



مقدمه‌ای بر

شخصیت پس ماند هسته‌ای

مؤلفان

میشل آبی. اوجووان و ویلیام ای. لی

مترجم

فریدبرز ریاحی

M.I. Ojovan، میشل آی. اوجووان، W.E. Lee، ویلیام. ای. لی، ۲۰۰۵-

م. فریرز ریاحی، ۱۳۴۴.

مقدمه‌ای بر تثبیت پسماند هسته‌ای / [تألیف میشل آی. اوجووان، ویلیام. ای. لی]:

مترجم فریرز ریاحی

تهران: پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، ۱۳۹۲.

۳۹۱ ص.: مصور، جدول، نمودار.

ISBN: ۹۷۸-۶۰۰-۷۴۱۴-۰۰-۲

فهرست نویسی بر اساس اطلاعات فیپا

عنوان اصلی:

۱. کتابنامه ۲. زباله‌زدایی اتمی ۳. پیش‌بینی‌های ایمنی

پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای

رده بندی کنگره: ۱۳۹۲ م ۷ ۸ الف/۱۷/TDA۹۸

رده بندی دیویی: ۶۲۱/۴۸۳۸

شماره کتابشناسی ملی: ۳۴۱۸۸۵۹

نام کتاب: مقدمه‌ای بر تثبیت پسماند هسته‌ای

مترجم: فریرز ریاحی

ویراستاران: علیرضا درودی، حمید سپهریان

ناظر فنی: فریا علی اکبری

ویرایش صفحه بندی: شادی معماری‌آذر

نمونه‌خوان: مهدیه‌السادات عامل ابراهیمی

تیراژ: ۱۰۰۰ جلد

چاپ: ۱۳۹۲

نوبت چاپ: اول

قیمت: ۱۶۰،۰۰۰ ریال

چاپ و صحافی: پیام رسان فردا، تلفن ۸۸۷۲۸۰۰۲

ناشر: پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای

شابک: ۹۷۸-۶۰۰-۷۴۱۴-۰۰-۲

کلیه حقوق چاپ و انتشار این اثر متعلق به پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای می‌باشد.



دیباچه

اکنون درک می‌کنیم که وقت آن رسیده کاری در مورد پسماند پرتوزا انجام دهیم. بسیاری از کشورهای دارای حجم‌های بزرگ پسماند هسته‌ای ناشی از برنامه‌های انرژی کشوری و نظامی، شروع به پاکسازی مکان‌های آلوده و طراحی و ساخت پسمان‌گورهای پیشرفته کرده‌اند. ایالات متحده آمریکا دارای واحد آزمایشی صنعتی منزوی‌سازی پسماند (WIPP) در کارلسبد است و در مرحله توسعه تأسیسات انبار کردن کوهستان یوکا می‌باشد. مجلس قانون‌گذاری فرانسه در سال ۲۰۰۶ مقرر کرد که گزینه‌هایی برای مراقبت از پسماند پرتوزا معرفی، تعیین و توسعه داده شود. بریتانیا، از تابستان ۲۰۰۶ اداره کاراندازی هسته‌ای را برای مدیریت بر پاکسازی و کمیته مدیریت پسماند پرتوزا را برای مشاوره به دولت در مورد گزینه‌های مناسب، تأسیس کرد. بودجه فعلی بریتانیا برای پاکسازی ۵۰ میلیارد پوند است.

منبع انرژی جهانی باید از یک سهم متوازن منابع، شامل منابع تجدیدپذیر مانند باد، خورشید و آب فراهم شود. یک فایده بزرگ انرژی تولید شده از شکافت هسته‌ای در اشتراک با منابع تجدیدپذیر این است که CO_2 تولید نمی‌کند. اگر می‌خواهیم سیاره (زمین) را از تباهی، بواسطه گرمایش جهانی ایجاد شده به وسیله CO_2 محافظت کنیم، نیروی هسته‌ای سهم بزرگی در تولید انرژی ما خواهد داشت. دو استدلالی که اغلب در مخالفت با نیروی هسته‌ای به کار برده می‌شود این است که غیر اقتصادی است و اینکه معضل پسماند را مورد توجه قرار نداده‌ایم. صعود قیمت‌های نفت و گاز مورد اول را پاسخ می‌دهد و این کتاب شرح می‌دهد که چگونه مورد دوم را تأمین نماییم. این میراث گذشته، که با هر رویدادی سروکار خواهد داشت، نباید نسل‌های آینده را از فرصت‌ها و منافع شایان سامانه‌های نوین انرژی هسته‌ای، محروم نماید.

سوی ای. یون^۱

رئیس انجمن انرژی هسته‌ای بریتانیا

¹. Sue E. Ion

پیشگفتار مؤلف

این کتاب، ترسیم تجربه مؤلفان در فرآوری و دفن پسماندها، آزمون حیطه انواع پسماند هسته‌ای از سطح هسته‌های پرتوزای طبیعی در محیط‌زیست تا دفن فرم‌های پسماند در پسمان‌گور عمیق و رفتار دراز مدت آنها است. این کتاب برای خوانندگانی با زمینه فنی لازم که می‌خواهند بیشتر درباره این موضوع تأسفبار امروزی ولی در عین حال موضوع حائز اهمیت بدانند، پیشنهاد شده است. کتاب، بر اصول اساسی‌ای تمرکز دارد که مبنای پردازش و طرح شکل‌های پسماند، همچنین پسمان‌گورهایی است که مقرر شده تا آنها برای همیشه در آنجا استقرار یابند. کتاب در مورد مخاطراتی که هم با پسماند سمی و هم با پسماند هسته‌ای توأم است، و روش‌های بازیافت یا دفن ایمن آنها توضیح می‌دهد. منابع پسماند هسته‌ای، انواع اصلی آن و خواص مشخصه آنها را توصیف می‌کند. روش‌های رایج مدیریت پسماند هسته‌ای و فن‌آوری‌های مسلم تثبیت نظیر شیشه‌ای کردن و تثبیت با سیمان را به اختصار بیان می‌کند. روش‌های بالقوه تثبیت پیشرفته‌تر و راهکارهایی برای پسماندهای مشکل، با استفاده از شیشه‌های نوین، سیمان‌ها، سرامیک‌ها و مواد مرکب نیز مورد بحث قرار می‌گیرد. بعضی از گزینه‌های در دسترس انبار کردن و دفن در پسمان‌گور عمیق نیز مطرح می‌شود. موضوع کلیدی که باید همه ما به آن توجه کنیم آن است که بعضی از این پسماندها برای چند هزار سال پرتوزا خواهند ماند.

کتاب شامل ۲۰ فصل است. این فصل‌ها چنان سازمان‌دهی می‌شوند که طول عمر هر نوع پسماند هسته‌ای، از تشکیل و تبدیل آن از طریق انواع روش‌های فرآوری و جداسازی تا دفن احتمالی آنها، به انضمام تحلیل اثر زیست محیطی هر نوع پسمان‌گور طراحی شده را پیگیری کند. فصل‌های ۱۱ الی ۶ مفاهیم اساسی نظیر اهمیت دز تابش را معرفی کرده و اینکه مقدار بیش از اندازه هر ماده‌ای (نه فقط مواد پرتوزا) تهدیدی برای محیط‌زیست ایجاد می‌کند و همین‌طور شرح می‌دهد که چگونه به‌طور کمی خطر را برآورد کنیم. بر روی خطرناک‌ترین فلزات سنگین و هسته‌های پرتوزا که اغلب آنها ساخته دست بشر است تمرکز شده است. این رویکرد عمومی بر تغییر شکل خطر بالقوه با زمان تأکید کرده و بغرنج‌ترین هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی را مشخص می‌کند. فصل‌های ۷ الی ۱۲ مبنای نظارتی موضوع پسماند هسته‌ای را توصیف می‌کند که منتهی به طرح‌های اساسی مدیریت پسماند می‌شود. در حالی که ممکن است بسیاری از پسماندهای هسته‌ای طی مدت معقول

غیرپرتوزا شوند، و در نتیجه از کنترل نظارتی آزاد گردند، این مورد برای پسماندهای خیلی پرتوزا و دارای عمر طولانی مطرح نیست. فصل‌های ۱۳ الی ۱۸ فنون هنری در فرآوری و تثبیت پسماند هسته‌ای را جزء به جزء شرح می‌دهد. اینجا بر روش‌های اصلی تثبیت تمرکز شده است: تثبیت با سیمان، تثبیت با قیر و شیشه‌ای کردن و نیز نظری اجمالی بر بعضی چالش‌های نوظهور و راه‌حل‌های بالقوه شده است. سرانجام، فصل‌های ۱۹ و ۲۰ به دفن پسماند هسته‌ای و ارزیابی کمی ایمنی آن اختصاص یافته است.

این کتاب به‌عنوان مروری مقدماتی برای دانشجویان فوق لیسانس و پژوهشگران این حوزه پیشنهاد شده است ولی همچنین برای تحصیل در دوره لیسانس فیزیک، شیمی، جغرافی، زمین‌شناسی و علوم زیست محیطی یا سایر رشته‌های مهندسی، که به سعادت سیاره (زمین) علاقه‌مندند، مفید خواهد بود.

میشل آی. اوجووان^۱

ویلیام ای. لی^۲

^۱. Michael I. Ojovan

^۲. William E. Lee

مقدمه مترجم

در سال‌های اخیر، نحوه مواجهه با پسماند، اعم از پسماند پرتوزا و پسماند غیرپرتوزا، موضوعی با اهمیت از جنبه زیست محیطی و سیاسی شده است. خطر گرمایش جهانی ناشی از تولید گازهای گلخانه‌ای و نیاز به منابع انرژی کم کربن، همگام با توسعه نسل بعدی سامانه‌های پیشرفته انرژی هسته‌ای چرخه سوخت بسته موسوم به سامانه‌های نسل ۴، استفاده از فن‌آوری هسته‌ای نوین را اهمیتی فزاینده داده است. با افزایش تقاضای جهانی برای اورانیوم، بازیافت سوخت، ضمن ایجاد انواع پسماند پرتوزا، موضوعی مهم‌تر از قبل خواهد شد. در این زمان فقدان متخصصینی در زمینه پسماند هسته‌ای نگرانی جدی خواهد بود و این کتاب مرجعی ارزشمند حاوی اطلاعاتی مهم را برای تثبیت پسماند پرتوزا ارائه می‌کند. کتاب حاضر به‌ویژه برای متخصصین صنایع هسته‌ای و مدیریت پسماند هسته‌ای، دانشگاه‌ها و مراکز پژوهشی فعال در این زمینه می‌تواند مفید و راهگشا واقع شود. این کتاب همچنین می‌تواند برای مخاطبینی با علایقی در موضوعات زیست محیطی و یا برای هر فرد نیازمند به اطلاعات در زمینه پرتوزایی یا منابع پسماند خطرناک و خصوصیات و روش‌های آمایش، مفید باشد. ارائه منابع، کتاب را منبع ارجاعی مناسب، حاوی اطلاعات علمی جدید در زمینه تثبیت پسماند پرتوزا می‌سازد. امید است ترجمه کتاب حاضر، گامی در جهت شناخت فنون تثبیت پسماند پرتوزا و حفاظت از محیط‌زیست باشد.

در خاتمه لازم می‌دانم از همکارانم در پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، به‌ویژه جناب آقای دکتر فریدون پیامی، دکتر مجتبی باقرزاده و مهندس ابراهیم خواجه‌بیان که از راهنمایی‌های ارزشمندشان بهره‌مند بوده‌ام سپاس‌گزاری نمایم. خود را از نظرات و پیشنهادات اصلاحی شما بی‌نیاز نمی‌دانم. آدرس fariborzriahi@yahoo.com، منتظر پیام‌های دوستانه شما خواننده گرامی است.

فریبرز ریاحی

هیئت علمی پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای

اسفند ۱۳۹۲

فهرست

فصل اول

مقدمه‌ای بر تثبیت

۱-۱ مقدمه	۱
۲-۱ اهمیت پسماند	۳
۳-۱ پسماند پرتوزا	۳
۴-۱ بازیافت	۵
۵-۱ به حداقل رساندن پسماند	۶
۶-۱ تثبیت	۷
۷-۱ بازه‌های زمانی	۸
مراجع	۹

فصل دوم

واپاشی هسته‌ای

۱-۲ واپاشی هسته‌ای	۱۱
۲-۲ قانون واپاشی	۱۳
۳-۲ تعادل پرتوزا	۱۴
۴-۲ اکتیویته	۱۵
۵-۲ واپاشی آلفا	۱۶
۶-۲ واپاشی بتا	۱۸
۷-۲ واپاشی گاما	۱۸
۸-۲ شکافت خودبه‌خود	۱۹
۹-۲ مشخصه‌های هسته‌های پرتوزا	۲۰
مراجع	۲۵

فصل سوم

آلاینده‌ها و خطرات

۱-۳ فراوانی عنصری	۲۷
-------------------------	----

۳-۲ مهاجرت و توزیع مجدد.....	۳۰
۳-۳ خطر بالقوه.....	۳۲
۴-۳ خطر نسبی.....	۳۴
۵-۳ مفهوم خطر حقیقی.....	۳۶
۶-۳ فاکتورهای ساختاری که خطر را کاهش می‌دهند.....	۳۷
مراجع.....	۴۰

فصل چهارم

فلزات سنگین

۴-۱ آلاینده‌های فلزی.....	۴۳
۴-۲ چرخه زیست زمین شیمیایی.....	۴۴
۴-۳ فلزات سنگین.....	۴۵
۴-۴ فلزات سنگین در موجودات زنده.....	۴۷
۴-۵ سرب.....	۴۸
۴-۶ جیوه.....	۴۹
۴-۷ کادمیم.....	۵۰
۴-۸ آرسنیک.....	۵۰
مراجع.....	۵۲

فصل پنجم

هسته‌های پرتوزای طبیعی

۵-۱ مواد پرتوزای طبیعی و مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته بواسطه فن‌آوری.....	۵۳
۵-۲ هسته‌های پرتوزای ازل.....	۵۴
۵-۳ هسته‌های پرتوزای کیهانی.....	۵۵
۵-۴ هسته‌های پرتوزای طبیعی در سنگ‌های آذرین.....	۵۷
۵-۵ هسته‌های پرتوزای طبیعی در سنگ‌های رسوبی و خاک‌ها.....	۵۸
۵-۶ هسته‌های پرتوزای طبیعی در آب دریا.....	۵۹
۵-۷ نشر رادون.....	۶۰
۵-۸ هسته‌های پرتوزای طبیعی در بدن انسان.....	۶۲
مراجع.....	۶۳

فصل ششم

تابش زمینه

۶-۱	تابش طبیعی است.....	۶۵
۶-۲	واحدهای دز.....	۶۶
۶-۳	پیامدهای زیستی تابش.....	۶۷
۶-۴	تابش زمینه.....	۷۱
	مراجع.....	۷۴

فصل هفتم

مقررات پسماند هسته‌ای

۷-۱	سازمان‌های تنظیم مقررات.....	۷۵
۷-۲	فلسفه حفاظت.....	۷۶
۷-۳	مقررات مواد پرتوزا و چشمه‌ها.....	۷۷
۷-۴	معیارهای معافیت و سطوح آن.....	۷۸
۷-۵	ترخیص مواد از کنترل نظارتی.....	۸۰
۷-۶	استانداردهای دوگانه.....	۸۲
۷-۷	حدود دز.....	۸۳
۷-۸	کنترل مخاطرات پرتوی.....	۸۳
	مراجع.....	۸۶

فصل هشتم

اصول مدیریت پسماند هسته‌ای

۸-۱	اجماع بین‌المللی.....	۸۷
۸-۲	هدف مدیریت پسماند پرتوزا.....	۸۸
۸-۳	اصول اساسی.....	۸۸
۸-۴	نکاتی درباره اصول بنیادی.....	۸۸
۸-۵	اصول اخلاقی.....	۹۶
۸-۶	معاهده الحاقی.....	۹۷
	مراجع.....	۹۸

فصل نهم

منابع و مشخصات پسماندهای هسته‌ای

۹-۱	مشخصات کلیدی پسماند	۹۹
۹-۲	طرح‌های طبقه‌بندی	۹۹
۹-۳	مثال‌هایی از طبقه‌بندی پسماند	۱۰۲
۹-۴	منابع پسماند	۱۰۳
۹-۵	پسماند ابتدایی و عملیاتی چرخه سوخت هسته‌ای	۱۰۸
۹-۶	پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای باز	۱۱۰
۹-۷	پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای بسته	۱۱۳
۹-۸	پسماند از کاراندازی انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای	۱۱۶
۹-۹	پسماندهای غیر چرخه سوخت هسته‌ای	۱۱۷
۹-۱۰	پسماندهای حادثه‌ای	۱۲۳
	مراجع	۱۲۶

فصل دهم

هسته‌های پرتوزای پسماند عمر - کوتاه

۱۰-۱	مقدمه	۱۲۹
۱۰-۲	تریتیم	۱۳۰
۱۰-۳	کیالت-۶۰	۱۳۳
۱۰-۴	استرانسیم-۹۰	۱۳۵
۱۰-۵	سزیم-۱۳۷	۱۳۸
	مراجع	۱۴۱

فصل یازدهم

هسته‌های پرتوزای پسماند عمر - طولانی

۱۱-۱	مقدمه	۱۴۳
۱۱-۲	کربن-۱۴	۱۴۳
۱۱-۳	تکنسیم-۹۹	۱۴۶
۱۱-۴	ید-۱۲۹	۱۴۸
۱۱-۵	پلوتونیوم	۱۴۹

۱۱-۶ نیتونیم-۲۳۷.....	۱۵۱
۱۱-۷ حالت بحرانی هسته‌ای.....	۱۵۲
مراجع.....	۱۵۴

فصل دوازدهم

مدیریت و تعیین مشخصات پسماندهای پرتوزا

۱۲-۱ راهبردهای مدیریت.....	۱۵۵
۱۲-۲ پیش‌دفن.....	۱۵۶
۱۲-۳ دفن.....	۱۵۹
۱۲-۴ تعیین مشخصات.....	۱۶۲
مراجع.....	۱۶۶

فصل سیزدهم

پیش‌آمایش پسماندهای پرتوزا

۱۳-۱ تعریف پیش‌آمایش.....	۱۶۷
۱۳-۲ گردآوری و جداسازی.....	۱۶۸
۱۳-۳ اصلاح.....	۱۶۹
۱۳-۴ کاهش اندازه.....	۱۷۰
۱۳-۵ بسته‌بندی.....	۱۷۲
۱۳-۶ رفع آلودگی.....	۱۷۳
مراجع.....	۱۸۱

فصل چهاردهم

آمایش پسماندهای پرتوزا

۱۴-۱ اهداف آمایش.....	۱۸۳
۱۴-۲ آمایش پسماندهای آبی.....	۱۸۴
۱۴-۲-۱ تبخیر.....	۱۸۵
۱۴-۲-۲ رسوبدهی شیمیایی.....	۱۸۷
۱۴-۲-۳ جذب و تبادل یون.....	۱۹۰
۱۴-۲-۴ روش‌های غشایی.....	۱۹۶
۱۴-۲-۵ روش‌های ترکیبی.....	۱۹۷

۱۹۹.....	۳-۱۴ آمایش پسماندهای مایع آلی.....
۲۰۱.....	۴-۱۴ آمایش پسماندهای جامد.....
۲۰۱.....	۱-۴-۱۴ فشردہ سازی و فوق فشردہ سازی.....
۲۰۶.....	۲-۴-۱۴ سوزاندن.....
۲۱۳.....	۳-۴-۱۴ تجزیة شیمیایی و ترموشیمیایی.....
۲۱۴.....	۵-۱۴ آمایش سیالات خروجی گازی و منتقل شونده با هوا.....
۲۱۷.....	۶-۱۴ مجزاسازی و تبدیل عنصری.....
۲۱۹.....	مراجع.....

فصل پانزدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در سیمان

۲۲۳.....	۱-۱۵ تثبیت پسماند.....
۲۲۴.....	۲-۱۵ رفتار فروشویی فرم پسماند.....
۲۲۶.....	۳-۱۵ فنون تثبیت.....
۲۲۶.....	۴-۱۵ تثبیت در سیمانهای هیدرولیک.....
۲۲۷.....	۵-۱۵ سیمانهای هیدرولیک.....
۲۳۰.....	۶-۱۵ آبیوشی سیمان.....
۲۳۱.....	۷-۱۵ ترکیب سیمان آبیوشی شده.....
۲۳۴.....	۸-۱۵ تثبیت پسماندهای پرتوزا با سیمان.....
۲۳۵.....	۹-۱۵ سامانههای سیمانی مرکب و اصلاح شده.....
۲۴۰.....	۱۰-۱۵ فنآوری تثبیت با سیمان.....
۲۴۴.....	۱۱-۱۵ معیارهای پذیرش.....
۲۴۷.....	مراجع.....

فصل شانزدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در قیر

۲۵۱.....	۱-۱۶ تثبیت با قیر.....
۲۵۲.....	۲-۱۶ ترکیب و خواص قیر.....
۲۵۳.....	۳-۱۶ مواد قیری برای تثبیت پسماند.....
۲۵۵.....	۴-۱۶ فنآوری تثبیت با قیر.....
۲۶۰.....	۵-۱۶ معیارهای پذیرش.....

۲۶۱	۶-۱۶ قیر در مقایسه با سیمان
۲۶۲	مراجع

فصل هفدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در شیشه

۲۶۵	۱-۱۷ شیشه‌ای کردن
۲۶۷	۲-۱۷ مکانیسم‌های تثبیت
۲۶۹	۳-۱۷ بازدارنده‌های هسته‌های پرتوزا
۲۷۰	۴-۱۷ شیشه‌های پسماند هسته‌ای
۲۷۱	۵-۱۷ ترکیب شیشه پسماند هسته‌ای
۲۷۴	۶-۱۷ شیشه‌های بوروسیلیکاتی
۲۷۷	۷-۱۷ نقش اکسید بور
۲۷۸	۸-۱۷ نقش واسطه‌ها و تعدیل‌کننده‌ها
۲۸۰	۹-۱۷ عناصر مشکل
۲۸۲	۱۰-۱۷ شیشه‌های فسفاتی
۲۸۵	۱۱-۱۷ مواد مرکب شیشه
۲۸۷	۱۲-۱۷ فرایندهای شیشه‌ای کردن
۲۹۶	۱۳-۱۷ ذوب‌کننده‌های بوته سرد
۳۰۰	۱۴-۱۷ فن‌آوری شیشه‌ای کردن
۳۰۲	۱۵-۱۷ تکلیس
۳۰۴	۱۶-۱۷ فراریت هسته پرتوزا
۳۰۶	۱۷-۱۷ معیارهای پذیرش
۳۰۸	مراجع

فصل هجدهم

میزبان‌های نوین تثبیت‌کننده و فنون آن

۳۱۱	۱-۱۸ رویکردهای نوین
۳۱۳	۲-۱۸ فرم‌های پسماند بلوری
۳۱۷	۳-۱۸ فرم‌های پسماند بلوری چندفازی: سینروک
۳۲۰	۴-۱۸ فرم‌های پسماند چندفازی: مواد مرکب

۱۸-۵	رویکردهای فنی جدید.....	۳۲۱
۱۸-۶	تثبیت در بافت فلزی.....	۳۲۶
	مراجع.....	۳۲۹

فصل نوزدهم

دفن پسماند هسته‌ای

۱۹-۱	مفاهیم دفن/انبارش.....	۳۳۳
۱۹-۲	دوره‌های نگهداری.....	۳۳۴
۱۹-۳	مفهوم موانع چندگانه.....	۳۳۴
۱۹-۴	گزینه‌های دفن/انبارش.....	۳۳۶
۱۹-۵	نقش سامانه موانع طراحی شده.....	۳۴۱
۱۹-۶	اهمیت زمین شناسی.....	۳۴۴
۱۹-۷	انتقال هسته‌های پرتوزا.....	۳۴۵
۱۹-۸	تجربه دفن/انبارش.....	۳۴۸
۱۹-۹	معیارهای پذیرش.....	۳۴۹
	مراجع.....	۳۵۱

فصل بیستم

ارزیابی عملکرد

۲۰-۱	ایمنی و ارزیابی عملکرد.....	۳۵۳
۲۰-۲	الزامات ایمنی.....	۳۵۴
۲۰-۳	مفاد ارزیابی جامع ایمنی.....	۳۵۵
۲۰-۴	کارایی سیمان.....	۳۵۷
۲۰-۵	کارایی قیر.....	۳۵۹
۲۰-۶	کارایی شیشه.....	۳۵۹
۲۰-۷	اثرات تابش.....	۳۶۴
۲۰-۸	آزمایشگاه‌های تحقیقاتی.....	۳۶۷
۲۰-۹	نتیجه گیری.....	۳۷۰
	مراجع.....	۳۷۱

فصل اول

مقدمه‌ای بر تثبیت

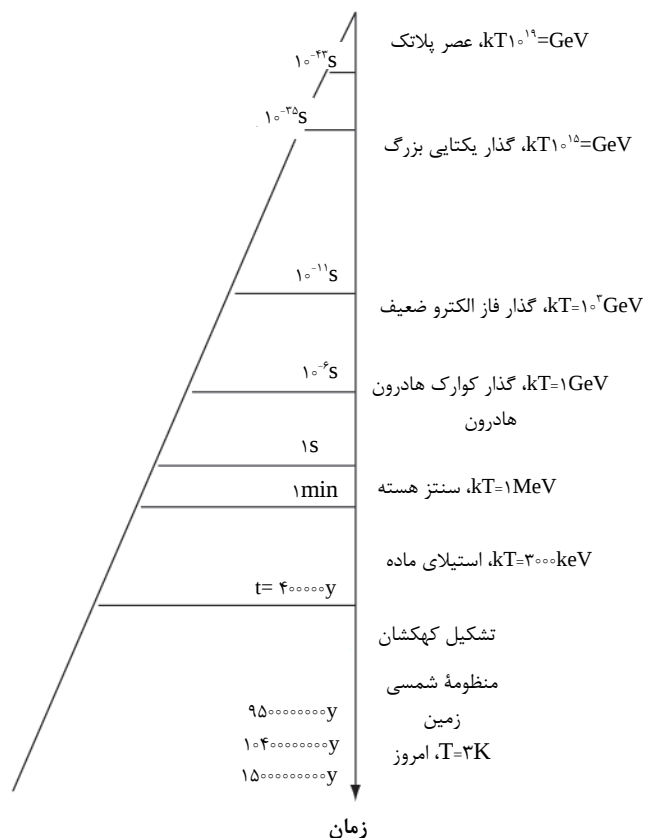
۱-۱ مقدمه

ما در جهانی ذاتاً پرتوزا زندگی می‌کنیم. دنیای ما $10^{10} \times 1/5$ سال پیش، از یک تکینگی چگالی انرژی بالا موسوم به «انفجار بزرگ»^۱ رشد یافت. سپس منبسط شد و در نتیجه این انبساط سرد شد و تابش زمینه ۳ درجه کلوین کنونی، بقایای تابش به‌وجود آمده از اولین ثانیه‌های پس از انفجار بزرگ است (شکل ۱-۱).

هر آنچه که در اطرافمان می‌بینیم، ماده‌ای از یک ستاره ابرنواختر است که ۴/۶ میلیارد سال پیش منفجر شده است. در آن لحظه کلیه ایزوتوپ‌های ممکن همه عناصر، در ترکیب ابرنواختر وارد شدند. هسته‌های پرتوزای دارای کوتاه‌ترین عمر به‌سرعت واپاشی کردند، در نتیجه هنوز هم در پلاسما و فاز گازی به‌واسطه حضور این هسته‌های پرتوزا در طیف تابشی ابرنواختر جدیدتر، آشکار می‌شوند. گاز سرد شده، متراکم شده و تشکیل ذرات غبار جامد را دادند که سپس تجمع کرده و اولین اجرام جهان را به‌وجود آوردند، بعد با همدیگر برخورد کرده و اولین سیاره‌های ابتدایی را پدید آوردند. هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی مانند ^{99}Tc ، ^{239}Pu و ^{244}Pu ، که بخشی از ترکیب سیاره‌های اولیه شدند، به‌تدریج واپاشی کردند، هرچند که هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی‌تر

^۱. Big Bang

نظیر ^{235}U ، ^{238}U و ^{232}Th به‌طور کامل واپاشی نکردند. اینها به‌عنوان یادآور سیر تحول پرتوزایی طبیعی در بیش از ۴٫۶ میلیارد سال عمر زمین، برجای مانده‌اند.



شکل ۱-۱. طرحی کلی از انبساط جهان، t = زمان، T = دما، و k = ثابت بولتزمن^۱.

تا اختراع لوله اشعه^۲ X به‌وسیله رونتگن^۲ در سال ۱۸۸۵، پرتوزایی طبیعی تنها تابش یون‌ساز در عالم هستی بود. در ۱۸۹۶، پرتوزایی طبیعی توسط بکرل^۳ کشف شد و از آن زمان به بعد برای مقاصد پزشکی و پژوهشی مورد استفاده قرار گرفت. از وقتی که اولین مواد پرتوزای مصنوعی

^۱. Boltzmann

^۲. Roentgen

^۳. Becquerel

به‌وسیله کوری‌ها^۱ در ۱۹۳۰ تولید شدند، از آنها به سود جامعه در زمینه‌های علمی، پزشکی، صنعت و کشاورزی استفاده گردید. با این وصف، استفاده از پرتوزایی طبیعی و مصنوعی منجر به محصولات پسماند می‌شود که بسیاری از آنها حاوی مقادیر قابل توجهی از هسته‌های پرتوزا هستند.

۲-۱ اهمیت پسماند

پسماند از ما قبل تاریخ تا به امروز با جامعه انسانی همراه بوده است و بدون شک در آینده هم با ما همراه خواهد بود. از جنبه تاریخی، ما نسبت به اداره پسماند که تولید می‌کنیم بی‌توجه بوده‌ایم. دوره‌هشت^۲ پسماند در زیستگاه‌های اطراف، بدون کمترین توجه به محیط زیست، عملی عادی بوده است. با این وجود، اکنون درک می‌کنیم که پسماند می‌باید به‌طریقی صحیح اداره شود تا سیاره ما برای نسل‌های آتی حفظ شود. به قول سرخپوستان امریکا که می‌گویند، «ما زمین را از نیاکانمان به ارث نبرده‌ایم بلکه آن را از فرزندانمان قرض گرفته‌ایم». تحقق این حقیقت کند شده است و نه حتی کشورهای به اصطلاح توسعه یافته در تلاشند سیاست‌های جامعی برای مدیریت پسماند وضع نمایند.

پسماند ناشی از کاربرد پرتوزایی، در اکثر موارد و نه در همه حال، پرتوزا هستند. جامعه به این نتیجه رسیده است که مدیریت پسماند پرتوزا متفاوت از اداره کردن سایر انواع پسماند است. علاوه بر رقیق‌سازی و پخش آن در محیط‌زیست، ما تصمیم داریم آنها را محصور و محبوس نماییم. این اولین بار در تاریخ تمدن بشر است که دانسته چنین تصمیم آگاهانه‌ای، به‌عنوان یک اصل اخلاقی گرفته شده است، و از روی دلگرمی، این رویکرد احتیاطی در حال حاضر به سایر پسماندها نیز سرایت کرده است.

۳-۱ پسماند پرتوزا

پسماند پرتوزا به‌عنوان موادی تعریف می‌شود که حاوی، یا آلوده به هسته‌های پرتوزا، در غلظت یا پرتوزایی‌های بزرگ‌تر از سطوح ترخیص^۳ مقرر توسط هر یک از کشورها (مراجع قانونی) بوده و هیچ استفاده‌ای برای آن پیش‌بینی نشده باشد. هر چه غلظت هسته‌های پرتوزا بیشتر از مقادیر مقرر باشد، خطرات توأم با پسماند نیز بزرگ‌تر خواهد بود. خطر پسماند پرتوزا به ماهیت هسته‌های

^۱ Curies

^۲ دوره‌هشت؛ جای دادن پسماند در یک پسمان‌گور یا محلی معین بدون قصد بازیابی و نیز تخلیه مستقیم و تصویب شده پسماند در محیط، توأم با پاشندگی بعدی را در بر می‌گیرد (فرهنگ‌نامه علوم و تکنولوژی هسته‌ای، چاپ اول).

^۳ Clearance levels

پرتوزا نیز وابسته است و در غلظت یکسان، هسته‌های پرتوزای متفاوت دارای سطوح متفاوت خطر هستند. این تعریف پسماند پرتوزا صرفاً برای اهداف نظارتی است. پسماند با غلظت‌های پرتوزایی معادل یا کمتر از سطوح ترخیص، غیرپرتوزا محسوب می‌شود. هرچند از نقطه نظر فیزیکی پرتوزا است، با این وصف خطرات رادیولوژیکی^۱ همراه با آن قابل صرف‌نظر است. پسماند پرتوزا تا اندازه‌ای مانند همه انواع غیرپرتوزایش، زباله است. با این وجود، پسماند پرتوزا ممکن است توأم با مقادیر قابل توجهی تابش باشد و بنابراین نه تنها برای جلوگیری از رهاسازی هسته‌های پرتوزا در زیست کره^۲ نیازمند تثبیت است، بلکه نیازمند مانع می‌باشد و در بعضی موارد احتیاج به جابه‌جایی به مکانی دور دست دارد.

در حالی‌که اکثر پسماندهای هسته‌ای حاصل از مصارف نظامی و غیرنظامی پرتوزایی به‌طور ایمن انبار می‌شوند، در مواردی، نظیر هانفورد^۳ در ایالات متحده آمریکا که لجن‌های خیلی فعال که به‌صورت نادرست دسته‌بندی شده بودند، در مخازن فولادی حجیم اما دارای نشت انبار شدند (شکل ۱-۲ الف) و این سایت در حال حاضر در حال پاکسازی است. در سایت هانفورد، کلیه مایعات انبار شده در مخازن، تخلیه شده و تأسیسات بزرگ به منظور تثبیت پسماند ساخته شد. هزینه اقتصادی پاکسازی چنین مکان‌ها و سایر محل‌هایی که رهاسازی اتفاقی پرتوزایی رخ داده، مانند چرنوبیل^۴ اوکراین (شکل ۱-۲ ب) فوق‌العاده زیاد است.

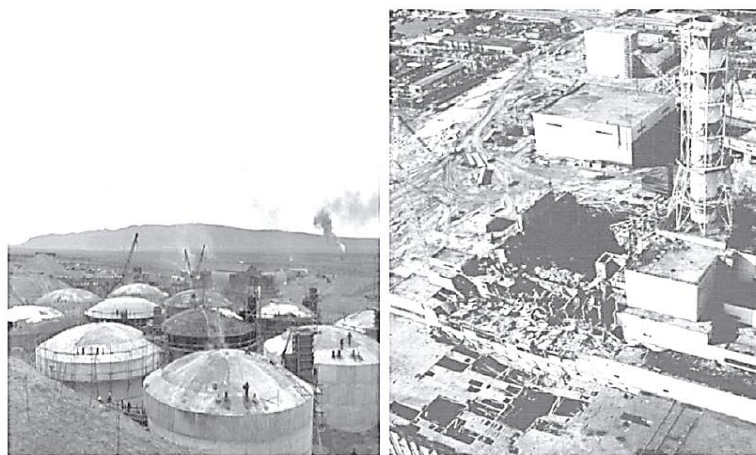
در بریتانیا، توسعه و بهره‌برداری از صنعت هسته‌ای میراثی از پسماند به جای گذارده که پاکسازی آن بیش از ۵۰ میلیارد پوند هزینه در بر دارد. در سرتاسر جهان، درک عمومی و بنابراین پذیرش برای هرگونه پیشرفت آتی در ظرفیت تولید نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای جدید، وابسته به مدیریت پسماند ایمن و کارا است. این امری حیاتی است که نشان دهیم می‌توان به‌طور ایمن و کارا، معضلات جاری در ارتباط با پسماند را حل کرده و این‌که می‌توان به‌طور مستقیم برای پسماندهای آینده که از طرح‌های هسته‌ای جدید حاصل می‌شود از راه‌حل‌های فنی نوین استفاده کرد.

^۱ Radiological

^۲ Biosphere

^۳ Hanford

^۴ Chernobyl



(الف)

(ب)

شکل ۱-۲. (الف) تصویری از مخازن پسماند در هانفورد. (ب) گودال ناشی از حادثه چرنوبیل، ۱۹۸۶. با اجازه بی. ای. بوراکوف^۱، انستیتو رادیم، روسیه.

۴-۱ بازیافت

بازیافت به معنی بازیابی و بازفرآوری مواد پسماند برای استفاده در محصولات جدید است. پسماند بازیافت شده می‌تواند جایگزین مواد اولیه شده و مقدار ضایعات برای دفن^۲ و نیز امکان آلودگی هوا، آب و زمین، در نتیجه استخراج کانی‌ها و دفن پسماند را کاهش دهد. با این وصف، بازیافت مواد پرتوزا دارای محدودیت‌هایی خاص است. به‌علت تابش ذاتی، بازیابی هسته‌های پرتوزا از مواد آلوده خیلی سخت‌تر است. فرض معمول در بازیابی، کاهش حجم و غلظت اجزای است ولو اینکه حتی مواد خطرناک‌تری پدید آورد. اینکه هسته‌های پرتوزای بازیابی شده از مواد آلوده را در وسایل و ترکیبات جدید مورد بازیافت قرار دهیم کاری مشکل است. بنابراین حتی موادی که حاوی مقادیر بزرگی از اجزای پرتوزا هستند (مثل چشمه‌های پرتوزای بسته استفاده شده در صنعت، پزشکی و پژوهش) اغلب تثبیت شده (بی‌تحرك شده) و به‌طور ایمن انبارش و دفن می‌شوند نه اینکه بازیافت گردند.

سوخت هسته‌ای مصرف شده مثالی از بازیافت در صنعت هسته‌ای است. یک نیروگاه انرژی هسته‌ای تولید کننده ۱GW(e) برق، سالانه تقریباً ۳۰ تن سوخت هسته‌ای مصرف شده بر جای

^۱. B.E.Borakov

^۲. Disposal

می‌گذارد. در حال حاضر، ۴۳۳ مورد از چنین نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای در جهان مشغول به کارند، که در سال تقریباً ۱۰،۰۰۰ تن سوخت مصرف شده تولید می‌کنند. طی استفاده از سوخت هسته‌ای فقط حدود ۵٪ از U و Pu موجود در سوخت، مصرف شده و تولید الکتریسیته می‌کند و نیز تشکیل محصولات تبدیل عنصری می‌دهد که ممکن است باعث سمی شدن سوخت شود. پس از استفاده، عناصر سوخت ممکن است برای دفن دائمی، در تأسیسات انبارش قرار گیرند و یا برای بازیافت U و یا Pu قابل استفاده مجدد آن، بازفرآوری شوند. اغلب هسته‌های پرتوزای ایجاد شده به‌وسیله تولید انرژی هسته‌ای، در عناصر سوخت بسته، محصور می‌مانند. به‌طور معمول، اغلب سوخت مصرف شده، به‌عنوان پسماند آمایش می‌شود و فقط کسر کوچکی از آن در کشورهایی مثل فرانسه و بریتانیا بازفرآوری می‌گردد. بازیافت عناصر شکافت‌پذیر (U, Pu) از سوخت هسته‌ای مصرف شده، علیرغم پیچیدگی چنین فرایندی، سبب کاهش قابل توجهی در سمیت پسماندهای پرتوزا می‌شود.

مثال بالقوه دیگر از بازیافت در صنعت هسته‌ای مربوط به Pu با درجه‌بندی نظامی است که بیشتر آن به‌عنوان میراثی از جنگ سرد، در امریکا، روسیه و بریتانیا انبار شده است. از جنبه فنی، تبدیل این ماده به سوخت راکتور مخلوط اکسیدی^۱ U/Pu امکان‌پذیر است، به‌طوری‌که می‌توان از آن سوخت در یک راکتور هسته‌ای مناسب برای تولید برق استفاده کرد. یک پیشرفت بالقوه نوین، سوخت «بافت بی‌اثر»^۲ نام دارد که هیچ‌گونه اورانیومی نداشته و اینکه Pu تنها جزء شکافت‌پذیر آن است. این نوع از سوخت، برای مصرف Pu بهینه گردیده و محصول پسماند سوخت مصرف شده کم‌خطرتری بر جای می‌گذارد.

۱-۵ به حداقل رساندن پسماند

به حداقل رسانی پسماند، فرایند کاهش مقدار و پرتوزایی مواد پسماند، تا سطحی «هرچه کمتر، شدنی و موجه»^۳ است. امروزه به حداقل رساندن پسماند برای همه مراحل پردازش هسته‌ای، از طراحی نیروگاه و در طول کارکرد آن و تا از کاراندازی^۴ تأسیسات هسته‌ای به‌کار می‌رود. این کار شامل کاهش تولید پسماند علاوه بر آن بازیافت، استفاده مجدد و آمایش آن، هم برای پسماندهای اولیه حاصل از چرخه اولیه سوخت هسته‌ای و هم پسماندهای ثانوی تولید شده به‌وسیله بازفرآوری و عملیات پاکسازی است.

^۱ Mixed U/Pu oxide (MOX)

^۲ Inert matrix fuel (IMF)

^۳ As low as reasonably achievable

^۴ Decommissioning

طی سال‌های دهه ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰، برنامه‌های به حداقل رسانی پسماند، به‌طور گسترده‌ای توسعه پیدا کرد. بزرگ‌ترین حجم پسماند پرتوزای ناشی از تولید انرژی هسته‌ای، پسماند با پرتوایی سطح پایین^۱ است. برنامه‌های به حداقل رسانی پسماند طی ۲۰ سال گذشته موفق به کاهش ۱۰ برابری در تولید پسماند با پرتوایی سطح پایین شده است و حجم این نوع پسماند را تا تقریباً $10^3 m^3$ در سال برای تولید ۱ GW(e) الکتریسیته کاهش داده است. در نتیجه این برنامه‌ها، حجم پسماند ناشی از تولید انرژی هسته‌ای به‌طور غیرقابل مقایسه‌ای کوچک‌تر از پسماند حاصل از نیروگاه‌های سوخت فسیلی با ظرفیت تولید برق مشابه شده است. اگر همه سوخت مصرف شده بازآوری شده بود، پسماند با پرتوایی سطح بالای^۲ حاصل از یک سال تولید جهانی انرژی هسته‌ای را می‌شد با شیشه‌ای کردن^۳، در حجم $10^3 m^3$ جای داد.

۱-۶ تثبیت

تثبیت^۴ پسماند، قابلیت مهاجرت یا پراکندگی آلاینده‌های همراه با هسته‌های پرتوزا را کاهش می‌دهد. آژانس بین‌المللی انرژی اتمی، تثبیت پسماند را به‌عنوان تبدیل یک پسماند به فرمی از پسماند، به‌وسیلهٔ سخت‌سازی، فرو نشانی و محصورسازی^۵ تعریف می‌کند. این کار باعث راحتی در جابه‌جایی، حمل و نقل، انبارش و دفن پسماندهای پرتوزا می‌شود. چنانکه در بخش‌های بعدی خواهیم دید، این اصطلاحات را می‌توان بیشتر تعریف کرد.

تثبیت پسماند به‌وسیلهٔ ورود شیمیایی آن در ساختار یک بافت مناسب (به‌طور معمول شیشه یا سرامیک) انجام می‌شود به‌طوری‌که گیراندازی شده و امکان گریز از آن سلب می‌گردد. محصورسازی پسماند، با محصور کردن فیزیکی آن در موادی (مثل قیر یا سیمان) انجام می‌شود و در این حالت، پسماند منزوی شده و هسته‌های پرتوزا محفوظ می‌مانند. اصطلاح دیگری که رابطه نزدیکی با تثبیت دارد، بی‌تحرك‌سازی^۶ است. بی‌تحرك‌سازی یعنی عملیاتی که ایجاد بسته پسماند مناسب برای جابه‌جایی، حمل و نقل، انبارش و دفن را می‌نماید. بی‌تحرك‌سازی ممکن است برای مثال شامل تبدیل پسماند به فرم پسماند جامد و محصور کردن آن در مخازن باشد. بنابراین

^۱ Low level waste (LLW)

^۲ High level waste (HLW)

^۳ Vitrification

^۴ Immobilisation

^۵ Encapsulation

^۶ Conditioning

بی‌تحرك‌سازی با تفاوتی در مقیاس، مشابه با تثبیت است؛ بی‌تحرك‌سازی پسماند، فرایندی مهندسی است که با موجودی‌های بزرگ بسته‌ها سروکار دارد.

۷-۱ بازه‌های زمانی

تثبیت اصطلاحی نیست که فقط برای پسماند پرتوزا به کار رود. بسیاری مواد نیازمند سطحی از تثبیت یا بسته‌بندی در طول استفاده و پس از آن هستند. تثبیت یا بسته‌بندی، مواد را محافظت کرده و از دسترسی محیط‌زیست به آنها یا فرار آنها به محیط‌زیست جلوگیری می‌کند. با این وجود، در بسیاری از کاربردها، تثبیت کردن برای دوره‌های نسبتاً کوتاه مدت است: از ساعت‌ها در پزشکی، روزها و ماه‌ها برای غذا، ماه‌ها و سال‌ها و تا چند ده سال برای مواد شیمیایی صنعتی. در ارتباط با پسماند پرتوزا، مدت زمان تثبیت به صدها سال برای هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه، و هزاران و صدها هزار سال برای هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی گسترش می‌یابد. علاوه بر این، مواد پرتوزا به‌طور پیوسته و اغلب در سطوح قابل‌توجهی محیط تثبیت کننده خود را تحت تابش قرار می‌دهند. در مورد یک زمان کوتاه قابل‌قبول، این تغییرات می‌تواند درک شده و متناسب با آن رسیدگی شود. «صبر کنید و ببینید» گزینه‌ای برای بازه‌های زمانی سپری شدن صدها سال نیست. دو ویژگی - زمان و تابش - تثبیت پسماندهای پرتوزا را موضوعی می‌سازد که راه‌حل‌های ساده‌ای ندارد.

مراجع

- Alessandro, M. D., & Bonne, A. (1981). *Radioactive Waste Disposal Into a Plastic Clay Formation*. Brussels and Luxemburg: Harwood Academic Publishers.
- Berlin, R., & Stanton, C. C. (1990). *Radioactive Waste Management*. New York: John Wiley & Sons.
- Blasewitz, A. G., Davis, J. M., & Smith, M. R. (Eds.). (1982). *The Treatment and Handling of Radioactive Wastes*. New York: Batelle Press and Springer-Verlag.
- Bradley, D. J. (1997). *Behind the Nuclear Curtain: Radioactive Waste Management in the Former Soviet Union*. Batelle Press.
- Byalko, A. V. (1994). *Nuclear Waste Disposal: Geophysical Safety*. London: CRC Press, Inc.
- Campbell, M. H. (Ed.). (1976). *High-Level Radioactive Waste Management*. Washington, DC: ACS.
- Chapman, N., & McCombie, C. (2003). *Principles and Standards for the Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes*. Amsterdam: Elsevier.
- Chapman, N. A., & McKinley, I. G. (1987). *The Geological Disposal of Radioactive Waste*. New York: John Wiley & Sons.
- Cochran, R. G., & Tsoulfanidis, N. (1999). *The Nuclear Fuel Cycle: Analysis and Management*. American Nuclear Society.
- Dlouhy, Z. (1982). *Disposal of Radioactive Wastes*. Amsterdam: Elsevier.
- Glueckauf, E. (1961). *Atomic Energy Waste, Its Nature, Use and Disposal*. New York: Interscience Publishers Inc.
- Gonzales, A. (2003). The safety of radioactive waste management. Toward an international regime. Proc. IAEA Int. Conf. Issues and Trends in Radioactive Waste Management, IAEA, Vienna.
- Grimston, M. C., & Beck, P. (2003). *Double or Quits? The Global Future of Civil Nuclear Energy*. The Royal Institute of International Affairs.
- Hore-Lacy, I. (2000). *Nuclear Electricity* (6th ed.). Uranium Information Centre, Minerals Council of Australia.
- IAEA. (1996). *International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources* (Safety Series No. 115). Vienna: IAEA.
- IAEA. (2004). *Radiation, People and the Environment*. Vienna: IAEA.
- Kerry Rowe, R., Quigley, R. M., & Booker, J. R. (1995). *Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities*. London: E&FN Spon.
- Lindblom, U., & Gnirk, P. (1980). *Nuclear Waste Disposal. Can We Rely on Rock?* Pergamon Press.

- Lutze, W., & Ewing, R. C. (1988). *Radioactive Waste Forms for the Future*. Amsterdam: Elsevier.
- Miller, W., Alexander, R., Chapman, N., McKinley, I., & Smellie, J. (1994). *Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Wastes*. Amsterdam: Elsevier.
- Milnes, A. G. (1985). *Geology and Radwaste*. New York: Academic Press, Inc.
- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). *Rendering Harmless Liquid Radioactive Waste*. Moscow: Energoatomizdat.
- OECD. (2003). *Engineered Barrier Systems and the Safety of Deep Geological Repositories (Report EUR 19964)*.
- Push, R. (1994). *Waste Disposal in Rock*. Amsterdam: Elsevier.
- Ringwood, A. E. (1978). *Safe Disposal of High Level Reactor Wastes: A New Strategy*. Canberra: Australian National University Press.
- Saddington, K., & Templeton, W. L. (1958). *Disposal of Radioactive Waste*. London: George Newnes Ltd.
- Sobolev, I. A., & Khomchik, L. M. (1983). *Rendering Harmless Radioactive Waste at Centralised Facilities*. Moscow: Energoatomizdat.
- Spitsyn, E. Ya. (1965). *Treatment and Disposal of Radioactive Laboratory Wastes*. Moscow: Atomizdat.
- Straub, C. P. (1964). *Low-Level Radioactive Wastes*. AEC USA.
- Tang, Y. S., & Saling, J. H. (1990). *Radioactive Waste Management*. New York: Hemisphere Publishing Corporation.
- Willrich, M., Lester, R. K., Greenberg, S. C., Mitchell, H. C., & Walker, D. A. (1977). *Radioactive Waste Management and Regulation*. New York: The Free Press.
- Wilson, P. (2001). *The Nuclear Fuel Cycle*. John Wiley & Sons, Inc.

