، زمین لغزش، جریان گلی و نظایر آن به ویژه دریاچه های کوهستانی در حوزه های آبخیز جنگلی برقرار می باشد. از این رو، استفاده از مدل CIC برای بیشتر حوزه های آبخیز کنونی که مناطق بالادست محیط آبی دستخوش جنگل زدایی و تغییر کاربری گسترده هستند، معتبر نیست. رابطه ای که Zapata (۲۰۰۳) برای این شرایط برای سن سنجی مدل CIC ارائه کرده اند به شرح زیر است:

⁴⁸ The Constant Initial Concentration

$$^{210}\text{Pb}_{ex}(z) = ^{210}\text{Pb}_{ex}(0)e^{-\lambda^{210}t} \quad (5)$$

که در آن:

$^{210}\text{Pb}_{ex}(z)$ = پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{ex}$ در سطح تماس آب و رسوب؛
 t = زمان انباشت رسوب و به تعبیری سن آن لایه می‌باشد.

رابطه (۵) به ترتیب زیر ساده سازی شده است:

$$\ln ^{210}\text{Pb}_{ex}(z) - ^{210}\text{Pb}_{ex}(0) = \left(\frac{-\lambda^{210}}{f}\right)W \quad (6)$$

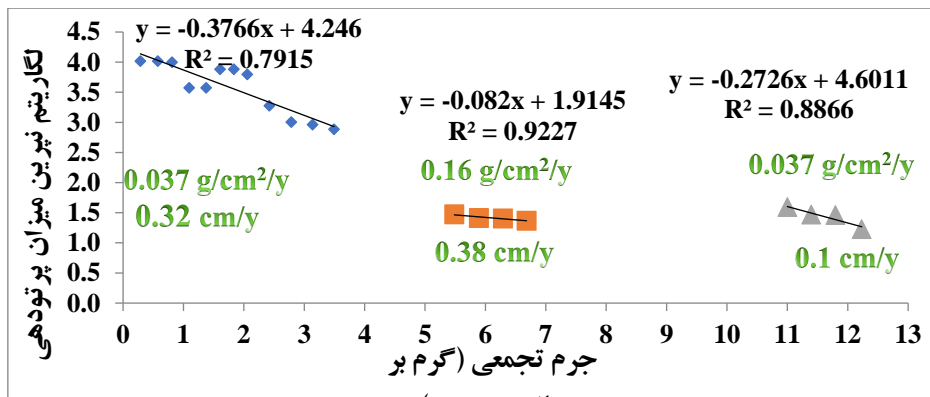
که در آن:

$t = W/f$ ؛ سن لایه

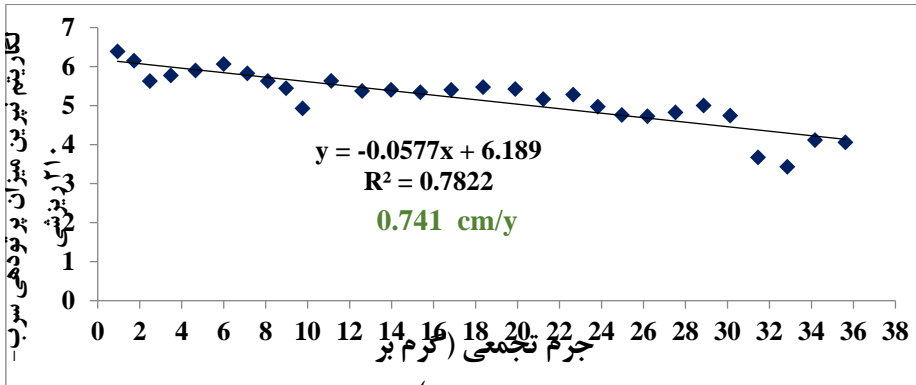
W = میزان رسوب گذاری بر حسب گرم بر سانتیمتر مربع؛

f = برابر توزیع جرمی رسوب در واحد زمان بر حسب گرم بر سانتیمتر مربع در سال می‌باشد.

به علاوه، در مدل CIC می‌توان متوسط میزان رسوب گذاری را در برازش بین لوگ نپرین $\ln ^{210}\text{Pb}_{ex}(z)$ و مقادیر تجمعی توزیع جرمی بر واحد سطح (سطح نمونه برداری) به دست آورد (شکل ۲۵). در اینجا مقدار f از شیب نیمرخ با برقراری برازش حداقل مربعات قابل محاسبه است. برآوردها زمانی معتبر است که رابطه معنی‌داری بین مقادیر برازش داده شده در نمودار برقرار باشد. از طرفی، با تقسیم ضریب فروپاشی بر مقدار شیب این نمودار $\left(\frac{-\lambda}{slope}\right)$ ، متوسط میزان رسوب گذاری برای ستون رسوبی یا لایه مورد نظر بدست خواهد آمد (شکل ۲۶).



شکل ۲۵: محاسبه متوسط میزان رسوب‌گذاری لایه‌های اصلی ستون رسوب در برازش مقادیر $Ln^{210}Pb$ و مقادیر تجمعی توزیع جرمی در واحد سطح (Gharibreza و همکاران، ۲۰۱۳) (b)



شکل ۲۶: محاسبه متوسط میزان رسوب‌گذاری ستون رسوبی در برازش مقادیر $Ln^{210}Pb$ و مقادیر تجمعی توزیع جرمی در واحد سطح بخش آبکنار تالاب انزلی (غریب‌رضا و همکاران، ۱۳۹۹) (۱)

۴-۶- محدودیت‌های کاربرد مدل‌ها

محدودیت‌های این مدل‌ها عمدتاً ناشی از برخی رویدادهای محیطی و خطاهای کارشناسی در هنگام برداشت مغزه‌های رسوبی، استحصال نمونه‌ها و مراحل آماده‌سازی و اندازه‌گیری میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ‌ها می‌باشند.

