فصلنامه علمی-ترویجی پدافند غیرعامل

سال نهم، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۷، (پیاپی ۳۵): صص ۷۵-۶۷

تجمع زیستی رادیونوکلوئیدهای حاصل از حوادث هسته‌ای در اکوسیستم‌های آبی

حسین ذکی دیزجی[۱*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۷/۱۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۰/۰۷

چکیده

انرژی هسته‌ای در دسته انرژی‌های نیمه پاک و غیرقابل تجدید تقسیم‌بندی می‌شود. در تمام چرخه تولید انرژی هسته‌ای، دفع ضایعات رادیواکتیو، آزمایشات سلاح‌های هسته‌ای و حوادث پیش‌بینی نشده در مراکز هسته‌ای، مقادیر متفاوتی پرتو وارد محیط‌زیست شده و بر آن تاثیر می‌گذارد. این مطالعه با رویکرد تحقیقی، تجمع زیستی رادیونوکلوئیدهای حاصل از حوادث هسته‌ای را در اکوسیستم‌های آبی مورد بررسی قرار داده است. در پهنه‌های آبی آلوده، رادیونوکلوئیدها به سرعت پراکنده شده و در بخش‌هایی مانند رسوبات بستر، بنتوزها، گیاهان آبزی و ماهیان تجمع می‌یابند. سینتیک کلی سیستم، توزیع رادیونوکلوئیدها از نظر تغییر زمانی و حالت پایدار در هر اکوسیستمی را تعیین می‌کند. براساس گونه، تولیدکنندگان اولیه آبزی می‌توانند شناور یا ریشه‌دار بوده و آلاینده‌ها را از آب و یا رسوبات جذب کنند. سپس آلاینده‌ها می‌توانند توسط جانوران گیاهخوار یا همه‌چیزخوار که از تولیدکنندگان اولیه آبزی تغذیه می‌کنند، جذب شوند. این پدیده نگرانی عمده‌ای را از نظر در معرض تابش قرار گرفتن موجودات آبی و انسان‌های مرتبط با زنجیره‌های غذایی در اکوسیستم‌های آبی ایجاد می‌کند. بنابراین، شناخت صحیح از عملکرد اکوسیستم های طبیعی و مسیرهای انتقال رادیونوکلوئیدهای رها شده در طبیعت، از مراحل بنیادین در تهیه و اجرای طرح‌های مقابله با شرایط اضطراری نیروگاه‌ها و تأسیسات هسته‌ای می‌باشد.

کلیدواژه‌ها: انرژی هسته‌ای، سزیم- ۱۳۷، چرنوبیل، فوکوشیما، بزرگ‌نمایی زیستی

۱- استادیار، دانشگاه جامع امام حسین(ع) -kpzaki@ihu.ac.ir- نویسنده مسئول

۱- مقدمه

دست‌یابی به انرژی، پیشرفت اقتصادی و افزایش سطح رفاه مردم را ممکن می‌سازد. عمده انرژی مورد نیاز بشر تا به امروز از مواد فسیلی تأمین شده است. افزایش مصرف انرژی به منظور رشد اقتصادی، عامل اصلی افزایش گرمای زمین از طریق انتشار گاز دی اکسیدکربن در اتمسفر بوده است. از این رو یکی از مهمترین اولویت‌های سیاست انرژی، متنوع سازی منابع انرژی و نیز یافتن یک منبع انرژی امن، ارزان و عاری از انتشار گازهای گلخانه‌ای است. در این میان یکی از موارد جایگزین، استفاده از انرژی هسته‌ای می‌باشد. طرفداران انرژی هسته‌ای معتقدند که انرژی هسته‌ای بر پایه حقایقی نظیر تقاضای فزاینده انرژی و تهی شدن منابع فسیلی در دهه‌های آینده، انتشار در حد صفر آلاینده‌های زیست‌محیطی (گازهای آلاینده اتمسفر) و پایین بودن هزینه اجتماعی نسبت به سایر گزینه‌های سوخت قرار داشته و جهان فردا برای تأمین بخش قابل توجهی از مصرف انرژی خود چاره‌ای جز استفاده از انرژی هسته‌ای نخواهد داشت [۱]. استفاده از انرژی هسته‌ای برای مصارف صلح آمیز، در کنار منافع و مزایای بسیاری که برای کشورها به ارمغان می‌آورد، خطرات و چالش‌های بهداشتی و زیست محیطی متعددی را نیز ممکن است با خود در پی داشته باشد؛ به طوری که در تمام چرخه هسته‌ای از معدنکاوی و فرآوری اورانیوم تا شکافت و مراحل مهارشده آن و همچنین از فرآوری دوباره سوخت هسته‌ای مصرف شده، تعطیل کردن نیروگاه‌ها و خلاصه دفع ضایعات رادیواکتیو، مقادیر متفاوتی مواد پرتوزا وارد محیط زیست شده و بر آن تاثیر می‌گذارد [۲]. به‌خصوص هنگامی که به‌کارگیری انرژی هسته‌ای از قالب کنترل شده خارج شده و اصول ایمنی و حفاظتی مربوطه رعایت نشود، منجر به حوادث فاجعه باری خواهد شد که در نتیجه آن ایده استفاده از این انرژی را هر چه بیشتر دچار تردید می‌کند.

اگرچه احتمال بروز یک حادثه فاجعه بار هسته‌ای بسیار کم در نظر گرفته می‌شود اما با هر راکتور تازه که وارد عمل شود احتمال بروز حادثه افزایش می‌یابد [۲]. در حوادث هسته‌ای عناصر پرتوزای زیادی به طبیعت وارد می‌شود که از جمله آنها می‌توان به رادیوایزوتوپ‌های سزیم (Cs) و ید (I) اشاره کرد. محیط آبی نقش مهمی در ارزیابی نتایج احتمالی حوادث هسته‌ای بر روی انسان و همچنین اکوسیستم‌ها دارد. مواد رادیواکتیو نه تنها توسط باران اتمسفری و تخلیه مستقیم، وارد پهنه‌های آبی می‌شوند بلکه از طریق شست‌وشوی مواد حاوی رادیونوکلوئیدها به مناطق داخلی حوضه آبخیز نیز وارد می‌شوند. در پهنه‌های آبی آلوده، رادیونوکلوئیدها به سرعت پراکنده شده و در بخش‌هایی مانند رسوبات بستر، بنتوزها[1]، گیاهان آبزی و ماهیان تجمع می‌یابند. این پدیده نگرانی عمده‌ای را از نظر در معرض تابش قرار گرفتن موجودات آبی و انسان‌های مرتبط با زنجیره‌های غذایی در هیدروسفر (آب کره) ایجاد می‌کند [۳].

پدافند غیرعامل شاخه‌ای از برنامه دفاعی است که اساساً بر روی مدیریت پیش از بحران متمرکز شده است. هدف اصلی پدافند غیرعامل ممانعت از ایجاد شرایط بحران است و هنگامی که بحران اتفاق می‌افتد، از طریق کنترل سریع شرایط در جهت بازگرداندن وضعیت به حالت طبیعی قبل از بحران عمل می‌کند. یکی از کاربردهای بسیار مهم پدافند غیرعامل توجه به ایمنی و حفاظت از تاسیسات هسته‌ای در برابر خطرات و حوادث احتمالی می‌باشد. براین اساس، سازمان انرژی اتمی مکلف شده است با رعایت اصول پدافند غیرعامل نسبت به تدوین طرح ملی مقابله با شرایط اضطراری نیروگاه‌ها و تأسیسات هسته‌ای با همکاری سازمان پدافند غیرعامل و سایر دستگاه‌های ذیربط اقدام نماید[۴].