فصل دوم

واپاشی هسته‌ای

۱-۲ واپاشی هسته‌ای

نوکلیدها^۱ (X) هسته اتم‌های یک ایزوتوپ^۲ خاص هستند. هسته‌ها با تعداد پروتون‌ها (Z)، نوترون‌ها (N) و حالت انرژی هسته مشخص می‌شوند. بر حسب عدد جرمی (A) و عدد اتمی (Z)، یک نوکلید را چنین نشان می‌دهند:

$${}^A_ZX_N \quad (1-2)$$

که $A=Z+N$ است. باید توجه کرد که یک هسته باید دارای انرژی کافی باشد تا طول عمر قابل سنجشی را دارا شود، که معمولاً بیش از 10^{-10} s است. یک ایزوتوپ به نوع اتم اشاره دارد در حالی که یک نوکلید به هسته آن اشاره می‌کند. ایزوتوپ‌ها دارای عدد اتمی (Z) یکسانی همانند نوکلیدها هستند، اما دارای تعداد متفاوت نوترون‌ها هستند و بنابراین عدد جرمی A متفاوتی دارند:

¹. Nuclides

². Isotope

$${}^A_ZX_N, {}^{A+1}_ZX_{N+1} \quad (2-2)$$

هسته‌ها ممکن است پایدار یا ناپایدار باشند. هسته‌های پرتوزا، نوکلیدهایی‌اند که دارای خواص تلاشی خودبه‌خودی هستند. حدود ۱۷۰۰ نوکلید شناخته شده است، که تقریباً ۳۰۰ تای آنها پایدار و بقیه پرتوزا هستند.

واپاشی خودبه‌خودی هسته‌های ناپایدار همراه با نشر ذرات یا فوتون‌ها، فرایندی آماری است که به واپاشی پرتوزا معروف شده است. شیوه‌های واپاشی شامل آلفا، بتا، گاما، جذب الکترون، نشر پروتون، نشر نوترون، پرتوزایی خوشه‌ای و شکافت خودبه‌خودی است.

$${}^A_ZX_N \rightarrow {}^{A+\Delta A}_{Z+\Delta Z}Y_{N+\Delta N} + \text{فوتونها و ذرات} \quad (3-2)$$

با توجه به نوع واپاشی هسته‌های پرتوزا، پارامترهای آنها مطابق با جدول ۱-۲ تغییر می‌کنند. هر هسته پرتوزا دارای ثابت واپاشی یکتای $\lambda(s^{-1})$ ، مستقل از فضا و زمان است که احتمال واپاشی را مشخص می‌کند. برای ایزوتوپ‌های پرتوزایی که ممکن است با چند روش مختلف (k) واپاشی نمایند:

$$\lambda = \sum_K \lambda_k \quad (4-2)$$

جدول ۱-۲. شیوه‌های پرتوزایی.

تغییر			شیوه واپاشی
ΔA	ΔN	ΔZ	
-۴	-۲	-۲	واپاشی α -
۰	± 1	± 1	واپاشی β^- (یا e^-) یا β^+ (یا e^+)
۰	۰	۰	واپاشی γ - (فوتون)
۰	+۱	-۱	جذب الکترون
-۱	۰	-۱	نشر پروتون
-۱	-۱	۰	نشر نوترون
(خوشه N + خوشه Z) -	خوشه N -	خوشه Z -	پرتوزایی خوشه‌ای
$\sim 0.5A$	$\sim 0.5N$	$\sim 0.5Z$	شکافت خودبه‌خود

۲-۲ قانون واپاشی

تعداد هسته‌های dN واپاشی کننده در فاصله زمانی dt ، به وسیله قانون واپاشی تعیین می‌شود:

$$dN = -\lambda N dt \quad (۵-۲)$$

که N تعداد هسته‌های پرتوزا است. واپاشی پرتوزا از قانون واپاشی نمایی تبعیت می‌کند:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (۶-۲)$$

که N_0 تعداد هسته‌های پرتوزا در زمان $t = 0$ است. میانگین طول عمر یک هسته پرتوزا τ ، عکس مقدار ثابت واپاشی است:

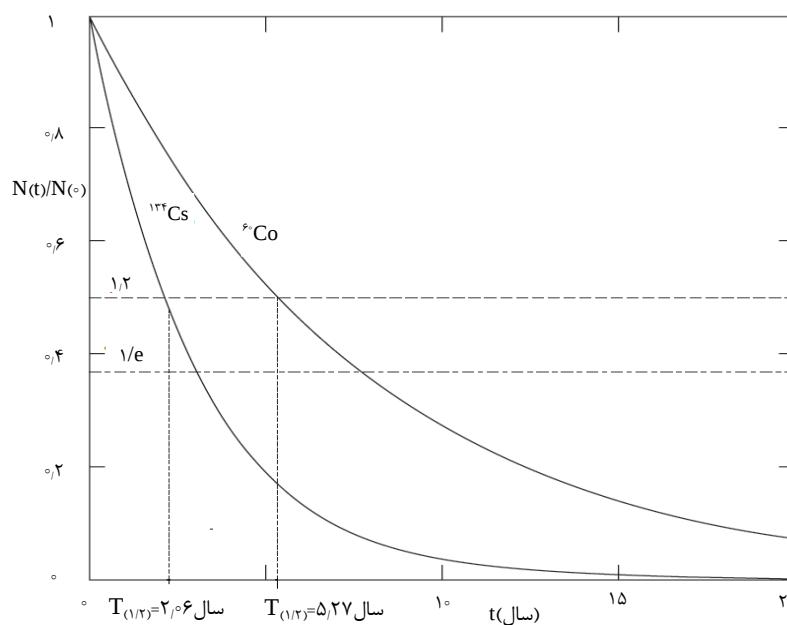
$$\tau = \frac{1}{\lambda} \quad (۷-۲)$$

مدت زمانی که طی آن تعداد هسته‌های پرتوزا به نصف تعداد اولیه کاهش می‌یابند، نیمه‌عمر ($T_{1/2}$) نام دارد:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (۸-۲)$$

شکل (۱-۲)، واپاشی هسته‌های پرتوزای ^{60}Co و ^{134}Cs را نشان می‌دهد.

در $t = T_{1/2}$ نیمی از تعداد اولیه نوکلیدها واپاشی کرده‌اند. در زمان $t = \tau$ تعداد هسته پرتوزای باقی‌مانده معادل $N(\tau) = N(0) / e$ ، که $e = ۲٫۷۱۸$ ، مبنای لگاریتم طبیعی است.



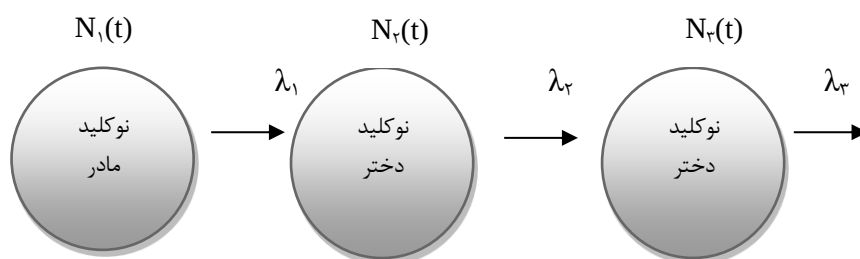
شکل ۱-۲. واپاشی پرتوزای ^{134}Cs و ^{60}Co .

۳-۲ تعادل پرتوزا

وقتی نوکلید تولید شده در یک واپاشی پرتوزا خود پرتوزا باشد، زنجیره‌های واپاشی پدید می‌آیند (شکل ۲-۲).

برای تعداد نوکلیدهای مادر (N_p) و دختر (N_d) موجود در زمان t ، قانون واپاشی چنین است:

$$\frac{dN_d}{dt} = \lambda_p N_p - \lambda_d N_d \quad (۹-۲)$$



شکل ۲-۲. طرح کلی از یک زنجیره واپاشی.

تعداد پرتوزا، حالت پایای یک ایزوتوپ دختر با تعداد یکسانی از واکنش‌های تولید و واپاشی در یک فاصله زمانی معین است. در حالت تعادل:

$$\frac{N_d}{N_p} = \frac{\lambda_p}{\lambda_d} = \frac{T_{1/2,d}}{T_{1/2,p}} \quad (10-2)$$

برای مثال، رادیم یک عنصر دختر در زنجیره‌های واپاشی اورانیم است و در حالت تعادل:

$$\frac{N_{Ra}}{N_U} = 0.36 \times 10^{-6} \quad (11-2)$$

بنابراین ۱ تن از اورانیم طبیعی حاوی فقط ۰٫۳۶ گرم از ^{226}Ra است.

۲-۴ اکتیویته

اکتیویته به‌عنوان تعداد واپاشی در واحد زمان تعریف می‌شود:

$$A = -\frac{dN}{dt} \quad (12-2)$$

می‌توان آن را بر حسب جرم ماده پرتوزا m (kg) بیان نمود:

$$A = \lambda N_A \frac{m}{M} \quad (13-2)$$

که N_A عدد آووگادرو^۱ و M جرم مولی ماده (kg/mol) است. واحد SI اکتیویته، بکرل^۲ (Bq) است که عبارت از یک تلاشی بر ثانیه است:

$$1 \text{ Bq} = \frac{1 \text{ واپاشی}}{\text{s}} \quad (14-2)$$

^۱. Avogadro

^۲. Becquerel

واحد غیر SI پرتوزایی، کوری (Ci) است که $1 \text{ Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{ Bq}$ است که معادل اکتیویته ۱ g از ^{226}Ra می‌باشد.

پرتوزایی ویژه یک جسم، بر واحد جرم یا بر واحد حجم تعریف می‌شود:

$$\alpha \left(\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \right) = \frac{A(\text{Bq})}{m(\text{kg})} \quad (15-2)$$

$$\alpha \left(\frac{\text{Bq}}{\text{m}^3} \right) = \frac{A(\text{Bq})}{V(\text{m}^3)} \quad (16-2)$$

برای نمونه، اکتیویته ویژه ^{60}Co خالص برابر با $4.85 \times 10^{16} \text{ Bq/kg}$ (یا $1.31 \times 10^3 \text{ Ci/g}$) است، درحالی که اکتیویته ویژه ^{137}Cs خالص برابر با $4.77 \times 10^{16} \text{ Bq/kg}$ (یا $1.29 \times 10^3 \text{ Ci/g}$) است.

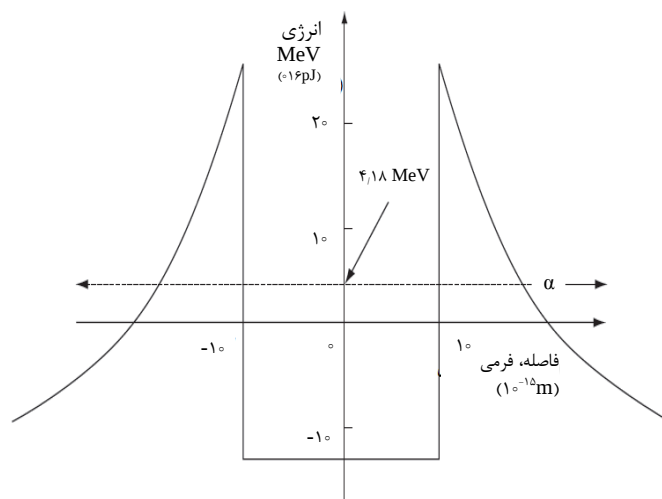
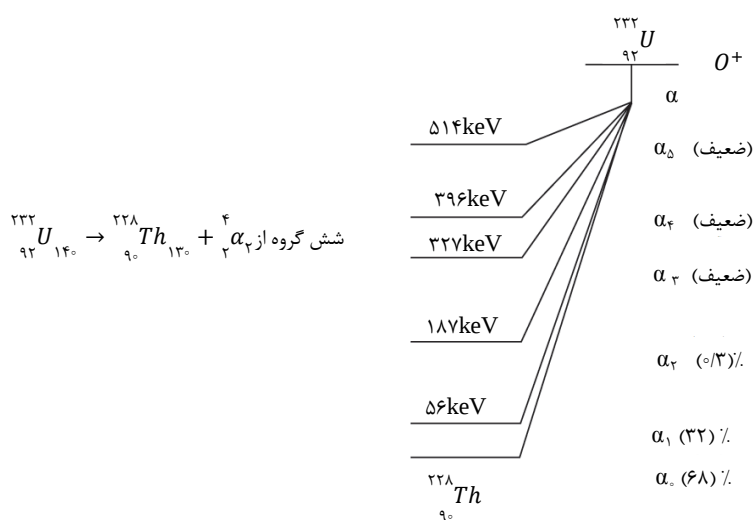
۲-۵ واپاشی آلفا

واپاشی آلفای یک هسته علی‌رغم حضور سد پتانسیل دفعی می‌تواند به‌وقوع بپیوندد. این نفوذ در سد پتانسیلی، اغلب تونل زنی^۱ نامیده می‌شود. حداکثر انرژی پتانسیل این سد تا 30 MeV محاسبه می‌شود، ولی ذرات آلفا با انرژی 4.18 MeV ، آن گونه که در شکل ۲-۳ شرح داده شده، به کمک پدیده تونل زنی، از ^{238}U ساطع می‌شوند. این پدیده را نمی‌توان با فیزیک کلاسیک توضیح داد. به کمک مکانیک کوانتومی می‌توان نشان داد که ذره آلفا دارای یک احتمال نفوذ معینی در سد انرژی است که منجر به صدور ذره آلفا می‌شود. وقتی این احتمال کاملاً کم باشد، نیمه‌عمر تابش‌کننده α نسبتاً طولانی خواهد بود. معادله واپاشی α چنین است :



شکل ۲-۴ واپاشی آلفای اورانیم را نشان می‌دهد، که دارای شش گروه ذرات α در طیف واپاشی خود است. اینها مربوط به سطوح انرژی مختلف ذرات α در هسته- U است (شکل ۲-۴ را ببینید).

¹. Tunnelling


 شکل ۲-۳. طرحی از واپاشی آلفا (α).

 شکل ۲-۴. واپاشی آلفای اورانیوم به توریم: چپ-معادله، راست-طیف واپاشی شامل شدت در پیرانتزها و انرژی جنبشی ذرات α بر حسب keV.

۲-۶ واپاشی بتا

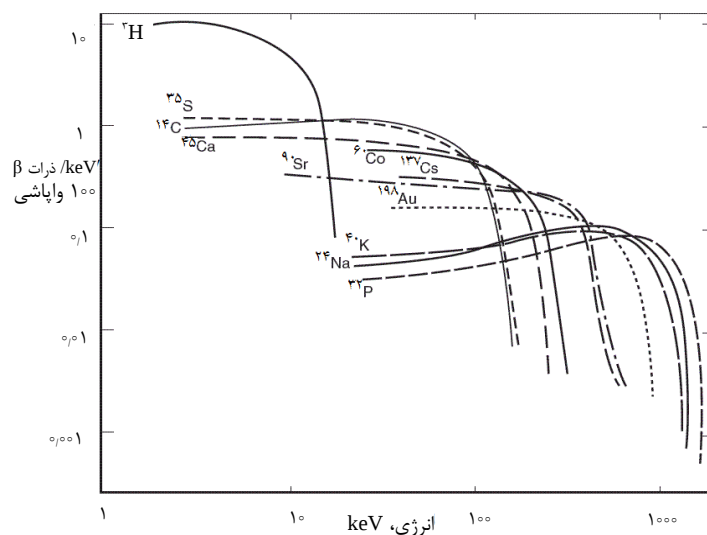
واپاشی بتای هسته‌های پرتوزا به وسیلهٔ برهم‌کنش‌های ضعیف ایجاد می‌شود. معادلهٔ واپاشی بتا عبارت است از:



که $e^{\pm}$ یک الکترون یا یک پوزیترون است و ν_e و $\bar{\nu}_e$ نیز به ترتیب یک نوترینو یا آنتی‌نوترینو است. الکترون‌ها، پوزیترون‌ها، و نوترینوها در هسته به صورت اجزای تشکیل‌دهنده وجود ندارند. آنها درست در لحظهٔ واپاشی با برهم‌کنش ضعیف بین نوکلئون‌ها ایجاد می‌شوند. طیف انرژی الکترون‌ها و پوزیترون‌های تابشی در واپاشی بتا، تا یک مقدار بیشینه پیوسته است (شکل ۲-۵).

۲-۷ واپاشی گاما

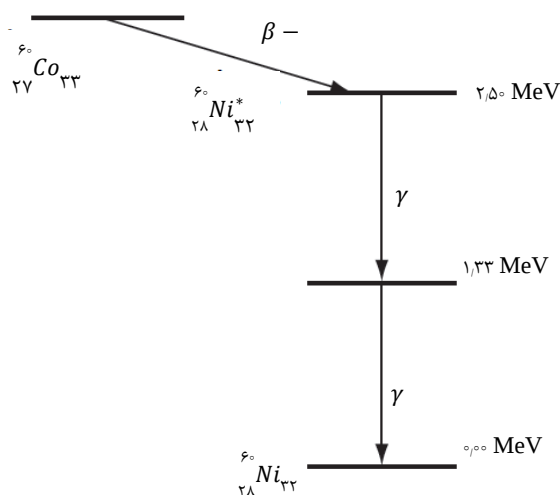
واپاشی گامای هسته‌های پرتوزا از طریق تابش یک فوتون به وسیلهٔ یک هسته برانگیخته رخ می‌دهد. به عنوان یک قانون، برانگیختگی هسته توسط یک واپاشی آلفا و یا بتا، یک واکنش هسته‌ای یا یک برخورد کشسان با هسته دیگر رخ می‌دهد. هسته اتمی دارای سطوح انرژی گسسته است و بنابراین تابش الکترومغناطیسی با بسامدهای مشخصی صادر خواهد کرد. معادلهٔ واپاشی گاما چنین است:



شکل ۲-۵. طیف واپاشی بتا هسته‌های پرتوزای متداول.



شکل ۶-۲ واپاشی گامای یک هسته برانگیخته نیکل ${}^{60}_{28}\text{Ni}$ را که از واپاشی بتای کبالت ${}^{60}_{27}\text{Co}$ به وجود آمده، نشان می‌دهد.

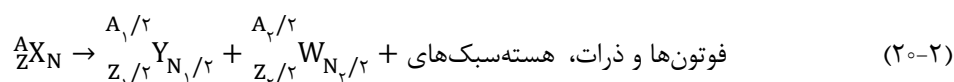


شکل ۶-۲. واپاشی گامای نیکل با تشکیل پیشاپیش یک حالت برانگیخته نیکل از کبالت.

۲-۸ شکافت خودبه‌خود

شکافت هسته‌ای فرایندی است که توسط آن یک هسته سنگین به دو بخش موسوم به محصولات شکافت و چندین نوترون تجزیه می‌شود. شکافت هسته‌ای می‌تواند با جذب نوترون‌ها یا فوتون‌ها توسط هسته القا گردد. شکافت یک هسته توصیف شده در مدل قطره‌ای، به سبب ارتعاشات است که می‌تواند هسته را به هسته‌های کوچک‌تر بشکند. در انرژی تهییج پایین، هسته تحت ارتعاشات سطحی کم دامنه حول شکل تعادل در حالت پایه قرار می‌گیرد. با این وجود، کشش سطحی حاصله، یک سد پتانسیل در برابر تغییر شکل آن ایجاد می‌کند. چنانچه انرژی‌های تهییجی افزایش یابد، ممکن است که بر این مانع غلبه شود: تغییر شکل هسته‌ای افزایش می‌یابد، تا وقتی که هسته شکل میان باریک گرفته و به دو تکه شکسته شود و دو تکه تحت اثر پتانسیل دافعه کولنی جدا

می‌شوند. شکافت خودبه‌خودی مشخصه هسته‌های پرتوزای با $\frac{Z^2}{A} > 17$ است و به‌وسیلهٔ تونل زنی از سد شکافت رخ می‌دهد. واکنش شکافت خودبه‌خودی چنین است:



که تقریباً $A_1 \sim A/2$, $A_2 \sim A/2$, $N_1 \sim N/2$, $N_2 \sim N/2$, $Z_1 \sim Z/2$, $Z_2 \sim Z/2$ است. معمولاً، توزیع جرم محصولات شکافت، با نسبت جرمی $A_1/A_2 \sim 3/2$ نامتقارن است. انرژی جنبشی محصولات شکافت تقریباً معادل کل انرژی رها شده در شکافت است. بسیاری محصولات شکافت، پرتوزا هستند و ترجیحاً با تابش نوترون، γ و β واپاشی می‌کنند. احتمال شکافت خودبه‌خودی کوچک‌تر از واپاشی آلفا است و به همان نسبت، نیمه‌عمر برای شکافت خودبه‌خود بزرگ‌تر از واپاشی α است. نیمه‌عمر برای واپاشی آلفای ${}^{235}\text{U}$ برابر $T_{1/2} = 7.1 \times 10^8$ سال است اما برای شکافت خودبه‌خود برابر $T_{1/2} = 1.8 \times 10^{17}$ سال است.

شکافت هسته‌ای می‌تواند با جذب نوترون‌ها یا فوتون‌ها القا گردد. نوترون‌های کند به‌طور مؤثری شکافت ${}^{235}\text{U}$ را القا کرده و سبب آزاد شدن انرژی تقریبی 200 MeV برای هر تلاشی ($1 \text{ eV} = 1.6 \times 10^{-19} \text{ J}$) می‌شوند. شکافت خودکفا و کنترل شده، در راکتورهای هسته‌ای برای تولید انرژی به‌کار گرفته می‌شود. واکنش شکافت القا شده ${}^{235}\text{U}$ از طریق واکنش زیرصورت می‌گیرد:

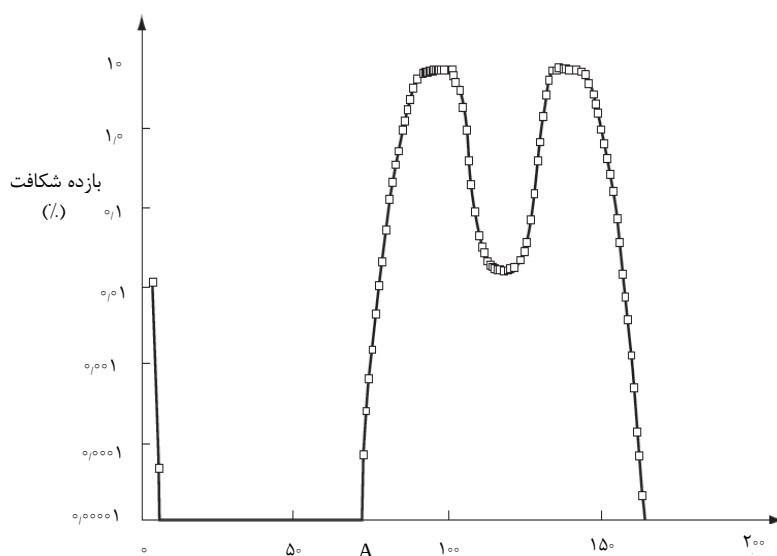


که X و Y محصولات شکافت هستند و $k = 2.43 \pm 0.07$ ، تعداد نوترون‌های شکافت است. شکل (7-2) توزیع جرم برای محصولات شکافت ${}^{235}\text{U}$ را نشان می‌دهد.

۲-۹ مشخصه‌های هسته‌های پرتوزا

مشخصه‌های مهم هسته‌های پرتوزا که اغلب در پسماندهای پرتوزا وجود دارند، در جدول ۲-۲ ارائه شده است. موارد نشان داده شده در جدول، شیوه‌های واپاشی است که شامل صدور α و β ، جذب

الکترون^۱، انتقال ایزومری^۲ به انرژی پایین‌تر و شکافت خودبه‌خودی^۳ است. جدول ۲-۲ همچنین انرژی‌های تابشی اصلی بر حسب MeV به ازای هر تلاشی، برای کل الکترون (EC)، نشرهای فوتونی اشعه X و گاما (γ) و مجموع انرژی‌های میانگین (مقادیر Q) برای انواع متفاوت تابش بر حسب MeV به ازای هر تلاشی یا W/Ci، که شامل ذرات آلفا و بتا، و الکترون‌ها و فوتون‌های مجزا است را نشان می‌دهد. مقدار Q، نشان دهنده مقدار انرژی است که طی هر رخداد واپاشی به شکل حرارت در ماده پرتوزا ذخیره می‌شود، در صورتی که هیچ تابشی از ماده فرار ننماید (نوترینوها شامل این قضیه نیستند). مشکلاتی با بعضی هسته‌های پرتوزای خاص موجود در پسماند وجود دارد که ناشی از قابلیت آنها در ارائه دزهای زیاد همراه با مواد پرتوزای با نیمه‌عمر بالا، سمیت پرتوی زیاد (مثل ذره آلفا یا تابش پرنانرژی بتا)، تحرک بالا (بخش ۳-۲)، سهولت جذب و نیمه‌عمر زیستی بالا (جدول ۴-۱) است.



شکل ۲-۷. توزیع جرم محصولات شکافت ^{235}U .

^۱. Electron capture (EC)

^۲. Isomeric transition

^۳. Spontaneous fission (SPF)

جدول ۲-۲. مشخصه‌های هسته‌های پرتوزا.

نوکلید	عدد اتمی	نیمه عمر (سال)	مدهای اصلی واپاشی	انرژی‌های تابش اصلی (MeV/dis)			مقدار Q		پرتوزایی ویژه (Ci/g)	دختر(ها)
				α	ϵ	γ	W/C_i	$\frac{Mev}{dis}$		
^1H	۱	۱۲,۳۲	β		0.00568		3.27×10^{-5}	5.68×10^{-7}	۹۶۵۰	^3He
^{12}C	۶	۵۷۳۰	β		0.0495		2.93×10^{-7}	4.95×10^{-7}	۴۴۵۷	^{14}N
^6Co	۲۷	۵,۲۷۱	β		0.0958	$2.5-58$	1.541×10^{-7}	2.6×10^{-6}	۱۱۲۱	^{60}Ni
^{60}Ni	۲۸	7.5×10^5	EC		0.0043	0.0024	3.98×10^{-5}	6.72×10^{-7}	8.079×10^{-7}	^{65}Co
^{60}Ni	۲۸	1.0×10^6	β		0.0171		1.0×10^{-7}	1.71×10^{-7}	۶۱۶۸	^{64}Cu
^{76}Se	۳۴	6.5×10^5	IT		0.029		3.13×10^{-7}	5.29×10^{-7}	6.966×10^{-7}	^{78}Br
^{86}Kr	۳۶	1.072	β		$0.25-5$	0.0022	1.5×10^{-7}	2.53×10^{-1}	۳۹۲,۲	^{85}Rb
^9Sr	۳۸	۲۸,۵	β		0.1958		1.16×10^{-7}	1.96×10^{-1}	۱۳۶,۴	^{90}Y
^{92m}Nb	۴۱	۱۳,۶	IT		0.281	0.018	1.77×10^{-7}	2.99×10^{-7}	۲۸۲,۶	^{92}Nb
^{92}Nb	۴۱	1.03×10^7	β		1.1454	0.5715	1.18×10^{-7}	1.7169	1.87×10^{-1}	^{94}Mo
^{92}Mo	۴۲	۳,۵۰۰	EC		0.0051	$0.01-7$	9.37×10^{-5}	1.58×10^{-7}	۱,۱۰	^{93}Nb
^{93}Tc	۴۳	2.13×10^5	β		0.846		1.695×10^{-7}	8.46×10^{-7}	1.695×10^{-7}	^{94}Ru
^{102}Ru	۴۴	1.02	β		0.1004		5.95×10^{-7}	1.004×10^{-1}	۳۳۶,۶	^{101}Rh
^{107}Pd	۴۶	6.5×10^5	β			0.0093	5.14×10^{-7}	5.5×10^{-5}	5.14×10^{-7}	^{107}Ag
^{112}Cd	۴۸	9.3×10^{15}	β		0.0033		3.4×10^{-12}	5.41×10^{-7}	3.4×10^{-12}	^{112}In
^{112m}Cd	۴۸	۱۳,۷	$\beta(99.9)$		0.1834		1.08×10^{-7}	1.83×10^{-1}	۲۱۶,۸	^{112}In
^{112}Cd			IT(0.1)							^{112}Cd
Sn^{126}	۵۰	$\sim 1 \times 10^5$	β		0.0573	0.1249	1.84×10^{-7}	1.84×10^{-1}	2.84×10^{-7}	^{127}Sb
^{129}I	۵۳	1.4×10^7 روز	EC		0.0423	0.179	3.5×10^{-7}	6.0×10^{-7}	۱۷۳۷۰	^{129}Te
^{129}I	۵۳	1.57×10^7	β		0.248	0.0556	1.77×10^{-7}	8.0×10^{-7}	1.77×10^{-7}	^{128}Xe
^{134}Cs	۵۵	2.062	β		1.5555	0.1639	1.09×10^{-7}	1.719	۱۲۹۴	^{133}Ba
^{135}Cs	۵۵	3.0×10^5	-		0.0563		1.15×10^{-7}	5.63×10^{-7}	1.15×10^{-7}	^{135}Ba
^{137}Cs	۵۵	3.017	β (۹۴.۶٪)		0.1708		1.0×10^{-7}	1.71×10^{-1}	۸۶,۹۸	^{137m}Ba
			$\beta(5.4٪)$							^{137}Ba
^{137}Ba	۵۶	1.054	EC		0.4045	0.0547	2.72×10^{-7}	4.92×10^{-1}	2.50	^{137}Cs
Pm_{146}	۶۱	۵,۵۳	EC (۶۶.۱٪)		0.7542	0.928	5.02×10^{-7}	8.47×10^{-1}	۴۴۲,۸	^{147}Nd
			$\beta(33.9٪)$							^{147}Sm
Pm_{147}	۶۱	2.6234	β			0.6196	3.6×10^{-7}	0.62	۹۲۷,۰	^{147}Sm
Sm_{151}	۶۲	۹۰	β			0.1251	7.41×10^{-7}	0.125	۲۶,۳۱	^{151}Eu
^{152}Eu	۶۳	۱۳,۳۲	EC (۷۳.۵٪)		1.1628	0.1275	7.66×10^{-7}	1.29	۱۷۲,۹	^{152}sm
			β (۲۷.۹۳٪)							^{152}Gd
^{152}Eu	۶۳	۸,۸	β		1.2531	0.2794	9.081×10^{-7}	1.532	۲۶۹,۹	^{152}Gd
^{155}Eu	۶۳	۴,۹۶	β		0.623	0.065	7.59×10^{-7}	0.128	۴۶۵,۱	^{155}Gd
^{157}Gd	۶۴	2.416 روز	EC		0.1015	0.399	8.381×10^{-7}	0.144	۳۵۲,۶	^{157}Eu
^{159}Tb	۶۵	۱۵۰	EC		0.0050	0.0031	4.802×10^{-5}	8.1×10^{-7}	۱۵,۱۹	^{159}Gd
^{159}Tb	۶۵	۱۵۰	EC (۸۳٪)				5.347×10^{-7}	0.902	۱۵۰,۸	^{159}Gd
			$\beta(1۸٪)$							^{159}Dy
^{187}Re	۷۵	4.68×10^{10}	β		0.0007		1.525×10^{-7}	2.59	3.82×10^{-8}	^{187}Os

نوکلید	عدد اتمی	نیمه عمر (سال)	مدهای اصلی واپاشی	انرژی‌های تابش اصلی (MeV/dis)			مقدار Q		پرتوزایی ویژه (Ci/g)	دختر(ها)
				α	ϵ	γ	W/C_i	$\frac{\text{Mev}}{\text{dis}}$		
^{211}Pb	۸۲	۳۳٫۳۲	β		$۰٫۳۳۴۳$		$۲٫۰۲۹ \times 10^{-7}$	$۳٫۲۳ \times 10^{-7}$	۷۶٫۳۰	^{211}Bi
^{210}Po	۸۴	۱۰۲	α (۹۹٫۹۲٪) EC (۰٫۰۸٪)				$۰٫۲۹۴۳$	۴٫۹۶۴۵	۱۶٫۸	^{210}Pb
^{226}Ra	۸۸	۱۶۰۰	α	$۰٫۰۰۳۵$	$۰٫۰۰۶۷$		$۰٫۲۸۸۷$	۴٫۷۸۴	$۰٫۲۸۸۷$	^{226}Rn
^{227}Ac	۸۹	۲۱٫۷۷	β (۹۸٫۶۲٪) α (۱٫۳۸٪)	$۰٫۰۶۷۳$	$۰٫۰۱۲۵$	$۰٫۰۰۰۲$	$۴٫۷۴ \times 10^{-7}$	$۸٫۰۰ \times 10^{-7}$	۷۲٫۳۳	^{227}Th
^{232}Th	۹۰	۷۳۴۰	α		$۰٫۸۶۲۰$		$۰٫۲۲۳۷$	۴٫۸۹۶	$۰٫۲۲۳۷$	^{232}Ra
^{230}Th	۹۰	۷۵۴۰	α		$۰٫۰۰۰۴$		$۰٫۲۱۰۹$	۴٫۶۶۵	$۰٫۲۱۰۹$	^{230}Ra
^{231}Th	۹۰	$۱٫۴۰۵ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۰۲$			$۱٫۰۹۷ \times 10^{-7}$	$۰٫۲۲۷۵$	$۰٫۲۲۷۵$	^{231}Ra
^{231}Pa	۹۱	$۳٫۲۷۶ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۴۸۳$	$۰٫۰۳۹۹$		$۰٫۲۷۲۳$	$۰٫۲۲۷۰$	$۰٫۲۷۲۳$	^{231}Ac
^{232}U	۹۲	۶۸٫۹	α	$۰٫۰۰۰۲$			$۰٫۳۱۴۰$	$۰٫۳۰۶۵$	$۰٫۳۱۴۰$	^{232}Th
^{233}U	۹۲	$۱٫۵۹۲ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۰۵۵$	$۰٫۰۰۰۱۳$		$۰٫۲۸۵۷$	۴٫۸۲۱	$۰٫۲۸۵۷$	^{233}Th
^{234}U	۹۲	$۲٫۴۵۴ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۰۱$			$۰٫۲۸۲۹$	$۰٫۲۷۷۳$	$۰٫۲۸۲۹$	^{234}Th
^{235}U	۹۲	$۷٫۰۳۷ \times 10^{-8}$	α	$۰٫۰۴۲۶$	$۰٫۱۵۶۱$		$۰٫۲۷۱۳$	$۰٫۲۵۷۷$	$۰٫۲۷۱۳$	^{235}Th
^{236}U	۹۲	$۲٫۳۴۲ \times 10^{-7}$	α	$۰٫۰۱۰۸$	$۰٫۰۰۰۱۵$		$۰٫۲۶۶۲$	$۰٫۲۴۹۲$	$۰٫۲۶۶۲$	^{236}Th
^{238}U	۹۲	$۴٫۴۶۸ \times 10^{-9}$	α	$۰٫۰۰۰۹۵$	$۰٫۰۰۰۱۳$		$۰٫۲۴۹۲$	$۰٫۲۴۰۵$	$۰٫۲۴۹۲$	^{238}Th
^{237}Np	۹۳	$۱٫۵۵ \times 10^{-5}$	EC (۹۱٪) β (۸٫۹٪) α (۰٫۲٪)	$۰٫۱۹۶۷$	$۰٫۱۴۱۱$		$۰٫۲۳۸$	$۰٫۲۰ \times 10^{-7}$	$۰٫۲۳۸$	^{237}U
^{239}Pu										^{239}Pa
^{241}Pu										^{241}Am
^{242}Pu	۹۴	$۳٫۷۶۳ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۸۱$	$۰٫۰۰۰۱۴$		$۰٫۲۹۰۴$	۴٫۹۰۰	$۰٫۲۹۰۴$	^{242}U
^{243}Pu	۹۴	$۴٫۳۷ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۰۷$	$۰٫۰۰۰۱$		$۰٫۲۷۱۲$	۴٫۵۷۶	$۰٫۲۷۱۲$	^{243}U
^{244}Pu	۹۴	$۸٫۷۷۴$	α	$۰٫۰۰۹۹$	$۰٫۰۰۰۱۸$		$۰٫۳۲۵۹۳$	$۰٫۴۹۹$	$۰٫۳۲۵۹۳$	^{244}U
^{245}Pu	۹۴	$۲٫۴۱۱ \times 10^{-7}$	α	$۰٫۰۰۰۱$			$۰٫۳۰۲۴$	$۰٫۱۰$	$۰٫۳۰۲۴$	^{245}U
^{246}Pu	۹۴	۶۵۶۳	α				$۰٫۲۲۷۹$	$۰٫۱۵۵$	$۰٫۲۲۷۹$	^{246}U
^{247}Pu	۹۴	۱۴٫۴	β	$۰٫۰۰۵۲$			۱۰۳۰	$۰٫۳۰ \times 10^{-5}$	۱۰۳۰	^{247}Am
^{248}Pu	۹۴	$۳٫۷۶۳ \times 10^{-5}$	α	$۰٫۰۰۸۱$	$۰٫۰۰۰۱۴$		$۰٫۲۹۰۴$	۴٫۹۰۰	$۰٫۲۹۰۴$	^{248}U
^{249}Pu	۹۴	$۸٫۲۶ \times 10^{-7}$	α	$۰٫۰۰۰۷$	$۰٫۰۰۰۱$		$۰٫۲۷۱۲$	۴٫۵۷۶	$۰٫۲۷۱۲$	^{249}U
SPF (۰٫۱۲۵٪)										(محصولات شکافت)
^{241}Am	۹۵	۴۳۲٫۷	α	$۰٫۰۳۰۴$	$۰٫۲۸۷$		$۰٫۳۲۸۳$	$۰٫۵۳۹$	$۰٫۳۲۸۳$	^{241}Np
^{242}Am	۹۵	۱۴۱	IT (۹۹٫۵۵٪) α (۰٫۴۵٪)	$۰٫۰۴۰۳$	$۰٫۰۰۴۹$		$۰٫۳۰۸۴$	$۰٫۶۸۴$	$۰٫۳۰۸۴$	^{242}Am
^{243}Am	۹۵	۷۳۸۰	α	$۰٫۰۴۸۱$			$۰٫۳۱۴۹۶$	$۰٫۳۱۲۷$	$۰٫۳۱۴۹۶$	^{243}Np

نوکلید	عدد اتمی	نیمه‌عمر (سال)	مدهای اصلی واپاشی	انرژی‌های تابش اصلی (MeV/dis)			مقدار Q		پرتوزایی ویژه (Ci/g)	دختر(ها)
				α	ϵ	γ	W/C_i	$\frac{\text{Mev}}{\text{dis}}$		
^{238}Pu	۹۴	۲۸٫۵	α (۹۹٫۷۸٪)	۵٫۸۳۸۰	۰٫۱۱۲۹	۰٫۱۳۱۶	۰٫۳۶۰۵	۶٫۸۳	۵۱٫۶۲	
^{239}Am			EC (۲۴٫۰٪)							
^{240}Pu	۹۴	۱۸٫۱	α	۷٫۹۶۵۵		۰٫۰۰۱۶	۰٫۳۴۳۷	۵٫۷۹۸	۸۰٫۹۰	
^{241}Pu	۹۴	۸۵۰۰	α	۳٫۶۳۱۵	۰٫۱۳۴۲	۰٫۱۱۷۸	۰٫۳۳۲۹	۵٫۶۱۵	۰٫۱۷۱۷	
^{242}Pu	۹۴	۴۷۳۰	α	۳٫۷۶۴۵	۰٫۰۰۷۲	۰٫۰۰۱۴	۰٫۳۱۹۲	۵٫۳۸۵	۰٫۳۰۷۲	
^{243}Pu	۹۴	۱٫۵۶×۱۰ ^۷	α	۴٫۴۷۵۴		۰٫۳۱۵۲	۰٫۳۱۱۹	۵٫۲۶۳	۹٫۲۷۸×۱۰ ^{-۵}	
^{244}Pu	۹۴	۳٫۷۴×۱۰ ^{-۵}	α (۹۱٫۷۴٪)	۶٫۵۲۴۴			۰٫۲۷۵۷۷	۴٫۶۵۲۴	۴٫۲۵۱×۱۰ ^{-۳}	
(محصولات شکافت)			SPF (۸٫۲۶٪)							
^{250}Cf	۹۸	۲٫۶۴۵	α (۹۶٫۹۰۸٪) ()	۵٫۹۳۰۸	۰٫۰۰۵۱	۰٫۰۰۱۱	۰٫۳۵۱۹۱	۵٫۹۳۷۰	۵۳۷٫۸	
(محصولات شکافت)			SPF (۳٫۰۹۳٪)							

مراجع

- Applied Nuclear Science Data, AIC Software, Inc.:
<http://www.photcoef.com/23.html>
- IAEA Nuclear Data Centre: <http://iaeaand.iaea.or.at/>
- National Nuclear Data Centre, BNL: <http://www.nndc.bnl.gov/>
- Nuclear Information Service: <http://t2.lanl.gov/data/data.html>
- Nuclear physics: <http://www.rarf.riken.go.jp/rarf/np/nplab.html>
- Waste link: www.radwaste.org
- WWW table of radioactive isotopes: <http://ie.lbl.gov/toi/perchart.html>
- Lederer, C. M., Hollander, J. M., & Perlman, I. (1967). Table of Isotopes (6th ed.). John Wiley & Sons.
- Mashkovich, V. P. (1982). Protection Against Ionizing Radiation: Handbook. Moscow: Energoatomizdat.
- Wang, Y. (Ed.). (1969). Handbook of Radioactive Nuclides. Cleveland, OH: The Chemical Rubber Co.

فصل سوم

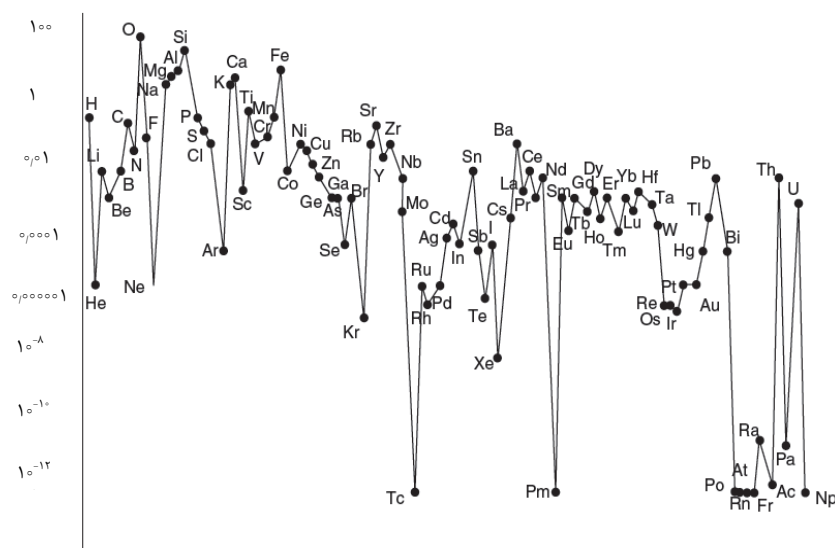
آلاینده‌ها و خطرات

۳-۱ فراوانی عنصری

ده عنصر O, Na, Mg, Al, Si, P, K, Ca, Ti و Fe، ۹۹٪ از قشر زمین را تشکیل می‌دهند، با این وجود، این عناصر کم مقدار و ناچیزند که برای اغلب موجودات زنده حیاتی می‌باشند. شکل ۳-۱ فراوانی نسبی عناصر شیمیایی را نشان می‌دهد. فرایندهای ژئوشیمیایی^۱، بعضی عناصر کم مقدار را در ذخایر معدنی خاصی متمرکز کرده است، به‌طوری‌که آنها به آسانی با معدن‌کاری قابل دسترس هستند. به‌عبارت دیگر عناصری که نسبتاً فراوان‌اند، ممکن است در مقادیر کوچک ولی به‌طور گسترده پراکنده باشند و آنها هرگز، یا بندرت به‌صورت ذخایر معدنی بزرگ و با غلظت بالا یافت می‌شوند. یک مثال معمول در این مورد، تیتانیوم است که به‌ویژه در همه سنگ‌های آذرین در مقادیر تا چند درصد یافت می‌شود، ولی علیرغم خواص مفیدش به‌عنوان یک فلز، فقط در سالیان اخیر به‌طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته است. این امر، بخشی به‌علت طبیعت پراکنده آن و بخشی نیز به‌دلیل مشکلات فنی در استخراج این عنصر از کانی‌های آن است.

¹. Geochemical

توزیع عناصر کم مقدار و ناچیز در سنگ‌های آذرین، تا حد زیادی با شعاع یونی یا اندازه آن کنترل می‌شود. عناصر کم مقدار و ناچیز با شعاع یونی مشابه با عناصر با فراوانی بالا، می‌توانند جایگزینی برای این عناصر در کانی‌های متداول سنگ‌های آذرین باشند. ساختارهای بلوری این منابع معدنی به‌عنوان فیلترهای ریز عمل کرده و اتم‌هایی را که دارای اندازه مناسبی هستند را پذیرفته و بقیه را رد می‌کنند. بنابراین، روبیدیوم با اندازه $1.47 \text{ \AA}$ به جای پتاسیم در فلدسپار KAlSi_3O_8 ^۱ مشارکت می‌کند زیرا شعاع آن نزدیک به پتاسیم ($1.33 \text{ \AA}$) است. به‌طور مشابه، گالیم و ژرمانیم، به‌ترتیب در کانی‌های آلومینیم‌دار و سیلیکاتی یافت می‌شوند. سزیم، با شعاع به مراتب بزرگ‌تر ($1.67 \text{ \AA}$)، در ساختار فلدسپار پذیرفته نمی‌شود و طی متبلور شدن کانی‌های اصلی در مایع مذاب باقی می‌ماند، تا اینکه غلظتش به چنان حدی برسد که قادر به تشکیل کانی مستقل پولوسیت^۲ ($\text{CsAlSi}_2\text{O}_6$) گردد.



شکل ۳-۱. میانگین مقدار عناصر در قشر زمین (بر حسب % وزنی).

^۱. Feldspar

^۲. Pollucite

بنابراین عناصری که از جنبه اندازه و میل ترکیب ژئوشیمیایی مشابه با عناصر با فراوانی زیاد هستند، در مقادیر کوچک در کانی‌های معمول پراکنده‌اند، ولی عناصری که به آسانی وارد کانی‌های متداول سنگ‌های آذرین نمی‌شوند، در ته مانده ماده مذاب باقی می‌مانند تا تبلور کامل شود. تبلور جزء به جزء ماگما (مواد مذاب آذرین)، به‌طور طبیعی در مایع باقی‌مانده ترکیب گرانیته رخ می‌دهد. تحت شرایط مناسب، این مایع باقی‌مانده به‌صورت سنگ با دانه‌های زیر و درشت موسوم به پگماتیت^۱، جامد می‌شود. پگماتیت‌ها به‌خاطر دارا بودن کانی‌های کمیاب و غیرعادی، معروف هستند و بسیاری از عناصر کم مقدار و ناچیز را در خود مشارکت می‌دهند و از منابع تجاری لیتیم، بریلیم، اسکاندیم، ایتیم، عناصر نادر خاکی، سزیم، نیوبیم، تانتالم و کلیه عناصری که به دلیل خواص ویژه ژئوشیمیایی آنها در مایع باقی‌مانده تغلیظ شده‌اند، محسوب می‌شوند. جدول ۱-۳، توزیع عنصری را در خاک، پوسته، ذخایر معدنی و سنگ‌های آذرین نشان می‌دهد.

جدول ۱-۳. متوسط فراوانی طبیعی عناصر بر حسب ppm.

