

توزیع عمقی سزیوم-۱۳۷ چرنوبیل در خاک: از پایش تا مدل سازی

پوریا ناصری^۱، سهیل خوشبین فر^{۲*}^۱ کارشناس ارشد، دانشکده فیزیک، دانشگاه دامغان، دامغان، سمنان، ایران^۲ استادیار، دانشکده فیزیک، دانشگاه دامغان، دامغان، سمنان، ایران

(تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۴/۱/۱۶ - تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۳/۲۸)

چکیده

در مطالعات توزیع عمقی ^{137}Cs مرسوم است که نتایج داده های تجربی سنجش موجودی سزیوم در لایه های مختلف خاک را با برازش پاسخ معادله ۱-بعده پخش-پهن رفت در زمان نمونه برداری مقایسه نمایند که این روش صرفاً نمایانگر فرایند ترانزیت خالص ^{137}Cs در خاک های دست نخورده می باشد. درجه صحت این روش تابعی از جنس بافت خاک منطقه مورد مطالعه می باشد. تحقیقات نشان داده اند که خاک های حاوی درصد بالاتر ترکیبات رسی قادرند ^{137}Cs را به نحو محسوسی تثبیت نمایند. اثر فعالیت های زیستی و جمعیت کرم های خاکی در خاک سطحی نیز منجر به بروز اختلال در توزیع عمقی خالص و باز توزیع غلظت می گردد. در این پژوهش، شبیه سازی عددی ۳-بعده از فرایند ترانزیت ^{137}Cs نهشتی سانحه چرنوبیل در خاک منطقه که شامل فرایند های مهم فیزیکی-شیمیایی تاثیر گذار، ارائه گردیده است. مدل عددی بر مبنای نتایج گزارش سنجش توزیع عمقی ^{137}Cs استخراج شده نهشت سانحه چرنوبیل در خاک برگزیده استان گیلان می باشد و در آن، مفروضات ریزش سزیوم چرنوبیل با تابعیت پالسی و همچنین مشخصات خاک منطقه لحاظ گردیده است. نشان داده شده است که توزیع عمقی تولید شده از شبیه سازی با نتایج مدل ۱-بعده پخش-پهن رفت سازگاری قابل قبولی به ویژه در پیش بینی مکان قله زیر سطحی انباشت ^{137}Cs دارا است که ناشی از وجود محتوی رس فراوان در خاک منطقه نمونه برداری است که در کاهش سرعت نفوذ عمقی موثر است. با این حال، الگوی توزیع عمقی پیش از قله انباشتی ^{137}Cs در مدل نظری و نتایج تجربی اختلافاتی دارند. برای پی بردن به ماهیت این تفاوت، از نمایش توزیع کسری بهره می گیریم. در این حالت، آشکار می گردد که فعالیت تجمعی کل در ناحیه خاک سطحی در دو حالت با یکدیگر تقریباً برابر می گردد که علت این انطباق را می توان به فعالیت زیستی، حضور کرم خاکی و پوشش گیاهان سطحی مرتبط دانست. علاوه بر این، قدرمطلق بیشینه اختلاف مقادیر نظری-تجربی در هر لایه خاک، حداکثر بالغ بر ۱۰ درصد می گردد و در لایه های عمیق تر این اختلاف به تدریج محو می شود.

واژه های کلیدی: سزیوم-۱۳۷، سانحه چرنوبیل، معادله پخش-پهن رفت، فرایند زیستی خاک، توزیع عمقی سزیوم-۱۳۷.

* گیلان، رشت، دانشگاه گیلان، دانشکده علوم پایه، گروه فیزیک، کد پستی: ۴۱۳۳۵-۱۹۱۴

پست الکترونیکی: skhoshbinfar@guilan.ac.ir

۱. مقدمه

به دنبال بروز سوانح هسته ای ذرات آلاینده پرتوزا در زیست-کره منتشر می شوند که پس از تزریق به محیط، سه فاز جوی/آبی/خاکی پیش رو دارند که از این میان، محیط خشکی، خواستگاه نهایی اغلب آنان به شمار می رود. حساسیت کار از این جهت بیشتر است که در اثر رها سازی مواد پرتوزا، چرخه غذایی و زیستی به طور مستقیم و/یا غیر مستقیم مرتبط با حیات انسان در معرض خطر قرار می گیرد [۱-۲]. از این رو، یکی از حوزه های مهم تحقیقاتی، مطالعه نحوه ورود، توزیع و فرجام آلاینده های پرتوزایی است که موجب تغییر محسوس تراز پرتوی محلی/منطقه ای و بعضاً جهانی می گردد [۳-۴]. در پی بروز سانحه در نیروگاه اتمی چرنوبیل در سال ۱۹۸۶ میلادی و اخیراً سانحه نیروگاه اتمی فوکوشیما-دایچی در سال ۲۰۱۱، رها سازی مقادیر متناهی از مواد پرتوزا با نیمه عمرهای مختلف گزارش گردیده که در این میان، ایزوتوپ پرتوزای ^{137}Cs ، به دلیل درصد فراوانی بیشتر، نیمه عمر نسبتاً بالای حدود ۳۰ سال، فعالیت شیمیایی، تبادل یونی و گسیل پرتو های گامای 662 keV از حساسیت بیشتری برخوردار بوده و موجب افزایش محسوس و بلند مدت پرتو گیری خارجی و داخلی ساکنین مناطق آلوده می گردد [۴-۶]. از آنجایی که خواستگاه نهایی این ذرات پرتوزا محیط های خشکی (خاک) بوده، پس از نهشت جوی بر سطح خاک، سرنوشت بسیار پیچیده ای را تجربه می کنند؛ به طوریکه در عمل بررسی ساز و کار ترابرد و انباشت آن در لایه سطحی خاک با زمان مستلزم مطالعه دقیق همزمان چندین فیزیک مختلف می باشد. ترابرد سزیوم-۱۳۷ در خاک تابعی از عوامل متعدد از جمله درصد نمناکی (رطوبت)، اسیدیته (pH)، ضریب تخلخل، ضریب تبادل یونی، کمیت و کیفیت پوشش سطحی خاک، خواص ترابردی ویژه خاک منطقه (ضریب پخش و پهن رفت موثر)،

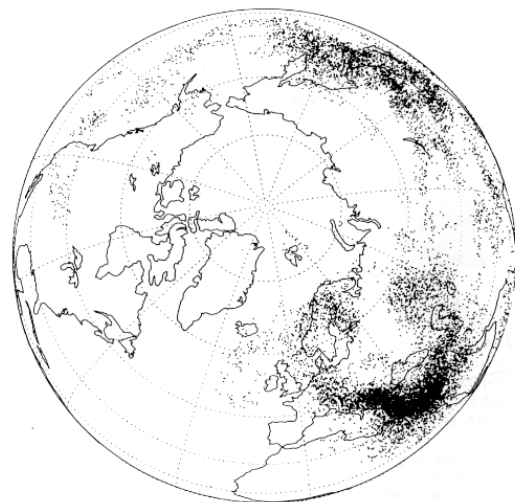
فعالیت های زیستی موجودات ساکن در لایه های سطحی می باشد [۷-۹]. هم اکنون طیف غالب پژوهش های صورت گرفته جهانی در این باره، غالباً به سمت مطالعات با تمرکز بر سازوکار نظری یا تجربی گرایش می یابد.

در این مقاله، با استناد به نتایج تجربی گزارش شده توسط م. مقدم و س. خوشبین فر [۱۰] درباره سنجش توزیع عمقی ^{137}Cs نهشتی در خاک نواحی برگزیده استان گیلان، اقدام به مدل سازی ۳-بعدی فرایند فیزیکی-شیمیایی دخیل در ترابرد ^{137}Cs در خاک منطقه نمونه برداری شده است. در این خصوص، ابتدا مروری بر معیار و نتایج سنجش توزیع عمقی ^{137}Cs در داده های تجربی ارائه می شود که بر مبنای آن مدل نظری ساخته شده است. در ادامه، معادلات ریاضی حاکم بر حرکت سیال و ترابرد آلاینده پرتوزا معرفی و شرایط هندسی محیط ترابردی و چشمه بیان می گردد. در بخش پایانی، با حل عددی دسته معادلات دیفرانسیل جزئی، رفتار ترابردی تا مدت زمان یک نیمه عمر ^{137}Cs استخراج می گردد و به طور خاص کیفیت نتایج تجربی استخراجی به کمک پاسخ تحلیلی ۱-بعدی پخش-پهن رفت با مقادیر پیش بینی شده مدل ۳-بعدی بحث می گردد.

۲. سزیوم، منابع و خواص آن

همزمان با ساخت، توسعه و رقابت آزمایشات تسلیحات هسته ای پس از اتمام جنگ جهانی دوم میان کشورهای نظیر ایالات متحده آمریکا، اتحاد جماهیر شوروی سابق، انگلستان، فرانسه و بعد ها چین، به تدریج حجم متناهی از مواد آلاینده پرتوزا، ابتدا در قالب آزمایشات جوی، دریایی و زیر زمینی وارد زیست کره گردید. بیشتر این تسلیحات از نوع واکنش های شکافت درست مشابه به آنچه در نیروگاه های هسته ای است، عمل می کردند [۴]. از آنجایی که کسر محسوسی از آزمایشات و به تبع آن مواد آزاد شده در جو رخ داده بودند، نگرانی های عمده

اغلب متوجه فرایند های درگیر در جو شامل انتقال لایه ای، فرایند های پخش و پهن رفت و انباشت در تروپوسفر معطوف می گردد. پس از توقف آزمون های جوئی هسته ای در دهه ۱۹۸۰ میلادی، موجودی ایزوتوپ های نسبتاً بلند عمری چون ^{137}Cs و ^{90}Sr روند نزولی یافت. یکی از ناگوار ترین سوانح هسته ای بشر در ۲۶ آوریل سال ۱۹۸۶ در واحد ۴ نیروگاه هسته ای چرنوبیل در کشور اوکراین رخ داد. شدت این انفجار به حدی بود که انتشار مواد پرتوزا از راکور برای حدود چندین سال پس از وقوع سانحه کم و بیش تداوم یافت و اغلب شامل گازهای حاوی مواد پرتوزا، ذرات معلق چگال و ذرات سوخت بودند. مطابق شکل ۱ الگوی فضایی محاسبه شده توزیع ابر آلوده بعد از سپری شدن چند روز از وقوع سانحه بر فراز نیمکره شمالی زمین ارائه شده است. با توجه به تغییر الگوی جریان اصلی باد در فصل بهار، پس از جاروب بخش هایی از اروپا، جریان پخشی به سمت جنوب متمایل گشت.