۱. اختلاط و بهم ریختگی ستون رسوبات؛ موجودات کفزی، برخورد امواج، جزرومد و

جریان‌های رودخانه‌ای موجب اختلاط رسوبات با سن رسوب‌گذاری و موجودی رادیوایزوتوپ متفاوت از منظر دوره فروپاشی می‌شوند؛

۲. در بسیاری از پروفیل‌های رسوبی، پرتودهی $^{210}Pb_{ex}$ در زیر لایه سطحی بسیار بالاست که در نتیجه برقراری شرایط احیایی در محیط رسوبی است؛

۳. وجود برخی لایه‌ها در بخش‌های عمقی ستون رسوب که در آن پرتودهی $^{210}Pb_{ex}$ از پرتودهی رادیوایزوتوپ مادری یا عمق تعادل فراتر است. در این شرایط پروفیل غیر عمودی یا وارونگی ستون رسوبات رخ داده است؛

۴. ضرورت شناسایی لایه کلیدی یا شاخص زمانی مانند بیشینه ریزش ^{137}Cs در سال ۱۳۴۲ (۱۹۶۳)؛

۵. نیاز به طول کافی مغزه رسوبی دست نخورده که در آن عمق تعادل قابل شناسایی باشد؛

۶. وجود لایه‌های با ترکیب ماسه‌ای بین لایه‌های ریز دانه که روند منطقی کاهش پرتودهی به عمق را دچار اختلاط می‌کند. به تعبیری، لایه‌های ماسه‌ای دچار فقر موجودی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ هستند.

در محدودیت‌های نوع ۱ و ۲، با حذف لایه سطحی از محاسبات و برازش لگاریتم میزان پرتودهی $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ میزان انباشت و رسوب‌گذاری برای مابقی ستون قابل محاسبه است. از طرفی، با فرض ثابت ماندن میزان تجمع در رسوبات فوقانی و جدید، می‌توان سن رسوبات را برای هر عمق مغزه رسوبی محاسبه کرد. در خصوص محدودیت نوع ۳، به دلیل وارونگی ستون رسوبات نمی‌توان از نتایج بدست آمده استفاده کرد. در خصوص محدودیت نوع ۴، علاوه بر افق کلیدی زمانی ^{137}Cs ، می‌توان از روش سن‌سنجی رویداد پایه ۴۹ از لایه‌های شاخص متشکل از وارو^{۵۰} دریاچه‌ای، سیلاب‌های تاریخی، انباشت آلودگی‌ها ناشی از حوادث بزرگ مقیاس، ورود خاکستر ناشی از آتش سوزی جنگل یا جنگل‌زدایی و برخی تغییرات کاربری شاخص در حوزه آبخیز استفاده کرد. به طورمثال، لایه شاخص انباشت رسوب ناشی از تندسیلاب^{۵۱} بهار سال ۱۳۹۸ در استان لرستان در دریاچه‌های پائین دست را می‌توان به عنوان لایه‌ای کلیدی در سن‌سنجی‌های آبی استفاده کرد.

⁴⁹ Event-based chronology

⁵⁰ Varve

⁵¹ Flash flood

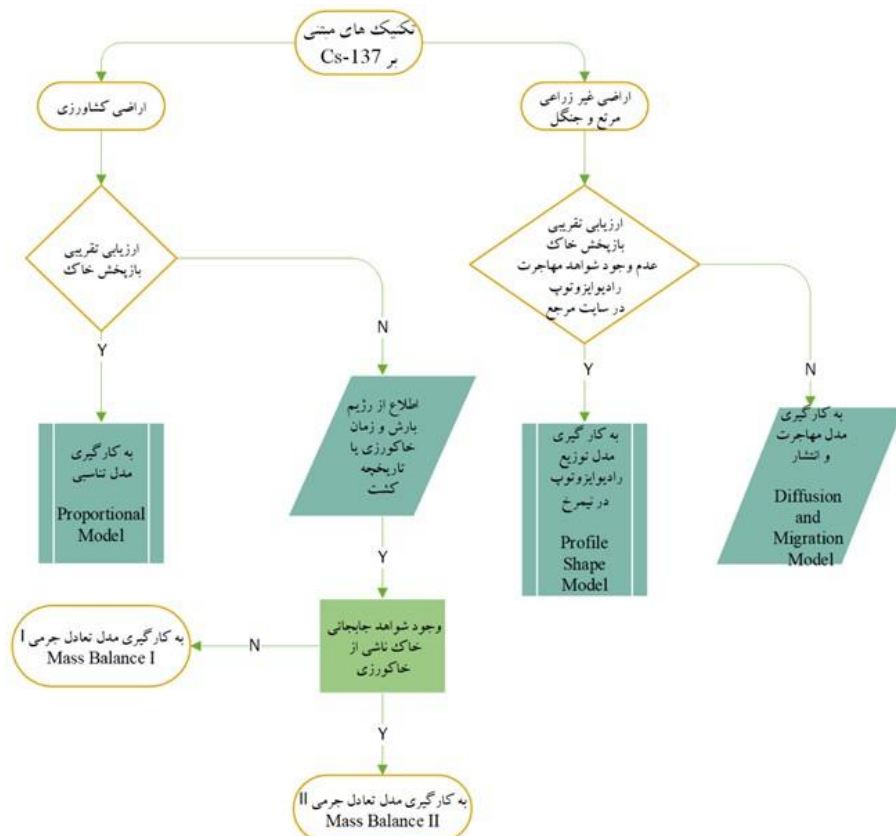
فصل ۷: اجرای ماکرو نرم افزاری مدل های رادیونوکلئید پایه