عنصر	خاک	پوسته	ذخایر معدنی	سنگ آذرین
Mn	۸۵۰	۹۷۵	۷۶۰	۱۰۰۰
Ba	۵۰۰	۴۵۰	۶۹۰	۶۴۰
Zr	۳۰۰	۱۹۰	۲۰۰	۱۷۰
Sr	۳۰۰	۳۸۵	۴۵۰	۳۵۰
Cr	۲۰۰	۱۵۰	۱۳۰	۱۱۷
V	۱۰۰	۱۴۵	۱۳۰	۹۰
Zn	۵۰	۱۲۵	۸۰	۸۰
Ce	۵۰	۴۶	۵۰	۴۰
Ni	۴۰	۹۵	۹۵	۱۰۰
Li	۳۰	۴۵	۶۰	۵۰
Ga	۲۰	۱۵	۳۰	۲۰
Cu	۲۰	۷۵	۵۷	۷۰
Nb	۱۵	۲۰	۲۰	۲۰
Pb	۱۰	۱۵	۲۰	۱۶
Sn	۱۰	۴۰	۱۶	۳۲

^۱. Pegmatite

عنصر	خاک	پوسته	ذخایر معدنی	سنگ آذرین
B	۱۰	۱۰	۵۶	۱۳
Co	۱۰	۳۵	۲۲	۱۸
Be	۶	۴٫۵	۵	۴٫۲
Ge	۵	۴	۴٫۵	۲
As	۵	۳٫۴	۶٫۶	۲
Cs	۵	۱	۱۰	۱۰
Mo	۲٫۵	۲٫۳	۲	۱٫۷
Ag	۱	۰٫۰۶	۰٫۵	۰٫۲
Cd	۰٫۵	۰٫۲	۰٫۵	۰٫۱۳
Se	۰٫۵	۰٫۰۷	۰٫۶	۰٫۰۱
W	-	۱٫۲	۲	۲
Sb	-	۰٫۶	۱٫۲۵	۰٫۳
Hg	۰٫۰۱	۰٫۰۷	۰٫۰۴	۰٫۰۶
Bi	-	۰٫۳۴	۰٫۰۱	۰٫۱
Au	-	۰٫۰۰۱	-	۰٫۰۰۱

۲-۳ مهاجرت و توزیع مجدد

سه فرایند اصلی منتهی به مهاجرت و توزیع مجدد عناصر در محیط‌زیست زمین عبارتند از: در درجه اول به دلیل فعالیت آتشفشانی، دوم به علت فاکتورهای جوی، و بالاخره برخورد و دخالت در طبیعت به سبب عملکرد گونه‌های زنده.

مهاجرت و توزیع مجدد عناصر به وسیله فاکتورهای جوی سبب خرد شدن سنگ‌ها و ورود عناصر از آن به منابع آبی می‌شود. باید تأکید شود که عملاً هرگز در طبیعت، بین محلول‌های آبی و کانی‌های جامد تعادل برقرار نمی‌شود.

تحرك يك عنصر به شرایط زیست محیطی (اغلب کاهندگی/ اکسید کنندگی) وابسته است. جدول ۲-۳ داده‌هایی را در مورد تحرك نسبی عناصر، در ارتباط با حالت کاهندگی- اکسیدکنندگی محیط ارائه می‌دهد. این جدول نشان می‌دهد که بسیاری عناصر در محیط کاهنده،

جدول ۳-۲. تحرک نسبی عناصر در محیط.

محیط				تحرک نسبی
کاهندگی	خنثی تا بازی	اسیدی	اکسیدکنندگی	
Cl, I, Br	Cl, I, Br, S, B, Mo, V, U, Se, Re	Cl, I, Br, S, B	Cl, I, Br, S, B	خیلی زیاد
Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra	Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra	Mo, V, U, Se, Re, Ca, Na, Mg, F, Sr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Mo, V, U, Se, Re, Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra, Zn	زیاد
	As, Cd	As, Cd	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, As, Cd	متوسط
Si, P, K, Fe, Mn	Si, P, K, Pb, Li, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Fe, Mn	Si, P, K, Pb, Rb, Li, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Fe, Mn	Si, P, K, Pb, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl, Li	کم
Al, Ti, Sn, Pt, Cr, Zr, Th, REE, S, B, Mo, V, U, Se, Re, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, As, Cu, Pb, Li, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Ge, Cs, Tl	Al, Ti, Sn, Te, Cr, Zr, Th, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, REE	Al, Ti, Sn, Pt, Cr, Zr, Th, REE	Fe, Mn, Al, Ti, Ta, Pt, Cr, Zr, Th, REE	خیلی کم

دارای تحرک کمتری نسبت به محیط اکسید کننده مرطوب هستند. به همین دلیل اغلب طرح‌های پسمان‌گور پسماند پرتوزا (جایی که دخول احتمالی آب مورد انتظار است) طراحی شده‌اند تا در عمق زیاد زمین که چنین شرایطی ایجاد می‌کند عمل کنند. تحرک عنصری تحت شرایط اکسید کنندگی، همانگونه که از ابتدا در مورد تأسیسات انبارش پسماند در کوه یوکا^۱ در ایالات متحده آمریکا، که بر روی سفره آبی در یک صحرا واقع شده، خیلی پایین است. با این وصف، همان‌طور که

^۱. Yucca

در جدول ۳-۲ نشان داده شده، اگر در آینده محیط مرطوب شود و بسته‌بندی پسماند صدمه ببیند، جابه‌جایی عنصری از کوه یوکا سریع خواهد بود.

خاک به‌عنوان بستر گیاهان عمل می‌کند و بنابراین در زنجیره غذایی حیات حیوانی در موقعیت بالاتر قرار دارد. خاک، سطوح زمین را پوشانده و به‌وسیله فعل و انفعالات طبیعی، فیزیکی، شیمیایی و نیروهای زیستی بر باقی‌مانده سفت نشده (سنگپوش) صخره‌ها و کانی‌ها در سطح زمین تشکیل می‌گردد. مهمترین جزء سازنده خاک، خاک رسی است که توسط هوازدگی فلدسپارها و سایر سیلیکات‌ها و شستشوی بازها و مقداری سیلیس تشکیل می‌شود. دو نوع عمده از خاک رس وجود دارد که شامل خاک رس با نسبت ۱:۱ (مرکب از لایه‌های متناوب چهاروجهی (سیلیس) و هشت‌وجهی (آلومینا))، که ناشی از شستشوی سریع است و خاک رس با نسبت ۲:۱ (مرکب از یک لایه هشت‌وجهی بین دو لایه چهاروجهی)، که به‌وسیله شستشوی تدریجی تشکیل می‌شود. جزء سازنده با اهمیت دیگر خاک، گیاه خاک است که با تجزیه نسبتاً سریع ماده آلی تشکیل می‌شود.

توزیع مجدد بیشتر عناصر به‌وسیله گونه‌های زنده عملی می‌شود. عناصر مختلف دارای اهمیت متفاوتی هستند و در چرخه‌های زیستی موجودات زنده درگیر می‌باشند. برخی عناصر برای فرایندهای پیچیده سوخت و ساز ضروری هستند تا رشد کافی به‌وجود آید و به ماکروعنصرها^۱، معروف هستند. نه عنصر این گروه را می‌سازند: C, H, O, N, K, Ca, Mg, P و S. بقیه عناصر ضروری معدنی در مقادیر کوچک‌تری مورد نیازند ($\leq 1\%$) و به میکروعنصرها^۲ موسومند. اینها شامل Fe, Cl, Mn, B, Cu, Mo و Zn هستند. ماکروعنصرهای C, H, O و N سازنده بیش از ۹۶٪ وزن خشک گیاهان هستند. مقادیر تقریبی عناصر شیمیایی در بدن انسان (بر حسب ٪ وزن مرطوب) چنین برآورد شده است: (۶۵) O, (۱۸) C, (۱۰) H, (۳) N, (۲) Ca, (۱/۱) P, (۰/۲۵) S, (۰/۲۰) K, (۰/۱۵) Na, (۰/۱۵) Cl, (۰/۰۵) Mg, (۰/۰۰۴) Fe, (۰/۰۰۰۱۵) Cu, (۰/۰۰۰۱۳) Mn و (۰/۰۰۰۰۴) I. همچنین مقادیری اندک از حدود ۲۰ عنصر دیگر (از جمله Zn, Co, Si, Mo, Se, Al, As, Ba, B, Br, Cd و Cr) نیز وجود دارند.

۳-۳ خطر بالقوه

مازاد بعضی عناصر در محیط‌زیست می‌تواند سبب اثرات مضر بر افراد شود. اینکه یک ماده به‌عنوان سم عمل نماید بستگی به مقدار آن دارد. برای توصیف این کمیت برای هر آلاینده بالقوه از جمله

^۱. Macroelements

^۲. Microelements

هسته‌های پرتوزا، مقادیر حداکثر غلظت‌های مجاز^۱ یا سطح مداخله^۲ مورد استفاده قرار می‌گیرد. این مقادیر در اسناد قانونی، هم برای هوا و هم برای آب آشامیدنی ارائه شده است. مفهوم دز مهم است زیرا مطابق آن، حتی ماده‌ای به بی‌ضرری آب نیز اگر به مقدار خیلی زیاد خورده شود سم به حساب می‌آید. اصطلاح سمیت، برای تعیین میزان خطر مواد برای انسان مورد استفاده قرار می‌گیرد.

حجم معینی از یک ماده V حاوی تعدادی از هسته‌های پرتوزا را در نظر بگیرید. خطر بالقوه قورت دادن یا سمیت پرتوی (H_p)، به صورت حجم آب آشامیدنی تعریف می‌شود که لازم است در آن حجم، ماده اولیه رقیق گردد تا سطح قابل قبولی از هسته‌های پرتوزا به دست آید به طوری که غلظت‌ها پایین‌تر از IL_i باشد:

$$H_p(t) = \sum_i \frac{C_i(^{\circ}) \exp(-\lambda_i t)}{IL_i} V \quad (۱-۳)$$

که $C_i(^{\circ})$ غلظت اولیه هسته پرتوزا λ_i ثابت واپاشی و t زمان است. خطر بالقوه بر حسب واحدهای حجم ($V(m^3)$) سنجیده می‌شود. هر چه خطر بالقوه برای یک آلاینده معین بالاتر باشد، به حجم بیشتری از آب برای رقیق‌سازی نیاز خواهد بود. خطر بالقوه، حداکثر حجم ممکن از آب آشامیدنی آلوده شده را زمانی نشان می‌دهد که آلاینده‌ها به طور کامل در آب حل شده باشند. خطر بالقوه استنشاق یا سمیت پرتو به صورت حجمی از هوا تعریف می‌شود که در آن ماده اولیه باید رقیق گردد تا میزان مجازی از هسته‌های پرتوزا به دست آید به نحوی که این سطح، از معیار IL_i فراتر نرود.

شکل ۳-۲، خطر بالقوه استنشاق پسماند با پرتوزایی سطح بالا حاصل از بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده طی کارکرد یک ساله یک نیروگاه انرژی هسته‌ای ۱ GW، بر حسب تابعی از زمان را نشان می‌دهد. با توجه به مقیاس‌های زمانی طولانی، در این شکل و بسیاری شکل‌های دیگر از مقیاس لگاریتمی استفاده شده است.

^۱. Maximum permissible concentrations(MPC)

^۲. Intervention levels(IL)

شکل ۳-۲ نشان می‌دهد که در یک مقیاس زمانی ۱۰۰,۰۰۰ ساله (۵ در مقیاس لگاریتمی)، بسیاری از محصولات شکافت به‌طور قابل ملاحظه‌ای واپاشی می‌کنند. با این وجود، تولید ^{226}Ra از واپاشی U (شکل ۵-۱) و ^{129}I با نیمه‌عمر بالا (بخش ۱۱-۴) مشکل‌زا است. شاخص بدون بعد خطر بالقوه یا سمیت پرتوی $I_p(t)$ ، با تقسیم خطر بالقوه به حجم اولیه ماده به‌دست می‌آید:

$$I_p(t) = \sum_i \frac{C_i(\circ) \exp(-\lambda_i t)}{IL_i} \quad (2-3)$$

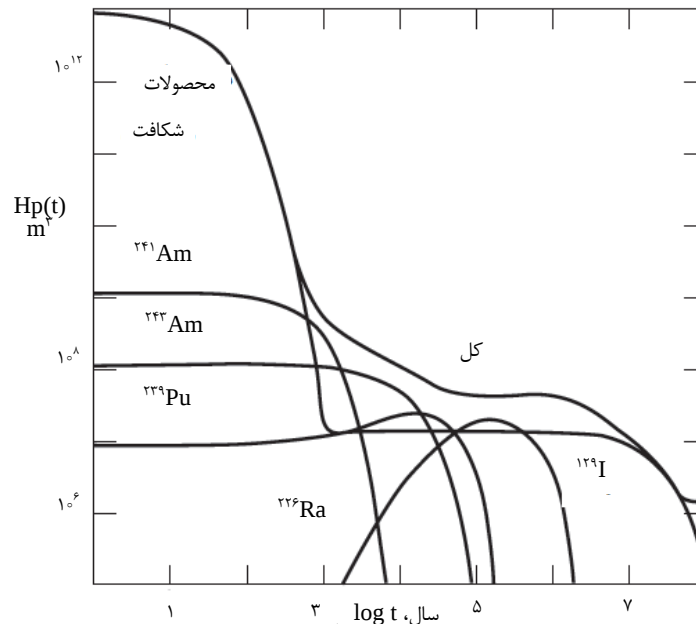
شاخص خطر بالقوه، حداکثر نسبت رقیق‌سازی لازم برای تهیه آب آشامیدنی را به‌دست می‌دهد. رقیق‌سازی آلاینده‌ها برای به‌دست آوردن ماده غیرآلوده، قدیمی‌ترین و آسان‌ترین گزینه در دسترس است. این راه به‌طور پیوسته در طبیعت و به‌وسیله انسان استفاده شده است. با این وصف، این راه وقتی مورد استفاده قرار می‌گیرد که کل مقدار آلاینده‌ها نسبتاً پایین باشد. برای منابع صنعتی آلاینده‌ها، این روش در بسیاری موارد غیر قابل قبول است چون شاخص خطر بالقوه خیلی بالا است. شاخص خطر بالقوه مساوی یا کمتر از واحد، بیانگر فقدان خطر آلودگی است. برای آلاینده‌ای پرتوزا (مثلاً برخلاف فلزات سنگین)، شاخص خطر بالقوه با زمان کاهش می‌یابد. سرانجام، خطر آلودگی وقتی که $IP(t) < 1$ باشد از بین می‌رود.

۳-۴ خطر نسبی

محیط‌زیست، به‌طور طبیعی دارای مواد آلاینده است هرچند که در مقایسه با مواد ساخته دست بشر، معمولاً در غلظت‌های کمتری قرار دارند. شاخص نسبی سمیت پرتوی به‌عنوان تابعی از زمان یک پسماند $RTI(t)$ ، به‌صورت نسبت خطر بالقوه پسماند به خطر بالقوه سنگ معدن طبیعی تعریف می‌شود:

$$RTI(t) = \frac{H_p(\text{پسماند})}{H_p(\text{سنگ معدن})} = \frac{I_p(\text{پسماند})}{I_p(\text{سنگ معدن})} \quad (3-3)$$

¹. Relative radiotoxicity index

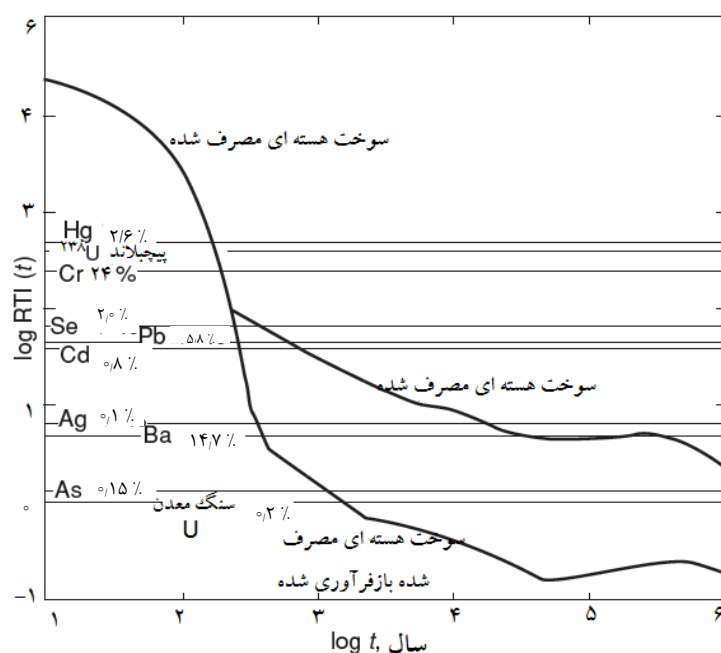


شکل ۳-۲. خطر بالقوهٔ بلع پسماند با پرتوزایی سطح بالا.

این رابطه امکان مقایسهٔ مشارکت آلاینده‌های مصنوعی به طبیعی در مورد سمیت مواد را فراهم می‌کند. برای نمونه، سمیت پرتوزایی بالقوهٔ سوخت هسته‌ای مصرف شده را می‌توان با سنگ معدن اورانیم ۰/۲٪ مورد استفاده برای تولید سوخت هسته‌ای مقایسه کرد. شکل ۳-۳، شاخص نسبی سمیت پرتوی سوخت هسته‌ای مصرف شده حاصل از راکتورهای آب سبک را، به صورت تابعی از زمان نشان می‌دهد.

سمیت پرتوی نسبی پسماند پرتوزا با گذشت زمان کاهش می‌یابد. سوخت مصرف شده راکتورهای آب تحت فشار^۱ معمول، حاوی تقریباً ۹ g اکتینیدها (عمدتاً ^{239}Pu) و تقریباً ۳۵ g محصولات شکافت به‌ازای هر کیلوگرم سوخت است. فاکتور RTI برای سوخت مصرف شده راکتورهای آب تحت فشار با گذشت زمان کاهش می‌یابد و پس از تقریباً ۴۸۰,۰۰۰ سال، همسان با سنگ معدن اورانیم طبیعی می‌شود.

^۱. Pressurised water reactor (PWR)



شکل ۳-۳. سمیت نسبی بعضی مواد به صورت تابعی از زمان.

با این وجود، اگر سوخت هسته‌ای بازفرآوری شود و پلوتونیم بازیافت گردد، سمیت پسماند پس از تقریباً ۲۰۰۰ سال، کمتر از اورانیوم طبیعی می‌شود. شکل ۳-۳ همچنین بیانگر RTI برای سنگ‌های معدنی حاوی Hg, Cr, Se, Pb, Cd, Ag و As است که نشان می‌دهد، سمیت آنها به عنوان مواد سمی پایدار بوده و برخلاف هسته‌های پرتوزا، سرانجام با گذشت زمان از بین نمی‌رود.

۳-۵ مفهوم خطر حقیقی

آلاینده‌های پسماند لزوماً به طور کامل در آب حل نمی‌شوند، بنابراین خطر حقیقی یا خطر باقی‌مانده مواد $H(t)$ ، خیلی کمتر از حالت بالقوه آن $H_p(t)$ است. به طور واضح، اگر آلاینده‌ها به شکل محلول‌های آبی یا نمک‌هایی باشند که به آسانی محلول‌اند، خطر حقیقی معادل با خطر بالقوه خواهد بود. در مقابل، مواد سمی حاصل از مواد پایدار و نامحلول، در آب حل نمی‌شوند و بنابراین در عمل خطر آن حداقل است. خطر حقیقی (باقی‌مانده) فرم‌های پسماند موردنظر برای سرعت‌های انحلال محدود را می‌توان از این رابطه محاسبه کرد:

$$H(t) = \sum_i \frac{C_i(\cdot) \exp(-\lambda_i t)}{IL_i} \Phi_i V \quad (4-3)$$

که ضریب بی بعد $\Phi_i \leq 1$ ، برابر با بخش‌های فهرست موجودی منتشر شده برای هر هسته پرتوزا از فرم پسماند معین است.

شاخص بی بعد خطر حقیقی (باقی مانده) یا سمیت پرتوی $I(t)$ با فرمول زیر ارائه می‌شود:

$$I(t) = \sum_i \frac{C_i(\cdot) \exp(-\lambda_i t)}{IL_i} \Phi_i \quad (5-3)$$

بنابراین بازده یک فرم پسماند، به وسیله ضریب Φ_i که شهادی بر منتشر شدن هسته‌های پرتوزا از پسماند به محیط است مشخص می‌شود. برای یک محلول آبی (پسماند مایع) به طور وضوح، $\Phi_i = 1$ است در صورتی که برای پسماندهای پایدار، ممکن است $\Phi_i \ll 1$ باشد. هرچه فرم پسماند پایدارتر باشد، مقادیر Φ_i کوچک‌تر خواهد بود.

۳-۶ فاکتورهای ساختاری که خطر را کاهش می‌دهند

عکس ضریب Φ_i ، ضریب ماند یا فاکتور تأخیری فرم پسماند برای هسته پرتوزای معین λ_m است. ضریب Φ_i می‌تواند از رفتار خوردگی مشخص یک فرم پسماند در آب محاسبه گردد. سه فرم پسماند را در نظر بگیرید: فلزات، شیشه‌ها و سیمان‌ها به عنوان بافت‌های تثبیت کننده برای هسته‌های پرتوزای دارای طول عمر کوتاه (با نیمه عمرهای $T_{1/2, i}$ کوچک‌تر از سی سال). یک مانع فلزی به ضخامت d پس از زمانی خورده خواهد شد:

$$\tau_c = \left(\frac{d}{D_{oc}}\right)^{1/a} \quad (6-3)$$

که D_{oc} و a ضرایب تعیین کننده پیشرفت خوردگی با زمان است: $D = D_{oc} t^a$. بنابراین ضرایب Φ_{mi} برای یک مورد فلزی را می‌توان به این صورت تعریف نمود:

$$\Phi_{mi} = \Theta(t - \tau_c) \quad (7-3)$$

که $\Theta(t)$ تابع پله واحد است ($\Theta(t) = 1$) اگر $t > 0$ و در غیر این صورت ۰ است. این نشان می‌دهد که یک پسماند محصور شده در جای فلزی، تا زمان τ_c آب را آلوده نمی‌کند و فقط ممکن است پس از زمان‌های فراتر از τ_c آن را آلوده نماید. خوردگی در فرم‌های پسماند شیشه‌ای، از طریق تبادل یون نفوذی کنترل شده نامتجانس و نیز انحلال شبکه شیشه رخ می‌دهد (بخش ۲-۶ را ببینید). برای یک فرم پسماند شیشه‌ای، ضریب Φ_{gi} تابعی از زمان است، اما برای $T_{1/2,i} \gg t$ ، منتهی به حداکثر مقادیر ممکن می‌شود:

$$\Phi_{gi} \approx \frac{S}{V} \left(\sqrt{1/44 D_i T_{1/2,i}} + 1/44 r_c T_{1/2,i} \right) \quad (۸-۳)$$

که $\frac{S}{V}$ عبارت از نسبت سطح فرم پسماند به حجم آن (m^{-1}) است، و D_i ضریب نفوذ مؤثر (m^2/s) و r_c سرعت انحلال شیشه (m/s) است. یک فرم پسماند تثبیت شده با سیمان، هسته‌های پرتوزا را از طریق مکانیسم‌های نفوذی منتشر می‌کند (بخش ۲-۴ را ببینید)، بنابراین بخش‌های موجودی منتشر شده Φ_{ci} را می‌توان به صورت مجانبی ($T_{1/2,i} \gg t$) توسط این رابطه برآورد کرد:

$$\Phi_{ci} \approx \frac{S}{V} \left(\sqrt{1/44 D_i T_{1/2,i}} \right) \quad (۹-۳)$$

که $\frac{S}{V}$ نسبت سطح فرم پسماند به حجم (m^{-1})، و D_i ضریب نفوذ مؤثر هسته‌های پرتوزا (m^2/s) است. فاکتورهای فروشویی پسماند ($\frac{\text{سانتی‌متر مربع}}{\text{روز}}$)، L_i را می‌توان در مقابل D_i برای ترکیب‌های پسماند تثبیت شده با سیمان مورد استفاده قرار داد. اینها را می‌توان از طریق آزمون‌های فروشویی استاندارد، مانند پروتکل آزمون (ISO ۶۹۶۱-۱۹۸۲) تعیین کرد. فاکتور کاهش میانگین یک فرم پسماند را می‌توان به صورت نسبت خطر حقیقی به خطر بالقوه تعریف کرد:

$$K_{wf} = \sum_i \left(\frac{C_i(^{\circ})}{IL_i} \right) \exp(-\lambda_i t) / \sum_i \left(\frac{C_i(^{\circ})}{IL_i} \right) \exp(-\lambda_i t) \Phi_i \quad (۱۰-۳)$$

جدول ۳-۳، خصوصیات ماند و فاکتورهای کاهش خطر سه نوع بافت سیمانی تعیین شده برای ترکیب پسماند پرتوزای مشابه را نشان می‌دهد. هرچه خواص ماند یک فرم پسماند بهتر باشد، فاکتور کاهش خطر متوسط آن بالاتر است. در نتیجه به نظر می‌رسد که سیمان حاوی آلومینای بالا، بافت تثبیت کننده پسماند بسیار مساعدی باشد.

جدول ۳-۳. فاکتورهای کاهش بافت‌های سیمانی مختلف دارای پسماند مشابه.

فرم پسماند	فاکتور فروشویی، $L(\text{cm}^2/\text{روز})$	فاکتور کاهش خطر متوسط، K_{wf}
سیمان پرتلند	8.5×10^{-6}	۳۲
سیمان پرتلند با ترکیب سرباره کوره	2.5×10^{-6}	۶۰
سیمان حاوی آلومینای بالا	2.5×10^{-6}	۲۲۲

برای یک سامانه دارای چند مانع تثبیت کننده، ظرفیت ماند کلی را می‌توان به وسیله ضرب بخش‌های موجودی منتشر شده برای هر مانع ارزیابی نمود. برای مثال، یک فرم پسماند تثبیت شده با سیمان در بشکه‌ای فلزی، توسط مقدار کل فهرست موجودی منتشر شده مشخص می‌شود:

$$\Phi_{\Sigma i} = \Phi_{mi} \times \Phi_{ci} \quad (11-3)$$

معادله ۱۱-۳ نشان می‌دهد که تا زمان τ_c ، پسماند آب را آلوده نمی‌کند. برای زمان‌های پس از τ_c ، پسماند دارای اثر محدودی است، که در این حالت توسط فروشویی نفوذی کنترل شده هسته‌های پرتوزا، از بافت سیمان تعیین می‌شود (معادله ۳-۹ را ببینید).

مراجع

- Element abundance in solar system:
<http://www.greenspirit.org.uk/resources/>
- Encyclopaedia Britannica: <http://www.britannica.com/>
- Environmental, chemistry and hazardous materials information and resources: <http://environmentalchemistry.com/yogi/periodic/>
- Periodic table home page: <http://www.webelements.com/> webelements
- Barinov, A. S., Ozhovan, M. I., Sobolev, I. A., & Ozhovan, N. V. (1990). Potential hazard of solidified radioactive wastes. *Soviet Radiochemistry*, 32, 417–421.
- Cohen, B. L. (1977). High-level radioactive waste from light-water reactors. *Review of Modern Physics*, 49, 1–20.
- IAEA. (1996). International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources (Safety Series No. 115). Vienna: IAEA.
- International Organisation for Standardisation. (1982). Long-Term Leach Testing of Solidified Radioactive Waste Forms (ISO 6961–1982). Geneva.
- Koplik, C. M., Kaplan, M. F., & Ross, B. (1982). The safety of repositories for radioactive wastes. *Review of Modern Physics*, 54, 269–312.
- Lederer, C. M., Hollander, J. M., & Perlman, I. (1967). Table of Isotopes (6th ed.). John Wiley & Sons.
- Lopatkin, A. V., Velichkin, V. I., Nikipelov, B. V., & Poluektov, P. P. (2002). Radiation equivalence and natural similitude in handling radioactive wastes. *Atomic Energy*, 92, 341–348.
- Ojovan, M. I., Lee, W. E., Sobolev, I. A., Karlina, O. K., & Arustamov, A. E. (2004). Metal matrix immobilisation of sealed radioactive sources for safe storage, transportation and disposal. *Proc. Int. Conf. WM'04*, Tucson, Arizona, USA, 4085.pdf.
- Pace, L. Di, & Natalizio, A. (2003). A radio toxicity index for fusion waste. *Proc. Int. Conf. ICEM'03*, Oxford, England, 4889.pdf.
- Sullivan, T. (2001). Overview of the waste container and waste package performance as it relates to safety assessment of low and intermediate-level radioactive waste disposal. Co-Ordinated Research Programme Long Term Behaviour of Low and Intermediate Level Waste Packages Under Repository Conditions, IAEA, Vienna, pp. 1–28.

- Sullivan, T., & Lemos, F. (2001). Distributed container failure models for the DUST-MS computer code. Proc. Int. Conf. WM'01, Tucson, Arizona, USA, CD-ROM.
- Wang, Y. (Ed.). (1969). Handbook of Radioactive Nuclides. Cleveland, OH: The Chemical Rubber Co.
- Yepimakhov, U. N., & Oleinik, M. S. (2000). Ecological danger of cementing products of mineralized liquid radioactive waste concentrates. Ecological Chemistry, 9, 116–120.

فصل چهارم

فلزات سنگین

۴-۱ آلاینده‌های فلزی

در حالی که ممکن است موضوع این فصل خارج از مقوله کتابی به نظر آید که در مورد پسماند پرتوزا است، ولی احساس می‌کنیم مناسب باشد مقایسه‌ای بر روی مشکلات ناشی از عناصر فلزی سنگین، با مسائلی که همراه با هسته‌های پرتوزا است، انجام شود. برخلاف عناصر پرتوزا، سمیت عناصر پایدار با گذر زمان کاهش نمی‌یابد؛ و فقط می‌تواند تغییر شکل دهد. شکل‌های خاصی از بعضی فلزات، حتی در مقادیر نسبتاً جزئی می‌توانند کاملاً سمی باشند. آلودگی فلزی احتمالاً به‌طور نامحدود با ما خواهد بود، مگر اینکه موارد احتیاطی مدنظر قرار گیرد.

مواردی از بی‌احتیاطی، حین سروکار داشتن با فلزات سنگینی مثل Cd، Pb و Hg نشان دهنده جدی بودن پرتوگیری سطح بالا است. در سال ۱۹۵۰، مسمومیت مزمن به کادمیم ناشی از مصرف برنج، به‌علاوه کمبودهای رژیم غذایی، باعث همه‌گیری آسیب کلیوی و یک نوع بیماری دردناک اسکلتی در ژاپن شد. نوعی بیماری که به سبب مسمومیت با جیوه ناشی از مصرف ماهی صید شده از یک خلیج آلوده در همین کشور به‌وجود آمد، به بیماری میناماتا^۱ معروف گردید. در دهه‌های

^۱. Minamata

۱۹۵۰ و ۱۹۶۰، وقتی بسیاری از کشاورزان برای جلوگیری از رشد کپک، بذرهای خود را با متیل جیوه مخلوط کردند اثراتی حاد بر زندگی پرندگان مشاهده شد. مسمومیت ناشی از آرسنیک در منابع آبی، که غالباً بشر عامل آن نبود در بسیاری نواحی به‌ویژه نواحی کم شیب بنگلادش مشکلات جدی فراهم ساخت.

۴-۲ چرخه زیست زمین شیمیایی^۱

فلزات به شکل‌های متنوعی مثل یون‌های محلول در آب، بخار، یا به شکل نمک یا کانی‌ها در سنگ‌ها وجود دارند. آنها همچنین با مولکول‌های آلی و معدنی تشکیل پیوند داده، یا به ذراتی در هوا متصل می‌شوند. هم فرایندهای طبیعی و هم فرایندهای مصنوعی، منابع انتشاردهنده فلزات به هوا و آب هستند. منابع فلزات شامل فرسایش سنگ و فعالیت‌های انسانی، مثل معدن کاری، فرآوری فلز، و سوزاندن سوخت‌های فسیلی می‌باشند. فلزات سنگین موجود در کالاهای مصرفی و فرایندهای صنعتی، با سوزاندن و دفن زباله در محل‌های دفن، وارد محیط‌زیست می‌شوند. این موارد، شار فلزات را که می‌توانند به‌وسیله باد و آب انتقال یابند، افزایش می‌دهد و بنابراین راهی به سوی گیاهان، حیوانات و سرانجام انسان پیدا می‌کنند. عناصر از طریق چرخه‌های زمین شیمیایی و زیست زمین شیمیایی، پیوسته در محیط‌زیست در حال گردش هستند. شکل ۴-۱ چرخش زیست زمین شیمیایی عناصر را نشان می‌دهد.

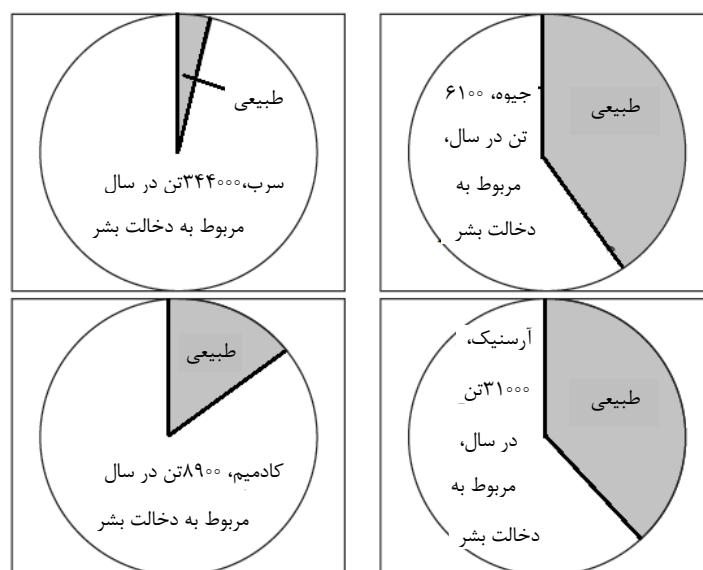
اثر فلزات در محیط زیست، تا حد زیادی وابسته به آن است که آیا آنها در شکلی هستند که بتوانند به‌وسیله گونه‌های زنده گرفته شوند. سرب ممکن است به‌شدت در ذرات رسوبی جذب شود و بنابراین عمدتاً در دسترس نیست؛ در حالی که یون‌های کادمیم قادرند به‌طور مستقیم از آب، به‌وسیله گونه‌های زنده جذب شوند. جیوه قویاً به رسوبات و مواد آلی پیوند می‌خورد ولی ریزجانداران^۲ قادرند جیوه معدنی را به متیل جیوه تبدیل کنند، که هم توسط موجودات آبی و هم موجودات خاکی به‌راحتی جذب می‌شود.

^۱. Biogeochemical

^۲. Microorganisms

فلزات سنگین اجزای متشکله طبیعی قشر زمین بوده و در همه اکوسیستم‌ها^۱، در غلظت‌های متنوعی موجود هستند. منابع اصلی مربوط به دخالت بشر در بخش فلزات سنگین، منابع گوناگون صنعتی شامل فعالیت‌های حال و گذشته معدنکاری، ذوب و گداخت فلزات و منابع انتشار مانند لوله‌کشی، سوزاندن محصولات فرعی و دود حاصل از بخش حمل و نقل می‌باشند. فعالیت انسان به شدت چرخه‌های زیست زمین شیمیایی و توازن بعضی فلزات سنگین در محیط‌زیست را تغییر داده است (شکل ۴-۲).

فعالیت انسانی سبب افزایش قابل توجهی در غلظت فلزات سنگین موجود در خاک‌های کشاورزی و جنگل و علاوه بر آن در رسوبات دریا و خشکی شده است. تجزیه نمونه‌های یخی برگرفته از گرینلند، بر تأثیر فعالیت انسانی بر چرخه جوی فلز سنگین از عصر امپراطوری روم دلالت دارد. هرچند که این امر از زمان انقلاب صنعتی در میانه قرن نوزدهم اهمیت پیدا کرد. از آن دوره تا سال ۱۹۸۰، رشدی نمایی در انتشار فلز سنگین به جو اتفاق افتاد. افزایش در میزان فلزات سنگین، به‌طور مکرر در نواحی دورافتاده که هزاران کیلومتر دور از منابع اصلی انتشار آن واقع بود مشاهده گردید، مشاهده‌ای که فقط می‌توان آن را به‌وسیله انتقال دوربرد جوی فرا مرزی توضیح داد.



شکل ۴-۲. انتشار جهانی فلزات به جو در سال ۱۹۸۳.

¹. Ecosystems

۴-۴ فلزات سنگین در موجودات زنده

فلزات وقتی جذب شوند، به وسیله سامانه گردش خون در بدن پخش می‌شوند. بسیاری از فلزات در بدن تحت تبدیل شیمیایی واقع می‌شوند، که گاهی سمیت آنها را کم می‌کند ولی در مواردی ممکن است سمیت آنها را افزایش دهد. مهمترین فرایند برای چنین تبدیلات زیستی، تشکیل کمپلکس‌های خنثی و گسست یا ساخت پیوندهایی با کربن، مثل متیل دار کردن^۱ و متیل زدایی^۲ است. تشکیل کمپلکس‌های «فلز- پروتئین خنثی» نقش مهمی در سمیت‌زدایی Cu, Zn, Cd و Hg دارد. عنصر Se قادر است سمیت As, Cd و Hg را به طریقی مشابه کاهش دهد. بنابراین سطوح بالایی از Se در محیط‌زیست می‌تواند در مقابل سمیت این عناصر حفاظ ایجاد نماید. تشکیل پیوندهای کربنی از طریق متیل دار کردن، سمیت As و Se را کم می‌کند، زیرا به حیوان این امکان را می‌دهد که فلز را دفع نماید. در مقابل، متیل دار کردن Hg سمیت آن را افزایش می‌دهد زیرا متیل جیوه سمی‌تر از شکل‌های معدنی Hg است. بازده جذب^۳، معیاری است که نشان می‌دهد (بر حسب درصد) چه مقدار از فلز در دسترس، در یک بافت خاص تجمع می‌یابد. فلز جذب شده به تدریج از طریق فرایند سوخت و ساز، از بافت خارج می‌شود. زمان مورد نیاز برای تخلیه^۴ نیمی از فلز جذب شده از موجود زنده، به نیمه‌عمر زیستی^۴ معروف است. در صورتی که جذب فلزات بیشتر از دفع آن باشد، میزان فلز در موجودات زنده افزایش می‌یابد. جدول ۴-۱ نشان می‌دهد که چگونه موجودات به‌طور کارا قادر به جذب یا تخلیه فلزات سنگین هستند. فلزات سنگین تمایل دارند در مکان‌های خاصی در جانداران، تجمع یابند. تجمع Cd ترجیحاً در کلیه، Hg در کبد و Pb در اسکلت است. تجمع عنصر می‌تواند در سراسر زندگی ادامه یابد و عامل اصلی مسمومیت مزمن است. در مقایسه با آلاینده‌های آلی، تجمع فلزات در بافت پروتئینی و استخوان نسبت به بافت چربی ترجیح دارد.

جدول ۴-۱. بازده جذب و نیمه‌عمر زیستی Pb, Cd و Hg.

فلز	موجود زنده	بازده جذب	نیمه‌عمر
Pb	پستانداران	۱۰-۵٪ از روده‌ها ۳۰-۵۰٪ از شش‌ها	۴۰ روز در بافت نرم ۲۰ روز در استخوان
Cd	ماهی	۱٪ از روده ۱٪ از آب شش	۲۴-۶۳ روز

^۱. Methylation

^۲. De-methylation

^۳. Uptake efficiency

^۴. Biological half-life

فلز	موجود زنده	بازده جذب	نیمه‌عمر
	پستانداران	۱-۷٪ از روده‌ها ۷-۵۰٪ از شش‌ها	۱۰-۵۰٪ از طول عمر در جگر ۱۰-۳۰ سال در کلیه
Hg	ماهی	وابسته به شکل شیمیایی، دما و سختی آب	۳۲۳ روز برای جیوه آلی از رژیم غذایی، ۴۵-۶۱ روز برای جیوه معدنی از آب یا رژیم غذایی
	پستانداران	۹۵٪ برای جیوه آلی از طریق روده‌ها، ۱۵٪ برای جیوه معدنی	۵۰۰-۱۰۰۰ روز در فک‌ها و دلفین‌ها برای متیل جیوه، ۵۲-۹۳ روز برای متیل جیوه و ۴۰ روز برای جیوه معدنی در کل مجموعه انسان‌ها

۴-۵ سرب

استخراج سالانهٔ سرب از معادن، در حدود 2×10^6 تن است، که در طی استخراج بالغ بر ۱۰٪ آن وارد محیط می‌شود. حدود نیمی از این Pb برای تولید باطری‌های ذخیره نیرو استفاده می‌شود، هرچند که ۸۰٪ از این باطری‌ها بازیافت می‌شوند. آلودگی Pb ناشی از ذوب سرب، ممکن است تا ۱۰۰ km فراتر از تأسیسات ذوب را آلوده کند. بنزین دارای سرب، منبع اصلی سطوح زیست محیطی افزایش یافته سرب در مقیاسی جهانی است. ترکیبات ضد کوبش به شکل تترامتیل سرب یا تترااتیل سرب، از سال ۱۹۲۳ مورد استفاده بوده و (تا سال ۱۹۹۰) تقریباً به همه انواع بنزین، در غلظت تقریباً 80 mg/L افزوده می‌شد. ۲۵٪ تا ۷۵٪ این سرب وارد جو شده است. سایر منابع آلاینده ناشی از فعالیت‌های بشر، شامل صنایع معدنی و ذوب و استخراج فلز، مهمات‌سازی و سوزاندن زباله‌های شهری است. هم سرب و هم کادمیم به‌صورت ذرات غبار و گاز با اندازه زیر میکرومتر در جو منتشر می‌شوند.

یون‌های Pb^{2+} در محیط نسبتاً ناپایدار هستند. با این وجود، سرب در رسوبات به شکل سولفات و سولفیت تجمع می‌یابند. میزان سرب در آب آشامیدنی می‌تواند به 2×10^{-6} ٪ برسد درحالی‌که در خاک (به‌عنوان قشر زمین) 10^{-3} ٪ است. میزان Pb در آب‌های زیرزمینی در محدوده 10^{-4} ٪ تا 10^{-2} ٪ است. سرب به‌شدت توسط رسوبات و ذرات خاک جذب می‌شود و بنابراین به‌طور گسترده در دسترس گیاهان و حیوانات نمی‌باشد. بسیاری از نمک‌های معدنی سرب (اکسیدها و سولفیدها) به‌راحتی محلول در آب نبوده و در رسوبات محبوس هستند. در سامانه‌های آبی، جذب تحت تأثیر انواع گوناگون عوامل زیست محیطی مثل دما، درجه شوری، pH و حضور ماده آلی است. ترکیبات آلی سرب، محلول در چربی‌اند و در قیاس با سایر ترکیبات سرب برای حیوانات سمی‌تر هستند. حیوانات سرب را در کبد، کلیه‌ها، طحال و بافت‌های اسکلتی ذخیره می‌کنند. سرب همچنین در

تخم‌ها و جنین ذخیره می‌شود. سرب اگر وارد استخوان شود، سال‌ها طول می‌کشد تا بدن را ترک کند.

آسیب به سامانه عصبی و امراض مربوط به معده و روده از نشانه‌های اصلی مسمومیت به سرب است. سرب همچنین برای تشکیل گلبول‌های قرمز خون مزاحمت ایجاد می‌کند و منجر به کم خونی می‌گردد. سرب به‌ویژه برای رشد مغز مضر است و می‌تواند بر رشد رفتاری جوان‌ها، حتی در غلظت‌های اندک، اثر منفی بگذارد. امروزه معلوم شده است که در شهرهای آلوده دود ناشی از اتومبیل‌های مصرف‌کننده بنزین سرب‌دار، مسبب غلظت‌های بالای سرب در هوا هستند که بر رشد کودکان اثر بد می‌گذارد، از این رو امروزه در سرتاسر دنیا تمایل به حذف سرب از بنزین وجود دارد.

۴-۶ جیوه

میزان استخراج سالانه جیوه از معادن در حدود 10^5 تن است. مهمترین منابع جیوه ناشی از دخالت بشر، سوزاندن سوخت‌های فسیلی به‌خصوص ذغال سنگ، و سوزاندن زباله‌های شهری است. منابع دیگر شامل صنعت کلر-آلکالی و تولید فلز غیرآهنی است. جیوه در دماستج، فشارسنج، پرکردن دندان، باتری و لامپ‌های فلورسنت مورد استفاده قرار می‌گیرد. حدود $10^6 \times 5$ تن جیوه در اقیانوس‌ها ذخیره شده است. فرسایش طبیعی دارای مشارکتی در حدود $10^3 \times 5$ تن بر سال است و فعالیت‌های انسانی $10^3 \times 5$ تن جیوه دیگر را در سال به آب‌های اقیانوس‌ها وارد می‌کند. میزان طبیعی جیوه در هوا در حدود $3-9 \text{ ng/m}^3$ است. جیوه برای انتشار قادر است به شکل‌های فیزیک و شیمیایی متنوعی وجود داشته باشد. جیوه در ابتدا به صورت یون Hg^{2+} است. بیشتر Hg موجود در محیط، به‌شدت به رسوبات و ماده آلی پیوند شده و بنابراین خارج از دسترس جانداران است. با این وجود، به‌علت برهم‌کنش با مواد آلی، جیوه تبدیل به مواد سمی متیل جیوه و دی‌متیل جیوه می‌شود. دی‌متیل جیوه در pHهای بالا پایدار است ولی در pH پایین به $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}^+$ تجزیه می‌شود. متیل جیوه به آسانی محلول است و از طریق گیاهانی که توسط انسان خورده می‌شوند وارد بدن می‌شود. Hg یک سم عصبی است و اثر اصلی آن در ارتباط با سلامت، تأثیر بر مغز به‌خصوص در جاندار در حال رشد است. عبارت «دیوانه مثل کلاهدوز»، بر گرفته از مسمومیت با جیوه در دوزنده‌های کلاه است که از فلز جیوه برای عمل آوری نمد استفاده می‌کردند.

۴-۷ کادمیم

Cd یک محصول فرعی تولید Zn و Pb است. تولید فلز Zn از طریق گداخت، مهمترین منبع انتشار کادمیم در محیط است. تولید سالانه Cd در حدود 2×10^4 تن است در حالی که برای Zn، 7×10^6 تن می‌باشد. Zn برای تولید آلیاژها، در فرایندهای گالوانیک، همانند آهن گالوانیزه به کار می‌رود. سایر منابع اصلی کادمیم شامل احتراق سوخت‌های فسیلی و سوزاندن زباله است. کادمیم در طیف وسیعی از کاربردها شامل آلیاژها، رنگدانه‌ها، پوشش‌دهی فلزات، باتری‌ها و در صنعت الکترونیک مورد استفاده است. میزان کادمیم و روی در آب اقیانوس 1×10^{-7} ٪ و 2×10^{-7} ٪ است در صورتی که مقدار آنها در خاک‌ها به ترتیب در حدود $4/5 \times 10^{-4}$ ٪ و 5×10^{-4} ٪ است. کادمیم اغلب یک آلاینده در کودهای شیمیایی، کود، کمپوست و لجن فاضلاب است. کادمیم برای اکثر انواع حیات، سمی است. می‌تواند به صورت مستقیم از آب، و تا حدودی از طریق هوا و غذا جذب بدن شود، و تمایل به تجمع هم در گیاهان و هم در جانوران دارد. به خصوص قارچ می‌تواند خیلی غنی از کادمیم باشد. جانوران کادمیم را در کلیه‌ها و کبد انباشته می‌کنند، که اکثر آنها به پروتیین خاصی پیوند می‌شوند که فلز را مضر می‌سازد. کادمیم قادر است کلیه‌ها را آسیب‌زده و سوخت و ساز ویتامین D و کلسیم را برهم زند. غلظت‌های $100-200 \mu\text{g}$ آن در کلیه‌ها می‌تواند خطری برای پستانداران باشد. کادمیم بدن را فوق‌العاده به آرامی ترک می‌کند و دارای نیمه‌عمر زیستی به مدت چندین دهه می‌باشد.

۴-۸ آرسنیک

آرسنیک از ۳۰۰۰ سال قبل از میلاد مورد استفاده بوده است. برای مثال، در بریتانیا برای استخراج آهن از سنگ آهن مورد استفاده قرار گرفت. آرسنیک همچنین به عنوان آفت کش و نیز در پزشکی به طور گسترده استفاده شده است. استرالیا، کانادا، ژاپن، مکزیک، تایلند، بریتانیا و ایالات متحده دارای معضل فروشویی آرسنیک از ته مانده‌های معدن هستند. آرژانتین، بنگلادش، کامبوج، شیلی، چین، غنا، مجارستان، مغولستان، مکزیک، نپال، نیوزیلند، فیلیپین، تایوان و ویتنام دارای آلودگی به آرسنیک در سفره‌های آبی مورد استفاده در منابع آبی هستند. معضل As در بنگلادش، بنگال غربی و تا حد کمتری در مغولستان میانی، شیلی، نپال و ویتنام، به شدت حاد است. نقطه اشتراک این مناطق در این است که آنها دارای دشت‌های آبرفتی هستند که برای هزاران سال از تپه‌های اطراف شسته شده‌اند.

غلظت ۶۰ ppm آرسنیک در آب ۱۰۰٪ کشنده است. اثرات مزمن آرسنیک، ناشی از تأثیر طولانی مدت با مقادیر کم آن است. لکه‌زایی پوست، شاخی شدن پوست و سرطان‌های پوستی در تایوان در سال ۱۹۶۶ در بین مردمی که از چاه‌های آلوده به آرسنیک نوشیده بودند، بروز کرد. آرسنیک در حد کمتر از تقریباً ۱۵۰ ppb، اثر سمی ندارد، بنابراین، این مقدار ممکن است حد آستانه زیستی باشد. سازمان بهداشت جهانی^۱، حد قانونی ۵۰ ppb را برای آرسنیک توصیه می‌کند.