شکل ۱. توزیع فضایی محاسبه شده ابر آلوده بر فراز نیمکره شمالی پس از سپری شدن ۱۰ روز از سانحه چرنوبیل [۱۱].

مطابق برآوردها، مجموع انتشار مواد پرتوزا حدود 14 EBq به ترتیب با فراوانی غالب هسته های ^{131}I ، ^{90}Sr ، ^{137}Cs و ایزوتوپ های پلوتونیوم اختصاص یافت. پس از انفجار، در آغاز محیط

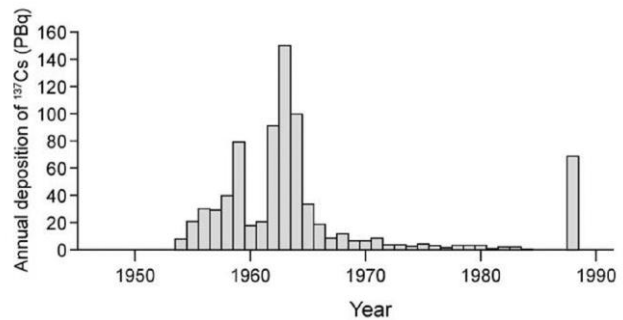
اطراف تاسیسات به امواج پرتوزا آلوده گشت و بعد به تدریج ابرهای آلوده به نواحی دورتر منتشر گشت و نهشت سطحی سبب شد که بخش های وسیعی از اروپا آلوده شود [۳، ۵]. در مراحل اولیه بعد از سانحه اصلی، مسیر اصلی پرتو دهی مواد پرتوزا، استنشاق و پرتو دهی خارجی از ابرهای عبوری آلوده به مواد پرتوزا بود. بلعیدن مواد غذایی آلوده به این هسته ی پرتوزا (مخصوصا شیر و لبنیات) در مناطقی که هنوز برنامه محدودیت غذایی در آنها اجرا نشده بود منبع اصلی پرتو دهی را در این مناطق شامل می گشت. سزیوم رها سازی شده، دارای دو ایزوتوپ با اعداد جرمی ۱۳۴ و ۱۳۷ است که ایزوتوپ ۱۳۴ با نیمه عمر ۲ سال تاثیری بر سرنوشت ترابردی و پرتو گیری بلند مدت مناطق آلوده ندارد. چندین ماه پس از وقوع سانحه، ^{134}Cs و ^{137}Cs نهشتی، به اصلی ترین منبع پرتوگیری موجودات زنده تبدیل گشت. با گذشت زمان اهمیت ^{137}Cs از ^{134}Cs بیشتر شده که ناشی از حضور کسر قابل توجه ای از مقدار اولیه رها سازی شده در محیط می باشد. امروزه پس از گذشت قریب به سه دهه از وقوع سانحه، موجودی مقادیر محسوسی از این هسته ی پرتوزا در نواحی آلوده گزارش می شود. سازوکار نهشت سطحی ریزش های جوی تسلیحات هسته ای و سوانح هسته ای نظیر چرنوبیل کاملاً متفاوت بوده به گونه ای که خصیصه انحصاری نهشت چرنوبیل عبور ابر آلوده حاوی ^{137}Cs و همراهی این رخداد با ریزش جوی در منطقه می باشد. در شکل ۲ تغییرات زمانی نهشت سطحی ^{137}Cs در نیمکره شمالی زمین نشان داده شده است. مطابق این نمودار، متوجه می شویم که اگرچه در مقایسه با ریزش های سراسری، سانحه چرنوبیل موقتی و کوتاه بوده؛ با این حال، توانسته است در یک بازه زمانی کوتاه منجر به نهشت سطحی محسوسی گردد که مقدار این افزایش تراز، تابعی از وضعیت جوی و ریزش های جوی بوده است. بنابراین، عبور ابر آلوده به تنهایی معیاری از نهشت محسوس سطحی این سانحه نخواهد بود

شد [۱۳، ۱]. آگاهی از نحوه تغییرات زمانی و مکانی غلظت ^{137}Cs در خاک، موجب اتخاذ تصمیم متناسب برای اقدامات پیش گیرانه میان مدت و بلند مدت نواحی آلوده می گردد. در صورتیکه ^{137}Cs نهشتی در مدت زمان طولانی تحول مکانی ناچیزی داشته و در لایه های سطحی خاک اقامت یابد، این موضوع موجب افزایش جابجایی آن تحت تاثیر فرایند جذب و انتقال ریشه گیاهان سطحی و درختان می شود. در نتیجه، انتظار داریم که تراز پرتو گیری خارجی و همچنین داخلی برای مدتی طولانی، موجودات زنده ساکن در آن منطقه را متاثر نماید. از طرف دیگر، در وضعیت مقابل، نفوذ سریع آن به لایه عمیق تر خاک ناحیه نهشتی، موجب افزایش احتمال آلودگی های پرتوی آب های زیر سطحی خواهد شد [۱۴-۱۶].

۳. سابقه سنجش توزیع عمقی سزیوم-۱۳۷

با توجه به اینکه در بخش های بعدی تلاش داریم مدلی عددی بر پایه نتایج سنجش سزیوم ارائه نماییم ابتدا مروری کوتاه به برخی از موارد و نکات تجربی رعایت شده در مطالعه انجام شده که ما را در تصمیم سازی قسمت های مختلف شبیه سازی عددی یاری می کند، خواهیم داشت. قسمت اعظم زمین های استان گیلان با تراز بارشی متوسط ۱۰۰۰ mm، پوشیده از گیاهان و جنگل های طبیعی باستانی است که از لحاظ تنوع نوع پوشش درختی بیشتر شامل درختان برگ ریز است. تقسیم بندی خاک ناحیه جلگه، بیشتر باتلاقی و آب رفتی است. در نواحی مرتفع مرکزی استان نوع غالب خاک جنگلی قهوه ای است که امتداد آن تا حدی به سمت شمال غرب و جنوب شرق نیز کشیده شده است. در نواحی شمالی استان که بیشتر کوهستانی است و نوار ساحلی باریک تری دارد اغلب خاک لیتوسل در پهنه وسیعی وجود دارد. در مقابل در ناحیه جنوبی استان خاک لیتوسل قهوه ای غالب است [۱۷-۱۸]. از نکات مهم سنجش ^{137}Cs در عملیات

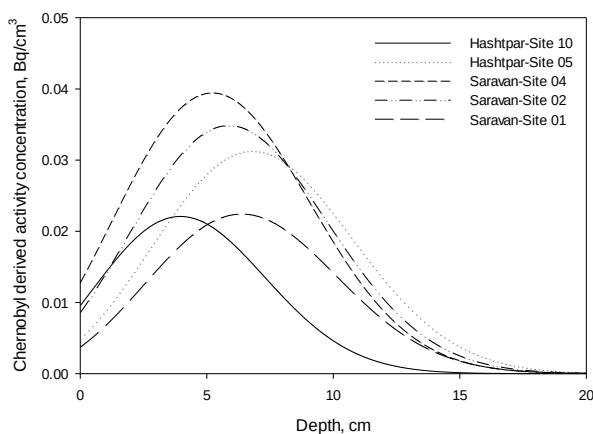
بلکه همزمانی آن با ریزش های جوی بر اهمیت آن می افزاید. مطابق گزارش های معتبر بین المللی، سهم نهشت سطحی ^{137}Cs سراسری با روند پیوسته و اکیداً نزولی با چگالی سطحی کمتر از حدود 1 kBq.m^{-2} ادامه دارد [۳].



شکل ۲. الگوی زمانی نهشت ^{137}Cs ناشی از آزمون های جوی و سانحه چرنوبیل در نیمکره شمالی [۱۲].