یکی از موارد مهم پدافند غیرعامل، بخش زیستی آن می‌باشد. در این بخش توجه ویژه‌ای به حوزه محیط‌زیست که شامل محورهای اساسی آب، منابع غذایی، مالی و اقتصادی و انرژی است، صورت می‌گیرد. بنابراین توجه به مسائل زیست‌محیطی انرژی هسته‌ای در اکوسیستم‌های آبی که یکی از منابع مهم تامین غذا می‌باشد، باید در تدوین برنامه‌های مقابله با حوادث هسته‌ای مورد توجه قرار گیرد. مدیریت صحیح اکوسیستم‌های آبی پس از حادثه هسته‌ای، نیازمند شناخت صحیح از فرآیندهای زیستی و اکوسیستمی می‌باشد. در این میان، بررسی حوادث هسته‌ای اتفاق افتاده در سال‌های گذشته می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در اختیار محققان، کارشناسان، تصمیم‌سازان و تصمیم‌گیران قرار دهد. حادثه اتمی چرنوبیل و فوکوشیما از حوادث هسته‌ای مهم می‌باشند که موجب رها شدن مقدار زیادی رادیونوکلوئید به اکوسیستم‌های آبی شدند. در مقاله حاضر پس از معرفی فرآیندهای انتقال فیزیکی، شیمیایی و زیستی رادیونوکلوئیدها، به تفصیل در مورد تجمع و بزرگنمایی زیستی[2] این مواد در دو حادثه هسته‌ای مذکور بحث شده است.

۲- روش تحقیق

این مطالعه با رویکرد تحقیقی، تجمع زیستی رادیونوکلوئیدهای

۱- موجودات کفزی

۲- ورود و افزایش یک آلاینده محیطی به درون بدن موجود زنده را تجمع زیستی و به افزایش غلظت و نرخ یک آلاینده از یک رابط در زنجیره غذایی به دیگری را بزرگنمایی زیستی می‌گویند.

حاصل از حوادث هسته‌ای را در اکوسیستم‌های آبی مورد بررسی قرار داده است. برای نیل به این هدف از منابع علمی موجود شامل کتب، مقالات و گزارشات مستند در پایگاه‌های علمی، تجارب کشورهای مختلف و سایر منابع استفاده شده است. تمامی مراحل استفاده از انرژی هسته‌ای از معدنکاوی تا تولید انرژی در نیروگاه‌های هسته‌ای، آزمایشات سلاح‌های هسته‌ای و دفع ضایعات پرتوزا تاثیرات مختلفی را بر محیط‌زیست از جمله فرآیندها و چرخه‌های اکوسیستمی، تجمع زیستی و تاثیرات مستقیم بر موجودات کره زمین، آب و خاک داشته و در نتیجه اکوسیستم‌های تحت تاثیر قرار گرفته را از حالت طبیعی خارج می‌کنند. همچنین موارد پیش‌بینی نشده همانند حوادث هسته‌ای نیز تاثیرات عمده‌ای بر محیط‌زیست بویژه بر منابع آبی مانند رودخانه‌ها، تالاب‌ها، دریاها و در نتیجه بر زیستمندان این اکوسیستم‌ها می‌گذارد. مسیرهای متنوعی برای انتقال و جای‌گیری رادیونوکلوئیدها وجود داشته و احتمالات برحسب شرایط موجود بررسی می‌شود. در این مقاله به این موضوعات پرداخته شده است.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- چرخه‌های انتقال رادیونوکلوئیدها

۳-۱-۱- فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی

هنگامی که رادیونوکلوئیدها به هوا و آب راه پیدا می‌کنند توسط فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی تحت تاثیر قرار گرفته و به محیط‌زیست انتشار پیدا می‌کنند. فرم فیزیکی و شیمیایی رادیونوکلوئید و پویایی محیط پذیرنده نقش مهمی در مکانیسم‌های انتقال اولیه دارند. دگرگونی یا تبدیل زیست‌محیطی رادیونوکلوئیدها نیز ممکن است به دلیل تجزیه این مواد به محصولات دختری و در جایی که تغییرات فرم‌زایی (فرم فیزیکی و شیمیایی) در طی زمان بوجود می‌آید، رخ دهد. سایر فرآیندها در ادامه باعث انتقال این آلاینده‌ها از ستون هوا یا آب به سطح زمین یا رسوبات می‌شود.

دوباره معلق شدن رسوب یا خاک آلوده، فرآیند مهمی در سیستم‌های آبی و خشکی می‌باشد. در اکوسیستم‌های آبی، تلاطم آب می‌تواند رسوبات سطحی را دوباره معلق کرده و قبل از اینکه توسط فرآیندهای رسوب‌گذاری از ستون آب حذف شوند، آنها را به مسافت‌های بسیار دوری انتقال دهد. علاوه بر این، رسوبات معلق شده آلوده برای ورود به زنجیره‌های غذایی دریایی، بویژه ارگانیسم‌های فیلترکننده، در دسترس خواهند بود. در دریاچه‌های آب شیرین، ذرات ریز با غلظت‌های نسبی بالای مواد آلاینده، اغلب در مناطق عمیق رسوبی ته‌نشین می‌شوند، همراه با ذرات درشت، رسوبات آلوده کمتری در زون‌های فرسایش کم‌عمق حاشیه‌ها یافت می‌شوند. چنین فرآیندهایی در سیستم‌های دریایی نیز رخ می‌دهد. همچنین در محیط‌های خشکی و آبی، جانوران می‌توانند مواد آلوده را هم به‌صورت عمودی و هم افقی از طریق ساختن نقب، تونل و محفظه (اتاقک) جابه‌جا کنند. ریشه‌های گیاهان نیز تاثیر مشابهی دارد.

در مورد بسیاری از رادیونوکلوئیدها، بخشی از این مواد در مراحل قابل تبادل باقی می‌مانند و در محیط‌های آبی، ممکن است به فرآیندهای انحلال مجدد متمایل شده و به موجب آن آلاینده‌ها از بخش ته‌نشین شده به ستون آب منتقل شوند. بخشی از یک رادیونوکلوئید خاص که در مراحل قابل تبادل وارد می‌شود به عوامل زیادی شامل سایر رادیونوکلوئیدها، ویژگی‌های رسوب یا خاک، حضور یون‌های رقابت کننده، PH، فعالیت باکتریایی و شرایط اکسایش-کاهش وابسته است [۵].