۷-۱- انتخاب مدل مناسب برای مطالعات

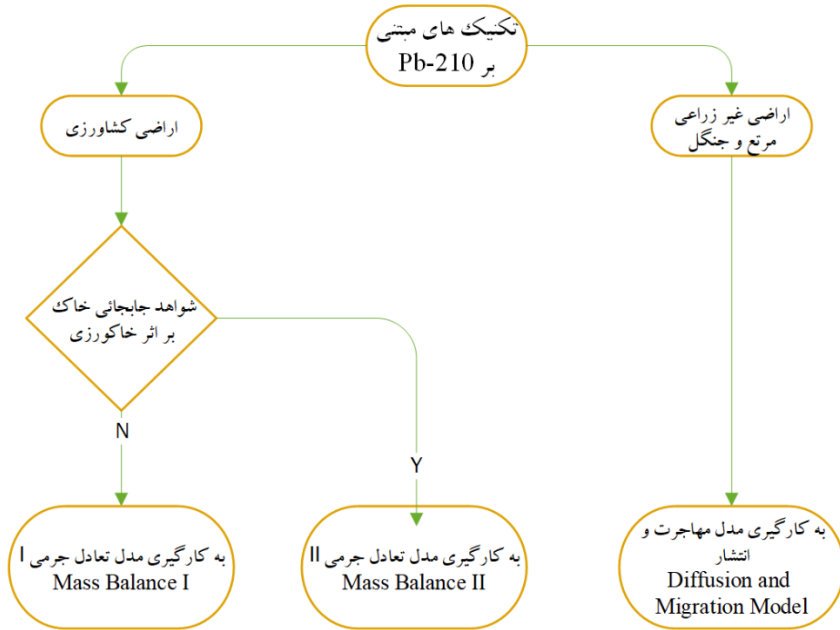
قابلیت های تشریح شده از تکنیک های رادیوایزوتوپی و مدل های موجود و مزایا و معایب آن ها می تواند راهنمای مناسبی برای انتخاب مدل مناسب و متناسب با شرایط منطقه مورد مطالعه پیش رو به شمار روند. از این رو، کاربر این مدل ها مطابق اهداف پروژه باید سایر اطلاعات مورد نیاز از جمله کاربری اراضی و سابقه آن، تاریخچه کشت و خاکورزی، طبقات شیب و امکان تولید اطلاعات در بازه زمانی پروژه را داشته باشد. اشکال ۲۷ و ۲۸ کاربر را برای انتخاب مدل مناسب برآورد میزان فرسایش / رسوب گذاری بر اساس تکنیک های مبتنی بر ^{137}Cs و ^{210}Pb راهنمایی می کنند. تجربه مطالعات انجام شده نشان می دهد که علاوه بر پارامترهای تعیین کننده مدل های برآورد، دردسترس بودن اطلاعات قابل اتکاء، داشتن علم کافی از فرایندهای بازپخش خاک و اقالیم مختلف جغرافیایی، پیش نیازهای مهم برای انتخاب مدل مناسب به شمار می روند. اگرچه برداشت نمونه لایه لایه از سایت مرجع اطلاعات کلیدی از وضعیت میزان پرتودهی کل و نفوذ رادیوایزوتوپ را در اختیار محقق می گذارد، لیکن این اطلاعات برای انتخاب الگو و خط مشی نمونه برداری کافی نبوده و سایر شرایط محیطی تعیین کننده هستند. در این خصوص، تجربه نشان داده که کاهش میزان پرتودهی رادیوایزوتوپ ها در نمونه های برداشته شده از بالای دامنه در نتیجه انتقال در عرصه و اهمیت ثابت خاکورزی در آن عرصه است که در فصل قبل به تفصیل به آن اشاره شد.

ماکرو نرم افزاری پشتیبان مدل های رادیونوکلئید پایه در سال ۲۰۰۳ توسط Walling و همکاران توسعه داده شده است. این ماکرو نرم افزاری به نام 52 Radiocal.xls^{۵۲} ذیل Add-in تحت نرم افزار Excel 2007، قابل اجرا می باشد. در بخش قبل به تفصیل قابلیت های این نرم افزار برای هریک از رادیوایزوتوپ های ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^7Be ارائه شد. لذا در این قسمت، نحوه استفاده از آن به همراه یک بسته اطلاعات نمونه برداری برای آشنایی هرچه بیشتر کاربران ارائه می شود.

^{۵۲} متقاضیان استفاده از این ماکرو با ارسال ایمیل به آدرس gharibreza4@yahoo.com می توانند فایل ماکرو نرم افزاری را دریافت کنند.



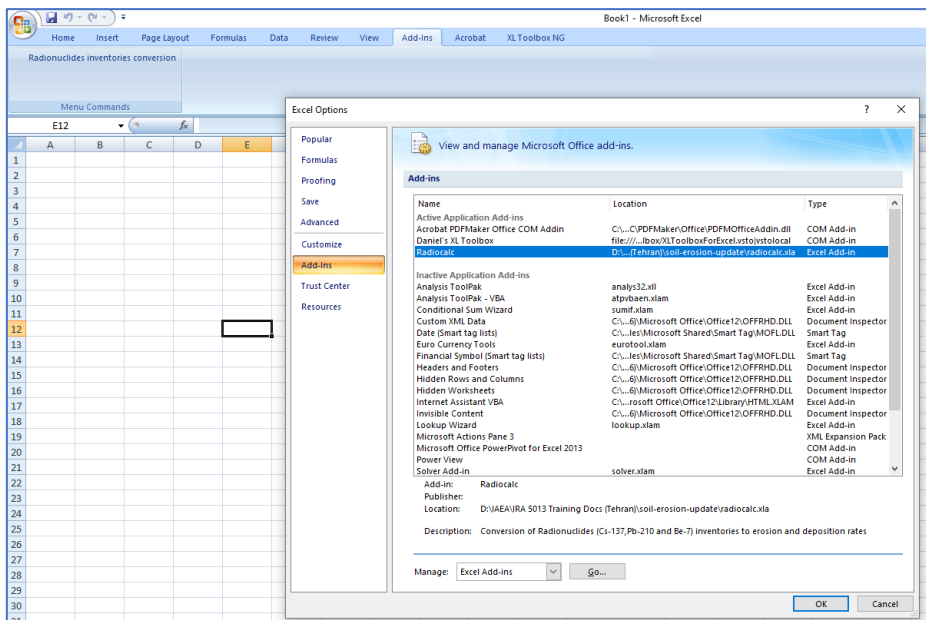
شکل ۲۷: راهنمایی کلی انتخاب مدل برآورد میزان فرسایش/رسوب‌گذاری بر پایه ^{137}Cs