مسیر اصلی ورود سزیوم به زیست کره، از طریق جو است که با حرکت توده ها و جریانهای اصلی و به طور غالب ریزش ها، به سطح زمین منتقل می گردد. سطح زمین شامل خاک، گیاهان و جانوران است که در چرخه طبیعی و غذایی موجب جابجایی سزیوم می گردند. سزیوم یک عنصر فلزی قلیایی است و خواص شیمیایی آن مشابه با عناصر پتاسیم و روییدیم می باشد. سزیوم-۱۳۷ یک عنصر کاتیون تک ظرفیتی است و از این رو به سهولت می تواند جذب یون های خاک رس و خاک های جنگلی شود. در نتیجه این جذب، فرایند تثبیت رخ می دهد و حرکت آن درون خاک کند می شود و به موجب این فرایند در لایه های بالایی خاک باقی مانده و قادر است از دو طریق پرتوگیری داخلی و خارجی موجودات زنده را تحت تاثیر خود قرار دهد. لذا، مطالعه دقیق رفتار نفوذ آن در خاک موجب استخراج اطلاعات دقیقی از تَرابُرد آن شامل عمق نفوذ، گسترش فضایی، تثبیت در خاک، نقش و وزن عوامل مختلف در نفوذ، ساز و کار فیزیکی-شیمیایی تَرابُرد اجزای خاک نظیر اندازه ذرات، بافت خاک، جابجایی آن از خاک به گیاه، ظرفیت تبادل یونی و در پایان خطر پذیری انسان خواهد

های هواشناسی ایستگاه های سینوپتیک مقارن با حضور ابر آلوده و تحلیل نتایج سنجش های انجام شده موجودی سزیوم تقویت گردید [۲۰]. نتایج حاصل از سنجش ها نشانگر دو نوع الگوی توزیع عمقی در خاک می باشد؛ نخست توزیع عمقی اکیداً نزولی که بیشترین غلظت در لایه سطحی و کمترین در عمیق ترین لایه وجود دارد. این شکل تابعیت فضایی، ناشی از برتری اثرات پخش ملکولی و عدم توانایی بافت خاک در تثبیت و انباشت ^{137}Cs نهشتی حکایت می کند. در مقابل الگوی دوم، نمایانگر توزیعی با حضور قله زیر سطحی در فاصله چند سانتیمتری از سطح خاک می باشد. الگوی اخیر در نواحی با خاک حاوی درصد بیشتر ترکیبات کانی های رسی به ثبت رسیده است. در شکل ۳، منحنی برازشی استخراج شده از سنجش ^{137}Cs در لایه های مختلف خاک که به کمک پاسخ تحلیلی مدل ۱- بعدی پخش-پهن رفت نمایش داده شده است [۱۰].



شکل ۳. منحنی توزیع عمقی سهم نهشت چرنوبیل سزیوم-۱۳۷ به کمک برازش داده های تجربی با مدل پخش-پهن رفت در خاک گیلان [۱۰].

در این نمودار، قله زیر سطحی انباشت ^{137}Cs به ترتیب در سایت های شماره ۱، ۲، ۴، ۵ و ۱۰ در عمق ۶/۵، ۵/۹، ۵/۲،

نمونه برداری از خاک، اعمال ملاحظات استراتژی نمونه برداری نظیر هموار بودن زمین، دست نخوردگی خاک حداقل به فاصله زمانی یک نیمه عمر ^{137}Cs ، دوری از مناطق مسکونی و صنعتی می باشد [۱۹]. گزارشات منتشر شده بین المللی حاصل از مطالعات مدون و دوره ای سنجش ^{137}Cs در نواحی آلوده شده احتمالی از سانحه چرنوبیل در نوار شمالی، شمال غرب و جنوب شرق ایران به ندرت یافت می شود. سابقه سنجش موجودی هسته های پرتوزای طبیعی و مصنوعی در این محدوده استان گیلان نشان می دهد که مطالعات صورت گرفته ^{137}Cs صرفاً جهت ارائه ارزیابی موجودی خاک بوده و از این منظر مقادیر گزارش شده متوسط عمقی فعالیت ویژه در لایه های خاک با ضخامت ۵-۱۰ cm می باشد که به هیچ عنوان رفتار ترابردی سزیوم را عیان نمی کند. با این شرایط چنین گزارشی تنها به منظور ارائه تصویری از وضعیت کنونی تراز پرتوی ناشی از این ایزوتوپ گسیلنده گاما خواهد بود. در مطالعات مرتبط با نحوه تغییرات عمقی ^{137}Cs ، تحت تاثیر عواملی چون زمان سپری شده از وقوع نهشت اولیه آلاینده هنگام نمونه برداری، نوع پوشش گیاهی منطقه، موجودات زیر سطحی، خصوصیات فیزیکی خاک و نقشه توپو گرافی منطقه، سازوکار متفاوتی اتخاذ می گردد. مطالعه نظری این پژوهش بر مبنای سنجش توزیع عمقی ^{137}Cs با رویکرد اخیر است. در این حالت معمول است به دلیل اهمیت آگاهی از کیفیت و کمیت ترابرد ضخامت لایه های سطحی خاک که در معرض جانداران زیر سطحی و ریشه روینده های سطحی است مقدار کوچکتری بین ۰/۵-۲ cm انتخاب شود و با افزایش عمق و کاهش اهمیت لایه عمیق تر ناشی از موجودی ناچیز ^{137}Cs در آنجا به تدریج ضخامت افزایش یافته و بین ۲-۱۰ cm انتخاب می گردد. در ناحیه نمونه برداری، اثرات نهشت ناشی از سانحه چرنوبیل مشاهده شد که مورد اخیر با استناد به شبیه سازی های اعتبار سنجی شده، داده

پذیری، μ چسبندگی دینامیک، و g شتاب گرانش است. عبارت $\nabla \cdot (\rho u)$ واگرایی شار سیال نام دارد که نشان دهنده شار خالص سیال ورودی/خروجی از محیط است. از اینرو، سرعت کپه ای سیال برابر است با سرعت داریسی، $\bar{u}$. با توجه به حضور مقاومت در جوار مرزهای ناحیه متخلخل در خاک و کاهش تدریجی انرژی سیال رو به پایین رونده، سرعت داریسی مقدار کوچکی کمتر از 1 cm/y است. معادله عمومی شارش سیال توسط معادله توازن برای فشار هیدرولیکی محلول خاک که معادله ریچارد اطلاق می گردد به صورت زیر بیان می شود [۲۳ و ۲۴]:

$$(C_m + S_{eff} S) \frac{\partial H_p}{\partial t} + \nabla \cdot (-K \nabla (H_p + D)) = Q \quad (2)$$

که در آن C_m ظرفیت ویژه نمناکی (m^{-1})، S_{eff} ضریب اشباع موثر خاک، S ضریب انباشت (m^{-1})، H_p فشار جبهه (m)، t زمان (day)، K رسانش هیدرولیکی خاک (m/d)، D عمق خاک در مختصات دکارتی (m)، Q عبارت چشمه/چاه است. در اینجا فرض می کنیم که شارش آب در محیط متخلخل آزادانه صورت گرفته و سیال تراکم ناپذیر است. معادله (۲)، شارش سیال در محیط های متخلخل اشباع و غیر-اشباع را به طور کامل توصیف می کند. در محیط اشباع متغیر، خواص هیدرولیکی با شارش سیال در محیط، پرکردن قسمتی از حفره ها و زهکشی بخشی دیگر، تغییر می نماید. سرعت آب زیر زمینی و ترابرد آلاینده مطابق رابطه (۲) با سرعت سیال به یکدیگر گره خورده اند. معادله حاکم بر ترابرد آلاینده محلول که شامل فرایند پخش ملکولی، پهن رفت، تثبیت موضعی و فروپاشی هسته پرتوزا است توسط معادله زیر توصیف می گردد [۲۵ و ۲۶]:

(۳)

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C) + \frac{\partial}{\partial t}(\rho_b C_p) + \nabla \cdot [-\theta D_L \nabla C + \bar{u} C] = \sum \{R_L + R_p + S_c\}$$

که در آن C غلظت آلاینده محلول (Bq/m^3)، C_p غلظت آلاینده

$6/8$ و $4/0$ سانتی متر واقع شده است. پژوهش های انجام گرفته در ناحیه ممنوعه پیرامون محل سانحه و نواحی با تاثیر پذیری بیشتر از این حادثه حاکی از آن است که نتایج بدست آمده از پاسخ تحلیلی، دارای دو نقص عمده می باشد؛ نخست در زمان های آغازین پس از نهشت ^{137}Cs جریان نفوذی سیال آلاینده (سزیوم-۱۳۷ محلول در آب) رو به پایین از نتایج پیش بینی شده مدل پیروی نمی کند و دیگری تغییرات زمانی پارامتر پخش موثر و شارش سیال یکنواخت بوده که موجب بروز اثرات کشیدگی در دنباله عمیق تر توزیع عمقی خواهد شد [۱۰، ۲۱].

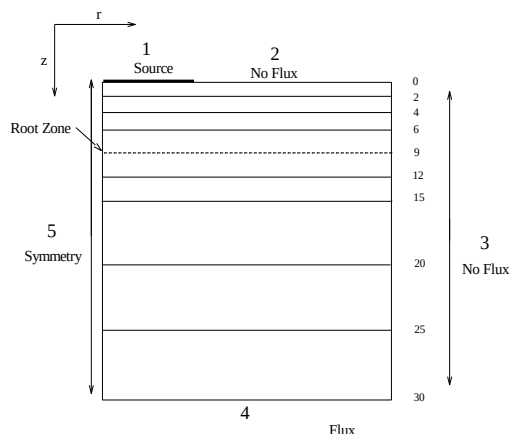
۴. ترابرد سزیوم-۱۳۷ در خاک

سزیوم نهشتی بر روی سطح خاک، وارد محلول خاک شده و به واسطه آن شروع به نفوذ به عمق خاک می کند. همراهی سزیوم با محلول خاک، در عبور از کنار مراکز جذب موجب تثبیت موضعی آن می شود. نفوذ عمقی ^{137}Cs در خاک هر منطقه سرنوشتی متفاوت داشته و به شدت وابسته به خصوصیات ترابردی خاک و نحوه نهشت اولیه آلاینده بر سطح زمین است. از این رو، در گام نخست مدل سازی، آگاهی از تغییرات میدان سرعت سیال خاک در هر نقطه از محیط ترابردی اهمیت دارد که با استفاده از این مقدار در معادله ترابرد آلاینده پرتوزا، می توان تغییرات فضایی-زمانی غلظت ^{137}Cs را دنبال نمود [۲۲]. هنگامی که گرادیان پتانسیل هیدرولیکی موجب جابجایی سیال در محیط متخلخل می شود، قانون داریسی وارد می گردد. در این حالت، میدان سرعت سیال، با کمک گرادیان فشار، چسبندگی سیال و ساختار محیط متخلخل به صورت زیر معرفی می گردد:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta \rho) + \nabla \cdot (\rho \bar{u}) = 0 \quad (1)$$