۳-۱-۲- انتقال در زنجیره‌های غذایی

رادیونوکلوئیدها می‌توانند توسط فرآیندهای متعددی از محیط فیزیکی، وارد پایین‌ترین سطح غذایی شوند. شبکه‌های غذایی ممکن است بسیار پیچیده بوده و برخی از مسیرهای زنجیره غذایی بسیار طولانی و دارای شرایط خاص می‌باشند. در اکوسیستم‌های آبی، رادیونوکلوئیدها ممکن است توسط باکتری، فیتوپلانکتون و ارگانیسم‌های تک سلولی جذب سطحی یا جذب از طریق بلع، صورت گرفته و پس از آن توسط زئوپلانکتون که می‌تواند شامل تنوع زیادی از شکل‌های زندگی لاروی، دوران نابالغی و بالغی باشد، خورده شوند [۵]. به‌عنوان مثال، رادیونوکلوئیدهای سزیم-۱۳۷ و کبالت-۶۰ اجزای مهمی از زباله‌های رادیواکتیو تخلیه شده به آب‌های ساحلی اروپای شمال غربی هستند. نیروگاه‌ها و مراکز بازفرآوری اروپایی در سلافیلد[1] و لاگ[2] زباله‌های رادیواکتیو را به ترتیب به سمت دریای ایرلند و کانال انگلیس تخلیه می‌کنند. جریانات اقیانوسی این زباله‌ها را به دریای شمال یعنی جایی که این زباله‌ها با آب‌های دریای بالتیک که دارای مقادیر قابل توجهی از سزیم-۱۳۷ حاصل از باران رادیواکتیو حادثه چرنوبیل است، انتقال می‌دهند [۶]. این انتقال به سمت شمال در طول ساحل نروژ توسط جریان ساحلی نروژ[3] ادامه پیدا می‌کند، به دو شاخه تقسیم شده، یکی از شاخه‌ها به دریای بارنت[4] وارد شده و دیگری از غرب اسپیتسبرگن[5] عبور می‌کند [۷، ۸]. این مناطق از نظر پهنه‌های نرسری[6] و ماهیگیری برای صنعت شیلات نروژ بسیار مهم می‌باشد. بنابراین دانش تجمع زیستی و

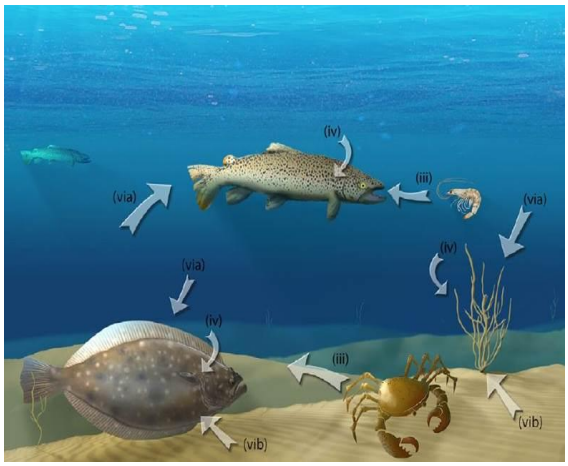
1- Sellafield
2- La Hague
3- Norwegian Coastal Current
4- Barents
5- Spitsbergen
۶- زیستگاه‌های مورد نیاز برای مراحل اولیه چرخه زندگی ماهیان.

مسیرهای مختلف انتقال رادیونوکوئیدها از طریق شبکه‌های غذایی دریایی در این آب ها مورد توجه می‌باشد. فیتوپلانکتون‌ها در پایه بسیاری از شبکه‌های غذایی دریایی قرار دارند و بنابراین می‌توانند رادیونوکلوئیدها را به این شبکه‌های غذایی وارد کنند [۹]. نتایج تحقیقات هلدال و همکاران [۹] مبنی بر تجمع زیستی سزیم-۱۳۷ و کبالت-۵۷ توسط پنج گونه فیتوپلانکتون دریایی نشان داد که تحت تاثیر قرار گرفتن فیتوپلانکتون‌ها توسط سزیم ایجاد شده در زنجیره‌های غذایی دریایی غیرمحتمل بوده و سزیم به آب‌های عمیق جریان پیدا می‌کند. سزیم یکی از فلزات قلیایی است که مشابه پتاسیم عمل کرده و بنابراین می‌تواند با پتاسیم تبادل شده و از این طریق وارد زنجیره غذایی شود. با این وجود غلظت پتاسیم در آب دریا بسیار بیشتر از غلظت سزیم است که در نتیجه آن جذب سزیم از طریق کانال‌های جذب پتاسیم ناچیز می‌باشد. همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که کبالت در حد متوسط در فیتوپلانکتون‌ها نسبت به سایر فلزات ذخیره می‌شود.

به دلیل نسبت سطح به حجم بزرگ این ارگانیسم‌ها، به طور نسبی غلظت‌های بالایی در واحد وزن می‌تواند دریافت شود. تمامی این ارگانیسم‌ها، به نوبت، به‌صورت ترتیبی برای سطوح غذایی بالاتر غذا فراهم می‌کنند. براساس گونه، تولیدکنندگان اولیه آبزی می‌توانند شناور یا ریشه‌دار بوده و آلاینده‌ها را از آب و یا رسوبات جذب کنند. سپس آلاینده‌ها می‌توانند توسط جانوران گیاهخوار یا همه‌چیزخوار که از تولیدکنندگان اولیه آبزی تغذیه می‌کنند، جذب شوند. اتصال رادیونوکلوئیدها به ذرات رسوبی باعث خورده شدن آنها به راه‌های مختلفی می‌شود (شکل ۱).

جلبک‌های دریایی فاقد ریشه هستند اما دارای یک عضو پایه مانند[۱] هستند که آنها را به بستر لنگر می‌کند. بنابراین رادیونوکلوئیدها یا بصورت سطحی جذب شده یا به طور مستقیم از آب، جذب می‌شوند. مسیر اصلی تجمع رادیونوکلوئیدها در جانوران آبزی، همانند جانوران خشکی‌زی، از طریق بلع (خوردن) است. اگر چه برای برخی از رادیونوکلوئیدها، جذب مستقیم از آب می‌تواند شامل بخش قابل توجهی از جذب حاصل شده، باشد. این مسیر جذب با الحاق شدن به بسیاری از مسیرهای انتقال دیگر، می‌تواند توسط شیمی محیط آب، بویژه در آب شیرین، تحت تاثیر قرار بگیرد. جذب از لوله گوارش تمامی جانوران سطوح بالای غذایی، از میان عوامل مختلف، بیشتر بستگی به فرم فیزیکی و شیمیایی رادیونوکلوئید، ترکیب محیط (آلوده به رادیونوکلوئید) و وضعیت غذایی جانور نسبت به رادیونوکلوئیدهایی که در ارگان‌ها یا ساختارهای بدنی خاص جذب می‌شوند، دارد. فرآیند جذب برای بعضی از رادیونوکلوئیدها کامل و برای سایر رادیونوکلوئیدها می‌تواند حداقل باشد.