^۱. World Health Organisation(WHO)

مراجع

- Arctic Monitoring and Assessment Programme: <http://www.amap.no/>
- Arsenic contamination of drinking water: <http://www.angelfire.com/ak/medinet/arsenic.html>
- Encyclopaedia Britannica. <http://www.britannica.com/>
- Environmental, chemistry and hazardous materials information and resources: <http://environmentalchemistry.com/yogi/periodic/>
- London Arsenic Group: <http://www.es.ucl.ac.uk/research/lag/as/>
- Meteorological Synthesizing Centre – East: <http://www.msceast.org>
- World Health Organisation: <http://www.who.int/en/>
- Hong, S., Candelone, J.-P., & Boutron, C. F. (1997). Changes in zinc and cadmium concentrations in Greenland ice during the past 7760 years. *Atmospheric Environment*, 31(15), 2235–2242.
- Lee, D. H. (1972). *Metallic Contaminants and Human Health*. New York: Academic Press.
- Lee, D. S., Dollard, G. J., & Pepler, S. (1998). Gas-phase mercury in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, 32, 855–864.
- Lin, C.-J., & Pehkonen, S. O. (1999). The chemistry of atmospheric mercury: A review. *Atmospheric Environment*, 33, 2067–2079.
- Wark, K., & Warner, C. (1977). *Air Pollution: Its Origin and Control*. IEP-Dun-Donnelley, New-York: Harper & Row Publishers.

فصل پنجم

هسته‌های پرتوزای طبیعی

۵-۱ مواد پرتوزای طبیعی^۱ و مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته بواسطه فن آوری^۲

مواد پرتوزای طبیعی جزئی از زمین هستند. اکثر هسته‌های پرتوزا در مواد پرتوزای طبیعی (اساساً رادیم و رادون) ناشی از واپاشی اورانیم و توریم می‌باشند. پرتوگیری از رادون در منازل می‌تواند بالا باشد، به‌خصوص مناطقی که بر روی سنگ‌های حاوی رادون ساخته شده باشند، مانند ناحیه جنوب غربی انگلستان و نیز منطقه مرتفع در دریشایر^۳، که در منازل این نواحی، گاز رادون به‌طور پیوسته جمع شده و امکان حصول غلظت‌های خطرناک گاز رادون، محتمل است. فعالیت‌های انسانی و فرایندهای فنی نظیر سوزاندن سوخت فسیلی، استخراج معدن و استفاده از کود، اغلب غلظت هسته‌های پرتوزا در مواد پرتوزای طبیعی را افزایش می‌دهد. فعالیت‌های صنعتی درگیر با منابع طبیعی اغلب هسته‌های پرتوزا را تا به حدی تشدید می‌کنند که ممکن است برای انسان‌ها و محیط‌زیست زیان‌آور باشند.

^۱. Naturally occurring radioactive materials (NORM)

^۲. Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials (TENORM)

^۳. Derbyshire

موادی که حاوی هسته‌های پرتوزای طبیعی هستند و غلظت در آنها بواسطهٔ فعالیت‌های فنی تشدید شده‌اند؛ موسوم به مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته بواسطهٔ فن‌آوری می‌باشند. این مواد در بسیاری موارد حجیم بوده، و جریان‌های پسماند با پرتوایی کم حاصل از صنایعی همچون استخراج کانی‌ها، بهره‌برداری سنگ معدن، تولید کود فسفاته، آمایش و تصفیه آب، تولید کاغذ و خمیر کاغذ، تولید نفت و گاز، بازیافت فلز قراضه و سوزاندن پسماند می‌باشند. میزان پرتوگیری فردی از مواد پرتوزای طبیعی معمولاً ناچیز است. با این وجود، مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته بواسطهٔ فن‌آوری، در مواردی می‌توانند خطرناک بوده و به‌عنوان پسماند پرتوزا طبقه‌بندی شوند.

۵-۲ هسته‌های پرتوزای ازلی

هسته‌های پرتوزای ازلی، به‌طور معمول دارای عمر طولانی بوده و دارای نیمه‌عمرهایی در حدود صدها میلیون سال می‌باشند. هسته‌های پرتوزای ازلی، با توجه به مسیر واپاشی، به‌عنوان بدون دنباله^۱ و دنباله‌دار^۲ دسته‌بندی می‌شوند. دوتا از هسته‌های پرتوزای ازلی اولیه بدون دنباله شامل ^{40}K و ^{87}Rb می‌باشند که خواص اصلی آنها در جدول ۵-۱ ارائه شده است.

^{40}K به‌طور مؤثری به‌صورت یک کسر ثابت 0.0117% از پتاسیم پایدار وجود دارد. ^{40}K یک تابش کننده بتا ($0.89, 33\%$) و گاما ($0.10, 67\%$) است و در هر دو نوع پرتوگیری داخلی و خارجی موجودات زنده مشارکت دارد. سهم دز خارجی آن متغیر بوده و وابسته به غلظت آن در سنگ و خاک است. هر چند که متوسط غلظت آن در سنگ پوسته زمین در حدود 17 pCi/g (6 Bq/g) می‌باشد. ^{40}K در مواد ساختمانی مانند آجرها و بلوک‌های سرباره یافت می‌شود. ^{87}Rb در سنگ‌های پوسته زمین، در غلظت‌های حدود 2 pCi/g (7 Bq/g) یافت می‌شود و از آنجا که یک تابش کننده بتای خالص است، خطر پرتوگیری خارجی اندکی را سبب می‌شود.

هسته‌های پرتوزای ازلی ^{238}U ، ^{232}Th و ^{235}U ، برای سه دنباله واپاشی کننده‌ای طبیعی به‌ترتیب معروف به دنباله‌های اورانیوم، توریم و اکتینیم، هسته‌های پرتوزای مادر به حساب می‌آیند (شکل ۵-۱).

^۱. Non-series

^۲. Series

جدول ۵-۱. مشخصات هسته‌های پرتوزای ازلی بدون دنباله.

نوکلید	عدد اتمی	نیمه‌عمر (سال)	مد واپاشی اصلی	انرژی‌های پرتوی اصلی (MeV/dis) γ ----- ϵ ----- α	مقدار Q W/Ci -- MeV/dis	پرتوزایی ویژه (Ci/g)	دختر (ها)
^{40}K	۱۹	$1,247 \times 10^9$	β (۸۹,۲۳٪)	----- ۰,۴۵۴۵ ۰,۱۵۵۹	$3,62 \times 10^{-2}$ ----- ۰,۶۱۰	$6,98 \times 10^{-6}$	^{40}Ca
^{87}Rb	۳۷	$4,8 \times 10^{10}$	β	----- ۰,۲۷۴	$1,62 \times 10^{-2}$ ----- ۰,۲۷۴	$8,57 \times 10^{-8}$	^{87}Sr

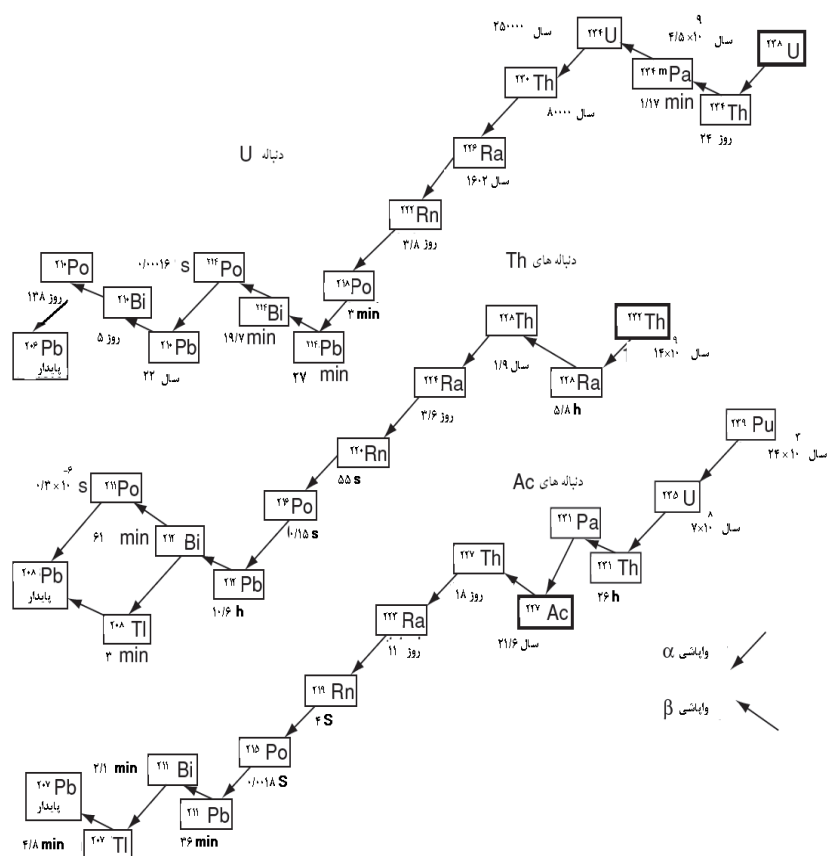
جدول ۵-۲. مشخصات اصلی ^{238}U ، ^{235}U و ^{232}Th را ارائه می‌دهد. در کل، چون که دنباله‌های اکتینیم در طبیعت فوق‌العاده کمیابند، اهمیتی ندارند.

جدول ۵-۲. مشخصات ^{238}U ، ^{235}U و ^{232}Th .

نوکلید دختر (ها)	عدد اتمی	نیمه‌عمر (سال)	مد واپاشی اصلی	انرژی‌های پرتوی اصلی (MeV/dis) γ ----- ϵ ----- α	مقدار Q W/Ci -- MeV/dis	پرتوزایی ویژه (Ci/g)	دختر (ها)
^{238}U	۹۲	$4,468 \times 10^9$	α (۸۹,۲۳٪)	----- ۰,۰۵۰۹۵ ----- ۴,۱۹۴۵ ۰,۰۵۱۳	$2,492 \times 10^{-2}$ ----- ۴,۲۰۵	$3,36 \times 10^{-7}$	^{234}Th
^{235}U	۹۲	$7,037 \times 10^8$	α	----- ۰,۱۵۶ ----- ۰,۰۴۳ ----- ۴,۳۷۸	$2,713 \times 10^{-2}$ ----- ۴,۵۷۷	$2,16 \times 10^{-6}$	^{231}Th
^{232}Th	۹۰	$1,405 \times 10^{10}$	α	----- ۰,۰۵۰۰۲ ----- ۴,۰۰۵۶	$2,375 \times 10^{-2}$ ----- ۴,۰۰۶	$1,097 \times 10^{-7}$	^{228}Ra

۵-۳ هسته‌های پرتوزای کیهانی

هسته‌های پرتوزای طبیعی همچنین توسط تابش‌های کیهانی رسیده از فضا ایجاد می‌شوند و در اصل از خارج از منظومه شمسی ما نشأت می‌گیرند و به شکل‌های متنوعی از ذرات سنگین پرسرعت تا فوتون‌ها و میون‌های پرانرژی ظاهر می‌شوند. جو بالای زمین با بسیاری از این تابش‌های کیهانی برهم‌کنش کرده و نوکلیدهای پرتوزا نظیر ^2H ، ^3H ، ^7Be ، ^9Be ، ^{10}Be ، ^{10}C ، ^{18}F ، ^{22}Na ، ^{24}Na ، ^{26}Al ، ^{28}Si ، ^{31}P ، ^{32}P ، ^{33}P ، ^{34}mCl ، ^{35}S ، ^{36}Cl ، ^{37}Ar ، ^{38}Cl ، ^{38}Mg ، ^{38}S ، ^{39}Ar ، ^{39}Cl و ^{80}Kr تولید می‌کند. بجز ^{14}C که یک هسته پرتوزای دارای عمر طولانی است و ^3H که دارای نیمه‌عمر ۱۲/۳ سال است، اکثر هسته‌های پرتوزای کیهانی، دارای نیمه‌عمرهای خیلی کوتاه هستند (جدول ۵-۳).



شکل ۵-۱. دنباله‌های واپاشی اورانیم، توریم و اکتینیم.

جدول ۵-۳. مشخصات بعضی هسته‌های پرتوزای ازلی.

نمونه پرتوزایی طبیعی (Bq/Kg)	منبع	نیمه‌عمر	نوکلید
۲۲۰ در مواد آلی	برهم‌کنش‌های تابش کیهانی، $^{14}\text{N} (n, p) ^{14}\text{C}$	۵۷۳۰ سال	^{14}C
۰/۰۰۱۲	برهم‌کنش‌های تابش کیهانی با N و O؛ تلاشی بواسطه تابش‌های کیهانی، $^6\text{Li} (n, \alpha) ^3\text{H}$	۱۲/۳ سال	^3H
۰/۰۰۱۲	برهم‌کنش‌های تابش کیهانی با N و O	۵۳/۲۸ روز	^7Be

۴-۵ هسته‌های پرتوزای طبیعی در سنگ‌های آذرین

منابع اصلی هسته‌های پرتوزای ازلی در محیط زمین، در پوسته و گوشته زمین هستند. در حین سرد شدن ماگمای مذاب، کانی‌های سیلیکاتی تشکیل می‌شوند. در مراحل اولیه سرد شدن، سیلیکات‌ها اغلب تمایل دارند که Fe و Mg را در خود نگه دارند و نسبت به عناصر Al, Si, Na و K دچار کمبود هستند (سنگ‌های مافیک^۱). در حالی که خنک شدن ادامه می‌یابد، موازنه میل به معکوس شدن داشته و غالباً سنگ‌های حاوی Si و Al تشکیل می‌شوند (سنگ‌های سالیک^۲). نه اورانیم و نه توریم، با ساختار بلوری سیلیکات‌های اصلی سازگار نیستند. به علاوه، آن چنان مقادیر کوچکی دارند که تمایل اندکی برای تشکیل کانی‌هایی که اجزای متشکله اصلی آنها باشند پیدا می‌کنند. در نتیجه باقی‌مانده ماگما سرد شده و تشکیل تعدادی کانی‌های فرعی حاوی اورانیم، توریم و سایر عناصر کم مقدار و ناچیز می‌دهند. آخرین سیلیکات‌های اصلی که متبلور می‌شوند، بیش از همه حاوی K و Rb هستند. اینها اگر در معرض جداسازی شیمیایی یا فیزیکی قرار نگیرند، هر یک از سه زنجیره واپاشی طبیعی به حالتی از تعادل پرتوزای دوره‌ای می‌رسند. غلظت مادرهای سه زنجیره در پوسته زمین فوق‌العاده کم بوده و در نتیجه دخترهای حاصل از واپاشی آنها در غلظت‌های فوق‌العاده کمی وجود خواهند داشت (جدول ۴-۵).

جدول ۴-۵. غلظت‌های هسته‌های پرتوزای ازلی در سنگ‌های آذرین (Bq/kg).

نوع سنگ	^{۲۳۸} U	^{۲۳۲} Th	^{۴۰} K	^{۸۷} Rb
مافیک	۷-۱۰	۷-۱۰	۷۰-۴۰۰	۱۰-۵۰
سالیک	۷-۱۰	۶۰-۸۰	۱۱۰۰-۱۵۰۰	۱۷۰-۲۰۰
گرانیت	۴۰	۷۰	>۱۰۰۰	۱۷۰-۲۰۰

هسته‌های پرتوزای طبیعی ممکن است متحرک شده یا با جابه‌جایی آب یا نفت، منتقل شوند. بعضی کمپلکس‌های آلی به‌خصوص اسیدهای هیومیک، کمپلکس‌های سیار اورانیم ایجاد می‌کنند. به علاوه، اورانیم و سایر عناصر کم مقدار و ناچیز دارای وابستگی به نفت خام هستند.

^۱. Mafic rocks^۲. Salic rocks

۵-۵ هسته‌های پرتوزای طبیعی در سنگ‌های رسوبی و خاک‌ها

فرایندهای هوازدگی مکانیکی (فیزیکی) و شیمیایی، سنگ را به خاک تبدیل می‌کنند. وقتی فرایندهای مکانیکی بر تبدیل سنگ غالب شود، شکست رخ داده در امتداد مرزهای ماده معدنی، منجر به جداسازی سیلیکات‌های اصلی از سیلیکات‌های فرعی حاوی توریم و اورانیوم می‌شود. این کانی‌های فرعی شامل زیرکن و مونازیت هستند که پایدار و مقاوم به زوال شیمیایی‌اند و اغلب به صورت ذرات انفرادی کوچک یا به صورت دانه یافت می‌شوند. وقتی کنش شیمیایی (یا زیستی) حکمفرما می‌شود، کانی‌های فرعی توریم و اورانیوم-دار، هسته‌های پرتوزای خود را به لایه‌های کاتیون‌ها در کانی‌های رسی تسلیم می‌کنند. وقتی سنگ‌های میزبان دچار فرسایش می‌شوند، کانی‌های رسی حاوی دنباله هسته‌های پرتوزای جذب سطحی شده تمایل پیدا می‌کنند که از کانی‌های اصلی جدا شوند. بنابراین چنانچه سنگ آذرین به دانه‌های منفرد خرد شود، محصولات آن شامل ماسه، کانی‌های رسی دانه‌ریز و مقادیر نسبتاً کوچکی از دانه‌های مقاوم و چگال کانی‌های فرعی، عمدتاً حاوی زنجیره هسته‌های پرتوزا می‌شوند. ماسه تمایل به تحلیل رفتن دارد در حالی که کانی‌های دانه ریز از هسته‌های پرتوزا اندکی غنی می‌شوند. Rb و K به صورت‌های قابل حل در آب موجودند و بنابراین در تماس با آب به سرعت وارد آب می‌شوند. بیشتر خاک سطح زمین از سنگ رسوبی نشأت گرفته است. فرایندهای رسوبی به‌طور طبیعی محصولات هوازدگی را تنظیم یا طبقه بندی می‌کنند و چند نوع سنگ رسوبی اصلی دارای غلظت‌های مختلف هسته‌های پرتوزا نظیر سنگ‌های رسی، ماسه سنگ‌ها و کربنات‌ها را ایجاد می‌کنند.

سنگ‌های رسی به‌طور طبیعی حاوی بیش از ۳۵٪ کانی‌های رسی بوده و کسر قابل توجهی از اینها نیز حاوی پتاسیم است. سنگ‌های رسی می‌توانند هسته‌های پرتوزای زنجیره‌ها را که نیز ممکن است به شکل پیوند با ماده آلی در کانی‌های فرعی یا به صورت رسوب و یا هم‌رسوب‌هایی در مادهٔ سیمانی باشند که سنگ را به هم پیوسته می‌سازد را جذب کنند. ماسه سنگ‌ها معمولاً از دانه‌هایی ساخته شده‌اند که اصولاً کوارتز هستند ولی ممکن است حاوی مقداری فلدسپار پتاسیم‌دار باشند. ماسه سنگ‌هایی که دارای بیش از ۲۵٪ فلدسپارند آرکوزس^۱ نام دارند و فلدسپارهای اصلی آنهاپی اند که دارای پتاسیم هستند. در مجموع ماسه سنگ‌ها در هر دو مورد هسته‌های پرتوزای زنجیره‌ای و غیرزنجیره‌ای کم مقدار هستند. با این وجود بسیاری از ذخایر معدنی اورانیوم در مرز بین لایه‌های مختلف ماسه سنگ‌ها یافت می‌شوند. سنگ‌های کربناتی سنگ آهک یا دولومیت‌ها هستند که به‌وسیلهٔ رسوب‌دهی شیمیایی از آب یا با تجمع صدف‌ها، استخوان‌ها و دندان‌های موجودات زنده به‌دست می‌آیند. هرچند که کانی‌های کربناتی خودشان نسبتاً عاری از هسته‌های پرتوزا هستند،

¹. Arkoses

نواحی بین دانه‌ای آنها ممکن است حاوی عناصر یافت شده در دریا باشد که در آنجا ذخیره شده‌اند. پتاسیم خیلی محلول است و در ماده ذخیره شده باقی نمی‌ماند. توریم در آب دریا تحلیل می‌رود و توسط موجودات دریا سوخت‌وساز نمی‌شود. در نتیجه K و Th فقط در غلظت‌های کم در سنگ‌های کربناتی یافت می‌شوند با این وصف اورانیم ممکن است موجود باشد زیرا می‌تواند با شرایط کاهنده در ماده آلی در حال زوال هم‌رسوب شده با سنگ‌ها، مستقر شود. اورانیم می‌تواند جانشین کلسیم شود یا در کانی‌های فسفاتی اصلی جذب شود.

پرتوزایی در خاک، ناشی از هوازگی سنگی است که از آن پدید آمده و غلظت هسته پرتوزای زمینه، متأثر از فاکتورهای متنوعی است. مقدار پرتوزایی در خاک با آب‌شویی کاهش می‌یابد، و با تخلخل فزون یافته و آب و ماده آلی افزوده شده رقیق شده و با جذب و رسوب کردن هسته‌های پرتوزا از آب وارده افزایش می‌یابد. خلاصه‌ای از غلظت‌های هسته‌های پرتوزا در سنگ‌های رسوبی و خاک در جدول ۵-۵ ارائه شده است.

جدول ۵-۵. غلظت هسته‌های پرتوزای ازلی در سنگ‌های رسوبی و خاک (Bq/kg).

نوع سنگ	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{87}Rb
سنگ رسی	۴۰	۵۰	۸۰۰	۱۱۰
کربنات	۲۵	۸	۷۰	۸
خاک‌ها	۶۶	۳۷	۴۰۰	۵۰

سر والتر مارشال^۱ (رئیس سابق و مشاور علمی ارشد کمیسیون مرکزی تولید برق بریتانیا) سابقاً اظهار داشت که یک متر فوقانی خاک در یک باغ نمونه در حومه شهر، حاوی ۸/۰ کیلوگرم ^{40}K ، ۶ کیلوگرم Th و ۲ کیلوگرم U است!

۵-۶ هسته‌های پرتوزای طبیعی در آب دریا

حجم آب اقیانوس‌ها $1.3 \times 10^{18} \text{ m}^3$ برآورد می‌شود که شامل آب اقیانوس آرام ($6.549 \times 10^{17} \text{ m}^3$) و اقیانوس اطلس ($3.095 \times 10^{17} \text{ m}^3$) است. جدول ۵-۶ غلظت‌های متوسط هسته‌های پرتوزای ازلی و هسته‌های پرتوزای کیهانی، در محیط دریا را نشان می‌دهد.

¹. Sir Walter Marshall

جدول ۵-۶. هسته‌های پرتوزای طبیعی در آب اقیانوسی.

نوکلید	غلظت متوسط تقریبی (Bq/L)	پرتوزایی کل (Ci)		
		آرام	اطلس	کل اقیانوس‌ها
^{238}U	۰٫۰۳	۶×10^8	۳×10^8	$۱٫۱ \times 10^9$
^{87}Rb	۱	$۱٫۹ \times 10^{10}$	۹×10^9	$۳٫۶ \times 10^{11}$
^{40}K	۱۱	۲×10^{11}	۹×10^{10}	$۳٫۸ \times 10^{11}$
^{14}C	۰٫۰۰۵	۸×10^7	۴×10^7	$۱٫۸ \times 10^8$
^3H	۰٫۰۰۰۶	۱×10^7	۵×10^6	۲×10^7

۵-۷ نشر رادون

^{222}Rn یک محصول واپاشی ^{226}Ra است که خود یکی از دخترهای ^{238}U است (شکل ۵-۱ را ببینید). ^{226}Ra در اغلب سنگ‌ها و خاک‌ها پراکنده است. ^{222}Rn یک گاز خنثی است با نیمه‌عمر ۳٫۸۵ روز، بنابراین دارای عمر کوتاه بوده و واپاشی می‌کند و در صورتی که استنشاق شود به ریه‌ها آسیب می‌رساند.

به‌علاوه هر نوع محصولات دختر رادون موجود در غبار که تنفس شود، ممکن است سبب آسیب بافتی گردد. سطوح بالایی از ^{222}Rn همراه با سنگ‌های آذرین گرانیته، سنگ‌های رسی و سنگ‌های رسوبی کوارتز کثیف^۱، ذخایر معدنی فسفاتی و بعضی شن‌های ساحلی است که ممکن است دارای مقادیر بالایی از U باشند.

شکل ۵-۲ نقشه‌ای از نواحی برجسته بریتانیا (با سایه تیره) با سطوح Rn طبیعی بالا، شامل کورنوال^۲ و ناحیه پیک^۳ را نشان می‌دهد. ساکنین بریتانیا در چنین نواحی زندگی می‌کنند و با این کار، حداقل خطر را قبول کرده‌اند.

سطوح خانگی ^{222}Rn به سادگی مربوط به فاکتورهای زمین‌شناسی نیست. این ارتباط بستگی به فاکتورهای متنوعی مانند میزان شکست سنگ بستر، و مسیر مداخله دارد. تحرک ^{222}Rn از طریق خاک ممکن است متنوع باشد که بستگی به تخلخل خاک دارد. نفوذ پذیری سنگ فاکتوری کلیدی است که بر در دسترس بودن ^{222}Rn در سطح، حتی در سنگ‌های دارای U کم، نظیر سنگ آهک اثر می‌گذارد.

^۱. کوارتز کثیف، نوعی کوارتز ناخالص است (Dirty quartz).

^۲. Cornwall

^۳. Peak district

همچنین ^{222}Rn در گاز طبیعی تا 37000 m/Bq^3 یافت می‌شود، اما با گذشت زمان وقتی رادون به مصرف‌کننده برسد به میزان زیادی واپاشی کرده است. منبع بالقوه مهم دیگر پرتوگیری ^{222}Rn آب است.

غلظت‌های ^{222}Rn در آب‌های سطحی معمولاً خیلی پایین است و هوادهی منابع آب شهری سطوح ^{222}Rn را بیشتر کاهش می‌دهد. آبخوان‌های عمیق به شدت در مقدار ^{222}Rn متغیر هستند که بستگی به میزان اورانیوم موجود در سنگ و توزیع آبخوان نسبت به سنگ دارد.



شکل ۵-۲. نواحی با پتانسیل Rn بالا در بریتانیا، سایه تیره‌تر معادل پتانسیل بیشتر است (با اجازه پروفیسور جی. پلنت^۱، کالج سلطنتی لندن، بریتانیا).

غلظت‌های رادون خانگی عموماً در زیرزمین یا در هم کف بالاترین است چون که منبع اصلی آن نفوذ از خاک زیر و اطراف خانه است. غلظت‌های طبقه اول با ضریبی از مرتبه ۲ کمتر خواهد بود. غلظت‌های Rn خانگی به‌طور معمول با ضریبی از مرتبه ۲ تا ۳ بیشتر از غلظت آن در بیرون خانه است. غلظت رادون در طبقات بالاتر و در آپارتمان‌های بالای طبقه اول معمولاً اهمیتی ندارد.

¹. J. Plant

غلظت‌های رادون در هوا در محدوده تقریبی ۴ تا 20 m/Bq^3 است. در غارهای گشوده برای عموم مردم، غلظت رادون تا 25000 m/Bq^3 سنجش شده است.

۵-۸ هسته‌های پرتوزای طبیعی در بدن انسان

هسته‌های پرتوزا به‌طور طبیعی در بدن انسان وجود دارند. جدول ۵-۷، غلظت‌های تخمینی هسته‌های پرتوزای طبیعی در یک فرد بزرگسال با وزن ۷۰ کیلوگرم و میانگین جذب روزانه این هسته‌های پرتوزا را نشان می‌دهد.

جدول ۵-۷. میزان تخمینی هسته‌های پرتوزای طبیعی در بدن انسان.

نوکلید	پرتوزایی (Bq)	جرم	جذب روزانه
^{238}U	۱٫۱	$90 \mu\text{g}$	$1.9 \mu\text{g}$
^{232}Th	۰٫۱۱	$30 \mu\text{g}$	$3 \mu\text{g}$
^{40}K	۴۴۰۰	17 mg	$390 \mu\text{g}$
^{226}Ra	۱٫۱	31 pg	2.3 pg
^{14}C	۳۷۰۰	22 ng	1.8 ng
^3H	۲۳	0.6 pg	3003 pg

آشکارا بدن انسان حاوی مقدار قابل‌توجهی از پرتوزایی طبیعی است. گزارش شده است که پرتوگیری از تابش طبیعی منجر به اثرات بهداشتی سودمندی می‌شود که حداقل به‌اندازه تأثیرات زیان بار محتمل است، با این وجود این امر موضوعی مورد مناقشه در بین محققین است.

مراجع

- Idaho State University: <http://www.physics.isu.edu/radinf/index.html>
TENORM: www.tenorm.com.
- Higson, D. J. (2002). Resolving the controversy on risks from low levels of radiation. *The Nuclear Engineer*, 43(5), 132–137.
- Hore-Lacy, I. (2000). *Nuclear Electricity* (6th ed.). Uranium Information Centre, Minerals Council of Australia.
- IAEA. (1996). *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources* (Safety Series No. 115). Vienna: IAEA.
- IAEA. (2002). *Technologies for the treatment of effluents from uranium mines, mills and tailings*. TECDOC 1296, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). *Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation*. TRS-419, IAEA, Vienna.
- Menon, S. (2000). *An implementer's views on clearance levels for radioactivity contaminated materials*. Proc. WM'00 Conference, 68–5.pdf.

فصل ششم

تابش زمینه

۶-۱ تابش طبیعی است

جهان ما پرتوزا است و از زمان آفرینش چنین بوده است. تابش زمینه از زمان انفجار بزرگ و پیدایش جهان با ما بوده است. هسته‌های پرتوزا و تابش، اجزای متشکله زمین‌اند و در فرایندهای طبیعی نقش مهمی ایفا می‌کنند، برای مثال هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی در اعماق زمین دما را بالا نگه می‌دارند و بدین‌وسیله توازن گرمایی زمین را حفظ می‌کنند. سامانه‌های زیستی، با سطوح پرتوزایی طبیعی موجود تطبیق یافته‌اند یا حتی تهییج شده‌اند، تابش ضعیف ^{14}C (ذرات بتا 49.5 keV) خود مطنون به ایجاد شرایط مناسب برای توسعه حیات است.

جمعیت فعلی زمین، قسمتهایی از تابش بعضی چشمه‌های طبیعی و علاوه بر آن چشمه‌های تابش مصنوعی را دریافت می‌کنند که شامل تابش‌های کیهانی که از فضای بیرون و سطح خورشید می‌آیند، و هسته‌های پرتوزای زمینی موجود در قشر زمین، در مواد ساختمانی و در هوا، آب و غذا و در بدن خود انسان می‌باشند. انسان‌ها دارای ^{40}K و ^{14}C هستند و بنابراین به‌طور بالقوه با واپاشی ^{40}K که سبب تابش فوتون‌های 1.46 MeV می‌شود به یکدیگر پرتودهی می‌کنند. بعضی منابع پرتوگیری برای هر شخص و در هر مکان، نسبتاً ثابت و یکنواخت‌اند، مانند دز ^{40}K ناشی از هضم مواد غذایی. سایر منابع پرتوگیری به‌طور گسترده‌ای متنوع هستند که بستگی به مکان دارند؛

تابش‌های کیهانی در ارتفاعات بالاتر شدیدترند. پرتوگیری‌ها نیز می‌توانند در نتیجه فعالیت‌های بشر و شیوه‌های آن متفاوت باشند. به‌ویژه، مواد ساختمانی منازل و طراحی آن و سامانه‌های تهویه منازل به‌شدت بر میزان خانگی ^{222}Rn و محصولات واپاشی آن که سهم قابل‌توجهی در دز دریافتی از تنفس دارد، اثر می‌گذارند. علاوه بر این، انسان دزهای پرتوی را از چشمه‌های مصنوعی نظیر تابش‌های X مورد استفاده در دستورالعمل‌های پزشکی دریافت می‌کند. همه اینها در پرتوگیری تابش طبیعی یا زمینه سهم دارند.

۲-۶ واحدهای دز

تابش جذب شده در مواد، مقادیر معینی از انرژی آن را از طریق تعدادی برهم‌کنش، ذخیره می‌کند. مقیاسی از انرژی داده شده به یک ماده به‌وسیله تابش، دز جذب شده نامیده می‌شود. دز جذب شده^۱ (D) به‌صورت مقدار متوسط انرژی $d\bar{E}$ جذب شده بر واحد جرم (dm)، در نتیجه برهم‌کنش تابش یون‌ساز و ماده تعریف می‌شود.

$$D = \frac{d\bar{E}}{dm} \quad (۱-۶)$$

واحد دز جذب شده، گری (Gy) است: $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. یک واحد قدیمی دز جذبی که هنوز هم استفاده می‌شود راد است: $1 \text{ rad} = 0.01 \text{ Gy}$.

مشکلی که با تعریف دز جذب شده بر حسب Gy برای مقاصد حفاظت پرتوی وجود دارد آن است که اثر زیستی یک دز جذبی ۱ Gy در بافت، وابسته به نوع و انرژی تابش وارده است. برای غلبه بر این مشکل، کمیتی موسوم به دز معادل به‌کار می‌رود. برای احتساب طبیعت تابش، یک عامل وزنی موسوم به عامل وزنی تابش، W_R مورد استفاده قرار می‌گیرد. دز معادل^۲ در بافت (H_T) به‌وسیله مجموع روی همه انواع و دامنه انرژی تابش (R) تعریف می‌شود:

$$H_T = \sum_R W_R D_{T,R} \quad (۲-۶)$$

که $D_{T,R}$ متوسط دز جذب شده (Gy) به‌علت تابش R بر روی بافت اندام است. عامل‌های وزنی تابش W_R معرف نوع تابش و انرژی آن، به‌وسیله سرعت انتقال خطی انرژی، در بافت تحت تابش

^۱. Absorbed dose

^۲. Equivalent dose

تعیین می‌شود. مقادیر عددی توصیه شده توسط کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی برای W_R در جدول ۱-۶ ارائه شده است. بافت‌های مختلف دارای حساسیت‌های متفاوتی نسبت به تابش هستند و بنابراین عواقب زیستی تابش بستگی به نوع بافت دارد. کمیتی به نام دز مؤثر به کار می‌رود که برای حساسیت پرتوی نسبی بافت‌ها، از طریق عامل‌های وزنی بافت W_R محاسبه می‌شود (جدول ۱-۶).

دز مؤثر^۱ (E) به وسیله جمع روی کل بافت‌های تابش دیده (T) تعیین می‌شود:

$$E = \sum_T W_T H_T = \sum_{R,T} W_T W_R D_{T,R} \quad (۳ - ۶)$$

واحد دز معادل و دز مؤثر سیورت (Sv) است که معادل مقدار دز جذب شده (J/kg) با احتساب نوع تابش و حساسیت بافت‌ها است. یک واحد قدیمی اما کماکان مورد استفاده برای دز مؤثر، رم است که $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ می‌باشد.

۳-۶ پیامدهای زیستی تابش

هسته‌های پرتوزا و تابش، اجزای طبیعی حیات ما هستند؛ با این وجود تابش بیش از حد یا جذب مازاد هسته‌های پرتوزا می‌تواند زیان بخش باشد. اثرات زیستی تابش خیلی متفاوت است و وابسته به فاکتورهایی هم چون مقدار پرتوگیری، آهنگ پرتوگیری، مساحت ناحیه تابش دیده در بدن، نوع تابش و تغییر پذیری زیستی فردی می‌باشد. برای ایجاد اثرات زیستی کوتاه مدت، به دزهای تابش نسبتاً بزرگ نیاز است.

جدول ۱-۶. تابش و فاکتورهای وزنی بافت.

W_T	بافت یا اندام	W_R	نوع تابش
۰.۲۰	غدد جنسی	۱	فوتون‌ها، همه انرژی‌ها
۰.۱۲	مغز استخوان		
۰.۱۲	کولون	۱	الکترون‌ها و میون‌ها، همه انرژی‌ها
۰.۱۲	ریه		
۰.۱۲	معدده	۵	نوترون‌ها، انرژی $< 10 \text{ keV}$
۰.۰۵	مثانه	۱۰	$10-100 \text{ keV}$

^۱ Effective dose

نوع تابش	W_R	بافت یا اندام	W_T
۱۰۰ keV-۲ MeV	۲۰	پستان	۰٫۰۵
۲-۲۰ MeV	۱۰	جگر	۰٫۰۵
>۲۰ MeV	۵	مری	۰٫۰۵
پروتون‌ها به غیر از پروتون‌های پس زده، انرژی >۲ MeV	۵	تیروئید	۰٫۰۵
		پوست	۰٫۰۱
ذرات آلفا، پاره‌های شکافت، هسته‌های سنگین	۲۰	سطح استخوان	۰٫۰۱
		بقیه	۰٫۰۵

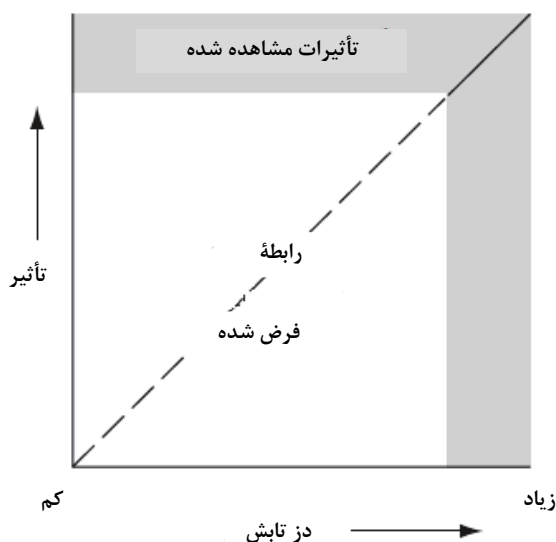
دزهای بالا: کمیت دز اختصاص یافته، دز جذب شده می‌باشد (Gy). چنانچه سلول‌های انفرادی بقدر کافی با تابش یون‌ساز آسیب ببینند، علائم بالینی ویژه‌ای ظاهر خواهد شد. اکثر این علائم و تأثیرات را می‌توان به‌صورت قطعی طبقه‌بندی کرد، وقتی شدت اثر بستگی به دز دارد. تا دز آستانه، اثرات قطعی تابش قابل صرف‌نظر است ولی بالای این دز و در نتیجه انهدام سلولی با تابش، اختلال شدید عملکردی در یک اندام یا بافت رخ می‌دهد. جدول ۶-۲ نمایی گسترده از سطوح دز برای اثرات کوتاه مدت خاص را پس از تابش کل بدن در طی یک دوره کوتاه زمانی ارائه می‌دهد. اگر فقط بخشی از بدن تابش دیده باشد، برای ایجاد اثرات مشابه، به دزهای خیلی بزرگ‌تری نیاز خواهد بود.

جدول ۶-۲. دزهای کل بدن برای اثرات زیستی حاد.

اثر	دز (Gy)
بدون اثر قابل تشخیص	۰٫۲۵
تغییرات خونی، بدون بیماری	۱٫۰
بیماری پرتوی، بدون مرگ	۲٫۰
تا ۵۰٪ مرگ افراد تابش دیده	۴٫۵
تا ۱۰۰٪ مرگ افراد تابش دیده	۱۰٫۰

دزهای پایین: اثرات زیستی دراز-مدت اصلی ناشی از دزهای کوچک‌تر دریافتی طی دوره طولانی تر زمانی، خطر سرطان و تأثیرات ارثی در فرزندان را افزایش می‌دهد. ایجاد سرطان یک اثر آماری است که احتمال اثر بهداشتی حادث شده تابعی از دز است. اثرات اتفاقی یا احتمالی ناشی از تغییر

سلولی غیر مهلك بوده و به‌طور قراردادی تغییری در DNA هسته سلول است. شكل تابع پاسخ دز، نامشخص است. احتمالاً دارای شكلی پیچیده است، ولی محتاطانه فرض می‌شود كه از مبدأ خطی باشد. در فرضیه خطی بودن فرض می‌شود كه روابط نشان داده شده بین خطر و دز تابش در سطوح بالای پرتوگیری برای سطوح پایین نیز قابل استفاده است (شكل ۶-۱): مبنایی تعمداً احتیاط‌آمیز برای بهداشت شغلی و سایر استانداردهای حفاظت پرتوی ارائه می‌دهد. پژوهش گسترده، فرضیه خطی را برای پرتوگیری سطح پایین تأیید نكرده است. شواهد موجود، دلالت بر وجود حد آستانه‌ای دارد كه پایین‌تر از آن، هیچگونه تأثیرات زیان‌آور تابش پدیدار نمی‌شود. به‌علاوه بعضی پژوهشگران شواهدی ارائه کرده‌اند كه نشان می‌دهد ممكن است تابش سطح پایین به‌علت واكنش زیستی سازگار، دارای اثر سودمندی باشد.



شكل ۶-۱. رابطه خطی احتیاط‌آمیز بین خطر و دز تابش.

خطر مرگ و میر سرطان x_c برای دزهای بالاتر از 1 Sv یا برای آهنگ‌های دز بالاتر كه از مشاهده بازماندگان حملات بمب اتمی در هیروشیما و ناکازاکی حاصل شده، به‌خوبی شناخته شده است. نهادهای بین‌المللی نظیر کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی، این خطر را در حدود 1% در نفر-سیورت، یا به‌عبارتی وقوع 10 سرطان در هر 100 نفر-سیورت تعریف می‌کنند. در حال حاضر فرض می‌شود (با پذیرش فرضیه خطی) كه خطر در دزهای پایین، 0.5% در نفر-سیورت است. با

این وجود، عقیده فعلی دلالت بر این دارد که خطر دزهای پایین و آهنگ‌های دز پایین به‌طور قابل ملاحظه‌ای کمتر از ۰.۵٪ در نفر-سیورت است و ممکن است در واقع صفر باشد. جدول ۳-۶ شاخص خطر سرطان (r_c) را به‌علت تابش به‌طور خلاصه بیان می‌کند.

جدول ۳-۶. احتمال تلفات سرطان نهان.

شرایط	خطر سرطان r_c (در نفر-سیورت)
آهنگ‌های دز بالا یا $E > 0.1 \text{ Sv}$	۰.۱
دزهای کمتر، فرضیه خطی قدیمی	۰.۰۵
دزهای کمتر، خطر واقعی ممکن	۰

سرطان ناشی از تابش به‌عنوان یک پدیده آماری، بر حسب دز جمعی دریافت شده توسط جمعیت توصیف می‌شود:

$$S = NE_i \quad (۴-۶)$$

که E_i دز انفرادی و N تعداد نفرات است ($N \gg 1$). تعداد تلفات به‌صورت زیر از دز جمعی برآورد می‌شود:

$$n_f = r_c S = r_c NE_i \quad (۵-۶)$$

شهری متوسط با جمعیت $N = 100000$ ، بدون هیچگونه تابش زمینه بالایی اضافی را در نظر بگیرید. از جنبه آماری انتظار می‌رود که نهایتاً حدود ۱۶۰۰۰ نفر در اثر ابتلا به سرطان ایجاد شده با مکانیسم‌هایی غیر از تابش، خواهند مرد. اگر هر کدام از این مردم در یک دوره زمانی کوتاه مدت در معرض دز کل $E_i = 0.1 \text{ Sv}$ باشند، دز کلی دریافت شده به‌وسیله این جمعیت برابر با

$$S = NE_i = 1000 \text{ نفر-سیورت}$$

است. تعداد مرگ و میرهای اضافی در سال‌های بعد به‌علت این تابش، $n_f = 50$ خواهد بود، بنابراین از جنبه آماری تعداد کل تلفات ۱۶۰۵۰ نفر می‌شود. جدول ۴-۶ خطرات ناشی از انواع فعالیت‌های نامتعارف را ارائه می‌کند.

جدول ۴-۶. خطرات ناشی از فعالیت‌های مختلف.

پرتو زایی	روزهای تخمینی از زندگی از دست رفته
دود کردن ۱ پاکت سیگار در روز	۲۳۷۰
۲۰٪ اضافه وزن	۹۸۵
حوادث خانگی	۹۵
پرتوگیری شغلی ۵۰ میلی سیورت بر سال	۳۲
پرتوگیری ۵ میلی سیورت بر سال	۳

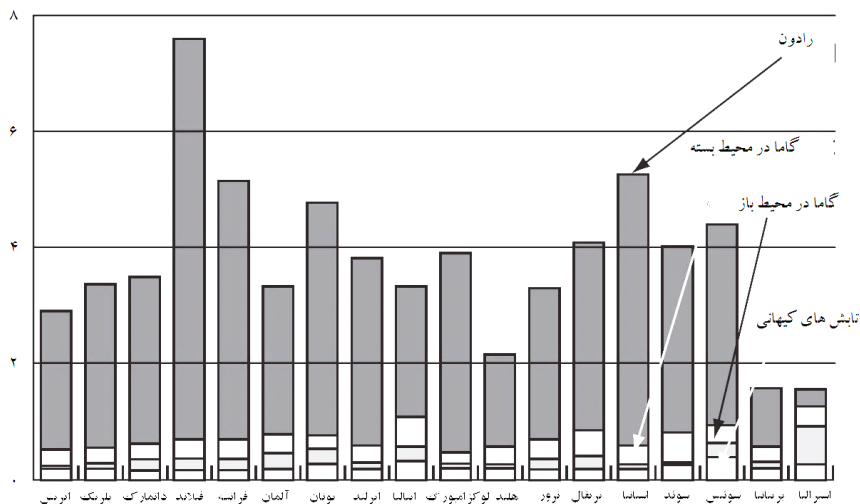
تأثیرات ارثی تابش بر انسان‌ها در علم امراض مسری، از جنبه آماری با درجه اطمینان بالایی تعیین نشده است. بنابراین، درباره وجود تأثیرات ارثی در انسان‌ها تردیدی وجود ندارد. بنابراین ارزیابی خطر، متکی به آزمون ژنتیکی وسیع در موجودات زنده و بر مبنای مطالعات سلولی، و با اطلاعات محدود موجود درباره اثرات منفی آن بر انسان‌ها استوار است. با این نگرش، کمیته علمی سازمان ملل در زمینه اثرات تابش‌های اتمی^۱، خطر بروز اختلالات بالینی مهم ظاهر شده در نسل اول زاد و ولد والدین در معرض تابش را ۰/۰۰۴-۰/۰۰۲ نفر سیورت، در آن قسمت از جمعیت نسل مولد برآورد می‌کند.

۴-۶ تابش زمینه

سطوح تابش زمینه ثابت نیست و تقریباً در سرتاسر جهان از 2×10^3 تا 8×10^3 میکروسیورت بر سال در نوسان است (شکل ۲-۶).

بعضی نواحی با جمعیت قابل ملاحظه، دارای تابش زمینه خیلی بالاتر از میانگین سطوح تابش زمینه هستند. نواحی دارای بالاترین تابش زمینه در درجه اول در برزیل، هند و چین قرار دارند که به علت وجود غلظت‌های بالای کانی‌های پرتوزا در خاک است. مثلاً در برزیل، ذخایر معدنی شن موناظیتی در طول برخی سواحل سبب سطوح تابش خارجی تقریباً $50 \mu\text{Gy/h}$ می‌شود. محدوده تابش طبیعی در هر جایی حول میانگین معینی نوسان می‌کند.

^۱. UNSCEAR

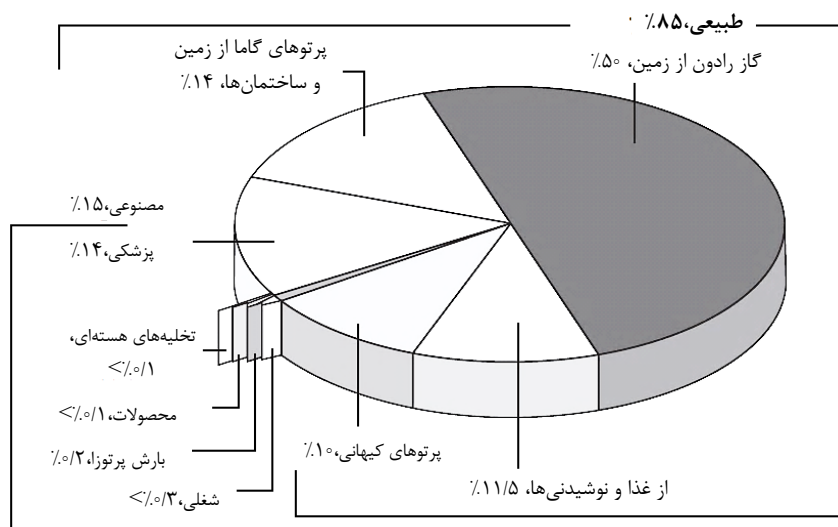


شکل ۶-۲. متوسط دز سالانه تابش در کشورهای مختلف بر حسب، سال/mSv.

تغییرات موقتی در محدوده تابش زمینه نیز طی چارچوب‌های زمانی کوتاه تا طولانی مدت رخ می‌دهد؛ ساعت‌ها تا روزها، ماه‌ها تا سال‌ها، و قرن‌ها یا بیشتر. به‌علاوه تغییراتی در تابش زمینه منابع زمینی تا کیهانی وجود دارد. جدول ۶-۵ سهم تابش زمینه از منابع مختلف را به‌طور کمی ارائه می‌کند در حالی که شکل ۶-۳ میانگین دز تابش سالانه برای ساکنین بریتانیا از همه منابع را نشان می‌دهد. شایسته است ذکر شود که ۸۵٪ دز از منابع طبیعی، به‌خصوص وابسته به انتشار رادون از زمین است. دز ناشی از تخلیه مواد پرتوزای مصنوعی، چه به‌صورت عمدی و چه از روی حادثه، مختص کاربردهای سودمند پزشکی این مواد است.

جدول ۶-۵. دزهای مؤثر سالانه تابش زمینه طبیعی.