که در آن ρ چگالی سیال، θ تخلخل، P فشار هیدرولیک، K نفوذ

ظاهری، نقطه‌ای با شیب سطحی و پوشش گیاهی ناچیز انتخاب می‌شود. رعایت نکات عملی فوق موجب می‌گردد تا نتیجه بدست آمده قابل دفاع و تفسیر منطقی باشد. با استفاده از معادلات (۳)-(۴) می‌توان سازوکار تَرابرد ^{137}Cs را در هندسه ۳-بعدی مسئله را بررسی نمود. با علم به اینکه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در مقیاس محلی و در ابعاد فضایی از مرتبه بزرگی متر، تقریباً مشابه می‌باشد، می‌توان از حجم محاسبات کاست و پاسخ مسئله کامپیوتری خود را در حالت ۲-بعدی با تقارن محوری دنبال نمود. بدین ترتیب، نتایج بدست آمده دارای تقارن سمتی بوده و بازتاب سازوکار تَرابرد در محدوده ۳-بعدی هندسه تعریف شده خواهد بود. مطابق شکل ۴، مدل ۲-بعدی در صفحه Z - r ، مستطیلی با عرض $1/5\text{ m}$ و عمق $0/3\text{ m}$ در نظر گرفته می‌شود. یکی از خواص منحصر به فرد نهشت سزیوم-۱۳۷، خاصیت نهشت لکه‌ای و موضعی است که این نکته در فرایند مدل سازی و تعریف چشمه آلاینده پرتوزای ^{137}Cs ورودی از مرز شماره ۱ مد نظر قرار گرفته است. به منظور حفظ تناظر با روند عملیات تجربی در محیط شبیه سازی عددی، محدوده عمقی ۰ تا ۳۰ سانتی متری به زیر لایه‌هایی با ضخامت مشابه آنچه در نمونه برداری تجربی انجام گرفته تقسیم بندی شده و بدین ترتیب روند انباشت و تحول توزیع غلظت ^{137}Cs در لایه‌های مختلف آسانتر بر اساس حساسیت تجربی آن لایه دنبال می‌گردد.



شکل ۴. هندسه، چشمه و شرایط مرزی در ناحیه شبیه سازی شده.

چسبیده به خاک در واحد زمان (Bq/m^3) ، θ کسر حجم پرشده محیط متخلخل خاک توسط سیال، ρ_b چگالی کپه‌ای خاک (kg/m^3) ، D_L تانسور ضریب پخش (m^2/s) ، واکنش‌های رخ داده در محلول R_p ، $(\text{Bq}/\text{m}^3.\text{s})$ واکنش‌های رخ داده در آلاینده چسبیده به ذرات خاک S_c ، $(\text{Bq}/\text{m}^3.\text{s})$ آلاینده محلول افزوده شده به محیط تَرابردی $(\text{Bq}/\text{m}^3.\text{s})$. عبارت داخل کروشه جمله مربوط به مجموع سهم‌های جملات پخشی و پهن رفت است. در ضمن، معادله (۳) توصیف‌کننده همزمان تَرابرد غلظت آلاینده متحرک و ثابت در محیط متخلخل خاک غیر متحرک و فاقد فاز گازی است. با فرض برقراری ارتباط خطی میان آلاینده فاز مایع و جامد $C_p = k_d.C$ و همچنین در نظر گرفتن سهم عبارت چاه R_L و R_p ناشی از فروپاشی خواهیم داشت:

$$\begin{aligned} & (\theta + \rho_b k_d) \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial \theta}{\partial t} + \\ & \nabla \cdot \left[-\theta D_L \nabla C + \bar{u} C \right] = \theta \left(\frac{\ln 2}{\lambda_{\text{Cs-137}}} \right) C + \\ & \rho_b k_d \left(\frac{\ln 2}{\lambda_{\text{Cs-137}}} \right) C + S_c \end{aligned} \quad (4)$$

که در آن λ ثابت فروپاشی هسته‌ای ^{137}Cs است. بنابراین به منظور تعیین تغییرات فضایی-زمانی غلظت ^{137}Cs در خاک می‌بایست معادلات (۳) و (۴) به صورت همزمان حل شوند. به عبارت ساده‌تر با حل معادله (۳) میدان سرعت شارش سیال در محیط تَرابردی استخراج می‌شود و با کمک آن مقدار غلظت آلاینده محلول در سیال خاک در معادله دیگر محاسبه می‌گردد.

۴.۱. معرفی چشمه و هندسه

هنگام مطالعه تجربی سنجش موجودی و توزیع عمقی ^{137}Cs در خاک، رعایت ضوابط و استاندارد‌های ویژه نمونه برداری خاک ضروری است. عدم توجه به آنها موجب اتلاف وقت و هزینه فراوان در کل پروژه و نتایج بی‌فایده می‌گردد. از این رو، در پروژه‌های با هدف تعیین توزیع عمقی ^{137}Cs ، به لحاظ

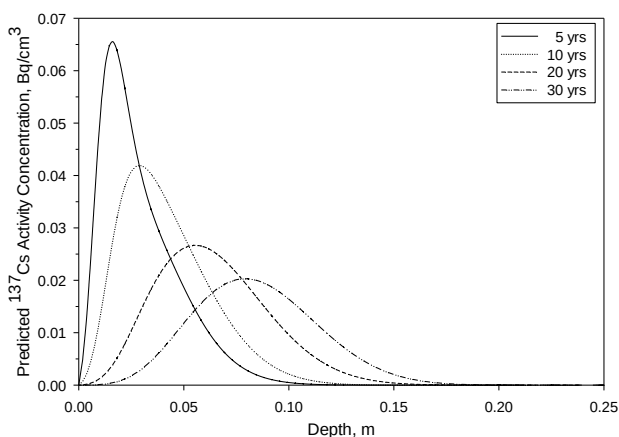
با توجه به مطالب اشاره شده در قسمت های پیشین در معادله (۳) شرایط مرزی زیر مفروض می گردد. مرز شماره ۴ جهت نشت احتمالی شار ^{137}Cs به لایه های عمیق تر خاک با ضریب N_0 از محیط باز گذاشته شد. فرض می شود از دیواره های سمت راست و محور تقارنی واقع در مرزهای شماره ۳ و ۵ نیز هیچ گونه شاری عبور نمی کند. در این شکل، محدوده عمقی سطحی خاک شامل 10 cm بالایی (ناحیه ریشه) نیز مشخص شده است. حضور و انباشت سزیوم-۱۳۷ در این محدوده عمقی به منظور در نظر گرفتن ملاحظات فرایند بالاروندگی از ریشه ی گیاه، اثرات جابجایی سطحی ناشی از فعالیت جانداران زیر سطحی حائز اهمیت است. به دلیل هندسه منظم و ساده محیط ترابرد از روش حل عددی اجزاء محدود برای حل دستگاه معادله بالا استفاده شده است. به دلیل اهمیت چگونگی ترابرد در ناحیه ریشه، در این مناطق شبکه بندی متناسب با اهمیت فیزیکی آن با جزییات بیشتری نمایش داده شده است. از این رو انتظار می رود فرایند ترابرد در این محدود با دقت و جزییات بیشتری رصد شود. با توجه به جغرافیای منطقه نمونه برداری، فرایند باز-تعلیق و رانش سطحی در ترابرد ^{137}Cs نقش آفرین نبوده و کل موجودی نهشتی درون فاز خاکی باقی بماند. اهمیت باز-تعلیق و رانش بیشتر متوجه نواحی با آب و هوایی با درصد رطوبت پایین است که فرایند جوی سطحی نظیر بادهای محلی یا رگبار های فصلی موجب بروز این پدیده می گردد. از این رو، فرض می گردد در مرزهای ۲ و ۳ شاری عبور نمی کند. علاوه بر معادله ریچارد برای معادله ترابرد آلاینده نیز می بایست شرایط مرزی و اولیه مناسب تعریف شود. همانند شرایط مرزی در معادله ی ریچارد، در مرزهای ۲-۴ هیچ گونه شاری عبور نمی کند و آلاینده ^{137}Cs محلول در آب با غلظت C_0 از مرز ۱ وارد محیط خاک می شود. مدت متوسط زمان بارش بر فراز مناطق نمونه برداری حدود ۲-۴ روز بوده که اثر این رخداد در معرفی چشمه حاوی سزیوم-۱۳۷

محلول در باران گنجانده می شود. با توجه به فاصله زمان میان نهشت اولیه و زمان سنجش ^{137}Cs در نمونه برداری ها (حدود ۲۲/۸ سال) استفاده از چشمه گسسته پالسی مجاز می باشد. از آنجا که محیط ترابردی سزیوم-۱۳۷ در مسئله مورد نظر، خاک جنگلی قهوه ای است، در ادامه کار باید از خواص هیدرولیکی و مکانیکی چنین خاک ی در شبیه سازی استفاده نمود. یافتن/سنجش کلیه پارامترهای فیزیکی مورد نیاز در ترابرد امری بسیار دشوار باشد، لذا در ادامه از مقادیر نوعی پارامترهای فیزیکی متناظر خاک محل نمونه برداری گزارش شده در منابع مستند استفاده می گردد [۲۷ و ۲۱]. از این رو، مقادیر پارامترهای استفاده شده در مدل سازی مطابق جدول ۱ می باشد. بزرگی غلظت چشمه ^{137}Cs محلول برابر 1 Bq/cm^3 در نظر گرفته شده است. از آنجایی که توزیع فضایی غلظت نهایی متناظر با زمان نمونه برداری تجربی مستقل از شار ورودی سزیوم نهشتی است، انتظار داریم که مقادیر پیش بینی شده در صفحه Z-r و زمان های مختلف الگوی مشابه ارائه نمایند و اثر مقدار واقعی سهم چشمه در $t=0$ تنها، مضربی از مقدار پیش بینی شده مدل باشد.