مرگ‌ومیر گیاهان و جانوران، ترشحات و مدفوع میزان ورود رادیونوکلوئیدها به ذخیره دتریت[۲] در اکوسیستم‌های خشکی و آبی را افزایش می‌دهد. دتریت‌ها می‌توانند به‌عنوان ذخیره و منبع مهمی برای رادیونوکلوئیدها از طریق بازگرداندن آنها به زنجیره‌های غذایی، عمل کنند. در طی زمان، مواد آلی نامحلول که دارای رادیونوکلوئید هستند، به اشکال ساده‌تری توسط عمل ریزه‌خوارها[۳] و بویژه میکروب‌ها شکسته می‌شوند. این پدیده می‌تواند منجر به آزاد شدن رادیونوکلوئیدهای محلول شود. در مقابل، لایه‌های خاک و رسوبات عمیق‌تر ممکن است به‌عنوان ته‌نشین‌های دائمی برای رادیونوکلوئیدها عمل کنند. برخی از فرآیندهایی که در بالا بحث شد، شامل ته‌نشینی در محیط آبی، آبشویی، جابه‌جایی عمودی رو به پایین مواد جامد در سیستم‌های آبی و خشکی، ممکن است منجر به حذف آلاینده‌ها به قسمت‌هایی با دسترسی محدود برای ارگانیسم‌ها شده و جذب زیستی محدودتر شود.



شکل ۱- مسیرهای آبی تماس ماهیان و جلبک‌های دریایی (در برابر رادیونوکلوئیدها). تغذیه جانوران از سطوح پایین‌تر شبکه غذایی (iii)، جذب مستقیم از ستون آب (iv)، تماس خارجی (vi) از طریق ستون آب (a) و رسوبات (b) [۵].

مدیریت صحیح اکوسیستم‌های آبی پس از حادثه هسته‌ای احتمالی، نیازمند شناخت صحیح از فرآیندهای زیستی و اکوسیستمی می‌باشد. مسیرهای زیست‌محیطی ایزوتوپ‌های پرتوزا را می‌توان پیش‌بینی کرد زیرا مسیرهای عادی ایزوتوپ‌های غیرپرتوزا

۱- holdfast : یک عضو ساقه (پایه) مانند که جلبک یا سایر گیاهان و جانوران آبزی ساده توسط آن به بستر متصل می‌شوند.

۲- مواد زائد و پوسیده

3- Detritivores

که همان خصوصیات شیمیایی را دارند معلوم است. اطلاعات موجود در زمینه بزرگنمایی زیست‌شناختی و حرکت‌های بزرگ- مقیاس هوایی و اقیانوس نیز به درک ما از تاثیر ایزوتوپ‌های پرتوزا کمک می‌کند. در این میان، بررسی حوادث هسته‌ای اتفاق افتاده در سال‌های گذشته و استفاده از روش‌های ارزیابی ریسک اکولوژیکی مرتبط می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در اختیار محققان، کارشناسان و تصمیم‌گیران قرار دهد.

پس از مطالعه و بررسی روش‌های ورود رادیونوکلوئیدها به محیط و همچنین چرخه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی انتقال رادیونوکلوئیدها، بررسی و ارزیابی حوادث هسته‌ای که تاثیرات مخرب زیست‌محیطی فراوانی بر روی اکوسیستم‌های آبی داشته‌اند، می‌تواند در شناخت جزئی‌تر عملکرد رادیونوکلوئیدها در زمان ورود به محیط‌زیست بسیار مهم باشد و دنبال کردن این مواد در مراحل مختلف زمانی و مکانی پس از حادثه هسته‌ای، اطلاعات ارزشمندی از مسیرهای انتقال آنها را فراهم می‌سازد.

۳-۲- حادثه اتمی چرنوبیل

بدترین حادثه در تاریخ انرژی هسته‌ای، در ۲۶ آوریل ۱۹۸۶ در مرکز هسته‌ای چرنوبیل در نزدیکی کی‌یف اوکراین روی داد. فروگدازش[1] هسته‌ای در یکی از رآکتورهای این مرکز موجب بروز آتش سوزی و انفجارهای پی‌درپی شد که مرگ ۳۱ نفر از ساکنان محل را در پی داشت. ابری از مواد رادیواکتیو قسمت بزرگی از اروپا، از غرب شوروی گرفته تا اروپای شرقی و اسکاندیناوی را پوشاند. حدود ۱۳۵ هزار نفر فوراً مناطق اطراف چرنوبیل و نزدیک به ۸۰۰ هزار نفر نواحی بارش رادیواکتیو در اوکراین، بلاروس و روسیه را ترک کردند. منطقه‌ای به وسعت ۱۰ هزار کیلومتر مربع برای مدتی نامعلوم از سکنه خالی شد. کشورهای روسیه، بلاروس و اوکراین متحمل هزینه‌های سنگینی برای رفع‌آلودگی‌ها و مراقبت‌های بهداشتی شده‌اند و هنوز عوارض طولانی مدت این فاجعه کاملاً روشن نشده است (شکل ۲).

کریشف [۳] آلودگی رادیواکتیو اکوسیستم‌های آبی در منطقه اضطراری چرنوبیل بعد از حادثه معروف هسته‌ای چرنوبیل را مورد بررسی قرار داده است. بر طبق اطلاعات پایش منطقه، از ماه می ۱۹۸۶، فعالیت رادیواکتیویته در استخر خنک‌کننده نیروگاه هسته‌ای چرنوبیل عمدتاً توسط ید-۱۳۱ (با نیمه عمر ۸ روز) و سایر رادیونوکلوئیدهای با عمرکوتاه به ثبت رسید. در ماه‌های بعد از حادثه، فعالیت رادیواکتیویته در آب به طور قابل توجهی به دلیل تجزیه رادیواکتیوی و ته‌نشینی رادیونوکلوئیدها در رسوبات بستر کاهش پیدا کرد. از آن به بعد، رادیوایزوتوپ‌های سزیم سهم اصلی را در رادیواکتیویته آب داشتند. توزیع رادیونوکلوئیدها در رسوبات بستر استخر خنک‌کننده به‌صورت یکنواخت نبود. غلظت‌های بسیار بالای رادیونوکلوئید در سیلت‌هایی که ۲۷ درصد مساحت بستر مخزن را تشکیل می‌دادند، ثبت گردید. در سال ۱۹۸۸- ۱۹۸۷ فعالیت رادیواکتیویته کل در رسوبات بستر در اثر تجزیه رادیواکتیویته کاهش پیدا کرد. سهم سزیم- ۱۳۷ درازعمر (با نیمه عمر ۳۰ سال) نسبت به فعالیت رادیواکتیویته کل به ۶۰-۲۰ درصد در سال ۱۹۸۸ می‌رسید.

شکل ۲- تاسیسات هسته‌ای چرنوبیل (منبع: edgeeffects.net).

آلودگی رادیواکتیو گیاهان آبزی (جلبک‌ها عمدتاً Cladophora glomerata (L.) Kutz) توسط رادیونوکلوئیدهای مختلفی در استخر خنک‌کننده مشاهده شد (شکل ۳). بر طبق میانگین داده‌های بدست آمده، 95Zr و 95Nb (۳۵٪)، 144Ce (۳۲٪)، 106Ru (۴٪)، 137Cs (۵-۲٪) و 134Cs (۲-۱٪) بیشترین تاثیر را در فعالیت رادیواکتیویته گیاهان آبزی در تابستان و پاییز ۱۹۸۶ داشتند. میانگین سهم 90Sr به حدود ۲ درصد می‌رسید. حداکثر سطح مشاهده شده میزان فعالیت در گیاهان آبزی در سال ۱۹۸۶، ۲/۴ MBq/kg برای وزن گیاه تر بوده است[2].

شکل ۳- جلبک Cladophora glomerata (منبع azote.se).