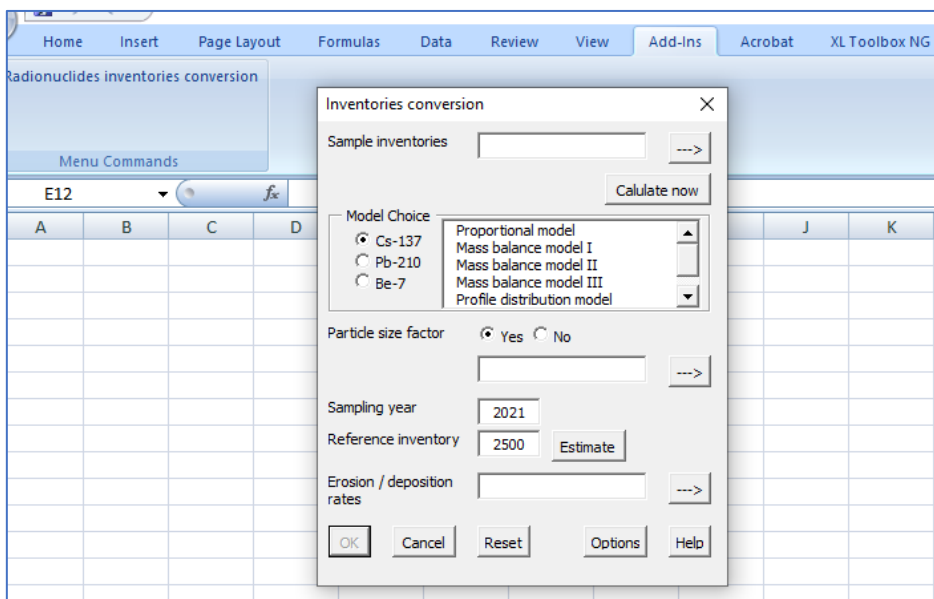
شکل ۲۸: راهنمایی کلی انتخاب مدل برآورد میزان فرسایش/سوب گذاری بر پایه ^{210}Pb

۲-۷- فراخوان از Add-in

در این قسمت، ماکرو Radiocal.xls از محل ذخیره آن در کامپیوتر از طریق Excel Options و Add-in فراخوان می شود (شکل ۲۹). پس از فراخوانی، این ماکرو در قسمت Add-in آماده اجرا است (شکل ۳۰).



شکل ۲۹: نحوه فراخوانی ماکرو radiocalc.xls در نرم افزار Excel



شکل ۳۰: پنجره اصلی ماکرو radiocalc.xls در Add-ins نرم افزار Excel

۳-۷- اجرای ماکرو

در این فصل قابلیت ماکرو در برآورد میزان فرسایش / رسوبگذاری با رویکرد نمونه برداری ترانسکت در استان گلستان ارائه شده است. این ترانسکت در طول دامنه‌ای با شیب ۰-۳۰ درصد

با کاربری دیمزار انتخاب شده که کاربری قبلی آن جنگل بوده است. این ترانسکت در واقع معرف شدیدترین میزان فرسایش بر بستری از خاک‌های لسی استان گلستان با دانه‌بندی 2 ± 33 درصد رس، 3 ± 60 درصد سیلت و 3 ± 5 درصد ماسه و بارندگی سالانه ~ 1000 میلی‌متر است. همانگونه که در اشکال ۳۱ تا ۳۴ مشهود است، مدل تناسبی و انواع مدل تعادل جرمی برای اولین نمونه این ترانسکت در بالای دامنه اجرا شده‌اند. پنجره پارامترهای مورد استفاده در مدل تناسبی (شکل ۳۱) نشان از وارد نمودن مقادیر وزن مخصوص کل (کیلوگرم بر مترمکعب)، عمق خاکورزی یا بهم ریختن پروفیل خاک (متر) و سال شروع خاکورزی که در اینجا سال ۱۳۴۲ (۱۹۶۳) یا سال بیشینه ریزش رادیونوکلوییدها به عنوان پیش فرض، منظور شده است. در شرایط وجود اطلاع دقیق از تغییر کاربری از اراضی جنگلی و مرتعی به کشاورزی پس از سال ۱۳۴۲، باید از آن تاریخ در محاسبات استفاده کرد. لازم به ذکر است که پرتودهی کل ^{137}Cs در سایت مرجع ۳۸۴۹ بکرل بر مترمربع و سال نمونه‌برداری ۱۳۹۶ و ضریب اصلاح اندازه ذرات (P) بر اساس رابطه شماره ۲۳ بزرگتر از یک و فرسایشی به دست آمده است. در این ترانسکت، آخرین نمونه ستون در واقع نمونه رسوبات حمل شده بوده که از بستر آبراهه پایین ترانسکت برداشته شده و برای محاسبه ضریب P استفاده شده است. پرتودهی نمونه بخش فرسایشی ترانسکت حدود یک دهم پرتودهی رادیوایزوتوپ در سایت مرجع است، لذا میزان فرسایش بلند مدت خاک ۵۴ ساله (۱۳۴۲ تا ۱۳۹۶) در آن نقطه، ۵۵ تن بر هکتار در سال به دست آمده است.

شکل ۳۲ نیز نشان‌دهنده محاسبات بر اساس روابط مدل تعادل جرمی I برای همان نمونه در ترانسکت است. نتایج نشان از برآورد میزان بسیار زیاد فرسایش معادل ۱۴۱ تن بر هکتار در سال دارد. در این مدل اثر شخم و خاکورزی دخالت داده نشده است.

محاسبات بر اساس مدل تعادل جرمی II در شکل ۳۳ نمایش داده شده است. در این مدل، علاوه بر میزان پرتودهی ^{137}Cs نمونه، میزان پرتودهی کل ^{137}Cs سایت مرجع، ضریب اصلاح دانه‌بندی ذرات (P)، فیل تطابق داده شده بین بارش باران و ریزش ^{137}Cs در نیم‌کره شمالی، ضرائبی همچون ضریب تناسب که نشانده ارتباط اقلیم منطقه و دوره خاکورزی است، عمق بیشینه پرتودهی ^{137}Cs در پروفیل خاک، عمق خاکورزی (کیلوگرم بر مترمربع) استفاده شده است. در نتیجه، میزان فرسایش بلند مدت در آن بخش از دامنه، ۷۰ تن بر هکتار در سال بوده است.

بالاخره آخرین مدل برای اراضی زراعی، مدل تعادل جرمی III است که محاسبات آن در شکل ۳۴ نمایش داده شده است. تمام متغیرهایی که برای مدل تعادل جرمی II عنوان شد، به علاوه درجه شیب به ترتیب در بالا و پایین دامنه و طول دامنه (متر) استفاده شده است. بدین ترتیب، میزان فرسایش بلند مدت در آن بخش از دامنه، ۱۱۱ تن بر هکتار در سال بدست آمده است.