جدول ۱. کمیت های ورودی در شبیه سازی عددی.

عنوان کمیت	مقدار	نماد ریاضی
تخلخل	۰/۳۲	θ_s
چگالی توده ای	1000 kg/m^3	ρ_b
ضریب جذب	$100\text{ cm}^3/\text{kg}$	k_d
اشباع سیال	۰/۱۱	θ_r
رسانش هیدرولیکی اشباع	$0/132\text{ cm/h}$	K_s
فشار بار در چشمه	$0/01\text{ m}$	H_p
انتشار طولی	$0/005\text{ m}$	α_r
انتشار عرضی	$0/001\text{ m}$	α_z
پارامتر α	$5/3 \times 10^{-4}\text{ 1/m}$	α
پارامتر n	۱/۲۹۴	n_1
ضریب پخش	$1/9\text{ cm}^2/\text{y}$	D
آهنگ واپاشی در فاز مایع	$2/278 \times 10^{-10}\text{ 1/s}$	ϕ_l
آهنگ واپاشی در فاز جامد	$2/278 \times 10^{-10}\text{ 1/s}$	ϕ_p

ورودی چشمه ^{137}Cs در این مرحله، انحراف از روند انتظاری ترابرد واقعی ^{137}Cs در محیط در نتایج نهایی به وضوح نمایان می گردد. با برش عمودی هندسه در نقطه $z=0.05\text{m}$ غلظت سزیوم-۱۳۷ پیش بینی از شبیه سازی عددی، مطابق شکل ۵ منحنی تغییرات غلظت در زمان های ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ سال پس از نشت اولیه نمایش داده می شود و در آن مشاهده می شود که پس از سپری شدن ۵ سال از نشت اولیه، توزیع دارای یک قله زیر سطحی تیز بوده که با پیش روی چندین سانتی متر به عمق خاک به صورت اکیداً نزولی با شکل نمایی کاهش می یابد. مکان قله در عمق $1/5\text{cm}$ از سطح قرار دارد که نشان دهنده صحه گذاری بر این واقعیت است که استفاده از تابع توزیع نمایی چند سال های نخست پس از رخداد نشت سطحی، گزینه مناسبی برای بیان تابع توزیع عمقی است [۲۹]. با سپری شدن ۱۰ سال از نشت اولیه، از مقدار غلظت در قله کاسته و اثرات پخش ملکولی تشدید می گردد و مکان بیشینه غلظت به عمق حدود $2/8\text{ cm}$ منتقل می شود.



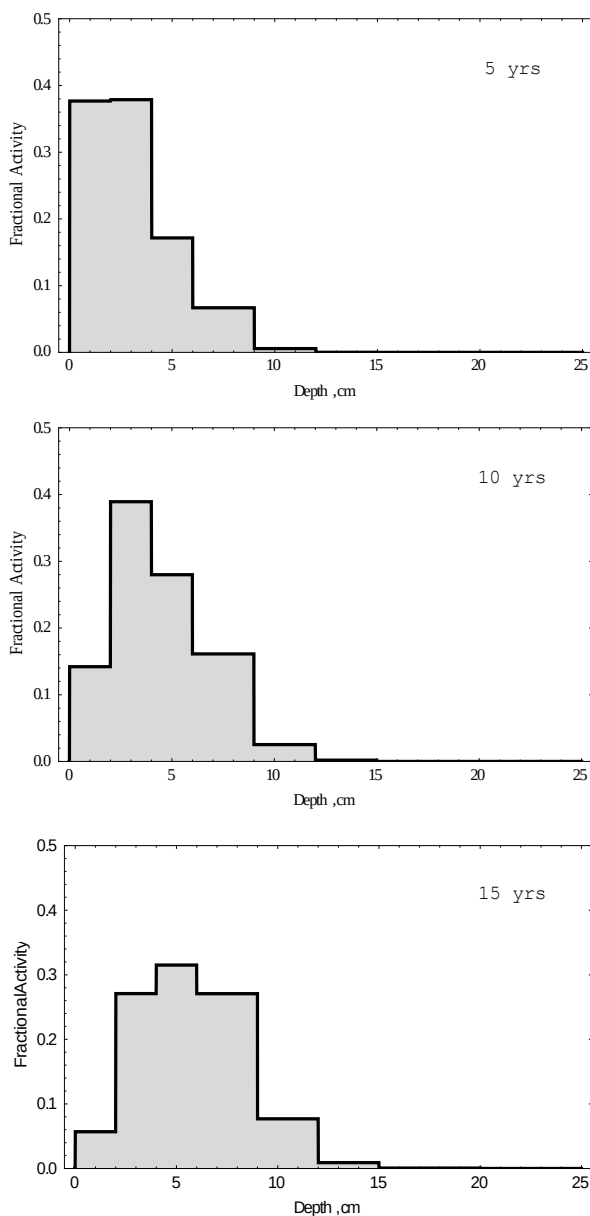
شکل ۵. برش عمودی غلظت ^{137}Cs پیش بینی شده از شبیه سازی عددی برای چشمه واحد در زمان های ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ سال.

این فرض خدشه ای بر صحت محاسبات وارد نمی نماید چراکه به عنوان نمونه اگر به ازاء چشمه واحد مقدار پیش بینی شده مدل در نقطه ای با مختصات (z, t) مقدار x پیش بینی گردد، آنگاه در چشمه واقعی با مقدار ورودی ۱۰۰، انتظار داریم در همان مختصات مقدار $100x$ سنجش شود و در صورتیکه که مقدار فعالیت در این نقطه کوچکتر از حد LLD سنجش باشد، غلظت سنجش شده در آن عمق صفر مفروض می شود [۲۸].

۵. نتایج و بحث

با حل دسته معادلات (۳) و (۴) با چشمه واحد و هندسه ۲- بعدی با تقارن محوری، توزیع فضایی تغییرات غلظت ^{137}Cs ، در بازه زمانی یک نیمه عمر فیزیکی سزیوم بدست می آید. در مطالعه میدانی، همواره برشی قائم از ستون خاک تهیه می شود و غلظت متوسط در هر لایه سنجش می گردد. با الهام گیری از این واقعیت تجربی، مدل ۱-بعدی پخش-پهن رفت با حل معادله در امتداد قائم و رو به پایین منحنی تحلیلی تغییرات فضایی-زمانی غلظت $C(z,t)$ استخراج می شود. در این پاسخ، صرفاً اثر جاذبه در نفوذ عمودی رو به پایین مد نظر بوده و اثرات ناشی انتشار افقی در فرایند اصلی نادیده گرفته می شود. با این وجود، در انجام شبیه سازی از رویداد واقعی نمی توان این فرض مهم را از قلم انداخت. در صورت انجام، نتیجه شبیه سازی ما چیزی فراتر از مدل تک بعدی پخش-پهن رفت با سرعت سیال ثابت نخواهد بود. بنابراین، در مدل ساده شده فرایند ترابرد همسانگرد ۲-بعدی با تقارن محوری، آلاینده پرتوزا، امکان ترابرد در امتداد راستای z و r را دارد و به منظور مقایسه توزیع عمقی ^{137}Cs با نتایج مطالعه میدانی، برش عمودی توزیع فضایی-زمانی غلظت پیش بینی شده در امتداد محور z تهیه می گردد؛ به بیان دقیق تر، در صورت عدم رعایت و توجه لازم به مقادیر پارامترهای ترابردی خاک و تابع

موجودی انباشت ^{137}Cs در لایه های مختلف خاک هستیم، از کسر انباشته شده که درصدی از کل موجودی سزیم درون خاک را ملاک نحوه جابجایی غلظت میان لایه های خاک در نظر بگیریم. منحنی های غلظت ^{137}Cs نهشتی پیش بینی شده در شبیه سازی عددی در نمایش کسری در بازه های زمانی ۵ ساله مطابق شکل ۶ نشان داده شده است. در بررسی توزیع عمقی ^{137}Cs یکی از موارد حائز اهمیت مختصات و محل قله زیر سطحی است. این موقعیت نمایانگر و بازتاب فرایند های فیزیکی و شیمیایی مرتبط با ترابرد هسته پرتوزا هستند.