۲- بکرل (Bq) واحد متداول واپاشی پرتوزا در سیستم اندازه‌گیری بین المللی (SI) می‌باشد.

1- Meltdown

در سال ۱۹۸۷- ۱۹۸۶ آلودگی رادیواکتیو نرم‌تنان در استخر خنک‌کننده عمدتاً شامل 90Sr، 144Ce، 106Ru، 137Cs و 134Cs بوده است. در سال ۱۹۸۶، حداکثر میزان فعالیت رادیواکتیویته در نرم‌تنان ۰/۴ MBq/kg به ثبت رسید. در بیشتر ماهیان، رادیوایزوتوپ‌های سزیم در بافت ماهیچه‌ای مشاهده شد. در سال‌های ۱۹۸۷- ۱۹۸۶ میزان ایزوتوپ‌های سزیم در آبشش، فلس، پوست و باله‌ها در مقایسه با ماهیچه‌ها کاهش پیدا کرده بود. برای مثال در یک ماهی سوف۱ ۷۰۰- ۶۰۰ گرمی، نسبت مقدار سزیم- ۱۳۷ در ماهیچه‌ها، آبشش‌ها و پوست به ترتیب ۱:۰/۸:۱ در ۱۹۸۷؛ ۰/۳:۰/۵:۱ در ۱۹۸۸ و ۰/۲:۰/۴:۱ در سال ۱۹۹۰ بوده است. بافت‌های چربی توسط ایزوتوپ‌های سزیم به مقدار کمتری آلوده شده بودند. رادیونوکلوئیدهایی مانند 144Ce، 106Ru، 95Zrو 95Nb عمدتاً در دستگاه گوارش، آبشش‌ها و پوست و به ندرت در ماهیچه‌ها یافت گردید. آنالیز پویایی مقادیر سزیم- ۱۳۷ در ماهیچه‌های گونه‌های مختلف ماهیان نشان داد که در فرآیندهای تجمع رادیوسزیم در گونه‌های شکارچی و غیرشکارچی، تفاوت وجود دارد. برای گونه‌های غیرشکارچی (ماهیان کپور معمولی، فیتوفاگ و سیم نقره‌ای) بالاترین آلودگی توسط رادیوسزیم در سال ۱۹۸۶ گزارش شد. برای گونه‌های شکارچی (اردک ماهی و گونه‌هایی از سوف‌ماهیان) حداکثر سطوح رادیوسزیم در سال‌های ۱۹۸۸- ۱۹۸۷ مشاهده گردید. حداکثر سطح آلودگی سزیم- ۱۳۷ برای گونه‌های شکارچی نسبت به گونه‌های غیرشکارچی ۱۰- ۳ برابر بیشتر بود، بدان معنی که اثر سطوح غذایی در تجمع رادیوسزیم به وضوح قابل مشاهده بود. بر طبق داده‌های پایش سال ۱۹۸۶، مقدار 90Sr به طور متوسط در ماهی‌ها حدود ۲ kBq/kg برای وزن تر و یا حدود ۱ درصد مقدار سزیم- ۱۳۷ بوده است.

آلودگی رادیواکتیو اکوسیستم‌های رودخانه‌ای بلافاصله پس از حادثه هسته‌ای چرنوبیل، اواخر آوریل تا اوایل می ۱۹۸۶، مشاهده شد. فعالیت رادیواکتیویته کل آب در این مدت تا ۱۰kBq/l در رودخانه پریپیات۲ (منطقه چرنوبیل)، ۵ kBq/l در رودخانه اوژ۳ و ۴ kBq/l در رودخانه دنیپر۴ اندازه‌گیری شد. در این مدت رادیونوکلوئیدهای کوتاه عمر، عمدتاً 131I، بالاترین اهمیت رادیواکولوژیکی را داشتند. فعالیت رادیواکتیویته آب به طور قابل ملاحظه‌ای به دلیل تجزیه و ته‌نشینی رادیونوکلوئیدهای کوتاه عمر چسبیده به ذرات موجود در آب، در رسوبات بستر، کاهش یافت. حتی در ماه ژوئن ۱۹۸۶ فعالیت رادیواکتیویته تا ۱۰۰ برابر نسبت به دوره اولیه آلودگی، کاهش پیدا کرده بود و عمدتاً توسط 134Cs، 137Cs و 90Sr بوده است. همچنین سطوح بسیار بالای آلودگی رادیواکتیو در لایه فوقانی سیلت‌ها به ثبت رسید [۱۰ و ۱۱]. پیامدهای طولانی مدت رادیواکولوژیکی حادثه چرنوبیل تا حد زیادی از آلودگی محدوده تحت تاثیر قرار گرفته توسط رادیونوکلوئیدهای دراز عمر برآورد گردید (137Cs، 134Cs و 90Sr).

همچنین این حادثه هسته‌ای منجر به آلودگی رادیواکتیو بعضی از مناطق دوردست سایت چرنوبیل گردید. به‌ویژه برخی مناطق ساحلی دریای بالتیک بخاطر رها شدن مواد رادیواکتیو در این حادثه هسته‌ای تحت تاثیر قرار گرفتند. بر طبق اطلاعات پایش شده از سوسنووی بور۵ (منطقه لنینگراد)، که در ساحل خلیج فنلاند قرار دارد، بارش اتمسفری مواد رادیواکتیو و شست‌وشوی رادیونوکلوئیدها از مناطق حوضه آبریز، عوامل ایجاد آلودگی رادیواکتیو اکوسیستم‌های دریایی و رودخانه‌ای بودند[۱۱، ۱۲]. تا یکم ماه می ۱۹۸۶ میزان ید-۱۳۱ در آب رودخانه در سوسنووی بور به ۱۵۰Bq/l- ۱۳۰ می‌رسید. این میزان در ماهیچه‌های ماهیان در آب‌های ساحلی خلیج فنلاند از ۲ تا ۲۲ می ۱۹۸۶، ۵۰- ۴۰ Bq/kg بوده است. پس از تجزیه ید و سایر رادیونوکلوئیدهای کوتاه عمر، ایزوتوپ‌های سزیم بیشترین نگرانی اکولوژیکی را برای بیوتای آبزی شامل می‌شدند. اثر مشخصی از تجمع رادیوسزیم در سطوح غذایی برای گونه‌های ماهیان شکارچی مشاهده شد. برای مثال، پس از حادثه چرنوبیل میزان سزیم- ۱۳۷ در گونه‌ای از سوف ماهیان، ماهی خاردار۶، افزایش پیدا کرد و از سال۱۹۸۷ مقدار آن ۵-۲ برابر بالاتر از میزان آن در شاه ماهی کوچک۷ بوده است [۳].