شکل ۳۵ حالتی را از اجرای مدل تناسبی (Proportional) نشان می‌دهد که در آن متوسط وزن مخصوص کل ۱۴۳۱ کیلوگرم بر مترمکعب منظور شده و در محاسبات میزان پرتودهی ^{137}Cs و ضریب اصلاح دانه بندی کلیه نمونه‌های بررسی شده در طول ترانسکت، انتخاب شده است. نتایج نشان از فرسایشی بودن شرایط بازپخش خاک در طول دامنه و تحویل رسوب سالانه ۱۰۰ درصد و میزان خالص فرسایش ۳۹/۸ تن بر هکتار در سال در دوره بلند مدت ۵۴ ساله برای این ترانسکت است.

از طرفی، هدر رفت متوسط خاک در طول ترانسکت ۶۴ درصد بدست آمده است. به تعبیری، ۱۶ سانتیمتر عمق خاکورزی در طی ۵۴ سال بهره برداری هدررفته است. این مقدار برابر ۲/۹ میلیمتر فرسایش متوسط سالانه کاربری دیم در طول ترانسکتی با بافت بسیار فرسایش پذیر لسی بوده است.

E	F	G	H	I	J	K
Activity (Bq/m ²)	P	Bulk Density	Proportional	Mass Balance I	Mass Balance II	
356.58	1.09	1426.32	-55.038			
354.69	1.09	1418.78				
374.50	1.12	1361.83				
421.36	1.10	1404.54				
445.86	1.17	1273.89				
550.43	1.11	1376.06				
595.65	1.06	1489.13				
1027.78	1.04	1522.63				
1251.73	1.10	1410.40				
1086.55	1.09	1429.67				
1618.64	1.03	1545.25				
1850.23	1.01	1608.90				
2237.47	1.11	1376.90				
2199.78	1.07	1466.52				
2069.44	1.05	1505.04				
2764.98	1.09	1417.94				
1840.60	1.05	1502.53				
1674.90	1.04	1522.63				
1895.04	1.16	1284.77				
1781.53	1.29	1096.33				
2477.84	1	1624.81				
موجودی سایت مرجع	3849					

Inventories conversion

Sample inventories: \$E\$2

Model Choice: Cs-137, Pb-210, Be-7

Proportional model

Mass balance model I

Mass balance model II

Mass balance model III

Profile distribution model

Calculate now

Parameters

Soil bulk density: 1426.32

Tillage Depth: 0.25

Year of tillage commencement: 1963

OK Cancel Help

Particle size factor: Yes

Sampling year: 2017

Reference inventory: 3849

Erosion / deposition rates:

OK Cancel Reset

شکل ۳۱: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای Proportional Model نمونه ۱

E	F	G	H	I	J	K
Activity (Bq/m ²)	P	Bulk Density	Proportional	Mass Balance I	Mass Balance II	
356.58	1.09	1426.32	-55.038	-141.172		
354.69	1.09	1418.78				
374.50	1.12	1361.83				
421.36	1.10	1404.54				
445.86	1.17	1273.89				
550.43	1.11	1376.06				
595.65	1.06	1489.13				
1027.78	1.04	1522.63				
1251.73	1.10	1410.40				
1086.55	1.09	1429.67				
1618.64	1.03	1545.25				
1850.23	1.01	1608.90				
2237.47	1.11	1376.90				
2199.78	1.07	1466.52				
2069.44	1.05	1505.04				
2764.98	1.09	1417.94				
1840.60	1.05	1502.53				
1674.90	1.04	1522.63				
1895.04	1.16	1284.77				
1781.53	1.29	1096.33				
2477.84	1	1624.81				
موجودی سایت مرجع	3849					

Inventories conversion

Sample inventories: \$E\$2

Model Choice: Cs-137, Pb-210, Be-7

Proportional model

Mass balance model I

Mass balance model II

Mass balance model III

Profile distribution model

Calculate now

Parameters

Soil bulk density: 1426.32

Tillage Depth: 0.25

Year of tillage commencement: 1963

OK Cancel Help

Particle size factor: Yes

Sampling year: 2017

Reference inventory: 3849

Erosion / deposition rates:

OK Cancel Reset

شکل ۳۲: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance I نمونه ۱

E	F	G	H	I	J	K	L
Activity (Bq/m ²)	P	Bulk Density	Proportional	Mass Balance I	Mass Balance II	Mass Balance III	
356.58	1.09	1426.32	-55.038	-141.172	-70.71	-111.127	
354.69	1.09	1418.78					
374.50	1.12	1361.83					
421.36	1.10	1404.54					
445.86	1.17	1273.89					
550.43	1.11	1376.06					
595.65	1.06	1489.13					
1027.78	1.04	1522.63					
1251.73	1.10	1410.40					
1086.55	1.09	1429.67					
1618.64	1.03	1545.25					
1850.23	1.01	1608.90					
2237.47	1.11	1376.90					
2199.78	1.07	1466.52					
2069.44	1.05	1505.04					
2764.98	1.09	1417.94					
1840.60	1.05	1502.53					
1674.90	1.04	1522.63					
1895.04	1.16	1284.77					
1781.53	1.29	1096.33					
2477.84	1	1624.81					
موجودی سایت مرجع	3849						

Inventories conversion

Sample inventories: \$E\$2

Calculate now

Model Choice

- Cs-137
- Pb-210
- Be-7

Proportional model

Mass balance model I

Mass balance model II

Mass balance model III

Profile distribution model

Parameters input

Reference Fallout station file: North- fallout.txt

Proportional factor: 1

Relaxation depth: 4

Tillage depth: 250

Year of tillage commence: 1963

OK Cancel Reset

شکل ۳۳: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance II نمونه ۱

E	F	G	H	I	J	K	L
Activity (Bq/m ²)	P	Bulk Density	Proportional	Mass Balance I	Mass Balance II	Mass Balance III	
356.58	1.09	1426.32	-55.038	-141.172	-70.71	-111.127	
354.69	1.09	1418.78					
374.50	1.12	1361.83					
421.36	1.10	1404.54					
445.86	1.17	1273.89					
550.43	1.11	1376.06					
595.65	1.06	1489.13					
1027.78	1.04	1522.63					
1251.73	1.10	1410.40					
1086.55	1.09	1429.67					
1618.64	1.03	1545.25					
1850.23	1.01	1608.90					
2237.47	1.11	1376.90					
2199.78	1.07	1466.52					
2069.44	1.05	1505.04					
2764.98	1.09	1417.94					
1840.60	1.05	1502.53					
1674.90	1.04	1522.63					
1895.04	1.16	1284.77					
1781.53	1.29	1096.33					
2477.84	1	1624.81					
موجودی سایت مرجع	3849						