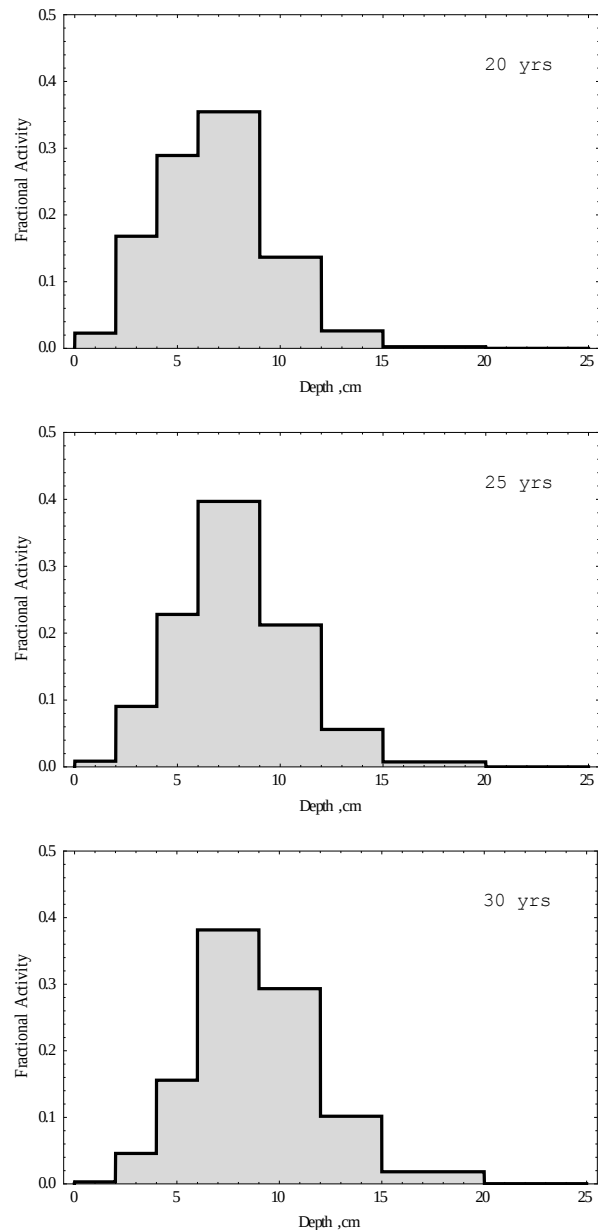


ادامه در صفحه بعد

در گام های بعدی (۲۰ و ۳۰ سال) به ترتیب مکان قله به عمق های ۵/۵ cm و ۷/۹ cm منتقل می گردد و همزمان پخش شدگی منحنی نیز افزایش بیشتری می یابد. در گام زمانی آخر، منحنی توزیع به تعادل نزدیک تر شده، با این تفاوت که عدم تقارن و کشیدگی نسبتاً مشهود در نیمه عمیق تر نمایان می شود. ظهور این کشیدگی در توافق خوبی با آنچه در بررسی نتایج گزارشات سنجش های میدانی ^{137}Cs دیده شده می باشد. تابع پاسخ تحلیلی بدست آمده از مدل ۱-بعدی پخش-پهن رفت قادر به پوشش اثرات ناشی از این رخداد واقعی نبود و همواره در استفاده از آن شاهد برآوردی کمتر از مقدار واقعی سنجش شده در لایه های عمیق تر خاک ($>12\text{cm}$) هستیم [۱۰ و ۲۱]. مقایسه مستقیم منحنی توزیع عمقی حاصل از سنجش میدانی و مطالعه نظری ارائه شده در شکل های ۳ و ۵ چندان ساده نبوده و جدا از تفاوت ظاهری منحنی غلظت، می توان به طریقی دیگر ماهیت ترابردی نهفته در آنها را بررسی و تحلیل نمود. لازم به ذکر است که منحنی شکل ۳ نتیجه سهم نهشت چرنوبیل برازش شده های سنجش ^{137}Cs با مدل تحلیلی ۱-بعدی پخش-پهن رفت است، این در حالی است که در مطالعه میدانی غلظت گزارش شده اولیه، حاصل مقدار متوسط غلظت در کل ضخامت هر لایه خاک نمونه برداری شده می باشد.

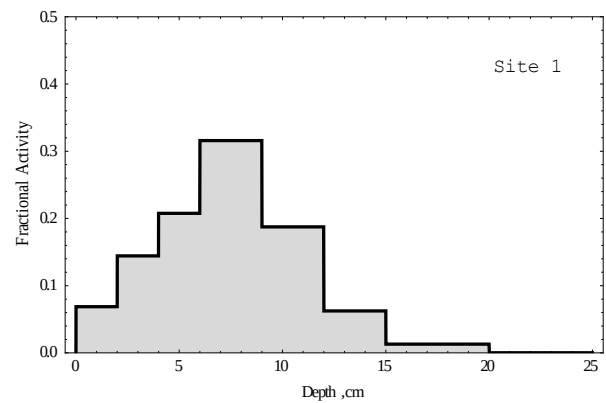
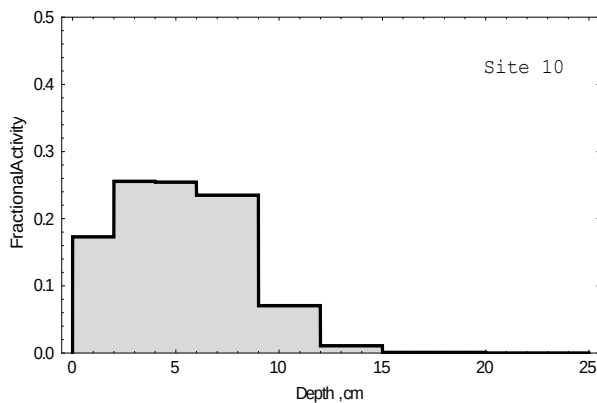
تابع تحلیلی برازش شده با داده های تجربی از کیفیت بالایی برخوردار بوده که نهفته در گزینش استراتژی مناسب ضخامت لایه های خاک می باشد [۱۰ و ۳۰]. این امر موجب افزایش اطمینان در استفاده های بعدی از منحنی برازش شده می گردد. بدین ترتیب، در ادامه با استناد به منحنی برازش شده های تجربی سنجش ^{137}Cs در پژوهش اخیر، اقدام به ارزیابی ترابرد و مقایسه نتایج حاصل از مطالعه میدانی و مقادیر پیش بینی شده شبیه سازی عددی، مطابق با نمایش توزیع کسری موجودی ^{137}Cs می نماییم. مرسوم است هنگامی که به دنبال ارزیابی نحوه توزیع کل

ترأُرد، به تدریج پهن شدگی ناچیزی در منحنی توزیع پدیدار شده که پس از سپری شدن پنج سال دیگر، اکنون قله زیر سطحی در لایه دوم به وضوح قابل رویت می باشد. در این وضعیت، کسری انباشت سزیوم در سمت چپ قله زیر سطحی (نیمه کم عمق) بالغ بر ۵۳٪ گردیده که نسبت به منحنی پیشین حدود ۲۲٪ کاهش نشان می دهد. در گام زمانی بعدی، پس از سپری شدن پانزده سال از نهشت آغازین، کسر انباشت در نیمه کم عمق تر قله زیر سطحی بالغ بر ۶۴٪ می گردد. در سال بیستم پس از نهشت اولیه، نفوذ سزیوم-۱۳۷ به لایه های عمیق تر گسترش یافته و اکنون قله زیر سطحی به لایه چهارم منتقل گردیده است. در این شرایط کسری معادل با ۸۳٪ سزیوم-۱۳۷ انباشتی در پشت قله و در ناحیه کم عمق تر انباشته شده است. این اعداد در گام های زمانی بعدی در سال های ۲۵ و ۳۰ پس از نهشت اولیه به ترتیب ۷۲٪ و ۵۹٪ خواهند شد. تغییر کسر انباشت ^{137}Cs در نیمه کم عمق تر قله زیر سطحی بازتاب رقابت میان دو فرایند اصلی تاثیر گذار پخش و پهن رفت است که بیشینه تاثیر ناشی از آنها در بازه زمانی حدود ۲۰ سال پس از نهشت اولیه ظاهر می شود. با گذشت زمان، برتری ضمنی فرایند پخش ملکولی بر پهن رفت غالب شده و دنباله توزیع عمقی کشیدگی بیشتری به لایه عمیق تر از خود نشان می دهد. در وضعیت متناظر، منحنی توزیع عمقی کسری ^{137}Cs سهم چرنوبیل استخراج شده از داده های تجربی ارائه شده در مرجع ۱۰ مطابق شکل ۷ می باشد. بر این اساس، علی رغم ظاهر نسبتاً غیر مشابه میان منحنی ها در شکل ۳، توزیع عمقی کسری سزیوم در سایت های شماره ۱، ۲ و ۵ با اندکی تفاوت جزئی، الگوی نسبتاً مشابه ای از خود نشان می دهند و با نتایج بدست آمده در سایت های شماره ۴ و ۱۰ متفاوت است. در مقام مقایسه با توزیع عمقی کسری پیش بینی شده از مدل عددی در سال ۲۳م و نتایج استخراج شده از سنجش میدانی ^{137}Cs ، هنوز شباهت قابل قبولی مشاهده نمی شود.

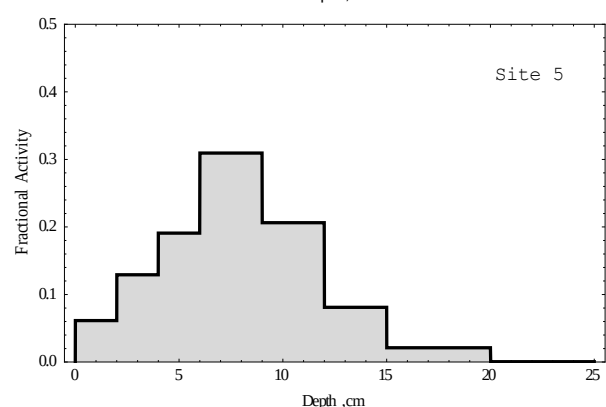
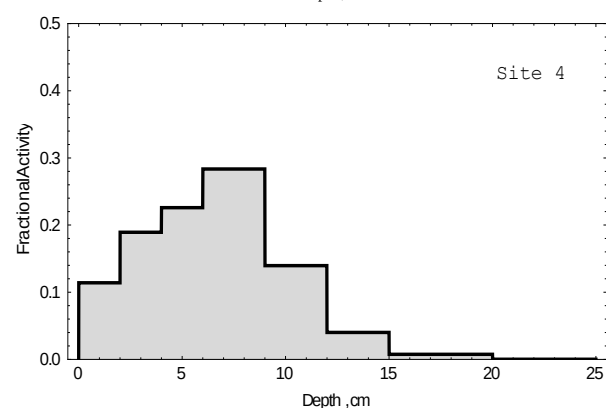
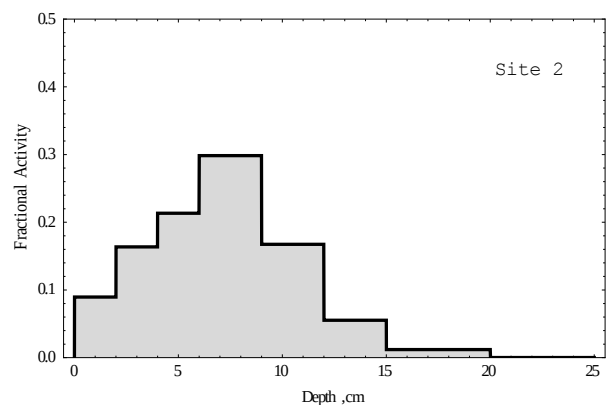


شکل ۶. غلظت کسری سزیوم-۱۳۷ پیش بینی شده در شبیه سازی عددی در زمان های ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ سال پس از نهشت اولیه.