۳-۳- حادثه اتمی فوکوشیما

یکی از حوادث هسته‌ای اخیر که می‌تواند بخشی از پیامدهای انرژی هسته‌ای را مشخص‌تر نشان دهد، حادثه اتمی فوکوشیما در ژاپن است که در تاریخ ۱۱ مارس ۲۰۱۱، در پی زلزله ۹ ریشتری و سونامی، و در پی آن در اثر از کار افتادن ماشین‌آلات نیروگاه هسته‌ای شماره یک فوکوشیما به وقوع پیوست. متخصصان این حادثه را بعد از چرنوبیل بزرگ‌ترین فاجعه اتمی می‌دانند. حادثه هسته‌ای فوکوشیما بزرگترین رهاسازی انسانی مواد رادیواکتیو به اقیانوس‌هاست. بر طبق گزارش انجمن صنعت اتمی ژاپن، حدود ۱۵ هزار ترابکرل سزیم- ۱۳۷ از رآکتورهای ۱ تا ۳ در نیروگاه هسته‌ای فوکوشیما دایچی، ۱۶۸/۵ برابر چیزی که از بمب اتمی در هیروشیما رها گردید، وارد محیط شد. مواد رادیواکتیو حادثه فوکوشیما، شامل

1- pike-perch
2- Pripyat
3- Uzh
4- Dnieper

5- Sosnovy Bor
6- perch
7- Spart

ید-۱۳۱، سزیم- ۱۳۴ و سزیم- ۱۳۷، سرتاسر دنیا از جمله در آمریکای شمالی و اروپا شناسایی شد. همچنین سطوح بالای ایزوتوپ‌های رادیواکتیو به سمت اقیانوس آرام رها شد. مردمی که در ۲۰ کیلومتری نیروگاه زندگی می‌کردند، با بیش از ۸۰ هزار جمعیت، مجبور به ترک محل و جابه‌جایی شدند [۱۳]. این فاجعه در سطح ۷ حوادث هسته‌ای، یعنی بالاترین سطح در مقیاس‌بندی بین‌المللی حوادث هسته‌ای (INES[1])، برابر با فاجعه هسته‌ای چرنوبیل طبقه‌بندی شد [۱۴].

اگرچه غیرمحتمل است که آلودگی هسته‌ای ایجاد شده توسط حادثه فوکوشیما در فاصله زمانی کوتاه برای موجودات دریایی آسیب برساند اما انتظار می‌رود که ایزوتوپ‌های درازعمر در زنجیره غذایی تجمع پیدا کرده و ممکن است باعث ایجاد مشکلاتی مانند افزایش مرگ‌ومیر در جمعیت ماهیان و پستانداران دریایی شوند. بعد از گذشت دو هفته از این حادثه، غلظت‌های به شدت بالایی از ید-۱۳۱ و سزیم- ۱۳۷ در نمونه‌های جمع‌آوری شده از آب دریا در نزدیکی رآکتور فوکوشیما (شکل ۴) و حتی در فاصله ۳۰ کیلومتری دور از ساحل مشاهده شده است. حدود ۵۰ رادیوایزوتوپ با غلظت کلی تقریباً ۱۰ هزار بکرل در لیتر در آب دریا در فاصله ۳۰۰ متری فوکوشیما گزارش شده است. قبل از این حادثه هسته‌ای، غلظت سزیم- ۱۳۷ حدود ۰/۰۰۳ بکرل در لیتر بوده و ید- ۱۳۱ نیز یافت نشده بود. مطالعات نشان داده است که رسوبات منطقه می‌تواند حاوی ۱۰ هزار تا ۱۰ میلیون بکرل در کیلوگرم؛ ماهیان ۱۰هزار تا ۱۰۰ هزار بکرل در کیلوگرم و جلبک‌ها که بعضی از آنها به طور خاص مستعد جذب ید هستند (شکل ۵)، تا ۱۰۰ میلیون بکرل در کیلوگرم باشند. دولت ژاپن محدودیت‌های قانونی سطوح رادیواکتیویته در ماهیان تا میزان ۵۰۰ بکرل بر کیلوگرم برای سزیم- ۱۳۷ و دو هزار بکرل بر کیلوگرم برای ید- ۱۳۱ را برای مصرف انسانی دارد [۱۵]. در ۳۰ مارس، غلظت ید-۱۳۱ آب دریا تا ۱۸۰ هزار بکرل در لیتر و سزیم- ۱۳۷ نیز به ۴۷ هزار بکرل در لیتر (اندازه‌گیری شده در فاصله ۳۳۰ متری ساحل) می‌رسید. میزان فعالیت رادیواکتیویته به سرعت با فاصله از محل حادثه، به دلیل رقیق‌سازی بالا در آب دریا، و همچنین با زمان کاهش یافت. با این وجود، حداکثر میزان دز مواد رادیواکتیویته برای 131I، 134Cs و 137Cs بین ۲ mGyd-1 ۴۶۰۰-۲۱۰ بوده است؛ به طوری که پایین‌ترین میزان در پرندگان دریایی و بالاترین میزان در جلبک‌های بزرگ و با مقادیر متوسط mGyd-1 ۲۶۰۰ برای بیوتای کفزی- ماهیان، نرم‌تنان، سخت‌پوستان- به ثبت رسیده است. در چنین مقادیر دز بالا، اثرات تولیدمثلی مشخص، و حتی مرگ‌ومیر حساس‌ترین تاکسون به رادیواکتیو برای تمام گروه‌های حیات‌وحش دریایی که ویژگی‌های چرخه زندگی، آنها را به منطقه آلوده شده محدود می‌کند، پیش‌بینی شده است [۱۶]. اگرچه دزهای مواد رادیواکتیو بسیار سریع با زمان و فاصله از تاسیسات، اگر نشت دیگری اتفاق نیافتد، کاهش می‌یابد اما می‌تواند مقادیری مواد رادیواکتیو با دز پایین به صورت دائمی در محیط‌زیست دریایی نزدیک محل حادثه، برای سال‌های زیادی باقی بماند [۱۵].

سینتیک[3] کلی سیستم، به‌عنوان میزان انتقال بین بخش‌های زیست‌محیطی (شامل خاک، رسوبات، آب و گروه‌های مختلف بیوتا۴)، توزیع رادیونوکلوئیدها از نظر تغییر زمانی و حالت پایدار در هر اکوسیستمی را تعیین می‌کند. اگرچه میزان انتقال بین بخشی با نوع رادیونوکلوئیدها، ماهیت و فعالیت‌های بیوتا و ویژگی‌های اکوسیستم تغییر می‌کند. برای مثال، یک ماهی بالغ بسترزی در معرض رادیونوکلوئیدهای موجود در ستون آب و رسوبات ته‌نشین شده قرار خواهد داشت، در حالی که ماهی پلاژیک (زیست در ستون میانی آب) ممکن است تنها در معرض رادیونوکلوئیدهای موجود در ستون آب قرار بگیرد، اگرچه تخم‌هایش ممکن است در سطح یا درون رسوبات رها شود [۵].

جذب رادیونوکلوئیدها توسط بیوتای آبی و خشکی از محیط اطرافشان مسئله‌ای پیچیده بوده و تعدادی از ابزارهای ارزیابی، انتقال پویای این مواد را مورد بررسی قرار می‌دهند [۱۷]. سیستم‌های نرم‌افزاری به عنوان ابزار سنجش ریسک رادیولوژیکی بر روی بیوتای خشکی، آب‌شیرین و دریایی را مورد ارزیابی قرار می‌دهد. در بخش بعدی به ارزیابی ریسک اکولوژیکی رادیونوکلوئیدها و ابزارهای مورد استفاده در این زمینه پرداخته می‌شود.