Inventories conversion

Sample inventories: \$E\$2

Calculate now

Model Choice

- Cs-137
- Pb-210
- Be-7

Proportional model

Mass balance model I

Mass balance model II

Mass balance model III

Profile distribution model

Parameters input

Reference Fallout station file: North- fallout.txt

Proportional factor: 1

Relaxation depth: 4

Tillage depth: 250

Tillage constant: 10

OK Cancel Next Help

شکل ۳۴: اجرای ماکرو radiocalc.xls برای مدل Mass Balance III نمونه ۱

E	F	G	H	I	J	K	L
Activity (Bq/m ²)	P	Bulk Density	Proportional	Inventories conversion			
356.58	1.09	1426.32	-55.231	Sample inventories: \$E\$2:\$E\$21			
354.69	1.09	1418.78	-55.071	Calculate now			
374.50	1.12	1361.83	-53.32	Model Choice: Proportional model			
421.36	1.10	1404.54	-53.667	Cs-137			
445.86	1.17	1273.89	-50.007	Mass balance model I			
550.43	1.11	1376.06	-50.963	Pb-210			
595.65	1.06	1489.13	-52.91	Mass balance model II			
1027.78	1.04	1522.63	-46.552	Mass balance model III			
1251.73	1.10	1410.40	-40.776	Profile distribution model			
1086.55	1.09	1429.67	-43.754	Particle size factor: Yes			
1618.64	1.03	1545.25	-37.157	Sampling year: 2017			
1850.23	1.01	1608.90	-34.184	Reference inventory: 3849			
2237.47	1.11	1376.90	-24.908	Erosion / deposition rates: \$H\$2:\$H\$21			
2199.78	1.07	1466.52	-26.557	Gross erosion rate: -39.8			
2069.44	1.05	1505.04	-29.143	Net erosion rate: -39.8			
2764.98	1.09	1417.94	-17.078	Sediment delivery ratio: 100%			
1840.60	1.05	1502.53	-32.855	OK			
1674.90	1.04	1522.63	-35.874	Cancel			
1895.04	1.16	1284.77	-28.871	Reset			
1781.53	1.29	1096.33	-27.556	OK			
2477.84	1	1624.81					
	1.09	1431.66					
موجودی سایت مرجع	3849						

شکل ۳۵: اجرای مدل *Proportional* برای تمام نمونه‌های ترانسکت و میزان فرسایش خالص و نسبت تحویل رسوب

منابع

اسدی، ت.، شاهویی، س.، روحی پور، ح.، اسدی، م. ۱۳۹۰. کاربرد روش سزیم-۱۳۷ به منظور برآورد فرسایش و رسوب در خاک‌های حوزه آبخیز طاسران کبودرآهنگ. مهندسی و مدیریت آبخیز ۳، ۹۴-۱۰۱.

غریب‌رضا، م.، عرب‌خداری، م.، محمودی، م.، ۱۳۹۹. بررسی اثرات جنگل‌زدایی و جنگل‌کاری بر نرخ بازپخش خاک در شمال ایران با استفاده از فناوری هسته‌ای. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری کشور، تهران، شماره فروست ۵۷۷۲۲.

محمودی، م.، م. قنادی، و ج. قدوسی. ۱۳۷۱. بررسی امکان‌سنجی تعمیم نتایج حاصل از روش سزیم-۱۳۷ برای محاسبه فرسایش سطحی خاک در عرصه‌های همگن. مجله پژوهش و سازندگی ۳۵، ۵۱-۱۰.

متین فر، ح.، کلهر، م.، شعبانی، ا.، آرخی، ص. ۱۳۹۲. برآورد میزان فرسایش و رسوبگذاری با استفاده از روش سزیم ۱۳۷: مطالعه موردی (حوزه آبخیز ریمله-لرستان. مهندسی زراعی ۳۵، ۵۴-۳۷.

مصفاei، ج.، طالبی، ع.، ۱۳۹۳. نگاهی آماری به وضعیت فرسایش آبی در ایران. مجله ترویج و توسعه آبخیزداری ۵، ۱-۹.

Abbaszadeh Afshar, F., Ayoubi, S., Jalalian, A., 2010. Soil redistribution rate and its relationship with soil organic carbon and total nitrogen using ¹³⁷Cs technique in a cultivated complex hillslope in western Iran. Journal of Environmental Radioactivity 101, 606-614.

Allègre, C.J., 2008. Isotope Geology. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, Madride, CapeTown, Singapour, Sao Paulo.

Andrello, A.C., Appoloni, C.R., Araújo, E.S., Thomaz, E.L., Medeiros, P.H.A., Macedo, I.L., 2009. Cesium-137 Inventories in Undisturbed Areas In Different Regions of Brazil. International Nuclear Atlantic Conference - INAC Associação Brasileira De Energia Nuclear - ABEN, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

Appleby, P.G., 1997. Sediment records of fallout radionuclides and their application to studies of sediment-water interactions. Water, Air, & Soil Pollution 99, 573-585.

Appleby, P.G., Oldfield, F., 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment CATENA 5, 1-8.

Appleby, P.G., Oldfield. F. T 1978. The calculation of ²¹⁰Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. Catena 5, 5: 1-8.

Barokah, A., Simon, G., Nita, S., Wahyu, T., 2007. The Use of the Cs-137 Technique for Measuring Soil Erosion/Sedimentation at a Small Catchment Ciliwung, Tugu Bogor. *Applied Radiation and Isotopes* 3, 11-17.

Basher, L.R., 2000. Surface erosion assessment using Cs: examples from New Zealand. 35, 219-228.

Benke, R.R., Kearfott, K.J., 2001. An improved in situ method for determining depth distributions of gamma-ray emitting radionuclides. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* 463, 393-412.

Benoit, G., Rozan, Tim. F., 2001. ^{210}Pb and ^{137}Cs dating methods in lakes: A retrospective study. *Journal of Paleolimnology* 25, 455-465.

Bernard, C., Mabit, L., Laverdier, M.R., Wicherek, S., 1998. Césium-137 et érosion des sols. *Cahiers Agricultures* 7, 179-186.

Blake, W., Walling, D.E., He, Q., 1999. Fallout beryllium-7 as a tracer in soil erosion investigations. *Applied Radiation and Isotopes* 51, 599-605.