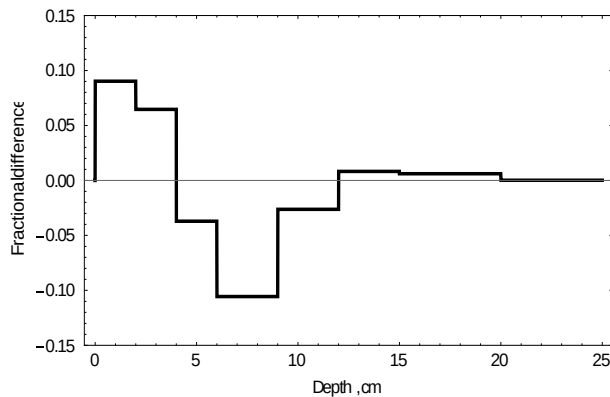
بنابراین در اینجا نیز به عنوان شاخص در نظر گرفته می شود و نحوه تغییرات توزیع عمقی در دو سمت این قله ارزیابی می گردد. مطابق شکل، در توزیع عمقی کسری در سال پنجم پس از نهشت اولیه، هنوز قله انباشت سزیوم در نزدیکی سطح خاک قرار داشته و کسری بالغ بر ۷۵٪ موجودی در دو لایه اول انباشته شده است. با گذشت زمان و شرکت فرایند های پخش ملکولی در



شکل ۷. غلظت کسری سزیوم-۱۳۷ استخراج شده از منحنی توزیع عمقی گزارش شده در شکل ۳.



در ادامه، جهت بررسی کیفیت ترابرد میان نتایج استخراج شده از داده های تجربی و شبیه سازی، مقایسه کیفی منحنی توزیع عمقی در دو سمت قله زیر سطحی به صورت مجزا ارزیابی می گردد. تحقیقات سالیان اخیر نشان داده است که در کنار ساز و کار های ترابردی فیزیکی و شیمیایی دخیل در رفتار منحنی توزیع عمقی، اثرات ناشی از میکروارگانیزم ها، ریشه گیاهان سطحی، کرم خاکی و حشرات قادر به تغییر الگوی غلظت سزیوم نهشتی می باشد. چنین تاثیراتی هنوز به طور گسترده و به خوبی در قالب معادلات دیفرانسیل توصیف کننده پدیده توسعه نیافته است. اثر موجودات اشاره شده تنها موجب باز توزیع غلظت در عمق خاک بوده و اثر اختلالی بر کیفیت توزیع عمقی ایده آل وارد می کند [۳۱-۳۳]. خاک سطحی نواحی نمونه برداری نیز به لحاظ اثرات موجودات ماکروسکوپی از جمله کرم خاکی فعال می باشد. مطابق جدول ۲، مقدار متوسط کسر انباشت سزیوم-۱۳۷ استخراج شده از منحنی برازشی داده های تجربی در هر لایه و همچنین مقدار متناظر از شبیه سازی عددی برای سال بیست و سوم پس از نهشت اولیه ارائه می شود. مقایسه مقادیر لایه های متناظر نشان می دهد که نتایج در برخی لایه های شباهت بیشتر و برخی تفاوتی بارز دارد. با محاسبه کسر تجمعی کل در نیمه کم



شکل ۸. تفاضل داده های تجربی و مقادیر پیش بینی شده مدل عددی در لایه های مختلف خاک.

مطابق شکل، بیشینه اختلال ناشی از باز توزیع، در لایه های مختلف متناسب به فعالیت موجودات زیستی در خاک بالغ بر ۱۰٪ می گردد. با گذشت زمان به موازات نفوذ بیشتر ^{137}Cs ورودی به لایه های عمیق تر خاک، دسترسی ناحیه ریشه به آن نیز کمتر می شود. با توجه به اینکه قله انباشت ^{137}Cs چرنوبیل هنوز در این ناحیه واقع شده است، نقش بالاروندگی سزیوم کماکان مهم است. کریچنر و همکاران در کشور آلمان نشان دادند که برای سزیوم نهشتی سانحه چرنوبیل، نقش درصد جذب ریشه گیاهان سطحی با زمان (برای یک نیمه عمر فیزیکی ^{137}Cs) به صورت غیر خطی کاهش می یابد [۳۴ و ۳۵]. مطابق نتایج آن، پس از سپری شدن ۲۳ سال از نهشت اولیه، حدود ۶۹٪ غلظت در ناحیه ریشه گیاه باقی مانده که از این مقدار سهم درصد جذب ریشه گیاه حدود ۳۱٪ است. در شبیه سازی عددی اخیر کسر باقی مانده در زمان مشابه حدود ۷۷٪ برآورد شده است که با توجه به خصوصیات خاک و پوشش گیاهی، همخوانی نزدیکی با یکدیگر دارند. محاسبه مجموع قدر مطلق تفاضل مقادیر پیش بینی شده شبیه سازی عددی و مقدار استخراج شده از داده های میدانی معادل با ۳۳٪ می گردد. مقایسه مقدار اخیر با مقادیر گزارش کریچنر و همکاران، نشانگر تشابه نتایج حاصل از این پژوهش ها درباره سهم درصد جذب ریشه گیاه سزیوم نهشتی چرنوبیل می باشد.

عمق قله زیر سطحی نتیجه جالبی بدست می آید. علی رغم تفاوت غلظت کسری در لایه های مختلف مقدار تجمعی کل با یکدیگر در توافق خوبی هستند که علت آن را می توان به وجود درختان برگ ریز در منطقه مطالعاتی نسبت داد. در جنگل های برگ ریز، کسر قابل توجه ای از سزیوم منتقل شده به گیاهان و درختان، مجدداً به سطح خاک برگشته و مجدداً با ورود به خاک جز موجودی نهشتی خاک به شمار می رود.

جدول ۲. ضریب کسری انباشت سزیوم-۱۳۷ متوسط داده های تجربی در هر لایه و مقدار متناظر پیش بینی شده توسط مدل عددی در سال ۲۳.

لایه ۴	لایه ۳	لایه ۲	لایه ۱	
۰/۳۹۴	۰/۲۹۵	۰/۱۱۲	۰/۰۱۱	مدل عددی
۰/۰۰۰۰۶	۰/۰۰۰۴۶	۰/۰۰۴۱	۰/۰۱۸۱	سنجش تجربی
لایه ۸	لایه ۷	لایه ۶	لایه ۵	
۰/۲۸۸	۰/۲۱۸	۰/۱۷۶	۰/۱۰۲	مدل عددی
۰/۰۰۰۲۲	۰/۰۱۰۸	۰/۰۰۴۹	۰/۱۵۴	سنجش تجربی
۰/۷۷		کسر تجمعی کل مدل عددی		
۰/۷۸		کسر تجمعی کل سنجش تجربی		

از این رو شاهد تثبیت و انباشت سزیوم-۱۳۷ بیشتر در لایه های سطحی خاک و بروز تغییراتی در منحنی خالص توزیع عمقی می باشیم. منحنی تفاضل مقادیر متناظر در لایه های مختلف نتایج تجربی و نظری در شکل ۸ نشان داده شده است. همانگونه که مشاهده می شود در دو لایه نخست انباشت ^{137}Cs در لایه ای سطحی بیشتر بوده و در دو لایه بعدی کمتر از مقدار پیش بینی شده مدل می باشد. در نیمه عمیق پس از قله زیر سطحی تفاضل میان دو دسته داده با عمق کمتر شده و بهترین انطباق در لایه آخر رخ می دهد.