۳-۴- ارزیابی ریسک اکولوژیکی

از نظر تاریخی، محدودیت‌های دز تابش منحصراً بر روی حفاظت از سلامتی انسان متمرکز بوده است اما در سال‌های اخیر توجه به ارزیابی ریسک اکولوژیکی (ERA[5]) به بیوتای غیرانسانی نیز گسترش پیدا کرده است. عقیده قدیمی که اگر انسان‌ها در برابر اشعه یونیزه‌کننده محافظت شوند، تمامی بیوتای غیرانسانی نیز محافظت خواهند شد، دیگر مورد پذیرش نیست [۱۸]. در نتیجه، مقوله

1- International Nuclear Event Scale

۲- Gray (Gy)، واحد جذب پرتوها در سیستم اندازه‌گیری SI می‌باشد (mGy d-1 یعنی میلی‌گری در روز).

۳- جنبش شناسی، پویایی سیستم

۴- اصطلاحی کلی مربوط به تمام موجودات زنده متعلق به همه گونه‌ها که در یک ناحیه، تا زیست سپهر، زندگی می‌کنند؛ مثلا بیوتای کویر موهاوا یا بیوتای یک آکواریوم [۲].

5 -Ecological Risk Assessment

حفاظت زیست‌محیطی تغییرات قابل توجه‌ای را طی دهه‌های گذشته، به همراه رشد و توسعه دستورالعمل‌های بین‌المللی، متحمل شده است. فراتر از محدودکردن خطرات صنعت هسته‌ای برای جمعیت‌های انسانی، در حال حاضر، در سطح بین‌المللی نیاز به بررسی پتانسیل خطرات تابش بر روی بیوتای غیرانسانی و اکوسیستم‌ها به رسمیت شناخته شده است. چندین نهاد ملی و پروژهای بین‌المللی، روش‌های ارزیابی را توسعه داده‌اند که شامل سازمان انرژی آمریکا، نهادهایی در کانادا، آژانس محیط‌زیست انگلیس و ولز و پروژه‌های حمایت شده از طرف اتحادیه اروپا می‌باشند. برخی از روش‌های توسعه یافته شامل روش R&D 128 و نسخه‌های اصلاح‌شده مرتبط با آن (UK)، روش درجه‌بندی سازمان انرژی ایالات متحده (USDOE)، و روش ERICA با پشتیبانی اروپا توسعه پیدا کرده‌اند. تعدادی از این روش‌ها در حال حاضر در یک زمینه نظارتی در بعضی از کشورها مانند کانادا استفاده می‌شود و اصول بعضی از این روش‌ها به طور معمول در سایر کشورها در حال استفاده می‌باشد [۱۷].

روش‌های ارزیابی تاثیر اشعه یونیزه کننده بر روی حیات‌وحش به طور معمول دارای اصول پایه‌ای یکسانی هستند. این فرایند شامل پنج مرحله کلیدی می‌باشد:

۱- علامت و مشخصه بالقوه اکوسیستم‌های تحت تاثیر قرار گرفته و گونه‌های حیات وحش مورد نظر.

۲- تعیین فضاها و عوامل اشغال در زمینه زیست‌محیطی برای گونه‌های مورد نظر.

۳- تعیین انتقال رادیونوکلوئیدها به بیوتا از محیط اطرافشان.

۴- محاسبه میزان دز جذب برای تماس داخلی و خارجی با تابش

۵- ارزیابی اثرات بر روی گونه‌ها و اکوسیستم‌ها با استفاده از روابط دز- اثرات

این فرآیند در تمام یا در بخشی از کدهای نرم‌افزارهایی مانند ابزار ارزیابی ERICA، مدل RESRAD-BIOTA و مدل‌های ارزیابی اکوسیستم آبی و خشکی R&D 128 اجرا شده است.

به دلیل تنوع‌زیستی بالای بیشتر محیط‌های طبیعی، وارد کردن تمام گونه‌های بیوتا در یک ارزیابی دزهای اشعه برای حیات‌وحش غیرممکن است. به منظور محدود کردن مشکل مربوط به قرار گرفتن در معرض دز اشعه و دز مربوط به گروه‌های مختلف اثر، از ارگانیسم‌های مرجع، یک مفهوم مشابه با انسان مرجع مورد استفاده قرار گرفته در دزسنجی انسانی، استفاده شده است. ارگانیسم‌های مرجع (همراه با ابعاد فیزیکی و عوامل اشغال مرتبط به خودشان) پایه‌ای را برای تخمین میزان دز اشعه برای طیفی از ارگانیسم‌های نماینده محیط آلوده، بر پایه معیار مربوط به حساسیت‌های اکولوژیکی و تابشی فراهم می‌کنند[۱۷].

شکل ۴- میزان سزیم-۱۳۷ و ید-۱۳۱ در آب دریا در نزدیکی رآکتورهای تخریب‌شده فوکوشیما از حدود مجاز تجاوز کرده‌اند (۴۰ بکرل در لیتر برای ید-۱۳۱ و ۹۰ بکرل در لیتر برای سزیم -۱۳۷) [۱۵].

شکل ۵- جلبک دریایی قهوه‌ای در سواحل ژاپن که مستعد جذب ید بوده و می‌تواند به‌عنوان یک شناساگر خوب برای تعیین میزان رادیواکتیویته در سایر موجودات دریایی مورد استفاده قرار گیرد [۱۵].

۴- نتیجه‌گیری

یکی از جنبه‌های مورد توجه در استفاده از انرژی هسته‌ای، مسائل زیست‌محیطی می‌باشد. بسیاری از گونه‌های جانوران و گیاهان اکوسیستم‌های آبی به عنوان غذا مورد استفاده انسان، بخصوص توسط ساکنین محلی نزدیک این مناطق، قرار می‌گیرد. گونه‌های آبزی مانند گیاهان، صدف‌ها و ماهیان پتانسیل جذب رادیونوکلوئیدها را داشته و می‌توانند توسط فرآیندهای تجمع و بزرگنمایی زیستی این مواد پرتوزا را از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل کنند. بنابراین، اجزای زنده و غیرزنده اکوسیستم‌های آبی اطراف تاسیسات هسته‌ای باید به صورت منظم مورد ارزیابی و پایش قرار گیرد. این اطلاعات حاصل از پایش، علاوه بر اینکه در کنترل میزان رادیونوکلوئیدهای منتشر شده در طبیعت به منظور حفظ سلامتی جوامع طبیعی و انسانی مورد استفاده قرار می‌گیرد، می‌تواند در مواقع اضطراری مانند حوادث هسته‌ای به مدیریت و کنترل مناسب حادثه