Bonotto, D., de Lima, J., 2006. ^{210}Pb -derived chronology in sediment cores evidencing the anthropogenic occupation history at Corumbataí River basin, Brazil. *Environmental Geology* 50, 595-611.

Cambray, R.S., Playford, K., Carpenter, R.C., 1989. Radioactive fallout in air and rain: results to the end of 1988. AERE-R-10155. Atomic Energy Authority, Harwell, UK UK.

Cawse, P.A., Cambray, R.S., Baker, S.J., Burton, P.J., 1988. A survey of background levels of environmental activity in Wales, 1984-86 (Pre-Chernobyl). AERE Harwell Report R-12535, HMSO, p. 21

Collins, A. L and Walling, D. E., 2004, Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28, 159–196.

Drexler, J.Z., Fuller, C.C., Archfield, S., 2018. The approaching obsolescence of ^{137}Cs dating of wetland soils in North America. *Quaternary Science Reviews* 199, 83-96.

Eberhardt, L.L., Thomas, J. M., 1991. Designing environmental field studies. *Ecological Monographs* 61, 53-73.

Feely, H.W., Larsen, R.J., Sanderson, C.G., 1989. Factors that cause seasonal variations in Beryllium-7 concentration in surface air. *Journal of Environmental Radioactivity* 9.

Gelen, A., Díaz, O., Simón, M. J., Herrera, E., Soto, J., Gómez, J., Ródenas, C., Beltrán, J., and Ramírez, M., 2003. ^{210}Pb dating of sediments from Havana Bay. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 256 561-564.

Gharibreza, M., Bahrami Samani, A., Arabkhedri, M., Zaman, M., Porto, P., Kamali, K., Sobh-Zahedi, S., 2021. Investigation of on-site implications of tea plantations on soil erosion in Iran using ^{137}Cs method and RUSLE. *Environmental Earth Sciences* 80, 34.

Gharibreza, M., K, R.J., Yusoff, I., Othman, Z., Wan Zakaria, W.T., Ashraf, M.A., 2013a. Land Use Changes and Soil Redistribution Estimation using ^{137}Cs in the Tropical Bera Lake Catchment, Malaysia. *Soil and Tillage Research* 131.

Gharibreza, M., K, R.J., Yusoff, I., Zainudin, O., Wan-Zakaria, W.M.T., Ashraf, M.A., 2013b. Sedimentation rates in Bera Lake (Peninsular Malaysia) using Pb-210 and Cs-137 radioisotopes. *Geosciences Journal* 7, 211-220.

Gharibreza, M., Raj, J.K., Yusoff, I., Othman, Z., Tahir, W.Z.W.M., Ashraf, M.A., 2013c. Land use changes and soil redistribution estimation using ¹³⁷Cs in the tropical Bera Lake catchment, Malaysia. *Soil and Tillage Research* 131, 1-10.

Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L., Eisaei, H., 2020. Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using ¹³⁷Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil and Water Conservation Research* 8, 393-405.

Goloso, V.N., Panin, A. V., Markelov, M. V., 1999. Chernobyl ¹³⁷Cs redistribution in the small basin of the Lokna River, Central Russia. *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy* 24, 881-885.

Govers, G., Lobb, D.A., Quine, T.A., 1999. Preface - Tillage erosion and translocation: emergence of a new paradigm in soil erosion research. *Soil and Tillage Research* 51, 167-174.

Hashimoto, S., Imamura, N., Kawanishi, A., Komatsu, M., Ohashi, S., Nishina, K., Kaneko, S., Shaw, G., Thiry, Y., 2020. A dataset of ¹³⁷Cs activity concentration and inventory in forests contaminated by the Fukushima accident. *Scientific Data* 7, 431.

He, Q., Walling, D.E., 1996. Interpreting Particle Size Effects in the Adsorption of ¹³⁷Cs and Unsupported ²¹⁰Pb by Mineral Soils and Sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30, 117-137.

He, Q., Walling, D.E., 1997. The distribution of fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb in undisturbed and cultivated soils. *Applied Radiation and Isotopes* 48, 677-690.

He, Q., Walling, D.E., 2000. Calibration of a field-portable gamma detector to obtain in situ measurements of the ¹³⁷Cs inventories of cultivated soils and floodplain sediments. *Applied Radiation and Isotopes* 52, 865-872.

IAEA, 1983. *Radioisotopes in Sediment Studies*. IAEA-TECDOC-298. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 1995. *Use of nuclear techniques in studying soil erosion and siltation*. TECDOC-828. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 1998. *Use of Cs-137 in the study of Soil Erosion and Sedimentation*. TECDOC-0828. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2001. *Use of Isotope and Radiation Method in Soil and Water Management*. FAO/IAEA Agriculture and Biotechnology Laboratory and Soil and Water management & Crop Nutrition Section. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA, 2005. *Fluvial sediment transport: Analytical techniques for measuring sediment load*. IAEA-TECDOC-1461. International Atomic Energy Agency, Vienna.

Jager, E., Hunziker, J. C., 1979. *Lectures in Isotope Geology*. Springer-Verlag, Berlin.

Jeter, H.W., 1999. *Determining the Ages of Recent Sediments Using Measurements of Trace Radioactivity*. Baltimore, Maryland, USA.

Jia, G., Torri, G., 2007. Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in soil or rock samples containing refractory matrices. *Applied Radiation and Isotopes* 65, 1-8.

Kasimovsky, A.A., 1993. Analytical solution for the model of soil radionuclide migration with fixation-leaching reaction. *Ecological Modelling* 66, 217-229.

Khodadadi, M., Alewell, C., Mirzaei, M., Ehssan-Malahat, E., Asadzadeh, F., Strauss, P., Meusburger, K., 2021. Deforestation effects on soil erosion rates and soil physicochemical properties in Iran: a case study of using fallout radionuclides in a Chernobyl contaminated area. *SOIL Discuss.* 2021, 1-41.

Khodadadi, M., Mabit, L., Zaman, M., Paolo, P., Gorji, M., 2018. Evaluating the efficiency of soil conservation measures on erosion rates using ^{137}Cs and ^{210}Pb methods for semi-arid farm lands: A case study in the Kouhin region of Qazvin Province, Iran. *Journal of Soils and Sediments* 2018.