منبع	محدوده دز (سال/μSv)	متوسط جهانی (سال/μSv)
تابش‌های کیهانی	۳۰۰-۱۰۰۰	۴۰۰
تابش‌های گامای زمینی	۳۰۰-۶۰۰	۵۰۰
استنشاق (^{222}Rn)	۲۰۰-۱۰۰۰۰	۱۲۰۰
بلع (^{40}K)	۲۰۰-۸۰۰	۳۰۰
کل	۱۰۰۰-۱۰۰۰۰	۲۴۰۰



شکل ۶-۳. دز میانگین سالانه تابش برای ساکنین بریتانیا. اهدای پروفیسور جی. پلنت^۱، کالج سلطنتی لندن، بریتانیا.

سفرهای هوایی حدود t (سال/ μSv ۵-۱۵) به میانگین دز زمینه اضافه می‌کند که t بر حسب ساعت مدت زمان پرواز است. خلبان‌های خطوط هوایی به‌علت این خطر اضافه، برای سرطان مورد معاینه قرار می‌گیرند.

حدود دزهای پرتوگیری توصیه شده توسط کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی، به‌ترتیب زیر است: برای کل مردم، (سال/ mSv ۱)، و برای کارکنان هسته‌ای، میانگین پنج سال متوالی، (سال/ mSv ۲۰).

¹ J. Plant

مراجع

- IAEA. (1996). International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources (Safety Series No. 115). Vienna: IAEA.
- IAEA. (2002). Safe transport of radioactive material. IAEA-TCS-01/03, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Radiation, People and the Environment. Vienna: IAEA.
- International Commission on Radiological Protection. (1990). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP (Publication No. 60). Oxford and New York: Pergamon Press.
- Turai I., Yeress K., Guñal B., Soukhkevitch G. (2004) Medical Response to Radiation Incidents and Radionuclear Threats. British Medical Journal. 328, 568–572.
- UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1993). Sources and Effects of Ionizing Radiation (1993 Report to the General Assembly). New York: United Nations.
- Wakeford R and Tarn E. J. (2004). The Risk to Health from Low Doses of Ionising Radiation. Nuclear Future 1(03), 107–114.

فصل هفتم

مقررات پسماند هسته‌ای

۷-۱ سازمان‌های تنظیم مقررات

صنعت تولید انرژی هسته‌ای صنعتی بالغ و از هر صنعت دیگری با نظم‌تر است. قوانین و مقررات صنعت هسته‌ای به‌طور معمول نیاز به مجوز از جنبه‌های مختلف فعالیت‌های آن، از جمله اجرای استانداردهای فنی و زیست محیطی برای حفاظت از مردم در برابر خطرات رادیولوژیکی و دیگر مخاطرات دارد. بنیادهای ملی و بین‌المللی (شکل ۷-۱) توصیه‌هایی را برای حفاظت پرتوی مهیا کرده‌اند و پر نفوذترین آنها عبارتند از:

ICRP^۱ - کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی،

ICRU^۲ - کمیسیون بین‌المللی یکاها و اندازه‌گیری رادیولوژیکی،

UNSCEAR^۳ - کمیته علمی سازمان ملل متحد در زمینه اثرات تابش‌های اتمی

IAEA^۴ - آژانس بین‌المللی انرژی اتمی.

^۱. International Commission on Radiological Protection

^۲. International Commission on Radiological Units and Measurements

^۳. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

^۴. International Atomic Energy Agency

توصیه‌های تهیه شده توسط این سازمان‌ها سرانجام استانداردهای قانونی تصدیق شده بین‌المللی می‌شوند. حکومت‌ها مسئول اجرای مقررات ملی از طریق سامانه‌ای شامل یک مرجع قانونی یا تشکیلاتی مشابه هستند. مراجع قانونی نظیر آژانس حفاظت محیط‌زیست (EPA)^۱ در امریکا یا «گوساتومنادزور»^۲ در روسیه سامانه اسناد قانونی را برپا می‌کنند و سطوحی را برای هسته‌های پرتوایی که ایمن محسوب می‌شوند تعریف می‌کنند. بعضی توصیه‌های بین‌المللی اغلب به‌عنوان مبنایی برای بسیاری مقررات حفاظت پرتوی پذیرفته شده توسط نظام ایمنی ملی به کار می‌روند.



کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی



کمیسیون بین‌المللی یکاها و
اندازه‌گیری‌های رادیولوژیکی



کمیته علمی سازمان ملل در زمینه اثرات تابش اتمی



آژانس بین‌المللی انرژی اتمی

شکل ۷-۱. نمادهای سازمان‌های بین‌المللی تهیه کننده توصیه‌های حفاظت پرتوی.

۷-۲ فلسفه حفاظت

تابش و مواد پرتوزا، طبیعی و از خصایص دائمی محیط هستند و بنابراین مخاطرات ناشی از قرار گرفتن در معرض تابش را می‌توان فقط محدود کرد نه اینکه به‌طور کامل حذف نمود. پذیرش مخاطرات همراه با تابش و مواد پرتوزا توسط جامعه باید مشروط به فوایدی باشد که از کاربرد آنها به‌دست می‌آید. با این وجود، خطرات باید به حداقل کاهش یابد.

فلسفه‌های اساسی حفاظت پرتوی طی زمان رشد کرده‌اند. در ابتدا فلسفه‌های حفاظت مبتنی بر حفاظت فردی از دزهای حاد مثل دز قابل تحمل بود. برنامه‌های آزمایش سلاح‌های هسته‌ای و توسعه راکتورهای انرژی هسته‌ای غیر نظامی منجر به بسط چنین فلسفه‌هایی برای غلبه بر

^۱. Environmental Protection Agency

^۲. Gosatomnadzor

پرتوگیری مزمن جمعیت (دز جمعی، بخش ۶-۳) و به‌طور خاص از جنبه‌ی دزهای ژنتیکی گردید. نهایتاً، این آیین نامه‌ها چشمه‌های تابشی نشرکننده تابش را نشان‌یابی می‌کنند تا دزهای دریافتی به مردمی که در معرض تابش هستند به حداقل برسد.

برای اهداف نظارتی، اصطلاح چشمه^۱ به معنی هر چیزی است که سبب در معرض نهادن تابش می‌شود، بنابراین چشمه هم شامل ماده پرتوزا و هم یک منبع تابش است. هر فعالیت انسانی که ایجاد چشمه‌های اضافی پرتودهی یا راه‌های پرتوگیری نماید به‌عنوان یک عمل^۲ در نظر گرفته می‌شود. سه اصل کلی حفاظت پرتوی کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی عبارتند از:

۱. **توجیه فعالیت پرتوی^۳**: نتیجه کلی فعالیت‌های درگیر در مخاطرات رادیولوژیکی این خواهد بود که سود حاصل از فعالیت‌های تابشی بیش از ضرر آن باشد.

۲. **بهبودسازی حفاظت در برابر تابش^۴**: مخاطرات رادیولوژیکی به نحوی باید مدیریت شود که میزان دز دریافتی موجه بوده و به حداقل ممکن کاهش یابد، یا اصل ALARA؛ (هرچه کمتر موجه شدنی).

۳. **حدود دز و خطر^۵**: پرتوگیری فردی از کلیه منابع تابش قابل کنترل، با رعایت حدود دز و کنترل خطر ناشی از پرتوگیری‌های بالقوه آن باشد.

مداخله^۶ عبارت از هر فعالیتی است که سبب کاهش پرتوگیری کلی، به‌وسیله جابه‌جایی چشمه‌های موجود، اصلاح مسیرها یا کاهش تعداد افراد در معرض تابش گردد. لازم است که مداخله به نحوی انجام شود که سود حاصل بیش از ضرر آن باشد؛ و شکل، مقیاس و مدت مداخله باید بهینه شده باشد.

۳-۷ مقررات مواد پرتوزا و چشمه‌ها

بعضی مواد پرتوزا و چشمه‌های تابش، خارج از دخالت بشر هستند مانند هسته‌های پرتوزای ازلی زمینی موجود در بدن انسان (بخش‌های ۵-۲ و ۵-۸) یا تابش‌های کیهانی (بخش ۵-۳) و غیره که خارج از شمول مقررات هستند.

¹. Source

². Practice

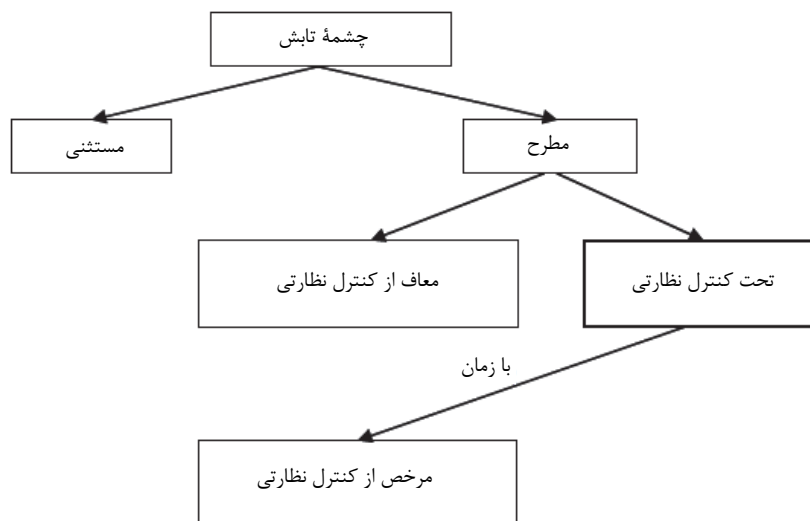
³. Justification

⁴. Optimisation

⁵. Dose and risk limits

⁶. Intervention

موارد مستثنی^۱، مواد و چشمه‌های تابش مهار نشدنی (مثل ^{40}K در بدن انسان) را پوشش می‌دهد. موارد یا اعمالی که خارج از کنترل هستند هرگز وارد عرصه‌های نظارتی نمی‌شوند (شکل ۷-۲).



شکل ۷-۲. آیین‌نامه راهبرد مواد و چشمه‌های پرتوزا.

همه چشمه‌های دیگر در زمره موارد نظارتی قرار گرفته و به چشمه‌های معاف و چشمه‌های تحت کنترل نظارتی تقسیم می‌شوند. چشمه‌های معاف^۲ از کنترل نظارتی چشمه‌هایی هستند که خطرات بسیار پایینی دارند و تحت مراقبت در آوردن آن، هدر دادن منابع اجتماعی خواهد بود. ممکن است چشمه‌های تحت کنترل نظارتی، وقتی که هیچ‌گونه خطر عمده‌ای نشان نمی‌دهند بعداً از کنترل نظارتی خارج شوند. ترخیص^۳، اشاره به چشمه‌هایی دارد که پیش‌تر تحت نظارت بوده‌اند ولی با گذر زمان از کنترل نظارتی رها شده‌اند (شکل ۷-۲).

۷-۴ معیارهای معافیت و سطوح آن

معیارهای معافیت، به‌وسیله آژانس بین‌المللی انرژی اتمی و به پیروی از اصول و توصیه‌های کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی پایه‌گذاری شده‌اند. معیارهای مورد استفاده برای استنتاج سطوح معافیت برای مواد پرتوزا عبارتند از:

^۱. Exclusion

^۲. Exempt

^۳. Clearance

الف) دز مؤثر فردی مورد انتظار، بیش از 10^{-6} میکرو سیورت در سال نباشد؛

ب) دز مؤثر جمعی، بیش از ۱ نفر سیورت در سال نباشد.

سطوح معافیت برای هر دو مورد غلظت و کل مقدار هسته‌های پرتوزا، بر مبنای دز فردی و جمعی پایه‌گذاری شده‌اند. این سطوح شامل برآورد دزهای فردی و جمعی برای هر هسته پرتوزایی که از هر مسیر ممکن وارد بدن انسان می‌شود تعیین شده است. سطوح معافیت در استانداردهای ایمنی پایه آژانس بین‌المللی انرژی اتمی منتشر شده‌اند، مثل استانداردهای ایمنی پایه برای حفاظت در برابر تابش‌های یون‌ساز و برای ایمنی چشمه‌های تابش. جدول ۷-۱ مثال‌هایی از سطوح معافیت برای بعضی هسته‌های پرتوزای طبیعی و پسماند را ارائه می‌کند.

چشمه‌های تابش، اگر در فاصله 0.1 m دارای آهنگ دز کمتر از $1\text{ }\mu\text{Sv/h}$ باشند معاف از کنترل می‌باشند.

جدول ۷-۱. سطوح معافیت مطابق با استانداردهای ایمنی پایه آژانس بین‌المللی انرژی اتمی.

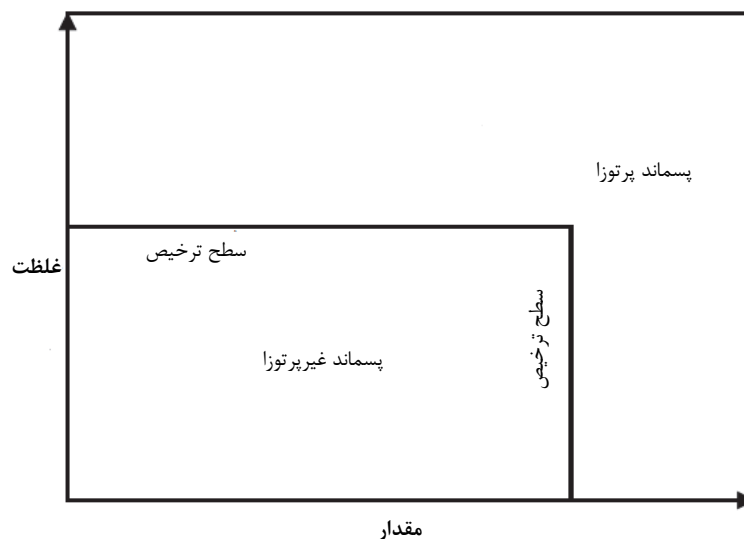
هسته	شدت اکتیویته (Bq/g)	اکتیویته
^2H	10^6	10^9
^{14}C	10^4	10^7
^{40}K	10^2	10^6
^{60}Co	۱۰	10^5
^{90}Sr	10^2	10^4
^{99}Tc	10^4	10^7
^{106}Ru	10^2	10^5
^{125}I	10^3	10^6
^{131}I	10^2	10^5
^{137}Cs	۱۰	10^4
^{135}Cs	10^4	10^7
^{137}Cs	۱۰	10^4
^{144}Ce	10^2	10^5
^{147}Pm	10^4	10^7

هسته	شدت اکتیویته (Bq/g)	اکتیویته
^{151}Sm	10^4	10^8
^{154}Eu	۱۰	10^6
^{222}Rn	۱۰	10^8
^{226}Rn	10^1	10^4
^{232}Th	۱	10^3
^{235}U	۱۰	10^4
^{238}U	۱۰	10^4
^{237}Np	۱	10^3
^{239}Np	10^2	10^7
^{238}Pu	۱	10^4
^{239}Pu	۱	10^4
^{240}Pu	۱	10^3
^{241}Pu	10^2	10^5
^{242}Pu	۱	10^4
^{241}Am	۱	10^4
^{242}Am	10^3	10^6
^{242}Am	۱	10^3
^{242}Cm	10^2	10^5
^{242}Cm	۱	10^4
^{244}Cm	۱۰	10^4
^{245}Cm	۱	10^3
^{246}Cm	۱	10^3

۷-۵ ترخیص مواد از کنترل نظارتی

مطابق با قانون‌گذاری ملی، سطوح ترخیص برای مواد منتشر شونده و مواردی با غلظت‌ها و اکتیویته کلی کمتر از سطوح ویژه وضع شده است. بر مبنای رویکردهای بین‌المللی و سطوح معافیت، مراجع قانونی ملی سطوح ترخیص یا معافیت را برای هسته‌های پرتوزا وضع می‌کنند.

به پیروی از رویکرد معافیت (ترخیص)، در غلظت‌های کم و در مقادیر کلی کم هسته‌های پرتوزا، مواد به‌عنوان غیرپرتوزا در نظر گرفته می‌شوند. شایان ذکر است که غلظت برای ماده پرتوزا به معنی اکتیویته بر واحد جرم یا حجم (واحدهای Bq/g یا Bq/m³) کل جرم یا حجم ماده مورد نظر است. علاوه بر آن برای پسماند غیر پرتوزا، غلظت بر حسب g/m³ و کل مقدار بر حسب گرم است و بنابراین رویکردی مشابه برای هر دو حالت پسماندهای غیرپرتوزا (سمی) و پرتوزا به کار می‌رود (شکل ۷-۳). ماده‌ای پرتوزا نامیده می‌شود که غلظت یا مقدارش فراتر از سطوح ترخیص باشد.



شکل ۷-۳. پسماند پرتوزا با غلظت‌ها یا مقادیر هسته‌های پرتوزای فراتر از سطوح ترخیص.

سطوح ترخیص توسط مراجع قانونی ملی تعریف می‌شود، با این وجود، از آنجا که این توصیه‌ها از جنبه بین‌المللی تأیید شده به حساب می‌آیند، سطوح ترخیص تعیین شده (با چند مورد استثناء) در همه کشورها مشابه می‌باشند. کمیسیون اروپایی، دستورالعمل یوراتم ۹۶/۲۹ را انتشار داد (OJ L۱۵۹، ۲۹ ژوئن ۱۹۹۶) که سطوح معافیت برای هسته‌های پرتوزای مشابه با موارد مطروحه به‌وسیله استانداردهای ایمنی پایه آژانس بین‌المللی انرژی اتمی را تصدیق می‌نماید.

مقررات بریتانیا برای مواد پرتوزا مطابق مصوبه ۱۹۹۳ و مقررات تابش یونساز مطابق مصوبه ۱۹۹۹ تدوین شده‌اند. دستورالعمل معافیت مواد پرتوزا (مواد با اکتیویته کمی) تهیه شده تحت مصوبه مواد پرتوزا، معافیت عمومی را برای ثبت و اجازه رسمی مواد حاوی سطوح کم پرتوزایی نظیر موارد مورد استفاده در هشدارهای دود خانگی را ارائه می‌دهد. مقررات فدراسیون روسیه تحت عنوان استانداردهای ایمنی تابش (NRB-۹۹) ارائه شده است.

۷-۶ استانداردهای دوگانه

سطوح معافیت فعلی برای صنعت هسته‌ای، مبتنی بر حد دز $10 \mu\text{Sv/y}$ است. این در مقایسه با سطوح تابش زمینه، که با توجه به محل، از 1000 تا $10000 \mu\text{Sv/y}$ متغیر است مقدار فوق‌العاده کوچکی می‌باشد (شکل ۶-۲ را ببینید). به‌علاوه تابش زمینه با گذر زمان تا 10 درصد نسبت به میانگین خود در همان محل، در نوسان است. سطوح معافیت با استفاده از حد دز، $10 \mu\text{Sv/y}$ خیلی احتیاط‌آمیز است.

کاربرد سطوح معافیت استانداردهای ایمنی پایه آژانس بین‌المللی انرژی اتمی (مثلاً براساس محدودیت دز $10 \mu\text{Sv/y}$) به «مواد پرتوزای طبیعی» و «مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته به‌واسطه فن‌آوری» غیر ممکن است زیرا که بسیاری از فعالیت‌های صنعتی شامل نفت، گاز و معدن کاری ذغال سنگ را متوقف خواهد کرد. به‌عنوان مثال بزرگ‌ترین جریان پسماند مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته به‌واسطه فن‌آوری، خاکستر ذغال است که حامل ^{238}U و کلیه محصولات واپاشی غیرگازی آن، علاوه بر آن ^{232}Th و دختران آن است. خاکستر ذغال سنگ در مقادیر بیشتر از 280 میلیون تن در سال در جهان تولید می‌شود. یک راه‌حل مصالحه‌آمیز به سوی استانداردهای دوگانه رهنمون می‌شود:

سطوح پایین‌تر برای صنعت هسته‌ای و سطوح بالاتر برای صنایع غیر هسته‌ای. این کار امکان می‌دهد که مثلاً خاکستر ذغال سنگ در مکان‌های مخصوص دفن زباله دفن شود در حالی که اگر این پسماند، به‌جای مانده از صنعت هسته‌ای بود این کار مجاز نبود. محدوده دز دیگر که در حد 100 تا $1000 \mu\text{Sv/y}$ است برای مواد قابل بازیافت صنایع نفت و گاز به‌کار می‌رود. این محدودیت به‌کار رفته برای مواد پرتوزای طبیعی افزایش یافته به‌واسطه فن‌آوری هنوز فقط تقریباً 10% بالاترین سطوح زمینه طبیعی بوده و بنابراین در محدوده تغییرات دز، با گذر زمان قرار دارد. به‌علاوه این محدودیت، دو برابر کمتر از چیزی است که به‌طور طبیعی توسط بسیاری از مردمی که در نواحی دارای سطوح تابش زمینه بالا زندگی می‌کنند و هیچگونه اثرات بیماری‌زایی را از خود نشان نمی‌دهند جذب می‌شود (شکل ۶-۲).

با این وجود، برای انتشار مواد از صنعت هسته‌ای، هنوز هم محدودیت دز $10 \mu\text{Sv/y}$ اعمال می‌شود. بنابراین استانداردهای دوگانه اعمال می‌شود تا مواد با سطوح پرتوایی مشابهی که به‌عنوان پسماند صنایع غیر هسته‌ای ایجاد شده‌اند را بتوان مورد استفاده مجدد قرار داد ولی چنانچه این مواد به‌وسیله صنعت هسته‌ای ایجاد شود باید به‌عنوان پسماند پرتوزا مورد آمایش قرار گیرد.

۷-۷ حدود دز

سومین اصل حفاظت تابش پس از بهینه‌سازی حفاظت و توجیه فعالیت تابشی، این است که دزهای تابش فردی به‌وسیله سطوح آستانه معینی محدود شوند. در واقع همان‌طور که توسط کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی و آژانس بین‌المللی انرژی اتمی تأکید شده است، گزیده‌ای برای یک حد دز وجود ندارد و نمی‌تواند به تنهایی یک قضیه و حکم علمی باشد. تصمیم نهایی اساساً یک مورد سیاسی و اقتصادی است که لازم است به‌عنوان بخشی از فرایند نظارتی ملی اتخاذ شود. بنابراین حدود پیشنهادی استانداردهای ایمنی پایه آژانس بین‌المللی انرژی اتمی و کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی، قضاوتی حرفه‌ای بر اساس تجزیه و تحلیلی پیچیده و در سطح بالا ارائه می‌دهد. حدود دز پیشنهاد شده توسط کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی، (که ممکن است کمی متفاوت با مقادیر ملی باشد) در جدول ۷-۲ ارائه شده است.

جدول ۷-۲. حدود دز برای پرتوگیری فردی.

دز	شغلی (سال μSv)	عمومی (سال μSv)
مؤثر	۲۰	۱
مؤثر در هر یک سال	۵۰	-
معادل سالانه	عدسی چشم	۱۵
	پوست	۵۰
	دست‌ها و پاها	-

۷-۸ کنترل مخاطرات پرتوی

یک اصل کلیدی حفاظت پرتوی، کمینه‌سازی دز فردی است. سطح تابش برای کاهش خطر تابش شغلی باید ارزیابی شود و معمولاً بر سه عامل کنترل‌کننده خطر تابش تأکید می‌شود: زمان، فاصله و حفاظ. این عوامل مبتنی بر برآوردهای دز تابش دریافتی در یک میدان منبع تابش است. میدان‌های تابش نزدیک به یک چشمه تابش گاما را می‌توان با در نظر گرفتن آن به صورت یک

چشمه نقطه‌ای همسانگرد (یکسان در همه جهات) ارزیابی کرد. آهنگ دز تابش گامای P ($\mu\text{Sv/h}$) در فاصله r (m) از یک چشمه تابش نقطه‌ای همسانگرد با اکتیویتی کل Q (Bq)، در پشت یک حفاظ با نسبت کاهش تابش k را می‌توان به این صورت برآورد نمود:

$$P = \frac{QK_{\gamma}}{kr^2} \quad (1-7)$$

که K_g آهنگ دز هم ارز محیط ($\mu\text{Sv m}^2/\text{GBq/h}$) است. نسبت کاهش تابش k برای حفاظی به ضخامت d (m) را می‌توان با رابطه زیر برآورد کرد:

$$k = e^{-d/L_{\gamma/5}} \quad (2-7)$$

که $L_{\gamma/5}$ (m) نصف ضخامت لایه حفاظ برای نوع معینی از تابش است. برای تابش گاما، مواد متراکمی نظیر سرب و فولاد مؤثرترین هستند و بنابراین مواد ذکر شده مکرراً در طراحی بسته‌بندی و حفاظ به کار می‌روند. جدول ۳-۷، مقادیر K_g و $L_{\gamma/5}$ برای تابش گاما ناشی از بعضی هسته‌های پرتوزا را ارائه می‌دهد.

جدول ۳-۷. پارامترهای تابش گاما نشر شده از بعضی هسته‌های پرتوزا.

هسته پرتوزا	آهنگ دز هم ارز محیط ($\mu\text{Sv m}^2/\text{GBq/h}$)	نیم لایه سرب (mm)
^{60}Co	۳۸۰	۱۲
^{137}Cs	۹۲	۶
^{226}Ra (در تعادل با محصولات واپاشی)	۲۸۳	۱۴
^{241}Am	۱۹	۰/۲

دز D (μSv) دریافتی از یک میدان تابش با آهنگ دز P ($\mu\text{Sv/h}$) متناسب با زمان پرتوگیری t (h) است:

$$D = Pt = \frac{QK_{\gamma}}{kr^2} t \quad (3-7)$$

بنابراین، دز ناشی از تابش خارجی را می‌توان یا با کاهش زمان سپری شده در نزدیک چشمه (کوچک‌تر کردن t)، یا با جابه‌جایی به فاصله‌ای دورتر از چشمه تابش (بزرگ‌تر کردن r)، یا با حفاظ سازی (افزایش k) کاهش داد.

بنابراین، سه راه کاهش خطر تابش عبارتند از زمان، فاصله و حفاظ. کاهش زمان صرف شده در نزدیکی چشمه تابش، منجر به کاهش دز کلی می‌شود که یک نفر دریافت می‌کند. افزایش فاصله از یک چشمه راهی مناسب برای کاهش آهنگ دز تابش و در نتیجه دز کل است. برای چشمه‌های کوچک نشر کننده تابش‌های گاما، قانون عکس مجذور فاصله به کار می‌رود. دو برابر کردن فاصله، آهنگ دز را به یک چهارم کاهش می‌دهد.

مراجع

- IAEA. (1996). International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources (Safety Series No. 115). Vienna: IAEA.
- IAEA. (2001). Management for the prevention of accidents from disused sealed radioactive sources. TECDOC-1205, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Safe transport of radioactive material. IAEA-TCS-01/03, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Management of disused long lived sealed radioactive sources (LLSRS). TECDOC-1357, IAEA, Vienna.
- International Commission on Radiological Protection. (1991). Recommendations of the ICRP (Publication No. 60). Oxford and New York: Pergamon Press.
- Ivanov, V. I. (1988). Dosimetry Course. Energoatomizdat: Moscow.
- Kozlov, V. F. (1987). Handbook of Radiation Safety. Energoatomizdat: Moscow.
- Lewis, B. J., & Husain, A. (2002). Derivation of geometry factors for internal gamma dose calculations for a cylindrical radioactive package. Nuclear Technology, 140, 279–287.
- Mashkovich, V. P. (1982). Protection Against Ionizing Radiation: Handbook. Energoatomizdat: Moscow.
- Mashkovich, V. P., & Panchenko, A. M. (1990). Basics of Radiation Safety. Energoatomizdat: Moscow.
- Norms of Radiation Safety NRB-99 (SP2.6.1.758-99). (2000). Aproxhim: Moscow.
- Pescatore, C., Teunckens, L., & Menon, S. (2001). Clearance/exemption levels for slightly radioactive materials arising from nuclear decommissioning and non-nuclear industries. Proc. Int. Conf. ICM'01, Bruges, 387pdf.
- Stoiber, C., Baer, A., Pelzer, N., & Tonhauser, W. (2003). Handbook on Nuclear Law. Vienna: IAEA.
- UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1993). Sources and Effects of Ionizing Radiation (1993 Report to the General Assembly). New York: United Nations.

فصل هشتم

اصول مدیریت پسماند هسته‌ای

۸-۱ اجماع بین‌المللی

پذیرش خطرات ناشی از تابش و مواد پرتوزا توسط جامعه، مشروط به منافعی است که از کاربرد آن عاید می‌شود. یک موضوع کلیدی، اینکه ادامه کاربرد تابش و هسته‌های پرتوزا و پذیرش عمومی، منوط به مدیریت ایمن پسماند هسته‌ای است. توجه عمومی قابل توجیهی درباره مدیریت پسماند هسته‌ای، به‌ویژه در ارتباط با پسماند با پرتوزایی سطح بالا وجود دارد، که ممکن است شامل سوخت هسته‌ای مصرف شده و بسته چشمه‌های پرتوزای مصرف شده باشد.

فقدان پذیرش عمومی اغلب منتهی به مرضی موسوم به «در حیاط خلوت من نه» (NIMBY)^۱ می‌شود. هرچند که عدم پذیرش عمومی دلایلی دارد، ولی مسئله اصلی ایمنی است و نه تنها مسئله دستیابی به ایمنی، بلکه متقاعد کردن مردم به اینکه ایمنی قابل دستیابی است. علی‌رغم معضلات فنی مربوط به دفن پسماند با پرتوزایی سطح بالا، نمی‌توان آن را به تعویق انداخت و این موضوع به‌عنوان مسئولیت نسل فعلی باقی می‌ماند. عصاره این نیاز در سند تصویب شده بین‌المللی موسوم به «اصول مدیریت پسماندهای پرتوزا» (آژانس بین‌المللی انرژی اتمی، وین، ۱۹۹۵)، تصریح

^۱. Not in my backyard

شده است که دارای اطلاعات مورد بحث از بسیاری کشورهای دارای تجربه صنعت هسته‌ای است. به‌علاوه، آژانس بین‌المللی انرژی اتمی از طریق معاهده الحاقی دستورالعمل‌هایی برای ایمنی سوخت مصرف شده بازفرآوری نشده، و همچنین مدیریت پسماند پرتوزای سطح بالای بازفرآوری شده دارد که اهداف ایمنی مشترکی را مقرر کرده و الزامات معینی برای کشورهای تولید کننده چنین موادی وضع کرده است. کمیته مدیریت پسماند پرتوزای آژانس انرژی هسته‌ای وابسته به سازمان همکاری اقتصادی و توسعه (OECD)^۱، مبنای اخلاقی و زیست محیطی برای دفن در پسمان‌گور عمیق پسماند پرتوزای دارای عمر طولانی را به تصویب رسانده است. تمامی این مساعی و آثار، ابزاری برای اطمینان از ایمنی و پذیرش عمومی انرژی هسته‌ای در سراسر جهان است.

۸-۲ هدف مدیریت پسماند پرتوزا

هدف مدیریت پسماند پرتوزا، این است که با پسماند پرتوزا به شیوه‌ای رفتار شود که از سلامت انسان و محیط‌زیست در حال و آینده محافظت کند، بدون آنکه هزینه اضافی بر نسل‌های آینده تحمیل نماید. استانداردها و رهنمودهای توصیه شده بین‌المللی و آیین‌نامه‌های ملی، در ارتباط با مدیریت پسماند پرتوزا و حفاظت پرتوی توسعه یافته‌اند. ویژگی مثال زدن مدیریت پسماند پرتوزا این است که در آن توجه ویژه‌ای به حفاظت از نسل‌های آینده شده است. توجه خاصی نیز به پرتوگیری بالقوه و امکان لزوم نظارت یا نگهداری و پیامدهای اقتصادی آن شده است.

۸-۳ اصول اساسی

پسماند پرتوزایی که به‌خوبی اداره نشده باشد، بدون شک اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان و محیط‌زیست در زمان حاضر و نسل‌های بسیاری که در آینده می‌آیند خواهد داشت. پیروی از نه اصل پذیرفته شده بنیادی مدیریت پسماند هسته‌ای (جدول ۸-۱) اطمینان می‌دهد که چنان اثراتی رخ نخواهد داد.

۸-۴ نکاتی درباره اصول بنیادی

خیلی از خطرات ایجاد شده توسط پسماند پرتوزا مشابه با خطراتی است که با پسماند سمی تولید شده به‌وسیله صنایعی مانند استخراج معدن و کارکرد کارخانه‌های شیمیایی همراه است و باید

^۱ Organisation for Economic Co-Operation and Development

کنترل شود. با این وجود، فقدان مراقبت در برابر پسماند پرتوزا ممکن است منتهی به قرارگیری در معرض تابش یونساز گردد. بنابراین لازم است که سطح حفاظت قابل قبولی تأمین شود.



حفاظت از بهداشت انسان.

ضروری است راه‌هایی که ممکن است انسان در معرض تابش باشد کنترل شده و اطمینان حاصل گردد که چنین پرتوگیری در حدود مقرر باشد. برای فعالیت‌های گسترده در دوره‌های زمانی خیلی طولانی، مثل دفن پسماند پرتوزا، لازم است این واقعیت لحاظ شود که منافع و پرتوگیری‌هایی که ممکن است حادث شود، جمعیت‌هایی در چندین نسل را متأثر نموده و در دوره‌های زمانی طولانی، منتهی به عدم اطمینان فزاینده در ارزیابی‌های ایمنی خواهد شد.

جدول ۸-۱. اصول بنیادی مدیریت پسماند هسته‌ای.

۱. حفاظت از بهداشت انسان	پسماند پرتوزا باید به طریقی اداره شود تا سطح قابل قبولی از ایمنی برای بهداشت انسان حفظ شود.
۲. حفاظت از محیط زیست	پسماند پرتوزا باید به طریقی اداره شود که حفاظت از محیط‌زیست را فراهم نماید.
۳. حفاظت ماورای مرزهای ملی	پسماند پرتوزا باید به طریقی اداره شود تا اطمینان حاصل گردد که تأثیرات ممکن بر بهداشت انسان و محیط‌زیست در ورای مرزهای ملی نیز از آن حدی که در کشور ایجاد کننده مقبول است بیشتر نشود.
۴. حفاظت از نسل‌های آینده	پسماند پرتوزا باید به طریقی اداره شود که تأثیرات پیش‌بینی شده بر بهداشت نسل‌های آینده فراتر از سطوحی که امروزه مقبول است، نشود.
۵. تحمیل هزینه بر نسل‌های آینده	پسماند پرتوزا باید به طریقی اداره شود که هزینه اضافی برای نسل‌های آینده به همراه نداشته باشد.
۶. چارچوب قانونی	پسماند پرتوزا باید در چارچوب قانونی مناسب شامل تخصیص روشن مسئولیت‌ها و مشروط به وظایف نظارتی مستقل اداره شود.
۷. کنترل تولید پسماند پرتوزا	تولید پسماند پرتوزا باید در حداقل قابل اجرا نگه‌داشته شود.
۸. تولید پسماند پرتوزا و مدیریت وابستگی‌ها	لازم است در همه مراحل تولید و مدیریت پسماند پرتوزا، به‌طور مناسبی وابستگی‌ها لحاظ شود.
۹. ایمنی تأسیسات	لازم است به‌طور مناسبی نسبت به ایمنی تأسیسات مدیریت پسماند پرتوزا، در طول دوره کاری آنها اطمینان حاصل شود.



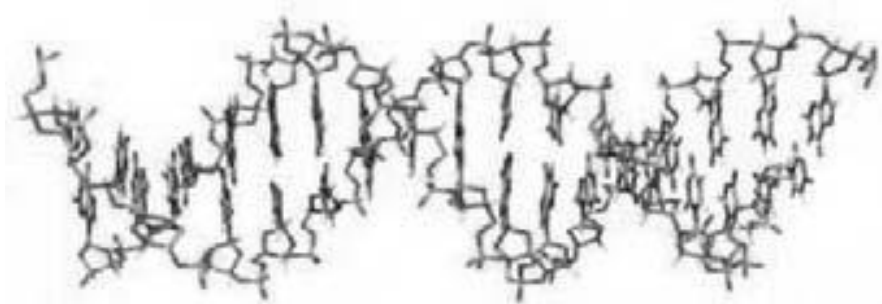
حفاظت از محیط‌زیست.

وقتی هسته‌های پرتوزا در محیط‌زیست منتشر شوند، به‌طور بالقوه گونه‌هایی غیر از انسان می‌توانند در معرض تابش یون‌ساز قرار گیرند و تأثیر چنین پرتوگیری باید در نظر گرفته شود. از آنجا که انسان‌ها جزء حساس‌ترین موجودات به تابش هستند، معیارهای اتخاذ شده برای حفاظت فردی انسان‌ها نسبت به خطرات تابش عموماً در حد کافی در نظر گرفته می‌شود که از سایر گونه‌ها نیز محافظت شود، هرچند که لزوماً مقدور نیست که این معیارها از اعضای انفرادی گونه‌ها نیز محافظت نماید. بنابراین در کل باید حضور انسان‌ها در تعیین تأثیر بر محیط‌زیست به‌ویژه وقتی دفن پسماند پرتوزا برآورد می‌شود، لحاظ گردد. طی دوره‌های طولانی مدت، دفن پسماند پرتوزا ممکن است همانند دفن پسماند شیمیایی در آینده اثر نامطلوبی بر دسترسی محلی یا بهره‌برداری منابع طبیعی مانند زمین، جنگل، آب سطحی، آب زیرزمینی و مواد خام داشته باشد. بنابراین مدیریت پسماند پرتوزا به گونه‌ای هدایت خواهد شد که این اثرات را محدود نماید. ممکن است در آینده اکتشاف یا بهره‌برداری از منابع طبیعی ارزشمند، به‌طور بالقوه بتواند بر قابلیت نگهداری یک پسمان‌گور اثرات نامطلوب بگذارد. بنابراین لازم است در مکان یابی و طراحی پسمان‌گورها، امکان اکتشاف یا بهره‌برداری در آینده در نظر گرفته شود. همچنین ممکن است فعالیت‌های مربوط به مدیریت پسماند پرتوزا، دارای اثرات زیست محیطی غیررادیولوژیک مثل آلودگی شیمیایی یا دگرگونی در زیستگاه‌های طبیعی گردد که این امر نیز باید در نظر گرفته شود.



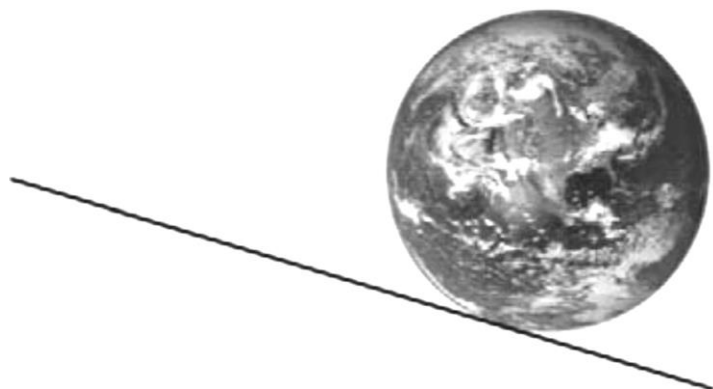
حفاظت در ماورای مرزهای ملی.

این اصل مبتنی بر فرضیهٔ مقدم اخلاقی است که می‌گوید، یک کشور وظیفه دارد که رفتار با مسئولیت نسبت به همسایگانش داشته باشد. در مورد رهاسازی طبیعی، پتانسیل رهاسازی یا مهاجرت هسته‌های پرتوزا از این سو به آن سوی مرزهای ملی، کشور مبدأ و کشورهای تأثیرپذیر ممکن است براساس این اصل مثلاً از طریق تبادل اطلاعات عمل نمایند.



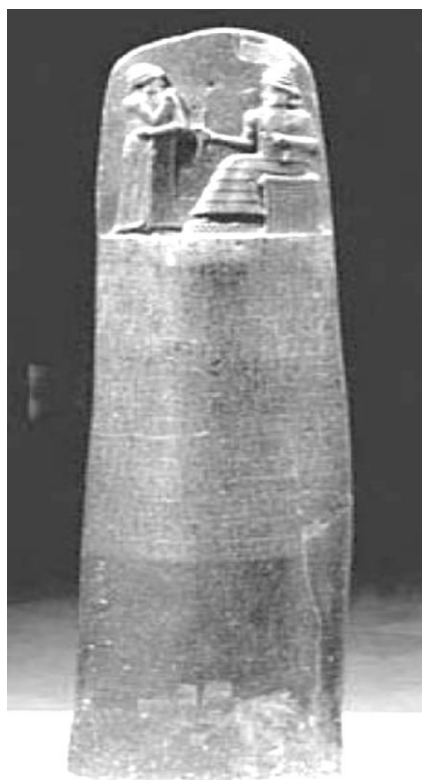
حفاظت از نسل‌های آینده.

این اصل برگرفته از نگرانی اخلاقی برای سلامت نسل‌های آینده است. تا وقتی که اطمینان از محدود کردن کلی و منزوی‌سازی پسماند پرتوزا در مقیاس‌های زمانی گسترده مقدور نباشد، این ادعا مطرح است که وقتی هسته‌های پرتوزا وارد محیط‌زیست شوند اثر مهمی بر بهداشت انسان نخواهند داشت. در اجرای مدیریت پسماند پرتوزا، به‌ویژه در مورد دفن پسماند، لازم است عدم اطمینان در ارزیابی درازمدت ایمنی توسط مثلاً به‌کارگیری حفاظ چند لایه لحاظ شود (فصل‌های ۳-۱۲ و ۳-۱۹ را ببینید).



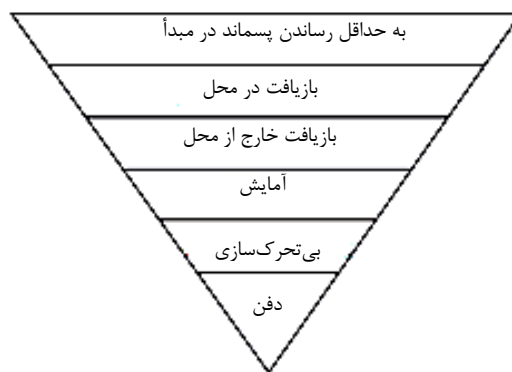
تحمیل به نسل‌های آینده.

این اصل بر مبنای این ملاحظه اخلاقی استوار است که، نسل تولید کننده پسماند، باید مسئول اداره آن هم باشد. با این وجود، ممکن است بعضی فعالیت‌ها مانند کنترل سازمانی دائم بر یک پسمان گور به نسل‌های بعدی منتقل شود. مسئولیت نسل حاضر شامل توسعه فن‌آوری، ساخت و کارکرد تأسیسات، و مهیا کردن یک سامانه تأمین مالی و کنترل‌های کافی بر مدیریت پسماند پرتوزا است. این کار شامل تأمین ابزار و فن‌آوری لازم برای دفن پسماند است. زمان بندی و اجرای دفن انواع پسماند پرتوزای اختصاصی بستگی به عامل‌های علمی، فنی و اقتصادی مثل در دسترس بودن و توسعه مکان‌های مناسب و واپاشی پرتوزایی و حرارت در مدت انبارش موقت پسماند خواهد داشت. زمان بندی و اجرا همچنین تحت تأثیر اقبال عمومی و سیاسی قرار دارد. مدیریت پسماند پرتوزا، نباید متکی بر کنترل رسمی دراز مدت به عنوان یک طرح ایمنی ضروری تلقی شود، گرچه ممکن است که نسل‌های آینده مثلاً تصمیم بگیرند که پسمان‌گورهای پسماند پرتوزا را پایش نمایند. لازم است که مشخصات، مکان و فهرست موجودی تأسیسات دفن پسماند به طریقی مناسب ثبت گردد.



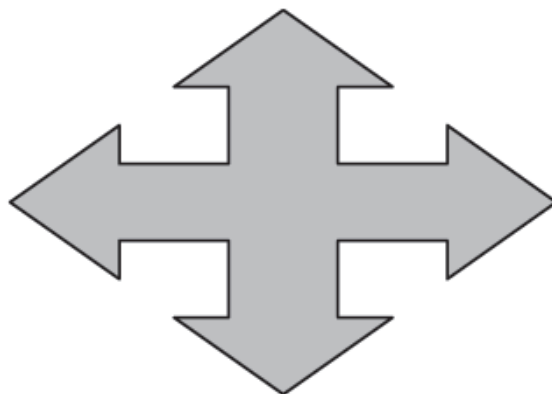
چارچوب قانونی.

در کشورهایی که هسته‌های پرتوزا تولید یا استفاده می‌شود، لازم است که یک چارچوب قانونی ملی توسعه یابد تا تمامی راهبردها را به حساب آورده و قوانین، رهنمودها و مقرراتی برای مدیریت پسماند پرتوزا مهیا نماید. برای کلیه فعالیت‌های مدیریت پسماند که در کشور انجام می‌شود، لازم است مسئولیت هر قسمت یا نهاد درگیر با مدیریت پسماند پرتوزا به‌طور روشن، مشخص شود. به‌خصوص لازم است تفکیک وظیفه نظارتی، شامل اجرا، از مقام عمل‌کننده انجام شود تا از کارکرد صحیح تأسیسات اطمینان حاصل گردد. این چارچوب قانونی، مشخص‌کننده راهی است که جداسازی وظایف را نتیجه می‌دهد. از آنجا که مدیریت پسماند پرتوزا در گستره مقیاس‌های زمانی نسل‌های متعدد انسانی است، باید در کارها توجه مناسب برای حال و احتمالاً آینده لحاظ شود. نیز اجرای به حد کافی درازمدت، شامل پیوستگی مسئولیت‌ها و نیازهای مالی باید وجود داشته باشد.



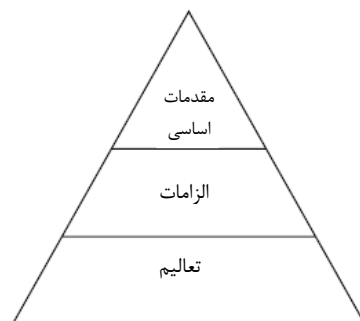
کنترل تولید پسماند پرتوزا.

لازم است با استفاده از معیارهای طراحی مناسب و کارهای عملیاتی، تولید پسماند پرتوزا هم از جنبه پرتوزایی و هم از لحاظ حجم در حداقل ممکن، حفظ شود. این کار شامل انتخاب و کنترل مواد، بازیافت و استفاده مجدد مواد، و اجرای دستور کارهای عملیاتی مناسب می‌باشد. ضروری است بر جداسازی انواع مختلف پسماند و مواد تأکید شود تا مقدار پسماند پرتوزایی که قرار است نگهداری شود کاهش یابد. مدیریت صحیح پسماند پرتوزا شامل نگهداری مواد منتشر شده در حداقل ممکن، در مراحل مختلف پسمان‌داری است. در مدیریت پسماند پرتوزا در کل باید ترجیحاً بر تغلیظ هسته‌های پرتوزا تمرکز کرد نه بر رقیق‌سازی و پراکندگی آنها در محیط زیست.



تولید پسماند پرتوزا و مدیریت وابستگی‌ها.

مراحل اصلی مدیریت پسماند پرتوزا شامل آمایش، آمایش، بی‌تحرك‌سازی، انبارش و دفن است. وقتی هر مرحله اثراتی بر مراحل دیگر دارد رویکردی کل نگر لازم می‌شود. تصمیمی که برای مدیریت پسماند پرتوزا در یک مرحله اتخاذ می‌شود ممکن است شیوه‌های جایگزین برای آن مرحله را مسدود نماید یا در غیر این صورت بر مرحله بعدی اثر بگذارد. چنین تصمیماتی باید سازگار با ملزومات ایمنی برای دفن پسماند باشد. به‌علاوه، ارتباطی بین مراحل مدیریت پسماند و عملیاتی که تولید پسماند پرتوزا یا مواد قابل بازیافت می‌کند وجود دارد. عواملی که مسئول یک مرحله خاص مدیریت پسماند یا عملیات تولید کننده پسماند هستند لازم است این برهم‌کنش‌ها و روابط را به‌اندازه کافی شناسایی کنند تا ایمنی به مخاطره نیفتد. این شامل به حساب آوردن انتقال پسماند پرتوزا است. باید از الزامات متناقض که ایمنی عملیاتی و درازمدت را به خطر اندازد، پرهیز شود. نظر به اینکه مراحل مدیریت پسماند پرتوزا در زمان‌های متفاوتی رخ می‌دهد، در عمل وضعیت‌های بسیاری وجود دارد که لازم است قبل از برپایی هر فعالیت مدیریت پسماند پرتوزا، تصمیم‌گیری لازم انجام شود. حتی الامکان لازم است، تأثیر فعالیت‌های مدیریت پسماند پرتوزای آتی در زمان مربوطه، وقتی هر فعالیت مدیریت پسماند پرتوزا مطرح شد، به حساب آید.



ایمنی تأسیسات.

لازم است مکان‌یابی، طراحی، ساخت، بهره‌برداری و از کاراندازی تأسیسات یا خاتمه کار یک پسمان‌گور، مشروط به جلوگیری از حادثه انجام شود. پیامدهای عمومی کلیه این مراحل باید عنوان شود. مکان‌یابی باید خصوصیات مربوطه را که ممکن است بر ایمنی تأسیسات اثر نهد به حساب آورد. لازم است که طراحی، ساخت و بهره‌برداری طوری باشد که در صورت امکان تأمین‌کننده چند لایه حفاظتی باشد تا هرگونه اثرات رادیولوژیکی ممکن را محدود نماید. به کارگیری سطح مناسبی از اطمینان کیفی و آموزش و صلاحیت فردی کافی باید در سرتاسر دوره کاری تأسیسات مدیریت پسماند پرتوزا دنبال شود. لازم است ارزیابی‌های مناسبی انجام شود تا ایمنی و اثر زیست محیطی تأسیسات، مشخص گردد.