۶. نتیجه‌گیری

مراجع

- [1] F. K., Vosniakos, *Radioactivity Transfer in Environment and Food*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012.
- [2] M. Poschl and L. M. Nollet, *Radionuclide concentrations in food and the environment*. CRC Press, 2006.
- [3] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR Report, Vol.1, Annex C, 2000.
- [4] NCRP Report, *Cesium-137 in the Environment Radioecology and Approaches to Assessment and Management*, National Council on Radiation Protection and Measurements, 2006.
- [5] J. Smith, N. A. Beresford, *Chernobyl: Catastrophe and Consequences*, Springer in association with Praxis Publishing Ltd, Chichester, UK, Printed in Germany, 2005.
- [6] P. Povinec, K. Hirose, M. Aoyama, *Fukushima Accident: Radioactivity Impact on the Environment*, Elsevier, 2013.
- [7] W. Jager, R. Rannacher, J. Warnatz, *Reactive Flows, Diffusion and Transport from Experiments via Mathematical Modeling to Numerical Simulation and Optimization*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2007.
- [8] K.M. Thiessen, M.C. Thorne, P.R. Maul, G. Proehl and H.S. Wheeler, *Modelling radionuclide distribution and transport in the environment*, J. of Environ. Pollut., 100, 151-177, 1999.
- [9] S. L. Bryanta and K. E. Thompson, *Theory, modeling and experiment in reactive transport in porous media*, Curr. Opin. Colloid Interface Sci., 6, 217-222, 2001.
- [10] M. V. Moghaddam and S. Khoshbinfar, *Vertical migration of ^{137}Cs in the South Caspian soil*, Radioprotection, 47 (2012), 561-573.
- [11] R. Lange, M.H. Dickerson and P.H. Gudiksen, *Dose Estimates from the Chernobyl Accident*, Lawrence Livermore National Laboratory Report UCRL-96934, Nuclear Technology, 1992.
- [12] X. Zhang and D. E. Walling, *Characterizing Land Surface Erosion from Cesium-137 Profiles in Lake and Reservoir Sediments*, J. of Environ. Qual., 34, 514-523, 2005.
- [13] G. Shaw, *Radioactivity in the Terrestrial Environment*, Radioactivity in the Environment Series, Vol. X, Elsevier, Amsterdam, 2007.
- [14] J. Schwartz, *Emergency preparedness and response: compensating victims of a nuclear accident*, J. of Hazard. Mater., 111, 89-96, 2004.
- [15] A. Cox, *Identifying optimal agricultural countermeasure strategies for a hypothetical contamination scenario using the strategy model*, J. of Environ. Radioact., 83, 383-397, 2007.
- [16] D. Oughton, *An ethical dimension to sustainable restoration and long-term management of contaminated areas*, J. of Environ. Radioact., 74, 171-183, 2004.
- [17] M. Hakimian, *Characteristics of Some Selected Soils in the Caspian Sea Region of Iran*, Soil Sci. Soc. of Am. J., 41, 1155-1161, 1977.
- [18] A. Bahrami, I. Emadodin, M. Ranjbar Atashi and H.R. Bork, *Land-use change and Soil Degradation: a case study, North of Iran*, Agri. and Bio. J. of N. Am., 1, 600-605, 2010.
- [19] S. E. Marian, *Design and evaluation of environmental radioactivity models*. Netherlands: Elsevier, 2003.

نتایج تجربی سنجش موجودی و توزیع عمقی ^{137}Cs در مناطق برگزیده خاک استان گیلان نشان می‌دهد که ردپای نهشت چرنوبیل در منطقه حضور داشته و با توجه به فاصله زمانی حدود ۳۰ بین اوج ریزش های جوی و سانحه چرنوبیل، سهم قابل ملاحظه ای موجودی سطحی متعلق به این نهشت می‌باشد. نتیجه برازش داده های تجربی با مدل تحلیلی حاکی از آن است که مدل پخش انتشار یک بعدی نتایج قابل قبولی ارائه می‌کند با این حال انحرافات از خود نشان می‌دهد که ناشی از مفروضات و ماهیت فرایند های در نظر گرفته شده هنگام استخراج آن می‌باشد. در این پژوهش، بر پایه این داده ها، مدل سازی عددی ۳-بعدی فرایند پخش و پهن رفت ^{137}Cs در خاک منطقه نمونه برداری ارائه گردید. با حل عددی دسته معادلات مربوط به شارش سیال و همچنین ترابرد آلاینده پرتوزا در خاک، توزیع عمقی ^{137}Cs نهشتی رهاسازی شده توسط چشمه ای با ماهیت نهشتی سانحه چرنوبیل استخراج گردید. در حل این معادلات چشمه ای با قدرت واحد به عنوان ورودی در نظر گرفته شد و در حل معادلات ترابرد ^{137}Cs در دو فاز جامد و مایع دنبال گردید. نشان داده شد که علی رغم تفاوت ظاهری منحنی توزیع مدل سازی شده با نتایج تجربی، می‌توان به کمک منحنی توزیع کسری نشان داد که با توجه به فعالیت موجودات زیستی در لایه سطحی خاک، باز توزیع و جابجایی در غلظت لایه های مختلف رخ داده است. با این وجود با توجه به جغرافیای منطقه نمونه برداری، کل کسر تجمع ^{137}Cs انباشته شده در نیمه کم عمق قله زیر سطحی با یکدیگر انطباق خوبی دارند. این نتیجه حاکی از آن است که پس از سپری شدن قریب به سه دهه از نهشت اولیه ^{137}Cs اثرات چرخه جابجایی خاک-گیاه برای این منطقه حائز اهمیت است. مولفین امیدوارند نتایج این پژوهش نظری، امکان انجام مطالعه دقیق تر و جدید با رویکرد استخراج مدلی تجربی-نظری جهت پایش تغییرات درصد جابجایی ^{137}Cs در بخش های مختلف درختان جنگلی اعم از ریشه، ساقه و تنه و همچنین پوشش گیاهان سطحی مراتع استان گیلان را فراهم نماید.

- [28] G. R. Gilmore, *Practical Gamma-ray Spectrometry*, 2nd Edition, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England, 2008.
- [29] K. Rosen, I. Oborn and H. Lonsjo, *Migration of radiocesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident*, 1987-1995, J. of Environ. Radioact., 46, 45-66, 1999.
- [30] M. Issakson, *Sampling methods for pasture, soil and deposition for radioactivity emergency preparedness in the Nordic Countries*, Boreal Environ. Res., 7, 113-120, 2002.
- [31] S. Kruse-Irmer and L. Giani, *Vertical distribution and bioavailability of ¹³⁷Cs in organic and mineral soil*, J. of Plant Nutr. Soil Sci., 166, 635-641, 2003.
- [32] N. J. Jarvis, A. Taylor, M. Larsbo, A. Etana and K. Rosen, *Modelling the effects of bioturbation on the redistribution of ¹³⁷Cs in an undisturbed grassland soil*, Eur. J. of Soil Sci., 61, 24-34, 2010.
- [33] S. Ehlken and G. Kirchner, *Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review*, J. of Environ. Radioact., 58, 97-112, 2002.
- [34] N.A. Beresford and S.M. Wright, *Non-linearity in radiocesium soil to plant transfer-Fact or fiction*, Radioprotection, Suppl. 1, 40 (2005) S67-S72.
- [20] D. Quelo, M. Krystaa, M. Bocqueta, O. Isnardb, Y. Minierb and B. Sportissea, *Validation of the POLYPHEMUS platform on the ETEX Chernobyl and Algeciras cases*, Atmos. Environ., 41, 5300 – 5315, 2007.
- [21] G. Kirchner, F. Strebl, P. Bossew, S. Ehlken, and M.H. Gerzabek, *Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soil*, J. of Environ. Radioact., 100, 716-72, 2009.
- [22] A. Iurian, L. Mabit and C. Cosma, *Uncertainty related to input parameters of ¹³⁷Cs soil redistribution model for undisturbed fields*, J. of Environ. Radioact., 136, 112-120, 2014.
- [23] J. Bear and A. Cheng, *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport*. New York: Springer, 2010.
- [24] E. Holzbecher, *Environmental Modeling Using Matlab*, London: Springer, 2012.
- [25] R. La, M. K. Shukla, *Principle of soil physics*, Marcel Dekker, 2004.
- [26] H. L. Bohn, B. L. McNeal and G. O. Oconnor, *Soil Chemistry*, John Wiley & Sons, 2001.
- [27] J. M. Abrisqueta, V. Plana, A. Ruiz-Canales and M. C. Ruiz-Sánchez. *Unsaturated hydraulic conductivity of disturbed and undisturbed loam soil*, Span. J. of Agri. Res., 4, 91-94, 2006.

Depth distribution of Chernobyl derived ^{137}Cs : From monitoring to modeling

P. Nasser¹, S. Khoshbinfar^{2*}

1. MSc of Nuclear Physics, School of Physics, Damghan University, Iran.

2. Assistant Professor, Department of Physics, Faculty of Science, University of Guilan, Iran.

** Corresponding author's E-mail: skhoshbinfar@guilan.ac.ir*

(Received: 6/3/2015 - Accepted: 19/6/2015)

ABSTRACT

It is common in the literature to confront the measured ^{137}Cs depth profile with the analytical solution of 1D Advection-Dispersion Equation (ADE) calibrated for the time of sampling which is a pure transport model useful for undisturbed soils. The degree of accuracy is strongly associated to the soil texture. It has been proven that soil with high clay content can retain radiocesium better. Moreover, the effect of biological processes and earthworm population activities in topsoil may result in redistribution of ^{137}Cs concentration, as well. In this research, a 3D numerical transport model of ^{137}Cs Chernobyl fallout including main physicochemical reactions of ^{137}Cs transport in soil was presented. The numerical model was constructed on the basis of recently reported Chernobyl derived ^{137}Cs depth profile on some selected soil of Guilan Province of Iran. In the course of simulation process, the proper assumptions about ^{137}Cs fallout scenario (pulse deposition) and soil parameters (forest soil) have been considered. It has been shown that the predicted depth profile is in good agreement with the experiment especially in the location of activity peak. The latter might be related to the high clay mineral content of the soil which strongly has been slowed down the downward migration. It however almost visually two different patterns appears on the left side of ^{137}Cs peak between theoretical and experimental results. In order to understand it, we have employed a fractional distribution plot to compare these profiles in more detail. It is demonstrated that the total accumulated activities in topsoil behind the peak almost equally unchanged in theory and experiment. It might be associated to the biological, earthworm population activities in topsoil and surface vegetation. Moreover, we would observe that the maximum absolute difference of simulated-experiment data at each soil layer is as much as about 10 percent and disappears in deeper layers.

Keywords: *Cesium-137, Chernobyl accident, Advection-Dispersion Equation, Soil biological process, ^{137}Cs depth profile.*