Mabit, L., Benmansour, M., Walling, D.W., 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 1799–1807.

Mabit, L., Bernard, Claude., Laverdière, Marc R 2007. Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and ^{137}Cs measurements. *Catena* 71, 242-249.

Mabit, L., Blake, W., 2019. Assessing Recent Soil Erosion Rates through the Use of Beryllium-7 (Be-7). Springer, Cham.

Meusburger, K., Evrard, O., Alewell, C., Borrelli, P., Cinelli, G., Ketterer, M., Mabit, L., Panagos, P., van Oost, K., Ballabio, C., 2020. Plutonium aided reconstruction of caesium atmospheric fallout in European topsoils. *Scientific Reports* 10, 11858.

Moungsrijun, S., Srisuksawad, K., Lorsirirat, K., Nantawisarakul, T., 2010. Using fallout ^{210}Pb measurements to estimate sedimentation rate in Lam Phra Phloeng dam, Thailand. *CURRENT SCIENCE* 98, 542-547.

Owens, P., N., Walling, D, E., He, Q, 1996. The Behaviour of Bomb-Derived Caesium-137 Fallout in Catchment Soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 32, 169-191.

Owens, P.N., Walling, D.E., 1996. Spatial variability of caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. *Applied Radiation and Isotopes* 47, 699-707.

Owens, P.N., Walling, D.E., He, Q., 1996. The behaviour of bomb-derived Caesium-137 fallout in catchment soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 32, 169-191.

Pegoyev, A.N., Fridman, S.D., 1978. Vertical profiles of cesium-137 in soils (translation). *Pochvovedeniye* 8, 77-81.

Pennock, D.J., 2000. Suitability of Cs-137 redistribution as an indicator of soil quality. *Acta Geologica Hispanica* 35 213-217.

Pennock, D.J., Appleby, P.G., 2002. Site selection and sampling design. In: Zapata, F. (Ed.), *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation using Environmental Radionuclides*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 15-40.

Pfitzer, J., Brunskill, G., Zagorskis, I., 2004. ^{137}Cs and excess ^{210}Pb deposition patterns in estuarine and marine sediment in the central region of the Great Barrier Reef Lagoon, north-eastern Australia. *Journal of Environmental Radioactivity* 76, 81–102.

Poreba, G., J., 2006. Cesium-137 As a Soil Erosion Tracer: A Review. *Journal on methods and applications of Absolute Chronology* 25, 37-46. Preiss, N., Meñier, M.A., Pourchet, M., 1996. A compilation of data on lead-210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces. *Journal of Geophysical Research* 101, 28847-28862.

Quine, T.A., 1995. Estimation of erosion rates from caesium-137 data: the calibration question. In: Gurnell, F.A.M., Webb, B.W. (Eds.), *Sediment and Water Quality in River Catchments*. John Wiley, London, pp. 307-329.

Radtke, D.B., 2005. Bottom-Material Samples. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Robbins, J.A., Edgington, D. N., Kemp, A, L, W, 1978. Comparative ^{210}Pb , ^{137}Cs , and pollen geochronologies of sediments from Lakes Ontario and Erie. *Quaternary Research* 10, 256-278.

Schuller, P., Iroume, A., Walling, D.E., Mancilla, B., Castillo, A., Trumper, R.E., 2006. Use of beryllium-7 to document soil redistribution following forest harvest operations. *Journal of Environmental Quality* 35, 1756-1763.

Sepulveda, A., Schuller, P., Walling, D.E., Castillo, A., 2008. Use of ^7Be to document soil erosion associated with a short period of extreme rainfall. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 35-49.

Shakhashiro, A., Mabit, L., 2008. Results of an IAEA inter-comparison exercise to assess ^{137}Cs and total ^{210}Pb analytical performance in soil. *Applied Radiation and Isotopes*.

Smith, J.N., 2001. Why should we believe ^{210}Pb sediment geochronologies? *Journal of Environmental Radioactivity* 55, 121-123.

Sutherland, R.A., 1991. Examination of caesium-137 areal activities in control (uneroded) locations. *Soil Technology* 4, 33-50.

UNSCEAR, 1969. Radio-active contamination of the environment by nuclear tests. the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, pp. 3-4.

Wallbrink, P.J., Murray, A.S., Olley, J.M. , 1999. Relating suspended sediment to its original soil depth using fallout radionuclides. *Soil Science Society of America Journal* 63 369-378.

Walling, D.E., He, Q., 1994. Towards Improved Interpretation of Cs Profile. In: McManus, J. (Ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Lake and reservoirs*. John Wiley & Sons, New York, pp. 15-31.

Walling, D.E., He, Q., 1999. Using Fallout Lead-210 Measurements to Estimate Soil Erosion on Cultivated Land. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1404-1412.

Walling, D.E., He, Q., Appleby, P.G., 2003. 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, The Netherlands, pp. 111-164.

Walling, D.E., Quine. T. A, 1992. The Use of Caesium-137 Measurements in Soil Erosion Surveys. Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins IAHS, Oslo.

Walling, D.E., Zhang, Y., He, Q, 2007. Models for Converting Measurements of Environmental Radionuclide Inventories (^{137}Cs , Excess ^{210}Pb , and ^7Be) to Estimates of Soil Erosion and Deposition Rates (Including Software for Model Implementation). In: Geography, D.o. (Ed.). University of Exeter, Exeter, pp. 1-32.

White, W.M., 2015. Isotope Geochemistry. John Wiley & Sons, London.

Wilson, C., Matisoff, G., Whiting, P., 2003. Short-term erosion rates from a ^{7}Ba inventory balance. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 967-977.

Zapata, F., 2003. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: recent advances and future developments. *Soil & Tillage Research* 69, 3–13.

Zapata, F., Garcia-Agudo, E, 2000. Future Prospects for the ^{137}Cs Technique for Estimating Soil Erosion and Sedimentation Rates. *Acta Geological Hispanica* 35, 197-205.

Zhang, X., Long, Y, He, X, Fu,J, and Zhang, Y, 2006. A simplified ^{137}Cs transport model for estimating erosion rates in undisturbed soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1242–1246.

Zhang, X.B., Walling, D. E., He, Q., 1999. Simplified mass balance models for assessing soil erosion rates on cultivated land using caesium-137 measurements X. B. ZHANG. *Hydrological Sciences* 44, 45.
p. 268.