۸-۵ اصول اخلاقی

مبنای زیست محیطی و اخلاقی دفن در پسمان‌گور عمیق پسماند پرتوزای دارای عمر طولانی، که در سال ۱۹۹۵، توسط کمیته مدیریت پسماند پرتوزای آژانس انرژی هسته‌ای وابسته به سازمان همکاری اقتصادی و توسعه (OECD NEA)^۱ تنظیم شد، منجر به این نتیجه شد که: راهبرد دفن در پسمان‌گور عمیق می‌تواند به صورتی طراحی و تکمیل شود که نسبت به ملاحظات اساسی اخلاقی و زیست محیطی حساس و مسئول باشد؛ هم از جنبه زیست محیطی و هم اخلاقی ادامه توسعه پسمان‌گورهای عمیق برای پسماندهای پرتوزای دارای عمر طولانی که لازم است برای بیش از صدها سال در بیوسفر منزوی گردند، موجه است؛ در پرتو توسعه علمی و پذیرش اجتماعی،

^۱. OECD Nuclear Energy Agency

پس از چندین دهه، اجرای تدریجی طرح‌های دفن در پسمان‌گور عمیق، امکان تطبیق را باز گذاشته و اینکه انتخاب‌های دیگر بتوانند در مرحله بعدی توسعه یابند را منتفی نخواهد نمود. در پی کاهش خطر ناشی از دفن پسماند در پسمان‌گور عمیق، نسل‌های فعلی باید در چشم‌انداز خود، گسترش منابع در سایر نواحی دارای کاهش بالقوه بیشتر خطر را دنبال نمایند.

۸-۶ معاهده الحاقی

معاهده الحاقی ایمنی مدیریت سوخت مصرف شده و ایمنی مدیریت پسماند پرتوزا، اولین ابزار قانونی بین‌المللی است که مستقیماً این موارد را در مقیاس جهانی هدایت می‌کند. این معاهده برای سوخت مصرف شده و پسماند پرتوزای حاصل از راکتورهای هسته‌ای غیرنظامی و کاربردها و برنامه‌های نظامی و دفاعی اعمال می‌شود. همچنین این معاهده برای رهاسازی با برنامه و کنترل شده مواد پرتوزای مایع یا گازی ناشی از تأسیسات معمول هسته‌ای به محیط‌زیست، اعمال می‌شود. الزامات سوخت مصرف شده از جنبه ایمنی و مدیریت پسماند پرتوزا تا حد وسیعی مبتنی بر اصول اساسی ارائه شده در جدول ۸-۱ است.

مراجع

- IAEA. (1995). The Principles of Radioactive Waste Management. Vienna: IAEA.
- IAEA. (1997). Joint Convention on the Safety of Spent Fuel management and on the Safety of Radioactive Waste Management (INFCIRC/546). Vienna: IAEA.
- IAEA. (2002). Ethical considerations in protecting the environment from the effects of ionizing radiation. TECDOC-1270, IAEA, Vienna.
- ICRP. (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP Publication No. 26). Oxford: Pergamon Press. Annals of the ICRP, 3.
- ICRP. (1986). Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste (ICRP Publication No. 46). Oxford and New York: Pergamon Press. Annals of the ICRP, 15, 4.
- ICRP. (1991). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP Publication No. 60). Oxford: Pergamon Press. Annals of the ICRP, 21, 1-3.

فصل نهم

منابع و مشخصات پسماندهای هسته‌ای

۹-۱ مشخصات کلیدی پسماند

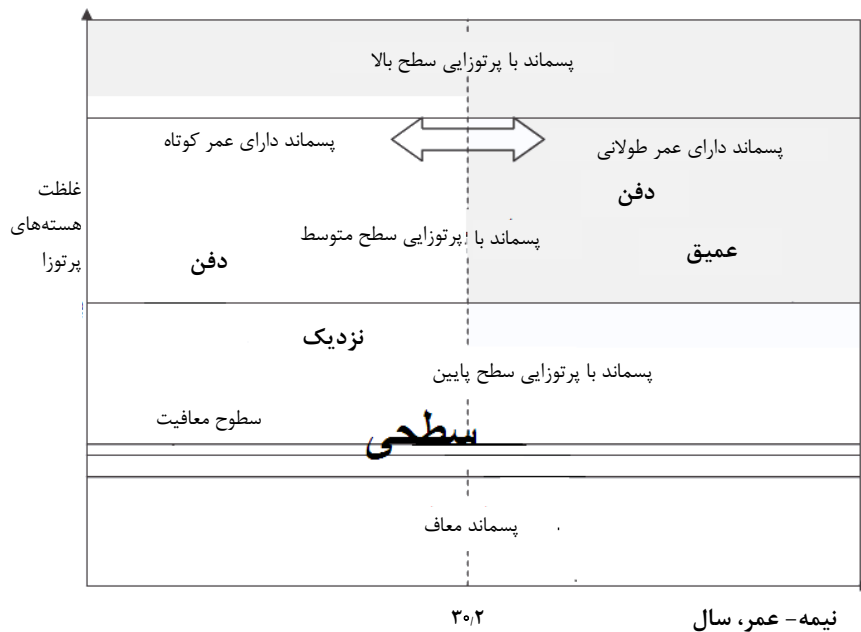
پسماند پرتوزا ماده‌ای است که محتوی یا آلوده به هسته‌های پرتوزا در غلظت یا فعالیت پرتوی بزرگ‌تر از سطوح ترخیص مقرر بوده و برای آن کاربردی پیش‌بینی نشده باشد. مشخصات پسماند پرتوزا اثر زیادی بر انتخاب روش‌های فرآوری و گزینه‌های نهایی دفن دارد. تعیین مشخصات پسماند پرتوزا همچنین برای طبقه‌بندی صحیح آن با اهمیت است. تعدادی از عوامل در طرح‌های طبقه‌بندی در نظر گرفته می‌شوند، که مهمترین آنها در جدول ۹-۱ نشان داده شده است.

۹-۲ طرح‌های طبقه‌بندی

عوامل کلیدی در هر طرح طبقه‌بندی غلظت و نیمه‌عمر هسته‌های پرتوزا می‌باشند. پسماند پرتوزا عموماً با توجه به سطح پرتوزایی به صورت پسماند معاف، پسماند با پرتوزایی سطح پایین، و پسماند با پرتوزایی سطح متوسط و پسماند با پرتوزایی سطح بالا تقسیم‌بندی می‌شوند. اغلب پسماند نوع LILW^۱ به معنی پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط به کار می‌روند. معمول‌ترین طرح

^۱ Low and intermediate level wastes

طبقه‌بندی پذیرفته شده مشتمل بر نیمه‌عمرهای هسته‌های پرتوزا، توسط جداسازی پسماند به دو دسته انجام می‌شود: دارای عمر کوتاه و دارای عمر طولانی (شکل ۹-۱).



شکل ۹-۱. طبقه‌بندی پسماندهای پرتوزا.

مهمترین طبقات پسماندهای پرتوزا به ترتیب زیر تعریف شده‌اند:

پسماند معاف^۱. دارای سطوح پرتوایی (غلظت‌ها و مقادیر کل) پایین‌تر از سطوح معافیت می‌باشند. این نوع پسماند مستثنی از کنترل نظارتی است زیرا مخاطرات رادیولوژیکی آن قابل چشم‌پوشی است (فصل ۷ را ببینید).

پسماند با پرتوایی سطح پایین^۲. دارای سطوح پرتوایی فراتر از سطوح ترخیص است، اما در جابه‌جایی یا انبارش، نیازی به حفاظ ندارد. پسماند با پرتوایی سطح پایین با سطوح پرتوایی فوق‌العاده کم، می‌تواند برای دوره‌شت در سطح زمین مناسب باشند و به‌عنوان پسماند با پرتوایی خیلی سطح پایین طبقه‌بندی می‌شود.

^۱. Exempt waste

^۲. Low-level waste (LLW)

جدول ۹-۱. مشخصه‌های مهم پسماندهای پرتوزا.

خاصیت	منشا	رادیولوژیکی	فیزیکی	شیمیایی	زیستی
پارامتر	چشمه، تولیدکننده	حالت بحرانی؛ نیمه‌عمر تولید گرما؛ شدت تابش؛ پرتوایی و غلظت هسته‌های پرتوزا، سطح آلودگی؛ فاکتورهای دز هسته‌های پرتوزای مربوطه	حالت فیزیکی (جامد؛ مایع گاز)؛ اندازه حجم و وزن؛ تراکم پذیری؛ قابلیت پخش؛ فراریت؛ انحلال پذیری؛ امتزاج پذیری	خطر بالقوه شیمیایی؛ مقاومت، خوردگی؛ خوردگی؛ محتوی آلی؛ اشتعال پذیری؛ واکنش پذیری؛ تولید گاز؛ جذب هسته‌های پرتوزا	خطر بالقوه، سرعت تجزیه و محصولات

پسماند با پرتوایی سطح متوسط (ILW)^۱. در مقایسه با پسماند با پرتوایی سطح پایین، این نوع پسماند دارای سطوح پرتوایی بالاتر بوده و برای حمل و نقل و انبارش نیازمند حفاظ است. پسماندهای با پرتوایی سطح متوسط با مقادیر کم هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی، برای دفن نزدیک سطحی مقبول هستند.

پسماند با پرتوایی سطح بالا^۲. اساساً دارای سطوح پرتوایی بالا بوده و نیازمند حفاظت فردی شدید، حفاظ، جابه‌جایی از راه دور و در نظر داشتن اثرات گرمایی ناشی از فعالیت تابشی است. به‌طور معمول، این نوع پسماند ناشی از بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده یا خود سوخت مصرف شده است. پسماند با پرتوایی سطح بالا نیازمند دفن زیرزمینی عمیق می‌باشد.

پسماند دارای عمر کوتاه^۳. دارای سطوح مهمی از هسته‌های پرتوزا با نیمه‌عمرهای بزرگ‌تر از ^{137}Cs یعنی ۳۰/۲ سال، نیست. سطوح خاص بستگی به گزینه دفن داشته و در هر مورد از طریق مدل‌سازی ارزیابی عملکرد تعیین می‌شود (فصل ۲۰ را ببینید). غلظت‌ها معمولاً در هر بسته پسماند انفرادی، محدود به کوچک‌تر یا مساوی ۴۰۰۰ بکرل بر گرم بوده و برای همه بسته‌ها دارای غلظت متوسط کلی ۴۰۰ Bq/g می‌باشد. پسماند دارای عمر کوتاه با پرتوایی سطح پایین و سطح متوسط برای دفن نزدیک سطحی قابل قبول هستند.

پسماند دارای عمر طولانی^۴. حاوی سطوح مهمی از هسته‌های پرتوزا با نیمه‌عمرهای بزرگ‌تر از ۳۰/۲ سال است و نیازمند دفن عمیق زیر زمینی می‌باشد.

^۱. Intermediate-level waste

^۲. High-level waste (HLW)

^۳. Short-lived waste

^۴. Long-lived waste

۹-۳ مثال‌هایی از طبقه‌بندی پسماند

طبقه‌بندی پسماند پرتوزا از کشوری به کشور دیگر فرق می‌کند. در بریتانیا، پسماندهای پرتوزا به‌صورت پسماند با پرتوزایی خیلی سطح پایین، پسماند با پرتوزایی سطح پایین، پسماند با پرتوزایی سطح متوسط و پسماند با پرتوزایی سطح بالا تقسیم بندی می‌شوند (جدول ۹-۲).

جدول ۹-۲. طبقه‌بندی پسماند پرتوزا در بریتانیا.

طبقه	توصیف
پسماند با پرتوزایی خیلی سطح پایین	پسماندهایی که می‌توانند همراه با زباله معمولی دفن شوند، هر m^3 ۰٫۱ ماده حاوی کمتر از 400 kBq پرتوزایی نوع بتا/گاما، یا موارد انفرادی حاوی کمتر از 40 kBq .
پسماند با پرتوزایی سطح پایین	حاوی مواد پرتوزا غیر از آنهایی که مناسب دفن با زباله معمولی هستند، ولی دارای کمتر از 4 GBq/t پرتوزایی آلفا یا 4 GBq/t 12 پرتوزایی بتا/گاما می‌باشند، اینها پسماندهایی هستند که می‌توانند برای دفن مجاز در منطقه دریگ، دونری ^۱ یا سایر محل‌های انباشت، تحت دفن کنترل شده پذیرفته شوند.
پسماند با پرتوزایی سطح متوسط	پسماندهایی با سطوح پرتوزایی فراتر از حدود بالاتر برای پسماند با پرتوزایی سطح پایین، اما از نوعی که نیازی به لحاظ کردن گرما در طراحی تأسیسات انبارش یا دفن ندارد.
پسماند با پرتوزایی سطح بالا	پسماندهایی که ممکن است دما در نتیجه پرتوزایی آنها به مقدار زیادی افزایش یابد، پس این فاکتور باید در طرح تأسیسات دفن یا انبارش در نظر گرفته شود.

روسیه پسماندهای پرتوزا را به‌صورت پسماند با پرتوزایی سطح پایین، پسماند با پرتوزایی سطح متوسط و پسماند با پرتوزایی سطح بالا طبقه‌بندی می‌کند (جدول ۹-۳).

¹. Drigg, Dounreay

جدول ۹-۳. طبقه‌بندی پسماند پرتوزا در روسیه.

پرتوزایی ویژه (Bq/g)			نوع پسماند
هسته‌های پرتوزای ترانس اورانیوم ^۱	هسته‌های پرتوزا آلفا	هسته‌های پرتوزا بتا	
کمتر از ۱۰	کمتر از ۱۰ ^۲	کمتر از ۱۰ ^۳	با پرتوزایی سطح پایین
بیشتر از ۱۰ ولی کمتر از ۱۰ ^۵	بیشتر از ۱۰ ^۲ ولی کمتر از ۱۰ ^۶	بیشتر از ۱۰ ^۳ ولی کمتر از ۱۰ ^۷	با پرتوزایی سطح متوسط
بیشتر از ۱۰ ^۵	بیشتر از ۱۰ ^۶	بیشتر از ۱۰ ^۷	با پرتوزایی سطح بالا

هسته‌های پرتوزای عناصر ترانس اورانیوم، دارای اعداد اتمی ۹۳ یا بزرگ‌تر هستند.

۹-۴ منابع پسماند

پسماند هسته‌ای از سه منبع اصلی پدید می‌آید:

- چرخه سوخت هسته‌ای مورد استفاده در تولید برق و مصارف نظامی،
- مؤسسه‌های غیر چرخه سوخت هسته‌ای (شامل صنایع غیر هسته‌ای، مؤسسه‌های پزشکی و پژوهشی) و
- حوادث.

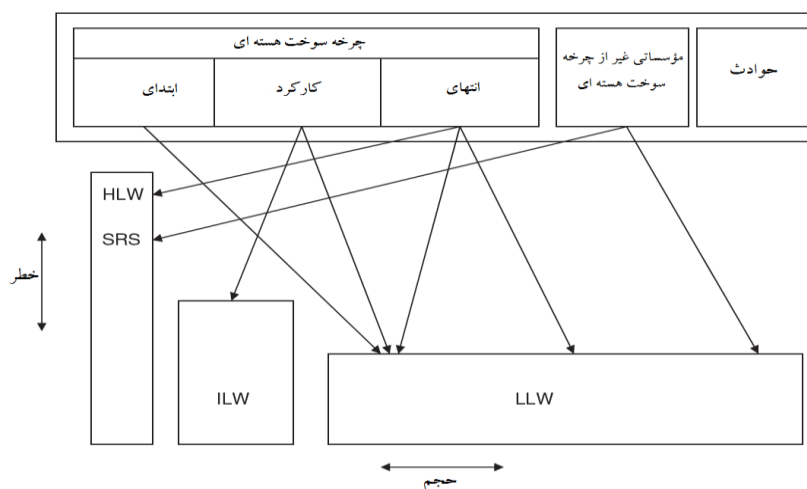
این منابع به‌طور نموداری در شکل ۹-۲ (حجم نسبی در طول محور X و خطر نسبی در طول محور Y) نشان داده شده است.

چرخه سوخت هسته‌ای منبع اصلی پسماند پرتوزا است. چرخه سوخت هسته‌ای همه انواع پسماندهای پرتوزا را تولید می‌کند، از جمله پسماند با پرتوزایی سطح بالا، که قبلاً به‌صورت چرخه سوخت هسته‌ای باز و چرخه سوخت هسته‌ای بسته تعریف شد. در چرخه سوخت هسته‌ای باز، سوخت هسته‌ای مصرف شده بدون بازآآوری (به‌صورت پسماند با پرتوزایی سطح بالا) دفن می‌شود در صورتی‌که در چرخه سوخت هسته‌ای بسته، سوخت مصرف شده به منظور استخراج اورانیوم و پلوتونیوم شکافت‌پذیر، بازآآوری شده و فقط باقی‌مانده پسماند با پرتوزایی سطح بالا دفن می‌شود (شکل ۹-۳).

متأسفانه طی دوره اول عصر هسته‌ای، به دفن پسماند پرتوزا یا طراحی سامانه‌های با مفهوم چرخه کامل توجهی نگردید. در نتیجه بعضی پسماندهای چرخه سوخت هسته‌ای (که امروزه به

¹. Transuranic

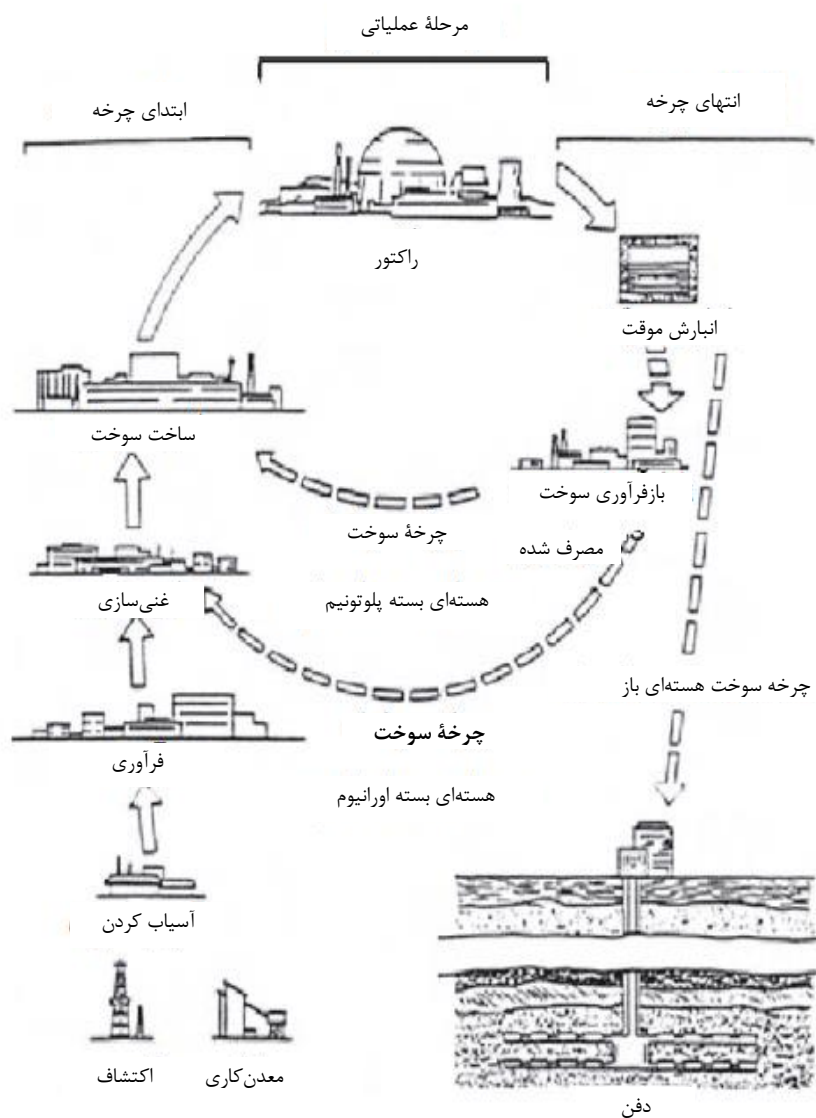
پسماندهای ارثی یا تاریخی موسومند) ناقص مشخص شده و تحت شرایطی که دور از حالت ایده‌آل است انبارش شدند. آنها مشتمل بر محدوده وسیعی از مواد، مانند مواد آلوده به پلوتونیم^۱ (PCM) مثل کاغذ، چوب و پلاستیک، غلاف سوخت، عناصر سوخت خراب و خورده شده، ابزارآلات و وسایل کهنه و نمونه‌های آزمایشی مواد هستند (شکل ۹-۴) که اغلب با هم مخلوط شده‌اند. گاهی این مواد در زیر آب نگهداری شده و با گذر زمان دچار تحول شده و تشکیل لجن‌هایی پیچیده و مایعاتی زلال می‌دهند.



شکل ۹-۲. منابع اصلی پسماند پرتوزا: SRS^۲، چشمه‌های پرتوزای بسته‌بندی شده مصرف شده است.

^۱. Pu-contaminated materials

^۲. Spent sealed radioactive sources



شکل ۹-۳. طرح کلی از چرخه سوخت هسته‌ای بسته و باز.

در سایت هانفورد در ایالات متحده آمریکا، ۱۷۷ مخزن مواد پرتوزا به‌جای مانده از برنامه نظامی این کشور وجود دارد که هر یک دارای تا یک میلیون گالن ماده پرتوزای بد دسته‌بندی شده هستند

(شکل ۱-۲) و بعضی از این مخازن تک جداره ساخته شده بود که محتوی آنها به لایه زیرین خاک نشت کرد.

کلیه پسماندهای مخازن متشکل از مایعات قابل پمپ، و رسوبی محلول در آب موسوم به کیک نمک و ذرات ریز مواد نامحلول موسوم به لجن بودند. هم اکنون عملیات رفع آلودگی و نگهداری پرهزینه‌ای در جریان است.



شکل ۹-۴. نمونه‌ای از پسماند ارثی.

وضعیتی مشابه، هرچند نه به این اندازه در اکثر کشورهای تولید کننده نیروی هسته‌ای وجود دارد. شکل ۹-۵، حوضچه انبارش ماگنوکس^۱ در سلافیلد^۲ در بریتانیا را نشان می‌دهد که دارای ۱۰۰۰ m^3 لجن است. خوشبختانه این مخزن نشت نمی‌کند.

^۱. Magnox

^۲. Sellafield

به‌علاوه، حجم‌های بزرگی از پلوتونیم با درجه‌بندی سلاح اتمی در دوره جنگ سرد و مسابقه تسلیحاتی بین اتحاد شوروی و آمریکا برجای ماند که باید نگهداری شود. در بعضی کشورها از جمله انگلستان، این نوع پلوتونیم پسماند تلقی نمی‌شود، بلکه یک ذخیره با ارزش به حساب می‌آید زیرا می‌توان آن را به‌صورت سوخت MOX بازیافت کرده و برای تولید برق استفاده کرد (فصل ۱۸ را ببینید).

مؤسسه‌های غیرچرخه سوخت هسته‌ای، مقادیری کمتر ولی در محدوده بزرگ‌تری پسماند پرتوزا تولید می‌کنند. این مؤسسه‌ها شامل بسیاری استفاده‌کننده‌های صنعتی هسته‌های پرتوزا، نهادهای پژوهشی مثل مراکز تحقیقات هسته‌ای (اغلب دارای راکتورهای تحقیقاتی)، کاربران پزشکی و سایر کاربران کوچک می‌باشند.

مؤسسه‌های غیرچرخه سوخت هسته‌ای، بیشتر تولید کننده پسماند با پرتوزایی سطح پایین هستند. با این وجود، ممکن است تولید پسماندهای خیلی پرتوزا مانند چشمه‌های پرتوزای مصرف شده ناشی از کاربرد پزشکی تولید کنند که خیلی خطرناک محسوب می‌شوند.

پسماند ناشی از حوادث هسته‌ای نیز به پسماند پرتوزای غیرعادی موسوم است و ناشی از حوادث غیرمترقبه مربوط به مواد پرتوزایی همچون حوادث راکتور در تری مایل آیلند^۱ یا چرنوبیل و سوانح چشمه‌های پرتوزای مصرف شده، نظیر آنچه در گویانیا^۲ در برزیل رخ داد، می‌باشند. طبیعت و نوع پسماندهای حادثه‌ای می‌تواند خیلی متفاوت از پسماندهای کنترل شده‌تر ناشی از مؤسسه‌های چرخه سوخت هسته‌ای یا غیرچرخه سوخت هسته‌ای باشد.

^۱. Three Mile Island

^۲. Goiania



شکل ۹-۵. حوضچه انبارش متروک ماگنوکس در سلافیلد، انگلستان.

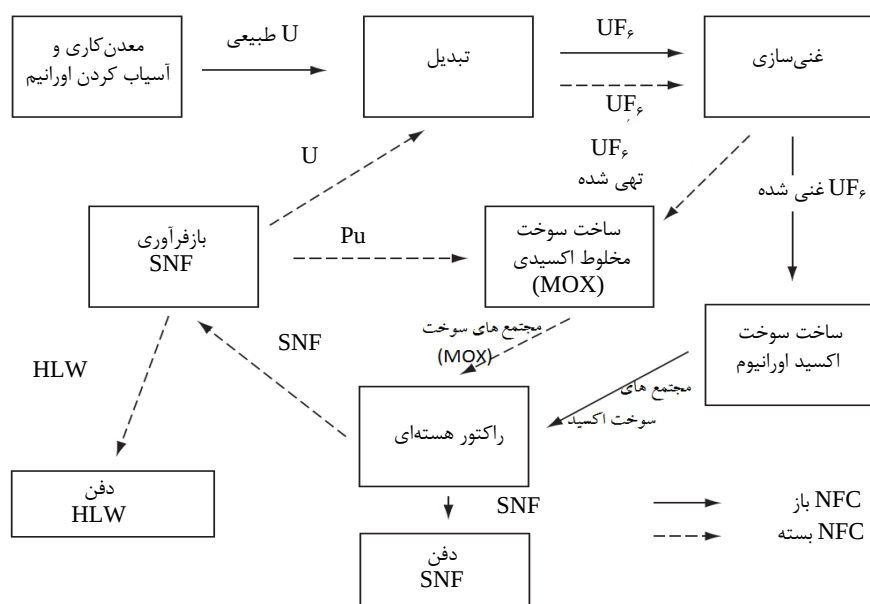
۹-۵ پسماند ابتدایی و عملیاتی چرخه سوخت هسته‌ای

چرخه سوخت هسته‌ای شامل تعدادی از فعالیت‌هایی است که از اکتشاف سنگ معدن اورانیم آغاز و با دفن پسماندها خاتمه می‌یابد (شکل ۹-۶).

مطابق معمول، چرخه سوخت هسته‌ای به سه مرحله تقسیم می‌شود: ابتدای چرخه، مرحله عملیاتی، و انتهای چرخه که شامل از کاراندازی تأسیسات فعال است. از آنجا که مقصود اصلی از چرخه سوخت هسته‌ای تولید برق است، مقادیر پسماند هسته‌ای تولید شده معمولاً بر حسب ۱ GW برق تولید شده در سال سنجیده می‌شود. جدول‌های ۹-۴ و ۹-۵ پسماند نمونه، ناشی از ابتدا و مرحله عملیاتی چرخه سوخت هسته‌ای را نشان می‌دهد. پسماند ابتدای چرخه اساساً آلوده به هسته‌های پرتوزایی هستند که به‌طور طبیعی وجود دارند، در صورتی که پسماند عملیاتی، نیز شامل محصولات شکافت و فعال شده می‌باشد (به‌طور معمول پسماند با پرتوزایی سطح پایین و تا حد کمتری پسماند با پرتوزایی سطح متوسط).

پسماند مرحله عملیاتی چرخه سوخت هسته‌ای، از فرایند تولید الکتریسیته و علاوه بر آن از فعالیت‌های نگهداری نشأت می‌گیرد. پسماند فرایندی نیز بیشتر ناشی از آمایش آب راکتور یا فعالیت‌های فرعی شامل حوضچه‌های انبارش سوخت مصرف شده و بعضی عملیات رفع آلودگی است. فنون استاندارد آمایش سیال خروجی شامل تبخیر (تقطیر)، تبادل یون، فیلترکردن، و یا

سانتریفیوژ (فصل ۱۴) است. فرایند معمول راکتورهای آب تحت فشار شامل آمایش محلول‌های آب بوراته، لجن یا بسته‌های فیلتر، و تبادل گرهای یونی رزینی آلی دانه‌ای از مدارات اولیه و ثانویه است، در صورتی که برای راکتورهای آب جوشان، شامل محلول‌های آبی و لجن حاوی انواع متفاوتی واسط تبادل یون یا فیلتر به صورت رزین‌های پودری آلی، خاک دیاتومه‌ای، کربن فعال، رزین‌های دانه‌ای آلی و سلولز می‌باشد.



شکل ۹-۶. طرحی از فعالیت‌های چرخه سوخت هسته‌ای (NFC).^۱

SNF^۲، سوخت هسته‌ای مصرف شده است.

جدول ۹-۴. تولید پسماند در ابتدای چرخه سوخت هسته‌ای (سال/GW.m^۳).

مرحله	نوع پسماند	مقدار
تبدیل اورانیم	مایعات، جامدات	۵۰
غنی‌سازی UF_6	گازها، مایعات، جامدات	۲۵
ساخت سوخت UO_2	مایعات، جامدات	۷۵
ساخت سوخت MOX	مایعات	۵/۶

^۱. Nuclear fuel cycle

^۲. Spent Nuclear Fuel

جدول ۹-۵. تولید پسماند از فاز عملیاتی چرخه سوخت هسته‌ای (سال. m^3/GW).

مقدار	نوع پسماند	مرحله
۵۰	مایعات	تغلیظ شده‌های تبخیر کننده
۱۰	مایعات	لجن‌های فیلتر
۲	جامدات	رزین‌های تبادل یون
۱۰	مایعات، جامدات	تغلیظ شده‌های رفع آلودگی
۰٫۱	جامدات	میله‌های جاذب، چشمه‌های نوترون و غیره
۲۶۰	جامدات	سایر موارد

پسماند تأسیساتی (یا فنی)، اغلب شامل ابزار مصرف شده یا معیوب و آلوده است که نمی‌توان آن را تعمیر یا بازیافت کرد، و شامل مواردی همچون لباس‌های آلوده کارگران، مقوا، کیسه، ابزار و صفحات پلاستیکی حاصل از کار تأسیساتی است.

پسماند تأسیساتی همچنین ناشی از اوراق کردن سازه‌های درونی راکتور شامل میله‌های کنترلی استفاده شده است. پسماندهای فنی مایع بیشتر شامل روغن‌ها و مقادیر اندکی از روان کننده‌ها و حلال‌های آلی استفاده شده برای رفع آلودگی است.

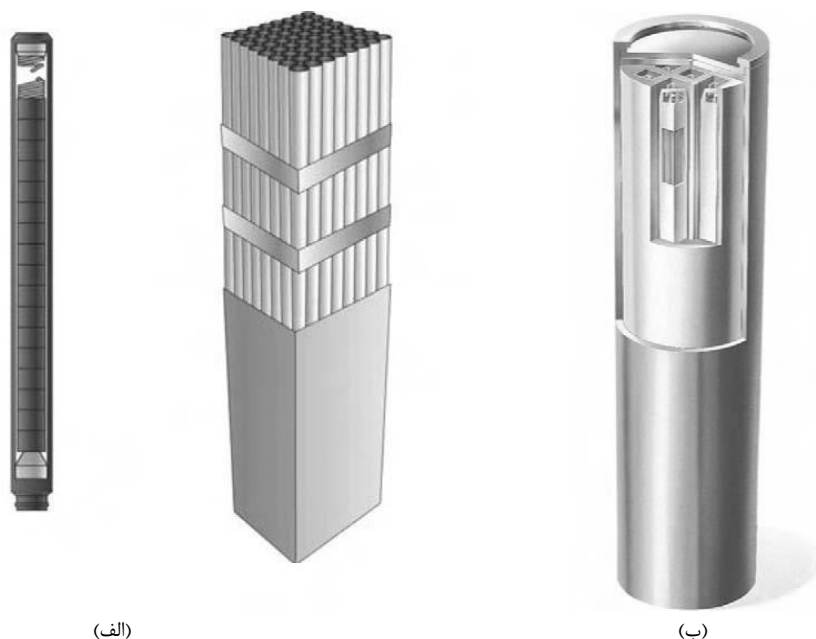
به‌طور معمول آلاینده‌های پرتوزای اصلی در پسماند عملیاتی شامل هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه نظیر ^{60}Co ، ^{90}Sr ، ^{134}Cs و ^{137}Cs می‌باشد، هرچند که هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی نیز در عناصر درونی راکتورها می‌توانند وجود داشته باشند.

۹-۶ پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای باز

سوخت اکسید اورانیم تازه ساخته شده، دارای تا ۵٪، ^{235}U و بقیه ^{238}U است. واکنش‌های هسته‌ای در راکتور، بخشی از اورانیم را مصرف کرده و تولید هسته‌های پرتوزا می‌کند. ۸۰٪ از ^{235}U به‌وسیله واکنش‌های شکافت مصرف می‌شوند و ۲۰٪ با جذب نوترون به ^{236}U تبدیل می‌شوند. ^{236}U سپس با جذب نوترون به ^{237}Np تبدیل می‌شود، و ۲۵٪ آن سپس به ^{238}Pu تبدیل می‌شود. ۹۳٪ از ^{238}U مصرف شده با جذب نوترون به ^{239}Pu تبدیل و ۷٪ با نوترون سریع شکافته می‌شود. ^{239}Pu و ^{240}Pu و ^{241}Pu همگی شکافت‌پذیر هستند. ۶٪ از ^{239}Pu تولید شده به‌صورت ^{242}Pu باقی می‌ماند، در حالی‌که اغلب آنها در نهایت با واکنش‌های هسته‌ای به ^{243}Am و ^{244}Cm تبدیل می‌شوند. شکل ۹-۷، پیشرفت واکنش‌های هسته‌ای در یک راکتور را، به‌صورت تابعی از زمان نشان می‌دهد.

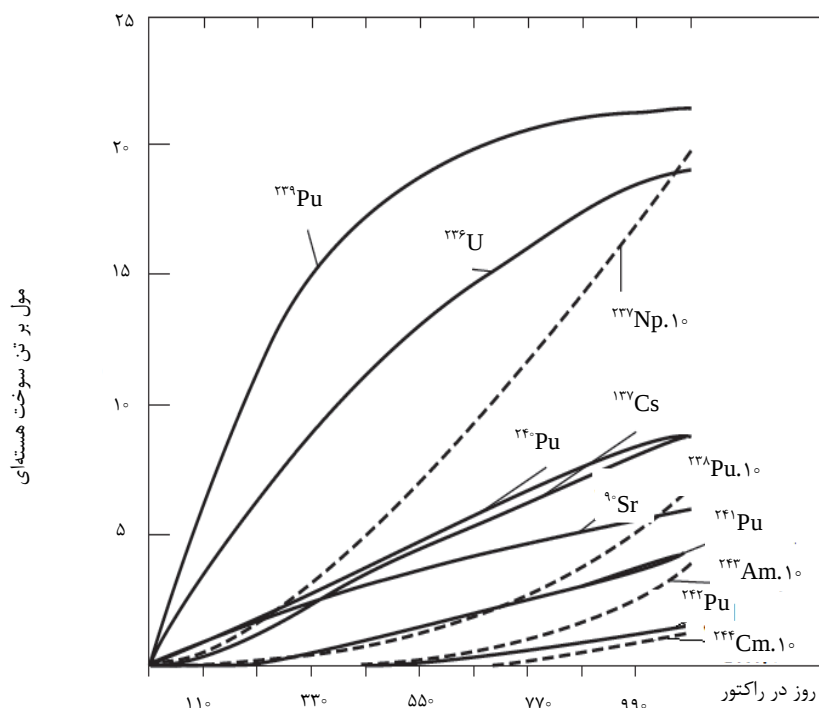
شکل ۹-۸ (الف) طرحی از یک میله سوخت هسته‌ای و یک مجتمع سوخت را نشان می‌دهد. این سوخت به‌صورت قرص‌های اکسید سرامیکی Pu/U درون میله فلزی است. وقتی سوخت به انتهای

طول عمر مفیدش می‌رسد، از راکتور خارج شده و به‌عنوان سوخت هسته‌ای مصرف شده، تلقی می‌گردد. سوخت هسته‌ای مصرف شده، حاوی حدود ۹۵٪ از ^{238}U ، حدود ۳٪ محصولات شکافت و ایزوتوپ‌های عناصر ترانس اورانیوم، و نیز Pu و ^{235}U هر دو در حدود ۱٪ هستند.



شکل ۸-۹. (الف) میله سوخت هسته‌ای (چپ) و مجتمع سوخت (راست)، (ب) سوخت هسته‌ای مصرف شده در مخزن مسی به درازای ۵ متر، به‌صورتی که برای پسمان‌گورهای سوئدی و فنلاندی طراحی شده‌اند.

سوخت هسته‌ای مصرف شده یک راکتور آب تحت فشار، حاوی تقریباً ۹ g عناصر اکتینید و تقریباً ۳۵ g محصولات شکافت به ازای هر کیلوگرم سوخت است. اکتینیدها همان‌طور که در شکل ۷-۹ می‌توان دید، عمدتاً به‌صورت ^{239}Pu وجود دارند. جدول ۶-۹ مهمترین محصولات شکافت را نشان می‌دهد ولی توجه کنید که میزان واقعی تابعی از عوامل بسیاری نظیر نوع راکتور، میزان مصرف سوخت و میزان قدرت تولیدی است.



شکل ۹-۷. تولید هسته‌های پرتوزای جدید به صورت تابعی از زمان در قلب یک راکتور. خط تیره بیانگر هسته‌های پرتوزایی است که غلظت آنها در ۱۰ ضرب شده تا به راحتی در نمودار نشان داده شوند.

در چرخه سوخت هسته‌ای باز، سوخت هسته‌ای مصرف شده به عنوان پسماند به حساب می‌آید. چون سوخت هسته‌ای مصرف شده در واقع جامدی پایدار است، می‌توان آن را به فرم نهایی پسماند در آورده و آن گونه که در کشورهای مثل سوئد عمل می‌شود، در مانع تثبیت کننده اضافی مثل مس مقاوم به خوردگی یا مخزن سربی محصور کرد (شکل ۹-۸ ب).

جدول ۹-۶. مقدار محصولات اصلی شکافت در سوخت هسته‌ای مصرف شده (mol). (٪)

دارای عمر طولانی		دارای عمر کوتاه	
مقدار	هسته پرتوزا	مقدار	هسته پرتوزا
۰/۱۰	^{151}Sm	۰/۵۱	^{106}Rh ، ^{106}Ru
۰/۰۱	^{79}Se	۰/۰۲۲	^{125}Sb
۲/۷	^{93}Zr	۰/۴۷	^{134}Cs

دارای عمر طولانی		دارای عمر کوتاه	
۲٫۹	^{۹۹} Tc	۰٫۲۵	^{۱۴۷} Pm
۰٫۷۴	^{۱۰۷} Pd	۰٫۱	^{۱۵۴} Eu
۰٫۰۵	^{۱۲۶} Sn	۰٫۰۱۳	^{۱۵۵} Eu
۰٫۶۱	^{۱۲۹} I	۰٫۱۱	^{۸۵} Kr
۰٫۸۱	^{۱۳۵} Cs	۲٫۰	^{۹۰} Sr
۱۰ ^{-۶}	^{۱۶۶m} Ho	۳٫۰	^{۱۳۷} Cs

بافت سرامیک UO_2 سوخت هسته‌ای، هسته‌های پرتوزا و محصولات شکافت غیر فرار را در بلور فلوریتی باز و در ریز ساختار پلی کریستالی خود نگهداری می‌کند. غلاف آلیاژ زیرکالوی سوخت نیز مانع اضافی را مهیا می‌نماید.

حدود ۳۰ t سوخت هسته‌ای مصرف شده-پسماند در سال به‌وسیله یک نیروگاه انرژی هسته‌ای ۱ GW تولید می‌شود.

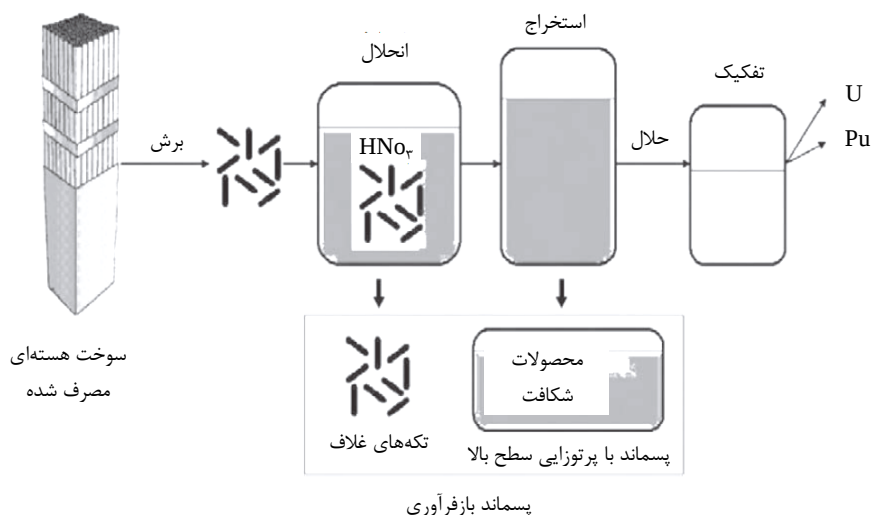
۷-۹ پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای بسته

در چرخه سوخت هسته‌ای بسته، سوخت مصرف شده بازفرآوری می‌شود تا اورانیوم و پلوتونیوم مفید استخراج گردند، که برای استفاده در یک راکتور هسته‌ای به‌صورت سوخت مخلوط اکسیدی (MOX) بازیافت می‌شود. در حال حاضر چندین تأسیسات بازفرآوری در حال کار هستند (جدول ۷-۹).

بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده معمولاً شامل زدایش غلاف میله سوخت، در پی آن انحلال باقی‌مانده در اسید نیتریک است. این مرحله سپس با استخراج حلال شیمیایی اورانیوم و پلوتونیوم تشکیل شده در طی فرایند مصرف سوخت از طریق فرایند پورکس^۱ (استخراج پلوتونیوم و اورانیوم) دنبال می‌شود. محلول باقی‌مانده پسماند با پرتوزایی سطح بالا بوده و حاوی محصولات شکافت حل شده همراه با ناخالصی‌هایی از مواد غلاف، مواد شیمیایی غیر فعال فرایندی، عناصر ترانس اورانیوم تشکیل شده با جذب نوترون، و مقادیر جزئی پلوتونیوم جدا نشده است (شکل ۹-۹). پسماند با پرتوزایی سطح بالا با تبخیر کردن تغلیظ می‌شود تا حجم آن کاهش یافته و در مخازن فولادی درون محلول آبی نیتریک اسید انبار شود. به شیوه‌ای دیگر محلول را می‌توان با افزایش یک قلیا

^۱. Purex

خنثی نمود. جدول ۸-۹ حجم پسماندهای تولید شده به وسیله چرخه سوخت بسته را نشان می‌دهد و شامل مرحله از کاراندازی تأسیسات نمی‌باشد.



شکل ۹-۹. طرحی از بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده.

پسماند با پرتوزایی سطح بالا حاوی گروهی از تولیدات از محدوده محصولات شکافت اورانیوم تا عناصر آلیاژی سوخت شامل F , Al , Si و Mo ؛ عناصر غلاف سوخت (شکل ۹-۱۰) شامل Zr , Mo , Nb و Mg ؛ عناصر ترانس اورانیوم مانند Np , Am , Cm و باقی‌مانده Pu می‌باشد. پسماند با پرتوزایی سطح بالا همچنین شامل بعضی مواد شیمیایی فرایندی از جمله کروژن، تری بوتیل فسفات و مواد آلی نظیر آن است. جدول ۹-۹ ترکیب تعدادی از نمونه‌های پسماند با پرتوزایی سطح بالای بین‌المللی را نشان می‌دهد.

جدول ۹-۷. تأسیسات بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده.

ظرفیت (تن)	سوخت مصرف شده بازفرآوری شده	تأسیسات بازفرآوری
۸۵۰	راکتورهای آب سبک	سلافیلد، انگلستان
۱۵۰۰	سایر موارد	سلافیلد، انگلستان
۱۶۰۰	راکتورهای آب سبک	لاهاگ ^۱ ، فرانسه

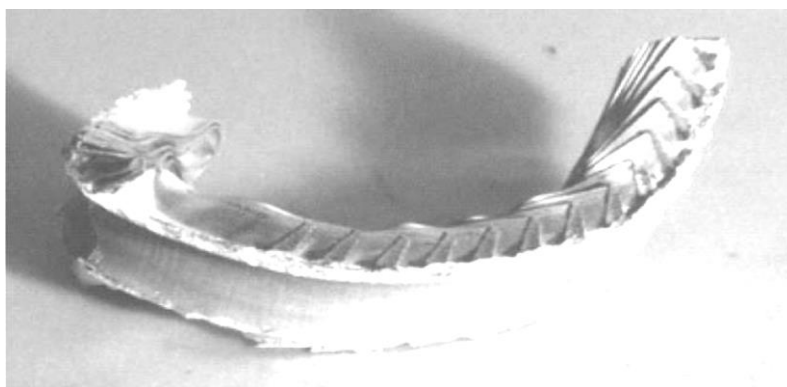
^۱. La Hague

ظرفیت (تن)	سوخت مصرف شده بازفرآوری شده	تأسیسات بازفرآوری
۴۰۰	سایر موارد	مارکوله ^۱ ، فرانسه
۴۰۰	راکتورهای آب سبک	چلیابینسک ^۲ ، روسیه
۹۰	راکتورهای آب سبک	ژاپن
۲۰۰	سایر موارد	هند

جدول ۸-۹. تولید پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای بسته (سال/GW.m^۳).

مقدار	نوع پسماند	مرحله
۱۵	جامدات	سخت‌افزار و تکه‌های غلاف
۰/۰۲	جامدات	لجن خوراک
۷۰	مایعات	سیالات خروجی حاوی تریتم
۲۸	مایعات	پسماند با پرتوزایی سطح بالا
۲۵	مایعات	پسماند با پرتوزایی سطح متوسط
۱۵	مایعات	پسماند با پرتوزایی سطح پایین
۶۵	جامدات	سایر موارد

فعالیت پرتوی نوعی یک پسماند با پرتوزایی سطح بالای حاصل از بازفرآوری ۱ تن سوخت مصرف شده، در حدود (تقریباً $10^6 - 10^7$ Ci) $10^6 - 10^7$ Bq است.



شکل ۹-۱۰. تکه‌ای از غلاف فلزی ماگنوکس^۳، نوعی پسماند با پرتوزایی سطح متوسط. ماشین کاری شده حاصل از سوخت هسته‌ای مصرف شده، قبل از بازفرآوری آن.

^۱. Marcoule

^۲. Chelyabinsk

^۳. Magnox

۸-۹ پسماند از کاراندازی انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای

در انتهای عملیات تأسیسات چرخه سوخت هسته‌ای که مربوط به راکتورهای هسته‌ای است، پسماندهای از کاراندازی تأسیسات تولید می‌شوند. علاوه بر پسماند ناشی از سوخت سرامیکی پرتوزا، بعضی مواد ساختاری به‌وسیله عناصری که تحت جذب نوترونی قرار می‌گیرند (آنطور که در فصل ۲ توصیف شد)، فعال می‌شوند. این امر، در طرح راکتورهای گداخت، مشکلی ویژه خواهد بود و تولید نوترون‌هایی با انرژی 14 MeV (در واقع در طراحی آلیاژ آنها تأثیر دارد) می‌کند، همچنین در راکتورهای شکافت نیز امری مهم محسوب می‌شود، هرچند که تاکنون اثری بر انتخاب مواد برای راکتورهای در حال کار نداشته است. برای مثال آلیاژ فولادی مخصوص در کلاهک انتهایی هر کدام از بسته‌های سوخت یک راکتور پیشرفته خنک شده گازی (AGR)^۱، چنان از جنبه تابشی فعال می‌شوند که با آنها به مانند پسماند پرتوزای سطح بالا برخورد می‌شود و در حالی که تقریباً 10^6 بسته از این سوخت در هر مجموعه سوخت راکتور AGR وجود دارد و طی هر ۲ سال یک بار سوخت گذاری مجدد لازم است، در نتیجه مقدار پسماند حاصل با اهمیت است. عناصر آلیاژی مهم در فولاد عبارتند از Co، Ni، Nb، و Mo. فولادهای با قابلیت فعال شدن کمتر، که عاری از Co هستند و در آن جایگزین Nb، و Mn به جای Ni، و W جایگزین Mo شده‌اند، برای نسل بعدی راکتورهای شکافت (راکتورهای پیشرفته LWR، راکتورهای نسل چهارم و راکتورهای سریع) مورد آزمایش قرار گرفته‌اند. جذب نوترون نیز مشکلی برای عناصری همچون B و Ni است (بار دیگر) و هر دو He نامحلول تولید می‌کنند که تشکیل حباب‌هایی می‌دهد که کاهنده سختی فولاد است.

جدول ۹-۹. ترکیب پسماند با پرتوزایی سطح بالا بر حسب g/L (به‌استثنای پسماند روسی).