کمک کند. توانایی یک اکوسیستم برای حمایت و حفظ فرآیندهای اکولوژیکی و نگه‌داشت جامعه متنوعی از موجودات، اصل یکپارچگی اکولوژیکی نامیده می‌شود که نشان‌دهنده روابط پیچیده بین اجزای مختلف طبیعت می‌باشد. به همین دلیل است که پاسخ به مسائل زیست محیطی و اکولوژیکی می‌تواند پیچیده، زمانبر و پرهزینه باشد. بنابراین در زمینه استفاده از انرژی هسته‌ای که به طور بالقوه می‌تواند خطراتی را برای کشور بوجود آورد، نیازمند توجه به جنبه زیست‌محیطی آن در سیاست‌های انرژی و برنامه‌ریزی‌های مربوطه هستیم. از طرف دیگر، به دلیل تجربیات و سوابق گسترده کشورهای پیشرفته در زمینه تولید انرژی هسته‌ای و همچنین دامنه مطالعاتی وسیع آنها بر روی تاثیرات مختلف زیست‌محیطی انرژی هسته‌ای، تعامل و همکاری با این کشورها در زمینه‌های مختلف این انرژی مانند: دانش پایه‌ای، فناوری‌های نوین، امنیت تاسیسات هسته‌ای و زباله‌های خروجی در فرآیند تولید انرژی هسته‌ای و کاربردهای دیگر آن می‌تواند راهگشا باشد. در این میان باید توجه داشت که به علت اینکه مسائل زیست‌محیطی را نمی‌توان تنها در مرزهای یک کشور محدود کرد، نیازمند همکاری با کشورهای همسایه تحت تاثیر، به منظور اقدامات مشترک و آگاه‌سازی در مواقع ضروری مانند حوادث ناگهانی هسته‌ای هستیم. بنابراین توجه به مسائل زیست‌محیطی انرژی هسته‌ای، به کمک سازمان‌های مرتبط مانند انرژی هسته‌ای، حفاظت محیط‌زیست و پدافند غیرعامل، باید در تدوین برنامه‌های مقابله با حوادث هسته‌ای مورد توجه قرار گیرد.

۵- منابع

۱. سلاطین، پروانه، غفاری صومعه، نیلوفر، تاثیر انرژی هسته‌ای بر کیفیت محیط‌زیست: رهیافت داده‌های پانل، پایداری، توسعه و محیط زیست، دوره سوم، شماره ۱، ۱۳۹۵.

۲. وهاب زاده، عبدالحسین، شناخت محیط زیست: زمین، سیاره زنده (ترجمه)، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، ص. ۶۸۰ ، ۱۳۸۲.

3. I. I. Kryshev, "Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident," Journal of Environmental Radioactivity, vol. 27, pp. 207-219, 1995.

۴. یاسمی، مهران، سرپناه، علینقی، پارسا، مهران، مصونیت بخشی صنعت شیلات در خلیج فارس با مقاومسازی آن از طریق پدافند غیرعامل، فصلنامه علمی- ترویجی پدافند غیرعامل، سال ۷، شماره۴، صص. ۵۶-۴۷، ۱۳۹۵.

5. ICRP, "Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants," ICRP Publication 114, Ann. ICRP 39, 2009.

6. J. Herrmann, P. J. Kershaw, P. Bailly du Bois, and P. Guegueniat, "The distribution of artificial radionuclides in the English Channel, southern North Sea, Skagerrak and Kattegat 1990-1993," Journal of Marine Systems, vol. 6, pp. 427-456, 1995.

7. P. Kershaw and A. Baxter, "The transfer of reprocessing wastes from north-west Europe to the Arctic," Deep-Sea Research, vol. 42, pp. 1413-1448, 1995.

8. P. Guegueniat, P. Kershaw, J. Herrmann, and P. Bailly du Bois, "New estimation of La Hague contribution to the artificial radioactivity of Norwegian waters (1992–1995) and Barents Sea (1992–1997)," Science of the Total Environment, vol. 202, pp. 249-266, 1997.

9. H. E. Heldal, I. Stupakoff, and N. S. Fisher, "Bioaccumulation of 137 Cs and 57 Co by five marine phytoplankton species," Journal of environmental radioactivity, vol. 57, pp. 231-236, 2001.

10. S. M. Vakulovsky, O. V. Voitsekhovich, I. Yu. Katrich, V. I. Medinets, A. I. Nikitin, and V. B. Chumichev, "Radioactive contamination of river systems in the area affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident," In Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, Proc. Int. Symp., Vienna, 16-20 October 1989, vol 1. IAEA-SM- 306/l 15, IAEA, Vienna, Austria, p. 23146, 1990.

11. I. I. Kryshev (ed.), "Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident," Nuclear Society, Moscow, Russia, pp. l-142, 1992.

12. I. I. Kryshev, "Radioactive contamination and radioecological consequences of the Chernobyl accident," In Nuclear Accidents and the Future of Energy, Proc. Int. Conf., Paris, 15-17 April 1991. FNS, Paris, France, pp. 167-78, 1991.

13. IAEA (International Atomic Energy Agency), "IAEA international fact finding expert mission of the Fukushima Daiichi NPP accident following the great east japan earthquake and tsunami," Available from: http://www.pub.iaea.org/MTCD/ meetings/PDFplus/2011 /cn200/docume nt ation/cn200 Final-Fukushima-Mission Report.pdf (cited 20.12.11), 2011.

14. Y. Kim, M. Kim, and W. Kim, "Effect of the Fukushima nuclear disaster on global public acceptance of nuclear energy," Energy Policy, vol. 61, pp. 822-828, 2013.

15. Q. Schiermeier, "Radiation release will hit marine life: researchers call for extensive surveys to gauge ecological effects of Fukushima," Nature, vol. 472, pp. 145-147, 2011.

16. J. Garnier-Laplace, K. Beaugelin-Seiller, and T. G. Hinton, "Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences," pp. 5077-5078, 2011.

17. H. Vandenhove, L. Sweeck, J. V. I. Batlle, J. Wannijn, M. Van Hees, J. Camps, and B. Lance, "Predicting the environmental risks of radioactive discharges from Belgian nuclear power plants," Journal of environmental radioactivity, vol. 126, pp. 61-76, 2013.

18. D. Copplestone, S. Jones, R. Allott, P. Merrill, and J. V. I. Batlle, "Protection of the environment from exposure to ionising radiation," In: Shaw, G. (Ed.), Radioactivity in the Terrestrial Environment (Radioactivity in the Environment, Pergamon Press, vol. 10, p. 300, 2007.

The Biological Accumulation of Radionuclides by Nuclear Accidents in Aquatic Ecosystems

H. Zaki Dizaji*

Abstract

Nuclear energy is classified as semi-clean and non-renewable energy. Different amounts of radiation could be exposure to the environment by the nuclear energy production cycle, disposal of radioactive waste, nuclear weapons tests and unplanned incidents at nuclear facilities, that affect it. The study, based on library research method, has surveyed the biological accumulation of radio-nuclides by nuclear accidents in aquatic ecosystems. In contaminated water bodies, radio-nuclides are quickly redistributed and accumulated in such components as bottom sediments, benthos, aquatic plants, and fish. The kinetics of the overall system will determine the temporally-varying and steady-state distribution of radio-nuclides within any given ecosystem. Depending on the species, aquatic primary producers can be free-floating or rooted, absorbing contaminants from the water and/or the sediments. Contaminants can then be accumulated by herbivorous and omnivorous animals that consume aquatic primary producers. This is of a particular concern from the viewpoint of radiation exposure of aquatic organisms and humans connected by food-chains within the aquatic ecosystems. Therefore, the recognition of natural ecosystem functions and the transmission pathways of radio-nuclides released in nature properly is a fundamental step in the preparation and implementation of plans for nuclear power plant emergencies.

Key Words: *Nuclear Energy, Cesium- 137, Chernobyl, Fukushima, Biological Accumulation*

* Imam Hossein Comprehensive University (kpzaki@ihu.ac.ir) - Writer-in-Charge