اجزای	بریتانیا (ماگنوکس)	فرانسه (لاهاژه)	روسیه (mmol/L)	هند (WIP)	ژاپن (توکایی)	امریکا (هانفورد)
Al	۲۶٫۰					۱٫۵
Na			۵۸٫۸-۸۵٫۲	۶٫۶	۴۴٫۵	۴٫۱
K			۷۹٫۲-۹۹٫۰	۰٫۲		
Mg	۳۰٫۰		۵٫۶-۱۴٫۰			
Fe	۱۳٫۰	۲۰٫۰	۸٫۳-۲۰٫۷	۰٫۵	۸٫۴	۶٫۱
Ni	۱٫۴	۳٫۲	۵٫۷-۱۱٫۶	۰٫۱	۲٫۲	۰٫۶
Cr	۱٫۶	۳٫۴	۰٫۸-۲٫۱	۰٫۱	۲٫۲	۰٫۱
Mo	۱۰٫۸		۲۵٫۰-۲۷٫۸			۰٫۲

¹. Advanced Gas-Cooled Reactor

اجزای	بریتانیا (ماگنوکس)	فرانسه (لاهاژه)	روسیه (mmol/L)	هند (WIP)	ژاپن (توکایی)	امریکا (هانفورد)
Zr	۱۱٫۸		۱۹٫۰-۲۳٫۷			۳٫۴
Hg						
Cl						۰٫۱
SO _۴			۰٫۰۱	۰٫۵ M		۰٫۲
NO _۳	۱۱ M		۳٫۵-۳٫۸ (HNO _۳)	۴٫۱ M		۲٫۸
محصولات شکافت	۳۹٫۱٪ وزنی	۸۷٫۰	۶٫۸-۸٫۵ (Sr)	۱٫۱	۴۹٫۰	<۲٫۵
عناصر ترانس اورانیوم	۲٫۰	۵٫۱	<۰٫۰۰۷	۷٫۶	۱۲٫۶	<۰٫۱

بعد از خروج سوخت مصرف‌شده، لازم است تأسیسات برچیده و تخریب شده و در نهایت برای کاربرد بی خطر یا کم خطر مورد استفاده قرار گیرد. طی این فرایند، حجم‌های بزرگی از پسماند تولید می‌شود، هرچند که بیشتر آنها پرتوزا نمی‌باشند. مقدار پسماند حاصل از کاراندازی یک نیروگاه انرژی هسته‌ای نوعی، در حدود ۱۵۰۰۰-۱۰۰۰۰ تن است. بیشتر این پسماند شامل بتن و سایر مواد ساختمانی است که دارای فقط مقادیر اندکی پرتوزایی است. حدود یک دهم پسماند از کاراندازی، دارای اندکی پرتوزایی تا حد متوسط است (جدول ۹-۱۰).

جدول ۹-۱۰. تولید پسماند انتهایی چرخه سوخت هسته‌ای، در مرحله از کاراندازی (سال. m^۳/GW).

مرحله	نوع پسماند	مقدار
تبدیل UF _۶	جامد	۰٫۵-۱
غنی‌سازی UF _۶	جامد	۵
تولید سوخت UO _۲	جامد	۱-۲
نیروگاه برق	جامد	۳۷۵
بازفرآوری	جامد	۵

۹-۹ پسماندهای غیر چرخه سوخت هسته‌ای

کاربردهای مختلف هسته‌های پرتوزا در تحقیقات، پزشکی و صنعت، طیف وسیعی از پسماند پرتوزا تولید می‌کند. انواع و حجم‌های پسماند می‌تواند از نظر محتوای رادیو شیمیایی، شیمیایی و فیزیکی به‌طور گسترده‌ای متفاوت باشد. جدول ۹-۱۱ بعضی انواع پسماند حاصل از مؤسسه‌های غیر چرخه سوخت هسته‌ای را نشان می‌دهد.

تشکیلات تحقیقاتی نظیر مؤسسه‌ها و دانشگاه‌ها اغلب در مورد پایش ردپاهای متابولیک یا زیست محیطی همراه با موادی چون داروها، حشره‌کش‌ها، کودها و کانی‌ها تحقیق می‌کنند. متداول‌ترین هسته‌های پرتوزایی که در مطالعه سمیت‌شناسی بسیاری ترکیبات شیمیایی و ردپای سوخت و ساز ناشی از آنها مورد استفاده قرار می‌گیرند شامل ^{14}C و ^3H هستند، زیرا که قادرند در مولکول‌های پیچیده، با یکنواختی قابل توجهی مشارکت کنند. ^{125}I ثابت کرده که در نشاندارکردن پروتیین، ارزشمند است. طیفی از هسته‌های پرتوزای دیگر نیز برای پژوهش در دسترس هستند. اغلب پسماند تولید شده توسط مراکز تحقیقات هسته‌ای بیشتر شامل هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه هستند، هرچند که هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی چون ^{14}C ، هسته‌های پرتوزای شکافت‌پذیر و عناصر ترانس اورانیوم نیز ممکن است موجود باشند.

جدول ۹-۱۱. انواع پسماند ناشی از کاربردهای هسته پرتوزا.

جامد	آبی	مایعات آلی	خیلی پرتوزا
قراضه فلزی، آجرکاری	سیالات خروجی حاصل	روغن پمپ، مایعات سوسوزن ^۱	چشمه پرتوزای بسته مصرف شده (SRS) ^۲
جاذب‌هایی مثل رزین‌های بوتیل تبادل یون، شیشه آلات فیلترها، مقوا، پلاستیک کاغذ، جاروب، پارچه لباس محافظ، دستکش	آزمایشگاه‌ها، هات سل‌ها، استخر نگهداری سوخت چاه فاضلاب، رفع آلودگی، اصلاح شده‌های ناشی از معدن کاری و آسیاب	حلال‌های استخراج مثل تری بوتیل فسفات و کروزن و آمین	مصرف‌شده، سوزن‌های رادیومی، مواد تابش دیده راکتور

کاربردهای پزشکی هسته‌های پرتوزا فوق‌العاده با اهمیت و به‌طور دائم در حال گسترش است. زمینه‌های اصلی کاربردهای آن در ارزیابی سلامت توسط تابش، رادیوداروها، دستورالعمل‌های تشخیصی و پرتودرمانی هستند. هسته‌های پرتوزای مورد استفاده در بیمارستان‌ها برای روش‌های تشخیص پزشکی و درمان دارای طول عمر بسیار کوتاه هستند و پسماند حاصل قبل از آمایش بعدی، به‌عنوان پسماند غیرپرتوزا معمولاً انبار می‌شوند تا واپاشی نمایند. برای مثال توموگرافی نشر

^۱. Scintillation liquids

^۲. Sealed radioactive sources

پوزیترون (PET)^۱، از ^{11}C حاصل از سیکلوترون (نیمه‌عمر ۲۰ دقیقه) یا ^{18}F (با نیمه‌عمر ۱۱۰ دقیقه) در مولکولی مثل قند استفاده می‌شود که از طریق وریدی به بیمار تزریق شده و طی گردش در بدن، شناسایی می‌گردد. با این وجود، بعضی هسته‌های پرتوزای مورد استفاده در کاربردهای پزشکی می‌توانند دارای نیمه‌عمرهای طولانی‌تری نیز باشند (جدول ۹-۱۲).

جدول ۹-۱۲. بعضی هسته‌های پرتوزای مورد استفاده در پزشکی

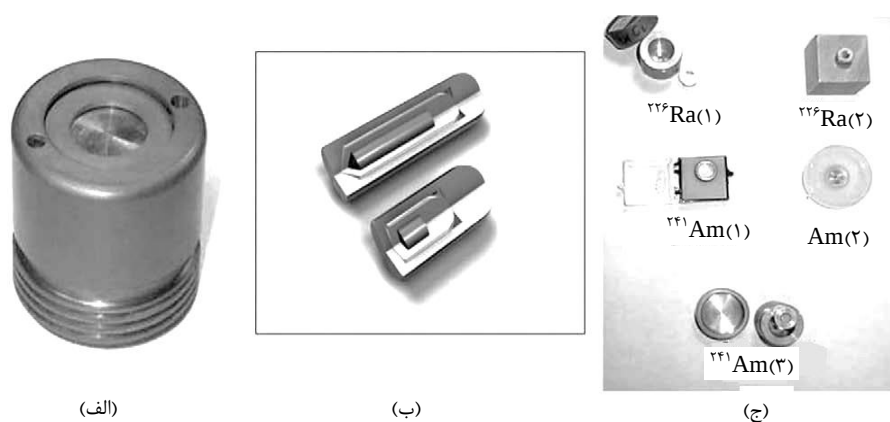
و تحقیقات زیستی با نیمه‌عمرهای طولانی‌تر از ۱۰۰ روز.

هسته پرتوزا	نیمه‌عمر - کاربرد	مقدار معمول	پسماند تولیدشده
^3H	۱۲/۳ سال - نشاندار کردن تابشی، پژوهش زیستی، سنتز آلی	$\leq 50 \text{ GBq}$	حلال‌ها، جامد، مایع
^{14}C	۵۷۳۰ سال - پزشکی	$\leq 1 \text{ MBq}$	$^{14}\text{CO}_2$
^{14}C	۵۷۳۰ سال - پژوهش زیستی، نشاندار کردن تابشی	$\leq 50 \text{ GBq}$	جامد، مایع
^{14}C	۵۷۳۰ سال - نشاندار کردن تابشی	$\leq 50 \text{ GBq}$	حلال‌ها
^{36}Cl	۳۰۰,۰۰۰ سال - پژوهش زیستی	$\leq 5 \text{ GBq}$	گاز، جامد، مایع
^{57}Co	۲۷۱/۷ روز - سنجش‌های بالینی	$\leq 50 \text{ GBq}$	جامد، مایع
^{75}Se	۱۱۹/۷۸ روز - سنجش‌های بالینی	$\leq 50 \text{ GBq}$	جامد، مایع
^{113}Sn	۱۵۵ روز - پژوهش پزشکی و زیستی	$\leq 50 \text{ GBq}$	جامد، مایع

کاربردهای پزشکی هسته‌های پرتوزا، نه تنها استفاده از مقادیر اندک چشمه‌های باز و محلول‌های مایع را نشان می‌دهد، بلکه چشمه‌های پرتوزای بسته (SRS) بسیار پرتوزای مستقر در مجموعه‌های حفاظت شده را نیز در بر می‌گیرد. شکل ۹-۱۱، ساختار یک نمونه چشمه پرتوزای بسته را نشان می‌دهد.

چشمه پرتوزای بسته مصرف شده فوق‌العاده خطرناک است، چون ممکن است حاوی مقادیر بزرگی از هسته‌های پرتوزا باشد (جدول ۹-۱۳).

¹. Positron emission tomography



شکل ۹-۱۱. چشمه پرتوهای بسته: (الف) چشمه تله ترابی ^{60}Co ، (ب) طرحی از چشمه‌های نوترون ^{252}Cf ، (ج) چشمه‌های آلفا.

جدول ۹-۱۳. کاربردهای پزشکی چشمه‌های پرتوهای بسته (SRS).

کاربرد	هسته پرتوزا	نیمه عمر	پرتوایی SRS	توضیحات
چگالی سنجی استخوان	^{241}Am	۴۳۳ سال	۱-۱۰ GBq	واحدهای سیار
	^{153}Gd	۲۴۴ روز	۱-۴۰ GBq	
	^{125}I	۶۰٫۱ روز	۱-۱۰ GBq	
براکی ترابی ^۲ دستی	^{198}Au	۲٫۷ روز	۵۰-۵۰۰ MBq	چشمه قابل حمل کوچک دیگر استفاده نشد
	^{137}Cs	۳۰٫۵۲ سال	۳۰-۳۰۰ MBq	
	^{226}Ra	۱۶۰۰ سال	۵۰-۵۰۰ MBq	
	^{60}Co	۵٫۲۷ سال	۵۰-۱۵۰۰ MBq	
	^{90}Sr	۲۸٫۵ سال	۵۰-۱۵۰۰ MBq	
	^{103}Pd	۱۷ سال	۵۰-۱۵۰۰ MBq	
	^{125}I	۶۰٫۱ روز	۲۰۰-۱۵۰۰ MBq	
	^{192}Ir	۷۴ روز	۵-۱۰۰ MBq	
	^{106}Ru	۱٫۰۱ سال	۱۰-۲۰ MBq	
	^{90}Y	۲٫۷ روز	۵۰-۵۰۰ MBq	

^۱. Teletherapy

^۲. Brachytherapy

کاربرد	هسته پرتوزا	نیمه عمر	پرتوزایی SRS	توضیحات
برای تریابی عروقی	^{32}P	۱۴/۳ روز	۲۰۰ MBq	سوند زدن
	^{89}Sr	۵۰/۶ روز	۱۵۰ MBq	
	^{192}Ir	۷۴ روز	۰/۱-۱ TBq	
برای تریابی از دور پس از بارگذاری	^{137}Cs	۳۰/۲ سال	۰/۳-۱۰ MBq	واحدهای سیار
	^{192}Ir	۷۴ روز	۰/۱-۲۰۰ TBq	
تله تریابی	^{60}Co	۵/۲۷ سال	۵۰-۱۰۰۰ MBq	دستگاه‌های ثابت
	^{137}Cs	۳۰/۲ سال	۵۰۰ TBq	
پرتودهی کل خون	^{137}Cs	۳۰/۲ سال	۲-۱۰۰ TBq	دستگاه‌های ثابت
	^{60}Co	۵/۲۷ سال	۵۰-۱۰۰۰ TBq	
تحقیقات	^{60}Co	۵/۲۷ سال	$\leq 750 \text{ TBq}$	دستگاه‌های ثابت
	^{137}Cs	۳۰/۲ سال	$\leq 13 \text{ TBq}$	
تنظیم کردن	^{63}Ni	۹۶ سال	$< 4 \text{ MBq}$	دستگاه‌های ثابت در دستگاه‌ها یا چشمه‌های سیار
	^{137}Cs	۳۰/۱۷ سال	$< 4 \text{ MBq}$	
	^{57}Co	۲۷۱/۷ روز	$\leq 400 \text{ MBq}$	
	^{226}Ra	۱۶۰۰ سال	$< 4 \text{ MBq}$	
	^{147}Pm	۲/۶۲ سال	$< 4 \text{ MBq}$	
	^{36}Cl	3.01×10^5 سال	$< 4 \text{ MBq}$	
	^{129}I	1.57×10^7 سال	$< 4 \text{ MBq}$	
چاقوهای رادیو-جراحی گاما	^{60}Co	۵/۲۷ سال	$\leq 220 \text{ MBq}$	کلاهک جمجمه ^۱

*. برای تریابی نوعی پرتودرمانی است که امکان تشدید دز تابش بر بافت‌های طبیعی کوچک را می‌دهد.

کاربردهای صنعتی هسته‌های پرتوزا شامل تعداد زیادی چشمه‌های پرتوزای بسته در دستگاه‌های مخصوص جهت آزمایش غیرمخرب و کنترل کیفی، همچنین ردیاب‌های پرتوزا و تابلوهای شب نما است (جدول ۹-۱۴).

¹. Skull cap

جدول ۹-۱۴. کاربردهای صنعتی هسته‌های پرتوزا.

کاربرد	هسته پرتوزا	نیمه عمر	فرم
ضخامت سنجی	^3H	۱۲٫۳ سال	SRS
	^{32}P	۱۴٫۲۸ روز	
	^{63}Ni	۱۰۰٫۱ سال	
	^{241}Am	۴۳۲٫۷ سال	
	^{90}Sr	۲۸٫۵ سال	
منابع بازرسی (چک کردن) ^۱	^{57}Co	۵٫۲۷ سال	
استریلیزاسیون، پرتودهی	^{60}Co	۵٫۲۷ سال	SRS
اندازه گیری	^{85}Kr	۱۰٫۷۲ سال	SRS
ابزارهای چشمی	^{90}Sr	۲۸٫۵ سال	SRS
رادیوگرافی ^۲	^{137}Cs	۳۰٫۵۲ سال	SRS
آنالیز بروش فعال سازی	$^{226}\text{Ra}(\text{Be})$	۱۶۰۰ سال	SRS
	$^{227}\text{Ac}(\text{Be})$	۲۱٫۷۷ سال	
	$^{210}\text{Po}(\text{Be})$	۱۳۸٫۴ روز	
	$^{239}\text{Pu}(\text{Be})$	۲۴۱۰۰ سال	
دتکتورهای ^۳ دود	^{241}Am	۴۳۲٫۷ سال	SRS
جابه جایی آب	^3H	۱۲٫۳ سال	ردیاب
آلات شب نما، شیرهای الکترونیک	^3H	۱۲٫۳ سال	

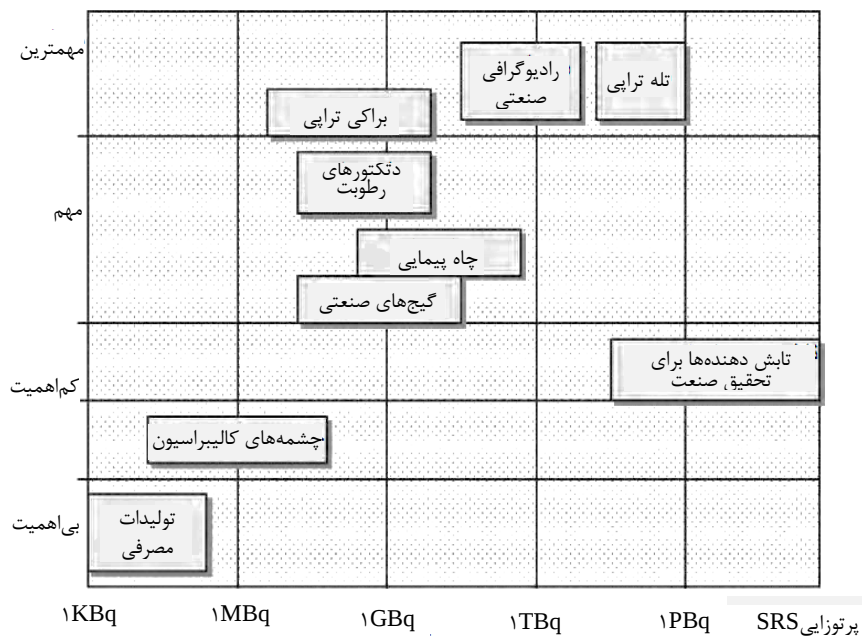
چشمه پرتوزای بسته مصرف شده نیازمند توجه زیادی است و تاکنون باعث حوادث متعددی شده است. شکل ۹-۱۲، برآوردی آماری در مورد مشکلات ناشی از چشمه‌های پرتوزای بسته را ارائه می‌دهد.

بعضی انواع چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده مثل چشمه‌های ^{60}Co می‌توانند به عنوان فرم پسماند نهایی به حساب آیند، زیرا آنها قبلاً در یک کپسول فلزی بسته محصور شده‌اند. با این وجود، اکثر چشمه‌های پرتوزای بسته باید به طرز پایداری در یک حفاظ مقاوم به خوردگی اضافی مثل مس یا سرب تثبیت شوند.

^۱. Check sources

^۲. Radiography

^۳. Detectors



شکل ۹-۱۲. محدوده انواع چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده و سطح توجه لازم بر نگهداری آنها.

۹-۱۰ پسماندهای حادثه‌ای

آلودگی و پسماند پرتوزا، ممکن است ناشی از حوادث باشد. حوادث، ایجاد پسماند پرتوزا با حجم و ترکیبی می‌کند که به ماده مورد بحث و بزرگی حادثه وابسته است. جدول ۹-۱۵ مهمترین حوادث مربوط به مواد پرتوزا را نشان می‌دهد که بین سال‌های ۱۹۴۵ تا ۱۹۹۹ رخ داده است.

جدول ۹-۱۵. حوادث شدید مربوط به مواد پرتوزا.

سال	محل	منبع	دوز	پرتوگیری‌های بالا/تلفات
۱۹۴۵/۱۹۴۶	لوس آلاموس ^۱	حالت بحرانی	$\leq 13 \text{ Gy}$	۱۰/۲
۱۹۶۱	اتحاد شوروی سابق	سانحه زیر دریایی	$1-50 \text{ Gy}$	$> 30/8$
۱۹۶۱	ایدهوفالز ^۲ ، آمریکا	انفجار در راکتور	$\leq 3/5 \text{ Gy}$	۷/۳

^۱. Los Alamos

^۲. Idaho Falls

سال	محل	منبع	دوز	پرتوگیری‌های بالا/تلفات
۱۹۶۲	مکزیکوسیتی، مکزیک	^{60}Co , SRS	۹٫۹-۵۲ Gy	۵٫۴
۱۹۶۳	چین	^{60}Co , SRS	۰٫۲-۸۰ Gy	۶٫۲
۱۹۶۴	آلمان	^2H	۱۰ Gy	۴٫۱
۱۹۶۴	رودآیلند ^۱ ، آمریکا	حالت بحرانی	۰٫۳-۴۶ Gy	۴٫۱
۱۹۸۴	مراکش	^{192}Ir , SRS	نامعلوم	۱۱٫۸
۱۹۸۶	چرنوبیل، اتحادشوری	نیروگاه اتمی	۱-۱۶ Gy	۱۳۴٫۳۱
۱۹۸۷	گویانیا ^۲ ، برزیل	^{137}Cs , SRS	≤ 7 Gy	۵۰٫۴
۱۹۹۲	چین	^{60}Co , SRS	$> 0.25-10$ Gy	۸٫۳
۱۹۹۶	کستاریکا	^{60}Co , SRS	۶۰٪ دز بیش از حد	۱۱۵٫۱۳
۱۹۹۹	توکایی مورا ^۳ ، ژاپن	U غنی شده		۱۱۹٫۳

طی بیش از ۱۰,۰۰۰ راکتور- سال کارکرد تجاری در ۳۲ کشور فقط دو حادثه عمده راکتوری رخ داده است که یکی در تری‌مایل آیلند در ایالات متحده و دیگری در چرنوبیل بوده است. در سال ۱۹۷۹، اشکال در سامانه خنک کننده باعث شد که بخشی از قلب راکتور در تری مایل آیلند در آمریکا ذوب شده و راکتور خراب شود. طی دو روز پس از حادثه مقداری گاز پرتوزا در هوا منتشر گردید، ولی آنقدر نبود که باعث افزایش دز تابشی فراتر از سطوح زمینه برای ساکنین منطقه شود. این حادثه هیچ‌گونه مجروح یا تأثیرات بهداشتی منفی ناشی از سانحه برجای نگذاشت.

حادثه چرنوبیل در سال ۱۹۸۶ به علت عدم مراقبت در کارکرد و بی‌توجهی به دستورالعمل‌های ایمنی استاندارد رخ داد. در پی انفجار بخار و آتش‌سوزی، حدود ۵٪ از قلب پرتوزای راکتور در هوا منتشر شد. طی چند هفته اول حادثه، حدود ۳۱ نفر مردند، و پس از آن نیز عده‌ای دیگر در نتیجه سرطان تیروئید تلف شدند.

جدیدترین حادثه مربوط به حالت بحرانی، در سال ۱۹۹۹ در توکایی‌مورا، در ژاپن رخ داد. این حادثه به علت جمع شدن بیش از حد اورانیم غنی شده به سطحی نسبتاً بالا پدید آمد که سبب یک واکنش زنجیره‌ای هسته‌ای کنترل نشده محدود گردید، که به‌طور متناوب برای ۲۰ ساعت ادامه یافت. طی این حادثه در مجموع، ۱۱۹ نفر دز تابشی بیش از ۱ mSv دریافت کردند، که دز دریافتی سه نفر از کارگران فراتر از حد مجاز بود و بعداً دو نفر از آنان مردند.

¹. Rhode Island

². Goiania

³. Tokaimura

شاید نتایج وخیم‌تر در نتیجه حوادث مربوط به چشمه‌های پرتوزای بسته باشد. گزارش شده است که بیش از ۲۳۰۰ مورد چشمه پرتوزای بسته در فلز قراضه یافت شده است. تعداد زیادی از موارد گزارش شده مربوط به ذوب اتفاقی چشمه پرتوزای بسته با فلزات قراضه مثلاً در کارخانجات فولاد و آلومینیم بوده است. کل موارد ذوب چشمه پرتوزای بسته با فلزات قراضه، فراتر از ۶۰ مورد در ۱۸ کشور بوده است. در سال ۱۹۹۸ در الگسیراس^۱ اسپانیا گازهای پرتوزا و گرد و غبار ناشی از ذوب چشمه پرتوزای بسته با فلز قراضه منتشر شد و در سرتاسر اروپا مشاهده گردید. غلظت‌های فراتر از $2000 \text{ m/Bq }^{137}\text{Cs}$ در هوا آشکار شد، هرچند که این رویداد پیامدهای کمتری داشته است. از سال ۱۹۸۳، ۳۰ مورد ذوب چشمه‌های پرتوزای بسته با فلز قراضه در ایالات متحده رخ داد، که در هر مورد آن ۸-۱۰ میلیون دلار برای رفع آلودگی و بازسازی تأسیسات کارخانه هزینه گردید. در ۱۹۸۷ یک حادثه جدی در گویانیا در برزیل با یک چشمه پرتوزای بسته از نوع ^{137}Cs رها شده در یک واحد تله تراپی رخ داد. چشمه پرتوزای بسته توسط دو رفتگر پیدا شد که آن را به خانه بردند و چشمه را از آن جدا کرده و جای قرار گیری چشمه را شکافتند. این کار باعث آلودگی شدید مردم و محیط‌زیست اطراف گردید. چهار نفر که شدیداً تابش دیده بودند فوت کرده و بسیاری دیگر به شدت آلوده شدند. بیش از ۱۱۲,۰۰۰ نفر از مردم برای تعیین پرتوگیری مورد بررسی قرار گرفتند که حدود ۳۰۰ نفر از آنها آلوده به ^{137}Cs بودند. واکنش اضطراری و تلاش برای رفع آلودگی منازل، ساختمان‌ها و زمین، شش ماه طول کشید. مقدار پسماند پرتوزای ایجاد شده به وسیله این سانحه بیش از ۳۵۰۰ تن بود.

¹. Algeciras

مراجع

- Cohen, B. L. (1977). High-level radioactive waste from light-water reactors. *Review of Modern Physics*, 49(1), 1–20.
- Donald, I. W., Metcalfe, B. L., & Taylor, R. N. J. (1997). Review. The immobilization of high level radioactive wastes using ceramics and glasses. *Journal of Material Sciences*, 32, 5851–5887.
- Gonzales, A. (1999). Strengthening the safety of radiation sources and security of radioactive materials. *IAEA Bulletin*, 41(3), 2–17.
- IAEA. (1989). Management of abnormal radioactive wastes at nuclear power plants. TRS-307, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1992). Minimization of radioactive waste from nuclear power plants and the back end of the nuclear fuel cycle. TRS-345, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1994). Assessment and comparison of waste management system costs for nuclear and other energy sources. TRS-366, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1994). Classification of Radioactive Waste. A Safety Guide (Safety Series 111-G-1.1). Vienna: IAEA.
- IAEA. (1998). Management of small quantities of radioactive waste. TECDOC-1041, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1998). Spent fuel management. Current status and prospects. TECDOC-1006, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1999). Review of the factors affecting waste management technology selection and implementation. TECDOC-1096, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Country nuclear fuel cycle profiles. TRS-404, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS-402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Effects of radiation and environmental factors on the durability of materials in spent fuel storage and disposal. TECDOC-1316, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Institutional framework for long term management of high level waste and/or spent nuclear fuel. TECDOC-1323, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Long term storage of spent nuclear fuel – survey and recommendations. TECDOC-1293, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Management of disused long-lived sealed radioactive sources (LLSRS). TECDOC-1357, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Strengthening control over radioactive sources in authorised use and regaining control over orphan sources. TECDOC-1388, IAEA, Vienna.
- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). Rendering Harmless Liquid Radioactive Waste (pp. 1–184). Moscow: Energoatomizdat.

- Vashman, A. A., Demine, A. V., Krylova, N. V., Kushnikov, V. V., Matyunin, Yu. I., Poluektov, P. P., Polyakov, A. S., & Teterin, E. G. (1997). Phosphate Glasses with Radioactive Waste (pp. 1–172). Moscow: CNIiatominform.

فصل دهم

هسته‌های پرتوزای پسماند عمر- کوتاه

۱-۱۰ مقدمه

پسماند دارای عمر کوتاه پسماند پرتوزایی است که دارای سطوح با اهمیتی از هسته‌های پرتوزا، با نیمه‌عمرهای طولانی‌تر از ۳۰/۲ سال نمی‌باشد. هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه هم در پسماند با پرتوزایی سطح بالا و هم در پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط وجود دارد. در مقایسه با پسماند با پرتوزایی سطح بالا، غلظت هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه در پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط نسبتاً کم است. مقدار وزن نسبی هسته‌های پرتوزا در پسماند $f(\%)$ را می‌توان از مقدار ویژه هسته‌های پرتوزا $q(\text{Bq/g})$ با استفاده از رابطه زیر به‌دست آورد:

$$f(\%) = \frac{q(\text{Bq/g})}{SA(\text{Ci/g}) \times 37 \times 10^9 (\text{Bq/Ci})} \times 100\% \quad (1-10)$$

که SA فعالیت پرتوی ویژه هسته پرتوزا است. با فرض مقدار بیشینه نوعی برای ^{137}Cs در پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط طوری که q تقریباً 10^7 Bq/g باشد (جدول ۹-۳)، و فعالیت

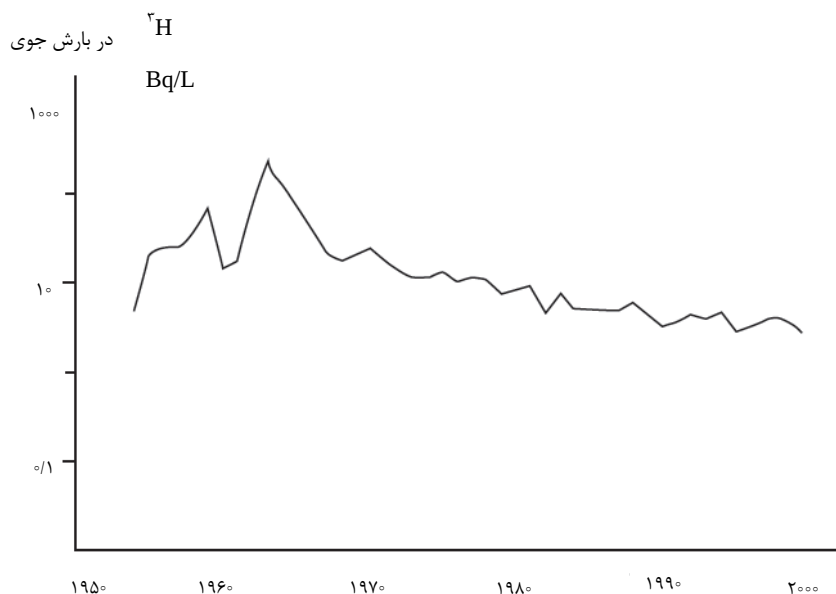
¹. Specific activity

پرتوی ویژه هسته پرتوزای دارای عمر کوتاه با بیشترین عمر ^{137}Cs داریم: $SA=86/8 \text{ Ci/g}$ (جدول ۲-۲) و معلوم می‌شود که مقدار وزن نسبی ^{137}Cs در پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط کوچک‌تر از ۰/۰۲۷ درصد است. پس خواص فیزیکی و شیمیایی پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط این قابلیت را دارد که به مقدار خیلی کم توسط حضور هسته‌های پرتوزا متأثر گردد و در عمل به تنهایی به وسیله اجزای سازنده غیرپرتوزا تعیین می‌شود. هسته‌های پرتوزای مهم دارای عمر کوتاه در پسماند پرتوزا عبارتند از: ^3H ، ^{90}Sr ، ^{60}Co ، ^{63}Ni ، ^{106}Ru ، ^{134}Cs ، ^{137}Cs ، ^{144}Ce ، ^{147}Pm ، ^{151}Sm و ^{154}Eu .

اینها اغلب در ارزیابی عملکرد دارای اهمیت رادیولوژیک هستند. اکثر هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه به وسیله شکافت هسته‌های پرتوزای شکافت‌پذیر در سوخت هسته‌ای تشکیل می‌شوند، هرچند که می‌توانند با واکنش‌های هسته‌ای هم به دست آیند، برای مثال ^{60}Co و ^{63}Ni پرتوزا با جذب نوترون توسط ایزوتوپ‌های غیرپرتوزا در فولاد ساختمانی پدید می‌آیند (فصل ۹).

۱۰-۲ تریتیم

تریتیم (^3H) تنها ایزوتوپ پرتوزای هیدروژن است. هسته اتم تریتیم متشکل از یک پروتون و دو نوترون است. این با هسته اتم هیدروژن معمولی (که تنها یک پروتون دارد) و هسته اتم دوتریم (که یک پروتون و یک نوترون دارد) فرق می‌کند. دوتریم شامل تقریباً ۰/۰۲٪ از کل هیدروژن طبیعی است. تریتیم به طور طبیعی در مقادیر بسیار اندک در جو پدید می‌آید و شامل تقریباً 10^{-18} ٪ از هیدروژن طبیعی است. تریتیم طبیعی در نتیجه برهم‌کنش تابش‌های کیهانی با گازها در طبقات بالای جو تشکیل می‌شود و مقدار حالت پایدار طبیعی آن در حدود ۷/۳ کیلوگرم است. حدود پنج برابر این مقدار، در نتیجه آزمایش‌های سابق سلاح‌های هسته‌ای در جو، باقی مانده است. تریتیم به آسانی وارد آب شده و به صورت باران بر زمین می‌ریزد، بنابراین وارد چرخه آبی طبیعی می‌شود. شکل ۱۰-۱، میزان ^3H در بارش‌های جوی به سبب ریزش‌های پرتوزای جهانی را نشان می‌دهد. در سال ۱۹۶۳، به خاطر غلظت‌های فزاینده ناشی از آزمایش‌های سلاح‌های هسته‌ای، اتحاد شوروی سابق، ایالات متحده و بریتانیا، معاهده مسکو را در مورد خاتمه آزمایشات هسته‌ای جوی و آزمایشات در فضا و زیر آب امضا کردند. در حالی که چین و فرانسه به این معاهده ملحق نشده بودند، اما انفجارهای گرما هسته‌ای را در سال ۱۹۸۰ متوقف کردند. حادثه چرنوبیل، تأثیر مهمی بر میزان متوسط سالانه ^3H در نزولات جوی نداشته است.



شکل ۱۰-۱. داده‌های ریزش پرتوزا برای تریتم در اتحاد شوروی سابق.

تریتم به‌عنوان یک محصول شکافت در آزمایش‌های سلاح‌های هسته‌ای و در راکتورهای انرژی هسته‌ای، با راندمانی در حدود ۰.۰۰۲٪-۰.۰۰۱٪ تولید می‌شود. سایر منابع تریتم در راکتورهای آب سبک شامل فعال‌سازی بور موجود در خنک‌کننده و نیز فعال‌سازی بور در میله‌های کنترل مطابق واکنش زیر است:



یک راکتور بزرگ برق هسته‌ای تجاری، حدود (تقریباً ۲ g) 2×10^{10} Ci تریتم در سال تولید می‌کند. این تریتم عموماً در سوخت هسته‌ای و غلاف وجود دارد. به دلیل غلظت طبیعی اندک آن، تریتم باید برای کلیه مصارف تجاری سنتز گردد. می‌توان آن را در راکتورهای هسته‌ای طراحی شده برای بهینه‌سازی تولید تریتم و مواد هسته‌ای خاص مانند ^{239}Pu انجام داد. تریتم همچنین با جذب نوترون توسط هدف‌های لیتیومی مطابق معادله زیر تولید می‌شود:



تریتیم را می‌توان همچنین در شتاب‌دهنده‌ها با بمباران ${}^3\text{He}$ با نوترون تولید نمود، هرچند که این رویکرد برای تولید در مقیاسی بزرگ نشان داده نشده است. تریتیم اصولاً برای سنجش‌های ضخامت صنعتی، رنگ‌های شب‌نما، منابع نوری خویش تاب بدون اتصال به برق، به‌عنوان عاملی در رنگ‌های شب‌نما مثل مواردی که در ساخت علائم بیرونی ساختمان به‌کار می‌رود، چراغ‌های باند فرودگاه و شماره‌های ساعت مورد استفاده قرار گرفته است. تریتیم در تحقیقات گداخت، بمب‌های گرما هسته‌ای و به‌عنوان ردیاب پرتوزا در مطالعات شیمیایی، زیستی و زیست محیطی مورد استفاده قرار گرفته است. تریتیم دارای نیمه‌عمر ۱۲٫۳ سال است و با نشر یک ذره کم انرژی بتا، با حداکثر انرژی ۱۹ keV به ${}^3\text{He}$ واپاشی می‌کند. معمولاً به‌عنوان یکی از کم خطرترین هسته‌های پرتوزا در نظر گرفته می‌شود. با این وجود، چون می‌تواند جایگزین هیدروژن طبیعی در ترکیبات شیمیایی اساسی برای حیات شود، به‌راحتی می‌تواند در محیط فیزیکی و زیستی جریان یابد.

بسیاری پسماندها، شامل رسوبات تبخیرکننده راکتور و زباله‌های آزمایشگاه تحقیقات دانشگاهی و سازمانی حاوی تریتیم است. معمولی‌ترین شکل آن گاز تریتیم (HT)، و اکسید تریتیم (HTO) است که به آب تریتیمی نیز موسوم است. خواص شیمیایی تریتیم اساساً همانند هیدروژن طبیعی است. اکسید تریتیم (HTO) عموماً غیرقابل تمیز است، و می‌تواند همانند H_2O طبیعی به‌سرعت از طریق محیط‌زیست جابه‌جا شود. تریتیم به‌طور طبیعی در آب‌های سطحی در حدود $1/2 - 4/10 \text{ Bq/L}$ و $10 - 30 \text{ pCi/L}$ وجود دارد و در سامانه‌های آب زیرزمینی و آب سطحی فوق‌العاده سیار است. تریتیم می‌تواند از طریق آب آشامیدنی، غذا، تنفس هوا یا اینکه از طریق پوست وارد بدن شود، هرچند که میزان جذب به روش آخری حتی در هوای مرطوب و داغ، در حدود نصف مقداری است که با تنفس می‌تواند جذب شود. تا ۹۹٪ اکسیدتریتیم تنفس شده از طریق شش‌ها می‌تواند جذب بدن شود که از طریق گردش خون در تمام بافت‌های بدن توزیع می‌شود. اکسید تریتیم بلعیده شده، تقریباً به‌طور کامل جذب و فوراً از طریق سلول‌های مربوط به معده و روده وارد جریان خون می‌شود. طی چند دقیقه، تریتیم جذب شده توسط شخص، با غلظت‌های متفاوت در سیالات بدن، اعضا و سایر بافت‌ها ظاهر می‌شود. تریتیم طی ۱ تا ۲ ساعت از طریق کلیه سیالات زیستی به‌طور یکنواخت توزیع شده و از بدن با نیمه‌عمر زیستی حدود ۱۰ روز، همانند آب دفع می‌شود. کسر کوچکی از تریتیم باقی‌مانده در محل‌هایی از مولکول‌های آلی که به آسانی هیدروژن تبادل می‌کنند مشارکت دارند.

از آنجا که تریتم با تابش یک ذره کم انرژی بتا و بدون هیچ‌گونه تابش گاما واپاشی می‌کند، دارای خطر بهداشتی فقط یک باره در بدن است. محتمل ترین شکل جذب در بدن به‌صورت اکسید تریتم (آب تریتم دار) است، و بنابراین جذب گاز تریتم به‌طور معمول پایین است (کمتر از ۱٪). خطر بهداشتی تریتم توأم با صدمه سلولی به سبب تابش یون‌ساز است که از واپاشی پرتوزا ناشی می‌شود و پتانسیل تشکیل بعدی سرطان را به همراه دارد.

۱۰-۳ کبالت-۶۰

^{60}Co در نتیجه فعال‌سازی نوترونی ^{59}Co که تنها ایزوتوپ پایدار کبالت است، در فولادهای ساختمانی و سایر آلیاژهای مخازن راکتور هسته‌ای و اجزای درونی آن پدید می‌آید. ^{60}Co ، هسته پرتوزایی که به‌طور طبیعی موجود باشد نیست. نه ایزوتوپ پرتوزای اصلی برای کبالت وجود دارد ولی فقط ^{57}Co و ^{60}Co دارای نیمه‌عمرهای بزرگ‌تر از ۸۰ روز هستند. طرحی از واپاشی هسته‌ای ^{60}Co ، که دارای نیمه‌عمر ۵/۲۷ سال است در شکل ۲-۶ نشان داده شده است. از آنجا که ^{60}Co دو تابش گامای پرنرژی با مقادیر ۱/۱۷ MeV و ۱/۳۳ MeV نشر می‌کند، بنابراین دارای خطر پرتوگیری بیرونی است.

به‌علت تابش پرنرژی گاما، ^{60}Co به‌طور روزافزون به‌عنوان یک چشمه تابش برای مصارف تجاری و پزشکی به‌کار می‌رود (شکل ۱۰-۲). صنعت حمل و نقل از آن برای سنجش ضخامت ورق فولادی اتومبیل استفاده می‌کند در حالی که صنایع فلزی از آن به‌عنوان چشمه رادیوگرافی برای تعیین درز و ترک در اتصالات جوشکاری شده و ریخته‌گری استفاده می‌کنند. صنایع شیمیایی و پزشکی از آن به‌عنوان یک کاتالیست در مطالعات جریان مواد، سوخت و ساز داروها، و استریلیزاسیون وسایل پزشکی استفاده می‌کند. ^{60}Co یکی از چشمه‌های اصلی برای درمان سرطان در انسان است.



شکل ۱۰-۲. چشمه‌های پرتوزای تجاری بسته ^{60}Co مورد استفاده در صنعت و پزشکی.

اجزای راکتور از نخستین مواد پسماند حاوی ^{60}Co هستند. عموماً، کبالت به راحتی توسط خاک جذب شده و به آسانی به آب زیرزمینی راه پیدا نمی‌کند. جذب مربوط به معده و روده از غذا یا آب، منبع اصلی کبالت ذخیره شده در اعضاء درونی بدن در جمعیت عمومی است. کبالت یک عنصر اساسی است که در اکثر بافت‌های بدن یافت شده و بالاترین غلظت آن در جگر است. ۵۰٪ کبالت که به خون وارد می‌شود، فوراً دفع می‌گردد که بیشتر از طریق ادرار است، ۵٪ در جگر ذخیره می‌شود، و بقیه ۴۵٪ به طور یکنواخت در سایر بافت‌های بدن ذخیره می‌شود. کبالتی که در جگر و سایر بافت‌ها ذخیره می‌شود، ۶۰٪ آن، بدن را با نیمه عمر زیستی ۶ روز ترک می‌کند و ۲۰٪ با نیمه عمر زیستی ۶۰ روز ترخیص می‌شود و ۲۰٪ آخر مدت طولانی تری با نیمه عمر زیستی ۸۰۰ روز نگهداری می‌شود. درون بدن، کبالت با صدور تابش بتا و گاما خطرناک می‌شود.

توجه اصلی برای ^{60}Co ، محدودسازی پرتوگیری توسط اشخاصی است که چشمه‌های پرتوزا را جابه‌جا می‌کنند یا از کاراندازی و اوراق کردن تأسیسات هسته‌ای را برعهده دارند.

۱۰-۴ استرانسیم-۹۰

Sr معمولاً به‌عنوان ناخالصی بسیار جزئی با کانی‌های Ca/Ba همراه است در حالی که اغلب کانی‌های Sr مانند سلسیت (SrSO_4) و استرانتیانیت (SrCO_3) کمیاب هستند. Sr حدود ۰/۰۲۵٪ قشر زمین را تشکیل می‌دهد.

متداول‌ترین شکل استرانسیم در طبیعت، ^{88}Sr است که شامل حدود ۸۳٪ موجودی طبیعی این عنصر است. سه ایزوتوپ پایدار دیگر و فراوانی نسبی آنها عبارتند از ^{84}Sr (۰/۰۶٪)، ^{86}Sr (۰/۹/۹٪) و ^{87}Sr (۰/۷/۰٪). ^{90}Sr دارای نیمه‌عمر ۲۹/۱ سال است و واپاشی آن با تابش یک ذره پرتوزای بتا با حداکثر انرژی ۵۴۶ KeV همراه است. تقریباً هیچ فوتون گامایی در نتیجه واپاشی ^{90}Sr منتشر نمی‌شود. واپاشی ^{90}Sr به ^{90}Y ، دارای نیمه‌عمر ۶۴ ساعت است. ^{90}Y ذره بتا پرتوزای دیگری با حداکثر انرژی ۲/۲۸ MeV را تابش می‌کند.

منبع اصلی ^{90}Sr ، شکافت ^{235}U یا سایر نوکلیدهای شکافت‌پذیر است. وقتی یک اتم ^{235}U تحت فرایند شکافت قرار می‌گیرد، عموماً به‌طور نامتقارن به دو جزء بزرگ با اعداد جرمی در حدود ۹۰ تا ۱۴۰ و دو یا سه نوترون (محصولات شکافت) شکافته می‌شود (شکل ۲-۷). ^{90}Sr یکی از این محصولات شکافت است و با بهره‌ای در حدود ۶٪ تولید می‌شود. ^{90}Sr هسته پرتوزای اصلی در سوخت هسته‌ای مصرف شده، پسماندهای با پرتوایی سطح بالا حاصل از بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده و پسماندهای پرتوزای همراه با کارکرد راکتورها و تأسیسات بازفرآوری سوخت است.

به هر حال، ^{90}Sr به‌خاطر بتای پرتوزای آن و دخترش ^{90}Y ، در صنعت برای اندازه‌گیری ضخامت کاغذ، پلاستیک، لاستیک و ورقه‌های فلزی مورد استفاده قرار می‌گیرد. کاربردهای پزشکی ^{90}Sr شامل چشمه‌هایی برای درمان بعضی بیماری‌های چشمی و پوستی است. یکی از مهم‌ترین کاربردهای ^{90}Sr ، استفاده به‌عنوان منبع انرژی ایزوتوپی در کاربردهای پژوهشی مختلف از جمله مولدهای ترموالکتریک رادیوایزوتوپی (RTG)^۱ یا سامانه‌هایی برای وسایل برق کمکی هسته‌ای (SNAP)^۲ برای تأمین برق ایستگاه‌های دورافتاده هواشناسی، هدایت شناورها و ماهواره‌ها است.

^۱. Radioisotope thermoelectric generators

^۲. Systems for nuclear auxiliary power

شکل ۱۰-۳ یک نوع روسی از مولدهای ترموالکتریک رادیوایزوتوپی موسوم به RITEG^۱ گنجانده شده در یک مخزن حمل و نقل را نشان می‌دهد.

بزرگ‌ترین چشمه ^{90}Sr و بزرگ‌ترین منبع بالقوه ماده پسماند، سوخت هسته‌ای مصرف شده تجاری است. اغلب پسماند تولید شده در نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای حاوی مقداری ^{90}Sr هستند، هرچند که سایر هسته‌های پرتوزا (مثل ^{137}Cs) معمولاً متداول‌ترند و عموماً مشخصه‌های پسماند را تعیین می‌کنند. پسماندهایی که حاوی ^{90}Sr هستند شامل هر دو نوع پسماندهای تر و خشک، نظیر رزین‌های تبادل یون مصرف شده، لجن فیلتر، بسته‌های فیلتر، رسوبات تبخیرکننده، زباله تراکم پذیر و تراکم ناپذیر و اجزای تابش دیده می‌باشند. کسر کوچک‌تری از پسماندهای دارای ^{90}Sr از کاربردهای صنعتی، مؤسساتی و پزشکی تولید می‌شوند.

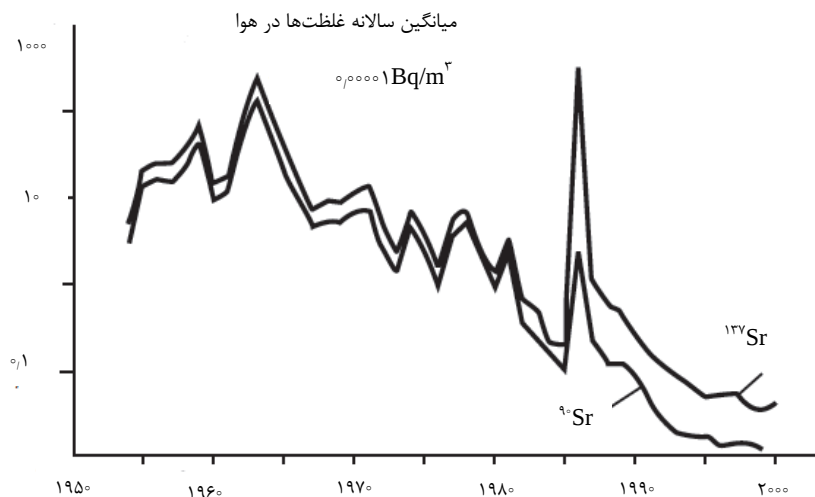
^{90}Sr ، در نتیجه ریزش پرتوزای ناشی از آزمایش‌های سابق سلاح‌های هسته‌ای در جو، در سرتاسر جهان در خاک سطحی یافت شده است. متوسط غلظت ^{90}Sr در خاک سطحی در حدود ۴ mBq/g، (۰/۱ pCi/g) است. شکل ۱۰-۴ متوسط غلظت‌های سالانه ^{90}Sr (و ^{137}Cs) در هوا را نشان می‌دهد. این داده‌ها از رخدادهای هسته‌ای اصلی پیروی می‌کنند. نسبت غلظتی $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ در محصولات انفجارهای هسته‌ای تقریباً ۱/۷ و در محصولات حادثه چرنوبیل در حدود ۱۰ است. استرانسیم در آب خیلی محلول است و به آسانی با باران و آب زیر زمینی به اعماق خاک نفوذ کرده و به ذرات خاک می‌چسبد. مقدار آن در خاک‌های شنی به‌طور معمول ۱۵ برابر بزرگ‌تر از آب است و نسبت‌های غلظتی آن در خاک رس بالاتر است. ^{90}Sr توسط گیاهان از طریق ریشه جذب شده و این راه اصلی برای ورود استرانسیم به زنجیره غذایی است. ۳۰ تا ۴۰ درصد استرانسیم بلعیده شده، جذب سامانه گردش خون می‌شود. جذب آن در کودکان در اولین سال حیات، حدود ۶۰٪ بیشتر است. استرانسیم مانند کلسیم رفتار می‌کند و ۱۵٪ مقداری که وارد گردش خون شده، در استخوان ذخیره می‌شود و باقی‌مانده به بافت نرم می‌رود. نیمه‌عمر زیستی استرانسیم باقی‌مانده در بدن در حدود ۳۰ روز است.

وقتی ^{90}Sr بلعیده شود، در بافت استخوانی تجمع می‌کند. از آنجا که این نواحی نزدیک مغز استخوان تولید کننده خون است، یکی از مشکلات بهداشتی اصلی در ارتباط با آلودگی ^{90}Sr ، کاهش تولید گلبول‌های خون می‌باشد. مخاطرات دیگر شامل امکان سرطان استخوان است.

¹. Russian type of RTG



شکل ۱۰-۳. نمایی از یک مولد ترموالکتریک رادیوایزوتوپی مصرف شده در یک مخزن انتقال.



شکل ۱۰-۴. داده‌های ریزش پرتوزا برای ^{137}Sr و ^{90}Sr در اتحاد شوروی سابق.

۱۰-۵ سزیم-۱۳۷

سزیم طبیعی، ^{133}Cs کاملاً غیرپرتوزا است. منبع طبیعی که بزرگ‌ترین مقدار سزیم را تأمین می‌کند، ماده معدنی کمیاب پولوسیت است. سنگ معدن پولوسیت، در ایالات مین و داکوتای جنوبی در ایالات متحده یافت شده و حاوی حدود ۱۳٪ از Cs_2O است. سزیم پایدار در حد کمتری در خاک موجود است.

۱۱ ایزوتوپ پرتوزای اصلی برای سزیم وجود دارد ولی فقط سه‌تای آنها دارای نیمه‌عمرهای نسبتاً بلندتری هستند: ^{134}Cs ، ^{135}Cs و ^{137}Cs . هر یک از اینها با تابش یک ذره بتا واپاشی می‌کنند و نیمه‌عمرهای آنها بین ۲ سال تا ۳ میلیون سال است (جدول ۲-۲)، در حالی که نیمه‌عمر سایر ایزوتوپ‌های سزیم کمتر از دو هفته است. ^{134}Cs ، ^{135}Cs و ^{137}Cs به وسیله شکافت هسته‌ای تولید می‌شوند. ^{137}Cs با راندمانی نسبتاً بالا، در حدود ۶۲٪ تولید می‌گردد.

^{137}Cs دارای نیمه‌عمر ۳۰۱۷ سال است و یک تا دو ذره بتای پرنرژی تابش می‌کند. شکل (۱۰-۵) واپاشی ^{137}Cs را نشان می‌دهد. تقریباً ۸۵٪ کل واپاشی ^{137}Cs به صورت صدور تابش گاما با انرژی ۰٫۶۶۲ MeV می‌باشد.

^{137}Cs به علت نیمه‌عمر طولانی‌اش دارای کاربردهای پزشکی و صنعتی مهمی است. اشعه گامای $^{137\text{m}}\text{Ba}$ در تعادل با ^{137}Cs برای استریلیزه کردن وسایل پزشکی، پاکت مقوایی شیر و پرتودهی غذا به کار می‌رود. از جمله کاربردهای صنعتی ^{137}Cs شامل موارد زیر است: تولید لوله پلاستیکی

انقباضی (پلاستیک تابش دیده تمایل دارد پس از دیدن حرارت منقبض شود)، رادیوگرافی برای بازرسی ریخته گری فلز و جوشکاری برای مشاهده درز و ترک و نقایص در مواد (مثل ترک‌ها در لوله‌های فولادی)، سنجش‌های اندازه‌گیری با پرتوایی برای تعیین ضخامت‌های مایع یا جامد (مثل اندازه‌گیری ورق فولادی خودرو)، آمایش لجن فاضلاب برای نابودی باکتری‌ها و ویروس‌ها، و رادیوتراپی برای از بین بردن بافت سرطانی.

بزرگ‌ترین منبع ^{137}Cs و ماده پسماند بالقوه آن، ناشی از کارکرد راکتور هسته‌ای است. ^{137}Cs ، هسته پرتوزای اصلی در سوخت مصرف شده هسته‌ای و پسماند با پرتوایی سطح بالا، و همچنین در پسماندهای پرتوایی که با کارکرد راکتورهای هسته‌ای پدید می‌آیند و نیز تأسیسات بازآوری سوخت است. مقدار کمتری از پسماند دارای ^{137}Cs نیز در تأسیسات پزشکی، دانشگاهی یا تجاری حاصل می‌شوند. رزین‌های تبادل یون مورد استفاده در تصفیه آب خنک کننده در نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای اغلب حاوی مقادیر بزرگی از ^{137}Cs هستند. ^{137}Cs با آمایش بالای زمینی سلاح‌های هسته‌ای، در اواخر سال‌های ۱۹۵۰ و اوایل سال‌های ۱۹۶۰ در استراتوسفر^۱ منتشر شده‌اند و به‌صورت بارش‌های پرتوزا در زمین ذخیره شده‌اند (شکل ۱۰-۴). با حادثه چرنوبیل مقایسه‌ای جالب بین Cs و Sr انجام شد. تا وقتی که بازده شکافت و چگالی بار آنها مشابه‌اند، موجودی آنها در قلب راکتور همسان خواهد بود. با این وجود در حین ذوب شدن قلب راکتور، سزیم به‌علت فراریت بیشتر از استرانسیم که دیر گداز است، جدا می‌شوند. در پی بارش پرتوزا در مناطقی دور از راکتور (مثل بریتانیا)، میزان Sr کمتر از Cs بوده درحالی‌که در خرابه‌های راکتور میزان Sr فراتر از Cs بود. سزیم، عنصری بسیار الکتروپوزیتیو^۲ و قلیایی است و بنابراین آسان‌تر از سایر عناصر، الکترون لایه ظرفیت را از دست داده و تقریباً با همه آنیون‌های معدنی و آلی تشکیل پیوندهای یونی و الکتروالانس^۳ می‌دهد.

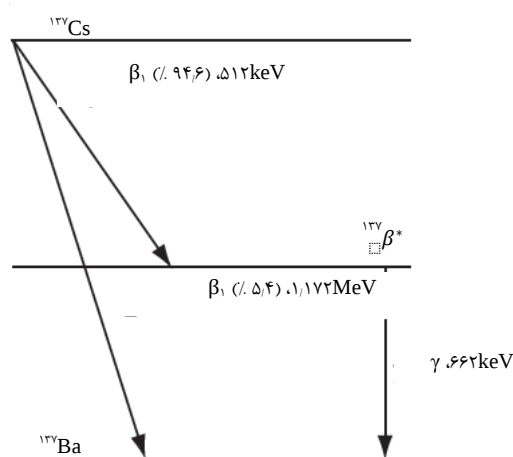
ترکیبات شیمیایی معمول ^{137}Cs ، در آب محلول‌اند و به آسانی با آب در زمین جابه‌جا می‌شوند. با این وصف، سزیم یکی از فلزات کم تحرک در محیط‌زیست است. این عنصر ترجیحاً به خاک، به‌ویژه خاک‌رس می‌چسبد، و غلظت آن در ذرات خاک شنی ۲۸۰ برابر بزرگ‌تر از آب داخل شبکه است و نسبت‌های غلظتی آن در خاک‌رس و رس شنی خیلی بزرگ‌تر (حدود ۲۰۰۰ تا بیش از ۴۰۰۰ برابر) است.

^۱. Stratosphere

^۲. Electropositive

^۳. Electrovalent

جذب سزیم به وسیله انسان در ابتدا از طریق دستگاه گوارش انجام می‌شود. سزیم و پتاسیم دارای خواص شیمیایی مشابهی هستند زیرا هر دو فلز قلیایی‌اند. یکی از مشکلات همراه با سزیم، اثر بالقوه آن بر مقادیر پتاسیم در بدن، علاوه بر اثرات پرتوی آن بر بافت‌های مختلف بدن است. اساساً کل سزیم گوارش شده، از طریق روده جذب جریان خون می‌شود. سزیم به علت جرم زیادش تمایل دارد که در ماهیچه‌ها تجمع یابد. مثل پتاسیم، سزیم نسبتاً به سرعت از بدن دفع می‌شود: ۱۰٪ آن با نیمه عمر زیستی ۲ روز دفع می‌شود، و بقیه با نیمه عمر زیستی حدود ۱۱۰ روز بدن را ترک می‌کنند. ^{137}Cs بدنام شده است و دلیل آن حادثه‌ای است که با چشمه پرتوزای مصرف شده در گویانیا در جنوب مرکزی برزیل در ۱۹۸۷ رخ داد و در آن حادثه یک محفظه سربی حاوی ^{137}Cs از ۱۴۰۰ Ci باز شد و طی آن دومین سانحه بزرگ هسته‌ای بعد از چرنوبیل به وقوع پیوست (جدول ۹-۱۵).



شکل ۱۰-۵. طرحی از واپاشی ^{137}Cs .

مراجع

- Ames, L. L., & Rai, D. (1978). Radionuclide Interaction with Soil and Rock Media (Vol. 1, 520/6-78-007-a). Environmental Protection Agency, USA.
- Gracheva, L. M., & Korolev, V. G. (1977). Genetic Effects of the Decay of Radionuclides in Cells. Moscow: Atomizdat.
- IAEA. (1987). Tritium in some typical ecosystems. TRS-207, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1988). The Radiological Accident in Goiania. Vienna: IAEA.
- IAEA. (2002). Radiation synthesis and modification of polymers for biomedical applications.
- TECDOC-1324, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Labelling techniques of biomolecules for targeted radiotherapy. TECDOC-1359, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Radiation processing for safe, shelf-stable and ready-to-eat food. TECDOC-1337, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Management of waste containing tritium and carbon-14. TRS-421, IAEA, Vienna.
- Idaho National Engineering Laboratory. (1996). Selected radionuclides important to lowlevel radioactive waste management. DOE/LLW-238, Idaho National Engineering Laboratory, Idaho Falls, Idaho 83415.
- Lederer, C. M., Hollander, J. M., & Perlman, I. (1967). Table of Isotopes (6th ed.). John Wiley & Sons.
- Lindsay, W. L. (1979). Chemical Equilibria in Soils. New York: John Wiley & Sons.
- Makhon'ko, K. P., & Kim, V. M. (2002). Dynamics of air, soil and water contamination by technogenic radionuclides on the territory of the USSR and Russia in 1954–2000. Atomic Energy, 92, 421–429.
- Sheppard, M. I., Beals, D. I., Thibault, D. H., & O'Connor, P. (1984). Soil nuclide distribution coefficients and their statistical distribution (Report AECL-8364). Atomic Energy of Canada Limited.
- Shultz, V., & Wicker, F. W. (1982). Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Boca Raton, Florida: CRT Press Inc.
- Stewart, D. C. (1985). Data for Radioactive Waste Management and Nuclear Applications. John Wiley & Sons.
- Wang, Y. (Ed.). (1969). Handbook of Radioactive Nuclides. Cleveland, OH: The Chemical Rubber Co.

فصل یازدهم

هسته‌های پرتوزای پسماند عمر - طولانی

۱-۱۱ مقدمه

پسماند دارای عمر طولانی شامل سطوح مهمی از هسته‌های پرتوزا با نیمه‌عمرهای بزرگ‌تر از ۳۰/۲ سال است. شکل ۱-۱۱، واپاشی هسته‌های پرتوزا در پسماند با پرتوزایی سطح بالا را نشان می‌دهد و بیانگر این است که با گذر زمان، پرتوزایی هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی غالب می‌شود. پسماندهای پرتوزای ناشی از ساخت سوخت، کارکرد راکتور هسته‌ای و از کاراندازی تأسیسات نیز می‌تواند حاوی هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی باشد. مهمترین هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی در پسماند پرتوزا عبارتند از : ^{14}C ، ^{99}Tc ، ^{129}I ، ^{242}Pu و ^{238}Pu و ^{239}Pu و ^{240}Pu و ^{241}Pu و ^{242}Pu و ^{237}Np .

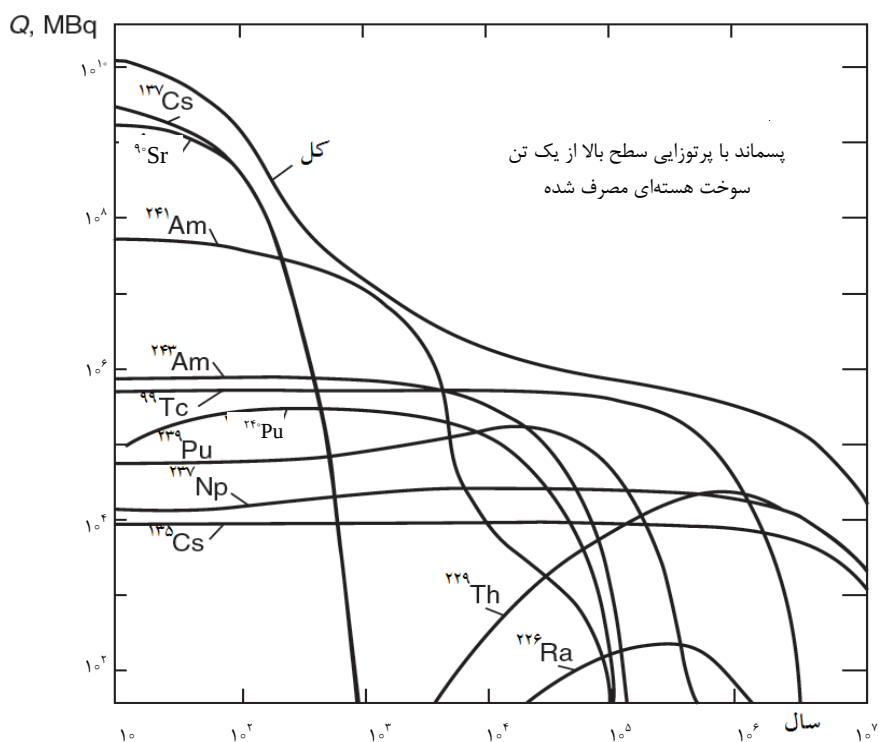
۱۱-۲ کربن-۱۴

^{14}C یک هسته پرتوزای طبیعی است. قبل از تخریب مصنوعی سطح طبیعی ^{14}C با سوزاندن سوخت‌های فسیلی و آزمایش بمب‌های هسته‌ای در جو، این هسته‌های پرتوزا در طبیعت

فقط توسط تابش‌های کیهانی برخورد کننده به جو تولید می‌شدند. تقریباً کل ^{14}C در طبیعت با واکنش زیر تولید شده‌اند:



انفجارهای اتمی ^{14}C را از طریق واکنش‌هایی مشابه تولید می‌کند. شکافت هسته‌ای در راکتور تأمین کننده تعداد زیادی نوترون است، که سبب فعال‌سازی نوترونی مواد راکتور مانند مواد سازه‌ای، خنک‌کننده، کندکننده، سوخت، گازها و ناخالصی‌ها می‌شود.



شکل ۱-۱۱. پرتوزایی هسته‌های پرتوزا در پسماند با پرتوزایی سطح بالای حاصل از بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده با زمان، پس از بازفرآوری.

موجودی ^{14}C طبیعی در زمین در حدود $44/2$ تن برآورد می‌شود که این مقدار را باید به $1/3$ تن، که ناشی از آزمایشات بمب‌های هسته‌ای است افزود. به‌عنوان یک هسته پرتوزای طبیعی، از ^{14}C

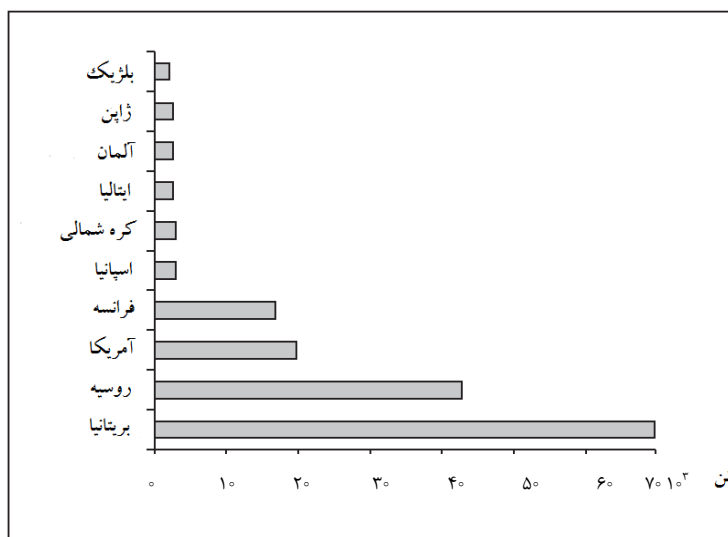
می‌توان برای تعیین عمر تاریخی و سن مصنوعات باستانی خاص که دارای منشاء زیستی با قدمت حدود ۵۰,۰۰۰ سال هستند استفاده کرد. نسبت ^{12}C به ^{14}C پایدار به ^{14}C در هوا و در همه موجودات زنده در هر زمان معینی تقریباً ثابت است، اگر چه تولید اخیر ^{14}C بواسطه آزمایش سلاح‌ها، وضعیت را پیچیده کرده است. به محض اینکه یک موجود زنده می‌میرد، جذب کربن جدید در آن متوقف می‌شود و این امر نسبت ^{12}C به ^{14}C را مغشوش می‌نماید. با آزمایش نسبت ^{12}C به ^{14}C در موجود مرده و مقایسه آن با این نسبت در یک موجود زنده، این امکان وجود دارد که با استفاده از این فرمول سن آن را تعیین نماییم:

$$t = 1/44T_{1/2} \ln\left(\frac{N_0}{N_f}\right) \quad (2-11)$$

که نسبت ^{14}C در نمونه در مقایسه با مقدارش در بافت زنده است، و $T_{1/2}$ نیمه‌عمر ^{14}C است.

پسماندهای قابل دفن دارای ^{14}C شامل گرافیت پرتودیده راکتور، فلزات فعال شده در راکتور، چشمه‌های پرتوزای بسته و لاشه‌های حیوانی حاصل از آزمایشگاه‌های تحقیقاتی (پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط معمول) هستند. موجودی جهانی پسماندهای گرافیتی پرتودیده، ۱۶۰,۰۰۰ تن را شامل می‌شود. (شکل ۲-۱۱).

مقادیر قابل ملاحظه‌ای پسماند گرافیتی با پرتوزایی سطح بالا حاوی اجزای سوخت و محصولات شکافت، طی کارکرد راکتورهای اورانیم-گرافیت گردآوری شده‌اند. بریتانیا دارای سهمی بزرگ در تولید این پسماند از راکتورهای ماگنوکس با کند کننده-گرافیت و راکتورهای AGR است که دوره کاری آنها متأثر از قرارگیری طولانی مدت گرافیت در برابر آسیب نوترون‌های سریع و اکسیداسیون پرتوکافت است. میزان ^{14}C در گرافیت راکتور بعد از استفاده، می‌تواند به بزرگی ۱٪ وزنی باشد، و معضلی هم‌چون ^{14}C به‌خصوص در سامانه‌های آبی زیرزمینی و در جو به شکل گاز CO_2 قادر است سیار باشد. به‌عنوان یک نشرکننده بتا، ^{14}C خطری داخلی برای انسان است و از طریق تنفس یا بلع وارد بدن انسان می‌شود. ^{14}C به ^{14}N واپاشی کرده و یک ذره بتا با حداکثر انرژی ۱۵۶ KeV و انرژی متوسط ۴۹/۵ KeV تابش می‌کند. گزینه‌های مدیریت پسماند گرافیت شامل بسته‌بندی پسماند گرافیتی بی‌تحرك نشده با دفن مستقیم و متوالی بسته‌های پسماند و بی‌تحرك‌سازی پسماند گرافیتی (اغلب سوزاندن) با تثبیت و دفن خاکستر بی‌تحرك شده زباله‌سوز است.



شکل ۱۱-۲. گرافیت هسته‌ای در جهان (برحسب هزار تن).

۱۱-۳ تکنسیم-۹۹

^{99}Tc به وسیله شکافت U و Pu تولید می‌شود و یک هسته پرتوزای کلیدی در سوخت هسته‌ای مصرف شده و پسماند با پرتوزایی سطح بالا است. مقادیر اندک ^{99}Tc نیز می‌تواند در پسماند حاصل از آزمایشگاه‌های طبی و مؤسسه‌های دانشگاهی وجود داشته باشد. اساساً کل تکنسیم موجود در زمین، به واسطه فعالیت‌های بشر که در آن از مواد شکافت‌پذیر استفاده شده، تولید گردیده است. نام تکنسیم از یونان و از واژه تکنوس به معنی مصنوعی گرفته شده است، و این عنصر اولین بار در ۱۹۳۷ با بمباران مولیبدن با دوترون‌ها در یک سیکلوترون تهیه شده است. تخمین زده می‌شود که مقداری فوق‌العاده کوچک از ^{99}Tc ، به‌طور طبیعی در واکنش‌های هسته‌ای زیرزمینی در کشور گابن در آفریقا که در حدود ۱/۹ میلیارد سال پیش رخ داده، تولید شده است. این پدیده به‌دلیل غلظت‌های بالاتر ^{235}U که در آن زمان مهیا بوده، رخ داده است. غلظت فعلی ^{235}U (حدود ۰/۷۲٪)، برای انجام واکنش‌های شکافت هسته‌ای پایدار، کافی نیست.

ایزوتوپ‌های پایداری برای تکنسیم وجود ندارد. از ۱۰ ایزوتوپ پرتوزای اصلی، سه تا ^{97}Tc ، ^{98}Tc و ^{99}Tc دارای نیمه‌عمرهای طولانی هستند. نیمه‌عمرهای سایر ایزوتوپ‌ها کمتر از ۹۰ روز هستند. فقط ^{99}Tc در مقادیر کافی تولید می‌شود و از لحاظ محیط‌زیست دارای اهمیت است. ^{99}Tc با تابش یک ذره بتا واپاشی کرده و ایزوتوپ پایدار ^{99}Ru را ایجاد می‌کند. نیمه‌عمر بسیار طولانی ^{99}Tc (2.13×10^5 سال، جدول ۲-۲)، مخاطرات پرتوزایی آن را محدود می‌کند. هسته پرتوزای

نیمه‌پایدار و دارای عمر کوتاه ^{99m}Tc (حالتی ایزومری از ^{99}Tc) با نیمه‌عمری در حدود ۶ ساعت، به‌طور گسترده در دستورالعمل‌های تشخیصی پزشکی کاربرد دارد. ^{99m}Tc یک محصول واپاشی ^{99}Mo است که دارای نیمه‌عمر ۶۶ ساعت بوده و با تابش یک ذره بتا واپاشی می‌کند. هم ^{99}Tc و هم ^{99}Mo محصولات شکافت با راندمانی نسبتاً بالا در حد ۶٪ هستند. ^{99m}Tc معمولاً در پزشکی هسته‌ای به‌عنوان ردیاب پرتوزا مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این کاربرد، هسته پرتوزا به‌طور شیمیایی به یک دارو که میل به تجمع در اندام‌های خاصی در بدن دارد، وصل شده و سپس محلول به بدن بیمار تزریق می‌گردد. بعد از زمانی کوتاه، توسط یک دتکتور حساس به پرتو، تصاویری برای بررسی جمع‌آوری می‌شود. این فن در شناسایی متاستازهای^۱ سرطانی در نواحی دور از تومورهای اولیه مفید است.

تکنسیم یا به شکل پرتکتات، آنیون‌های TcO_4^- ، یا به‌صورت یک کاتیون ساده Tc^{+4} وجود دارد. ^{99}Tc به‌علت ریزش‌های پرتوزای ناشی از آزمایش‌های سابق سلاح‌های هسته‌ای در جو، در خاک وجود دارد. غلظت‌های برآورد شده آن در خاک سطحی در حدود ۱ pCi/kg است. ^{99}Tc در محیط‌زیست، به‌ویژه تحت شرایط هوای وقتی اکسیژن موجود است، به‌شدت سیار است. اکثر ترکیبات تکنسیم به‌خوبی به ذرات خاک متصل نمی‌شوند. برآورد شده است که غلظت آن در ذرات خاک شنی، ۱٪ مقدارش در آب درون شبکه بلوری است، هرچند که تکنسیم با غلظت‌هایی ۱۰ برابر بزرگ‌تر و با پیوندهایی محکم‌تر به خاک‌های رسی متصل می‌شود. ^{99}Tc در بریتانیا به‌وسیله تأسیسات BNFL در دریا تخلیه می‌شده است ولی امروزه این کار ممنوع شده است. فرایندی جدید که از تترافنیل فسفونیوم برومید استفاده می‌کند، ^{99}Tc را از پسماندهای آبی به‌صورت TcO_4^- جدا می‌کند. چون TcO_4^- در آب زیرزمینی خیلی سیار است و به‌دلیل این که ^{99}Tc دارای نیمه‌عمر طولانی است، دفن آن خطری بالقوه و دراز مدت برای عموم است. در حال حاضر هیچ فرم پسماند برای TcO_4^- وجود ندارد.

شکل‌های کاهش یافته تکنسیم در محیط‌زیست سیار نمی‌باشد. TcO_4^- براحتی پس از بلع یا تنفس، از روده‌ها و شش‌ها جذب می‌شود و حدود ۵۰ تا ۸۰ درصد مقدار بلعیده شده به داخل جریان خون منتقل می‌شود. حدود ۴٪ از TcO_4^- در تیروئید ذخیره می‌شود که در آنجا با نیمه‌عمر زیستی ۵۰ روز نگهداری می‌گردد. دو اندام دیگر که این ایزوتوپ در آنها توزیع می‌شود، دیواره معده (۱۰٪) و جگر (۳٪) هستند. کل مقداری که وارد جریان خون می‌شود به‌طور یکنواخت در سرتاسر سایر اندام‌ها و بافت‌ها با زمان ماند کوتاه توزیع می‌شود. برای تکنسیم‌ی که در اندام‌هایی

¹. Metastases

بغیر از تیروئید توزیع شده‌اند، حدود ۷۵٪ آن با نیمه‌عمر زیستی ۱/۶ روز، و ۲۰٪ آن با نیمه‌عمر ۳/۷ روز و ۵٪ آن با نیمه‌عمر ۲۲ روز بدن را ترک می‌کنند. چون که ^{99}Tc یک تابش‌کننده بتا با حداکثر انرژی ۲۹۳ keV است، خطر داخلی آن برای انسان‌ها بزرگ‌تر از خطر خارجی آن است. راه اصلی ورود ^{99}Tc به بدن انسان از طریق بلع است.

۱۱-۴-۱۲۹

ید در طبیعت بیشتر بشکل ^{127}I پایدار، به‌صورت یون‌های ید وجود دارد و تنها به این شکل وارد بدن انسان می‌شود. هسته پرتوزای دارای عمر طولانی ^{129}I در طبیعت در غلظت‌های خیلی کم وجود دارد. بهره‌شکافت برای ^{129}I در حدود ۱٪ و بهره‌ ^{131}I نزدیک به ۳٪ است. ^{131}I دارای نیمه‌عمری کوتاه (۸ روز) است و عموماً ایزوتوپی نیست که برای طبیعت مورد توجه باشد. در طبیعت، ^{129}I به‌وسیله‌ شکافت خودبه‌خودی اورانیم در لیتوسفر^۱ و هیدروسفر^۲ و نیز توسط برهم‌کنش‌های ذرات اشعه‌ کیهانی با زنون در جو پدید می‌آید. موجودی کل آن در حدود TBq ۳۲۶/۸ است. به این موجودی در حدود TBq ۳/۳ به‌وسیله‌ آزمایش‌های سابق سلاح‌های هسته‌ای در جو، افزوده شده است. حادثه چرنوبیل باعث افزایش MBq ۷/۱ دیگر به آن گردید. ^{129}I موجود در خاک در سراسر جهان ناشی از ریزش پرتوزای نشأت گرفته از آزمایش‌های سابق سلاح‌های هسته‌ای در جو است و یکی از سیارترین هسته‌های پرتوزا می‌باشد.

^{129}I با تابش یک ذره بتا واپاشی می‌کند. دارای نیمه‌عمری در حدود ۱۵/۷ میلیون سال (جدول ۲-۲) است؛ نیمه‌عمرهای کلیه هسته‌های پرتوزای دیگر ید کمتر از ۶۰ روز است. نیمه‌عمر طولانی ^{129}I همراه با انرژی کم ذره بتا و حداقل تابش گامای آن، خطر رادیولوژیکی آن را کاهش می‌دهد. ^{131}I برای تعدادی از دستور کارهای پزشکی شامل پایش و ردیابی جریان تیروکسین از تیروئید استفاده می‌شود. با نیمه‌عمر کوتاه ۸ روزه‌اش، اساساً در کمتر از ۳ ماه محو می‌شود. ^{129}I دارای هیچ مصرف تجاری مهمی نیست. ید در طبیعت در مواد مختلفی مثل خاک، سنگ و همه موجودات زنده در غلظت‌های کم وجود دارد. ید توسط جلبک دریایی و اسفنج جذب می‌شود و در شوره (نیترا پتاسیم) شیلی و آب شور موجود در ذخایر معدنی نمک یافت می‌شود. نسبت ^{127}I پایدار به ^{129}I پرتوزا در محیط‌زیست بیش از 10^7 به ۱ است. بدن انسان دارای mg ۲۰-۱۰ ید است که بیش از ۹۰٪ آن در غده تیروئید جای می‌گیرد.

^۱. Lithosphere

^۲. Hydrosphere

چون ^{129}I در اصل یک نشر کنندهٔ بتا با حداکثر انرژی 150 MeV است، نشان می‌دهد که خطر داخلی آن برای انسان‌ها بزرگ‌تر از خطر خارجی آن است. راه اصلی که ^{129}I وارد بدن می‌شود از طریق بلع است. ید پرتوزا چنانچه استنشاق یا بلعیده شود، بیشتر آن در مایعات بدن حل شده و به حرکت در آمده و در تیروئید تجمع می‌یابد. ترخیص از تیروئید، وابسته به سن است، با نیمه‌عمرهای زیستی از ۱۱ روز در اطفال تا ۲۳ روز در یک بچه ۵ ساله و ۸۰ روز در بزرگسالان. ذره کم انرژی بتا ممکن است تیروئید را تا حد ایجاد سرطان تیروئید در معرض تابش قرار دهد. ید برای تثبیت کردن، یک هسته پرتوزای مشکل است و با فنون معمول مهار شدنی نمی‌باشد. دارای انحلال‌پذیری اندک در فرم‌های پسماند شیشه‌ای است و در دماهای فرآوری مورد استفاده برای شیشه‌ای کردن پسماند، فرار است (فصل ۱۷ را ببینید). همه آنیون‌های هالوژنی، در آب موجود در خلل و فرج سیمان خیلی محلولند که باعث پایداری اندکی در هر نوع پسماند تثبیت شده با سیمان حاوی آنها می‌شود. به‌علاوه، ید در آب زیرزمینی به‌شدت محلول و سیار است.

۱۱-۵ پلوتونیم

همه پلوتونیم موجود در زمین، طی ۶ دههٔ گذشته با فعالیت‌های انسان در زمینهٔ مواد شکافت‌پذیر پدید آمده‌اند. چندین نوع ایزوتوپ پلوتونیم وجود دارد که همگی آنها پرتوزا هستند. همان‌طور که در دنباله اکتینیدها معمول است، Pu دارای حالت اکسیداسیون متغیری است و در ساختارهای کریستالی با شکل‌های هندسی متفاوت و پیچیده‌ای ظاهر می‌شود. به استثناء ^{241}Pu ، ایزوتوپ‌های پلوتونیم با تابش یک ذره آلفا واپاشی می‌کنند. ^{241}Pu با تابش یک ذره کم انرژی بتا واپاشی کرده و ^{241}Am می‌کند که یک هستهٔ پرتوزای تابش‌کنندهٔ آلفا با نیمه‌عمر 430 سال است که از والد پلوتونیومی خودش، سمیت پرتوی بسیار بیشتری دارد. حداکثر فعالیت پرتوی ^{241}Am که 73 سال بعد رخ می‌دهد در حدود 3% فعالیت پرتوی اولیه ^{241}Pu است.

پلوتونیم در ابتدا در مقادیر زیاد برای تولید بمب‌های اتمی تولید شد، و این تولید در طول جنگ سرد در سطح بالایی ادامه یافت. وقتی هستهٔ اتم اورانیم یک یا تعداد بیشتری نوترون جذب کند پلوتونیم تشکیل می‌شود. این فرایند در راکتورهای اتمی رخ می‌دهد و در اصل شامل تبدیل ^{238}U به پلوتونیم است. مقادیر فوق‌العاده کوچک پلوتونیم، به‌طور طبیعی در واکنش‌های هسته‌ای زیرزمینی خودکفا که حدود $1/9$ میلیارد سال پیش در گابن در آفریقا رخ داد، تولید شده است. ^{239}Pu در سلاح‌های هسته‌ای و تولید انرژی هسته‌ای استفاده می‌شود. شکافت ^{235}U در راکتور یک نیروگاه انرژی هسته‌ای، ایجاد دو یا سه نوترون می‌کند و این نوترون‌ها می‌توانند به‌وسیلهٔ ^{238}U جذب شده و تولید ^{239}Pu و دیگر ایزوتوپ‌ها نمایند. ^{239}Pu همچنین می‌تواند نوترون‌ها را جذب

کرده و همراه با ^{235}U شکافت انجام دهد. شکافت پلوتونیم، یک سوم کل انرژی تولید شده در یک نیروگاه تجاری انرژی هسته‌ای معمول را تهیه می‌کند. ^{238}Pu به‌عنوان ماده‌ای برای چشمه‌های پرتوزای بسته مورد استفاده قرار می‌گیرد. چشمه‌های پرتوزای بسته در بسیاری کاربردها از جمله بسیاری از مکان‌هایی که توسط تعداد کمی کاربر اداره می‌شوند، استفاده می‌گردد. ^{238}Pu همچنین به‌عنوان منبع گرمایی (شکل ۱۱-۳) و در ژنراتورهای گرمایی پرتوزا برای تولید برق برای فضاپیماهای بدون سرنشین و برای کاوش‌های بین سیاره‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد.

ایالات متحده آمریکا بین سال‌های ۱۹۴۴ و ۱۹۹۴، حدود ۱۱۰,۰۰۰ کیلوگرم پلوتونیم، بازیافت کرده یا به دست آورده است، که حدود ۱۰۰,۰۰۰ کیلوگرم از آن در فهرست موجودی باقی‌مانده است. از این مقدار، بیش از ۸۰٪ آن به شکل پلوتونیم با درجه‌بندی سلاح، عمدتاً ^{239}Pu است.

آزمایش‌های جوی سلاح‌های هسته‌ای که از سال ۱۹۸۰ متوقف شد، بخش اعظم پلوتونیم زیست محیطی را پدید آورده است. طی این آزمایش‌ها در حدود ۱۰,۰۰۰ کیلوگرم پلوتونیم در جو منتشر گردید. متوسط مقادیر پلوتونیم در خاک سطحی ناشی از ریزش‌های پرتوزا در محدوده ۰/۱ تا ۰/۱ pCi/g قرار دارد. حوادث و سایر منابع رهاسازی از تأسیسات تولید سلاح، سبب آلودگی متمرکز بزرگ‌تری شده است.



شکل ۱۱-۳. ژنراتور گرمایی پرتوزا حاوی ^{238}Pu .

متداول‌ترین شکل پلوتونیم در محیط‌زیست، اکسید پلوتونیم است و به شکل پودر اکسیدی است که اکثر Pu آن طی بازآوری یا تولید نظامی انبار شده است. پلوتونیم به‌طور معمول نامحلول است. به‌شدت به ذرات خاک چسبیده و تمایل دارد به صورت اکسید، در چند سانتیمتر فوقانی خاک باقی بماند. در سامانه‌های آبی، پلوتونیم تمایل دارد ته نشین شده و به‌شدت به رسوبات بچسبد و دوباره در لایه‌های فوقانی جای گیرد. به‌طور معمول یک قسمت از هر ۲۰۰۰ قسمت پلوتونیم در رسوب یا خاک، در محلول باقی می‌ماند. کسر کوچکی از پلوتونیم در خاک قادر است با توجه به شکل شیمیایی آن، از طریق فرایندهای شیمیایی یا زیستی محلول باشد. وقتی پلوتونیم استنشاق شود، کسر مهمی از آن می‌تواند با توجه به انحلال‌پذیری ترکیب، از شش‌ها و از راه خون به سایر اندام‌ها راه یابد. بخش کوچکی (تقریباً ۰.۵٪) از پلوتونیم پس از هضم، از طریق مسیرهای مربوط به معده و روده جذب می‌شود، اما قسمت کمتری نیز از راه پوست، پس از تماس جلدی جذب می‌گردد. بعد از ترک روده یا شش، حدود ۱۰٪ آن از بدن خارج می‌شود، و باقی‌مانده وارد جریان خون شده و تقریباً به‌طور یکسان در کبد و اسکلت، یعنی جایی که برای دوره‌های طولانی پایدار می‌شود، به‌ترتیب با نیمه‌عمرهای پایداری زیستی حدود ۲۰ و ۵۰ سال ذخیره می‌شوند. مقدار ذخیره شده در کبد و اسکلت وابسته به سن فرد است و جذب آن در کبد با افزایش سن، زیاد می‌شود. پلوتونیم در اسکلت، در سطوح استخوان‌ها ذخیره شده و با گذر زمان، به آهستگی در سراسر حجم بافت معدنی استخوان توزیع می‌شود. پلوتونیم فقط وقتی وارد بدن شود، دارای خطر بهداشتی است زیرا همه ایزوتوپ‌های آن به جز ^{241}Pu با تابش یک ذره آلفا واپاشی می‌کنند و ذره بتای نشر شده به‌وسیله ^{241}Pu ، کم انرژی است. خطر بلع شکل‌های متداول پلوتونیم خیلی کمتر از خطر استنشاق آن است زیرا جذب در بدن بعد از بلعیدن کاملاً پایین است. گزینه‌های موجود برای Pu نظامی به‌جای مانده از جنگ سرد، که صدها تن از آن در آمریکا، روسیه و بریتانیا انباشته شده، شامل استفاده مجدد آن در سوخت MOX یا سوخت‌های بافت بی اثر است یا به‌خصوص اگر با سایر مواد آلوده شده باشد، تثبیت آن در میزبان‌های مختلف سرامیکی بلوری می‌باشد (فصل ۱۸).

۱۱-۶ نپتونیم-۲۳۷

^{237}Np در اصل یک نوکلید مصنوعی است، با این وجود مقادیر اندکی از آن در طبیعت وجود دارد (همانطور که برای Tc و Pu وجود داشت)، که ناشی از پرتوگیری سنگ معدن اورانیم با نوترون‌هایی است که به‌طور طبیعی ایجاد می‌شوند. ^{237}Np دارای طولانی‌ترین عمر در بین ایزوتوپ‌های نپتونیم است که همگی پرتوزا هستند. ^{237}Np با تابش ذره آلفا، به ^{233}Pa واپاشی

می‌کند که نیز یک نوکلید پرتوزا است. نوکلید پایدار ^{45}Ti پس از چندین واپاشی اضافی تشکیل می‌شود. وقتی ^{237}Np واپاشی می‌کند، ذرات نسبتاً پرانرژی آلفا، تابش‌های گامای کم انرژی، و الکترون‌های کم انرژی ساطع می‌کند. طیف کلی ذره و فوتون به‌علت واپاشی پیچیده ^{237}Np ، پیچیده است. به‌دلیل نیمه‌عمر طولانی ^{237}Np (بیش از دو میلیون سال، جدول ۲-۲) حضور آن در پسماند در ارزیابی عملکرد دراز مدت یک محل از جنبه مقدار، سمیت پرتوی و تحرک محصولات دختر، با اهمیت است که شامل یک ایزوتوپ رادیم نیز می‌باشد.

نپتونیم، به‌عنوان یک اکتینید، فعال بوده و ایجاد ترکیباتی با بسیاری دیگر از عناصر، مثل هالیدها، اکسیدها و هیدروژن می‌کند. برخلاف اکثر دیگر اکتینیدها، هیچ عضوی از دنباله لانتانید وجود ندارد که دارای رفتار شیمیایی مشابه‌ای باشد بنابراین شبیه‌سازی حضور آن در آزمایشات غیر فعال مشکل است. توانایی خاک در جذب ^{237}Np خارج از آب زیر زمینی وابسته به چند عامل است که شامل pH و نوع خاک می‌باشد. نپتونیم محلول بوده و میل دارد برخلاف سایر اکتینیدها مانند پلوتونیم و آمرسیم که به‌وسیله خاک جذب می‌شوند، در آب زیر زمینی باقی بماند.

خطر رادیولوژیکی اصلی همراه با ^{237}Np ، به سبب ذرات آلفای نسبتاً پرانرژی آن است. پرتوگیری خارجی به‌وسیله ^{237}Np دارای خطر بالایی نمی‌باشد. خطر اصلی ناشی از استنشاق یا بلع است. استنشاق می‌تواند در نتیجه تعلیق ائروسول‌های^۱ پربار نپتونیم رخ دهد. هنگامی که ^{237}Np با جذب توسط گیاهان، وارد زنجیره غذایی می‌شود، بلع می‌تواند رخ دهد. وقتی ^{237}Np بلعیده شود یا استنشاق گردد، با توجه به اینکه کدام اندام به نوکلید آلوده شده، با نیمه‌عمر زیستی چند ساله از بدن دفع می‌شود. ^{237}Np میل دارد در استخوان‌ها تجمع یابد.

۷-۱۱ حالت بحرانی هسته‌ای

مقادیری بزرگ از هسته‌های پرتوزای شکافت‌پذیر دارای عمر طولانی، می‌توانند ایجاد جرمی بحرانی نموده و سبب یک واکنش زنجیره‌ای کنترل نشده شوند. وقتی گزینه‌های آزمایشی برای انبارش ایمن و دفن هسته‌های پرتوزا مد نظر باشد، این احتمال همیشه در نظر گرفته می‌شود. جدول ۱-۱۱، جرم‌های بحرانی حداقل را ارائه می‌دهد، با این وصف توزیع محلی هسته‌های پرتوزا در یک میزبان یا پسماند و شرایط زیست محیطی نیز در تجزیه تحلیل حالت بحرانی اهمیت دارند.

^۱. Aerosols

جدول ۱۱-۱. حداقل جرم‌های بحرانی هسته‌های پرتوزای شکافت‌پذیر.

^{251}Cf	^{245}Cm	^{242}Am	^{239}Pu	^{238}Pu	^{235}U	^{232}U	هسته پرتوزا
۱۳	۱۷	۳۶	۵۱۰	۴۵۰۰	۷۹۰	۵۷۰	حداقل جرم‌های بحرانی (g)

مراجع

- Ames, L. L., & Rai, D. (1978). Radionuclide Interaction with Soil and Rock Media (Vol. 1, 520/6-78-007-a). Environmental Protection Agency, USA.
- Bushuev, A. V., Aleeva, T. B., Petrova, E. V., Zubarev, V. N., Nikolaev, A. G., Semenov, V. G., Silin, B. G., & Dmitriev, A. M. (2003). Possibility of salvaging graphite sleeves from the reactors of the Siberian chemical combine by incineration. Atomic Energy, 94, 91–98.
- Cherevatenko, G. A., Chistov, E. D., & Kodyukov, V. M. (1989). Radionuclide Sources in Radiation Technique. Moscow: Energoatomizdat.
- Desmet, G., & Myttenaere, C. (1984). Technetium in the Environment. Elsevier Applied Science Publishers.
- Gracheva, L. M., & Korolev, V. G. (1977). Genetic Effects of the Decay of Radionuclides in Cells. Moscow: Atomizdat.
- IAEA. (1987). Treatment, conditioning and disposal of iodine-129. TRS-276, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1999). Nuclear graphite waste management. Proc. IAEA Technical Committee Meeting, 18-20.10.199, Manchester, UK. Vienna: IAEA.
- IAEA. (2004). Management of waste containing tritium and carbon-14. TRS-421, IAEA, Vienna.
- Idaho National Engineering Laboratory. (1996). Selected radionuclides important to lowlevel radioactive waste management. DOE/LLW-238, Idaho National Engineering Laboratory, Idaho Falls, Idaho 83415.
- Lederer, C. M., Hollander, J. M., & Perlman, I. (1967). Table of Isotopes (6th ed.). John Wiley & Sons.
- Lindsay, W. L. (1979). Chemical Equilibria in Soils. New York: John Wiley & Sons.
- Shultz, V., & Wicker, F. W. (1982). Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Boca Raton, Florida: CRT Press Inc.
- Stewart, D. C. (1985). Data for Radioactive Waste Management and Nuclear Applications. John Wiley & Sons.
- Wang, Y. (Ed.). (1969). Handbook of Radioactive Nuclides. Cleveland, OH: The Chemical Rubber Co.

فصل دوازدهم

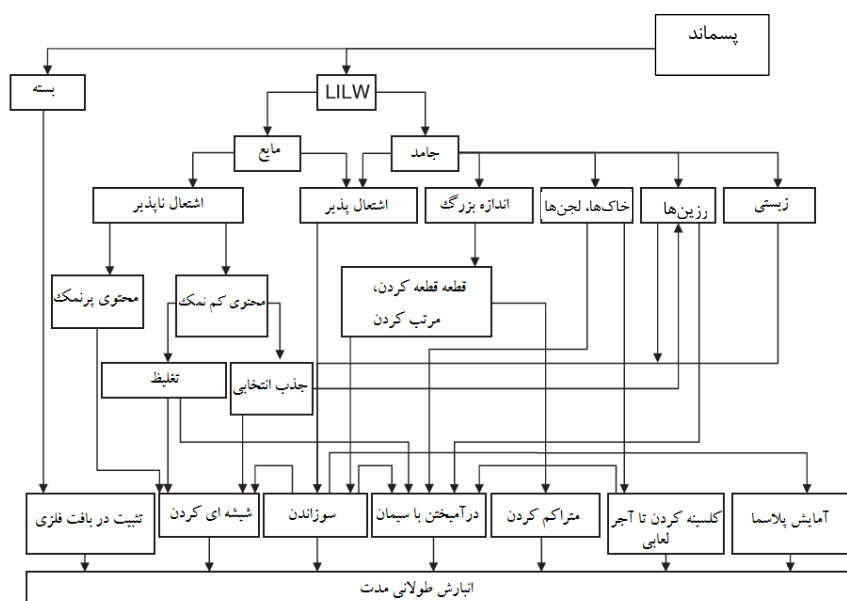
مدیریت و تعیین مشخصات پسماندهای پرتوزا

۱-۱۲ راهبردهای مدیریت

رویکردهای مدیریت پسماند پرتوزا از کشوری به کشوری دیگر فرق می‌کند و حتی در یک کشور نیز ممکن است متفاوت باشد که بستگی به عوامل محلی دارد. شکل ۱-۱۲، سامانه‌ای برای جمع‌آوری پسماند پرتوزا و فرآوری آن در یک تأسیسات متمرکز پسماند پرتوزا را نشان می‌دهد. در حالی که تعداد زیادی گزینه‌های فنی در دسترس است (در فصول بعدی توصیف می‌شوند)، شکل ۱-۱۲ رویکردهای خاصی را برای انبارش دراز مدت و ایمن انواع جریان‌های پسماند ارائه می‌دهد. رویکرد دیگر برای مدیریت پسماندهای پرتوزا (شکل ۲-۱۲) معلوم می‌کند که کلیه فعالیت‌های معطوف به پسماند پرتوزا به‌طور قراردادی به مراحل پیش دفن و دفن تقسیم‌بندی می‌گردد.

دفن، مرحله نهایی در مدیریت پسماندهای پرتوزا است در حالی که پیش دفن شامل فعالیت‌هایی چون از کاراندازی، پیش آمایش، آمایش، بی‌تحرك‌سازی، تثبیت، انبارش و انتقال می‌باشد. مادام که انتخاب‌های مختلف دفن در دسترس است، احتمالاً پسماندهای تثبیت شده، در پسمان‌گورهای عمیق از یک نوع یا دیگری دفن می‌شوند (فصل ۱۹). در کاربرد اصطلاح پسمان‌گور، اغلب سردرگمی پدیدار می‌شود. باید مرزی مشخص بین انبارش که بنا به تعریف «پسماند باید قابل

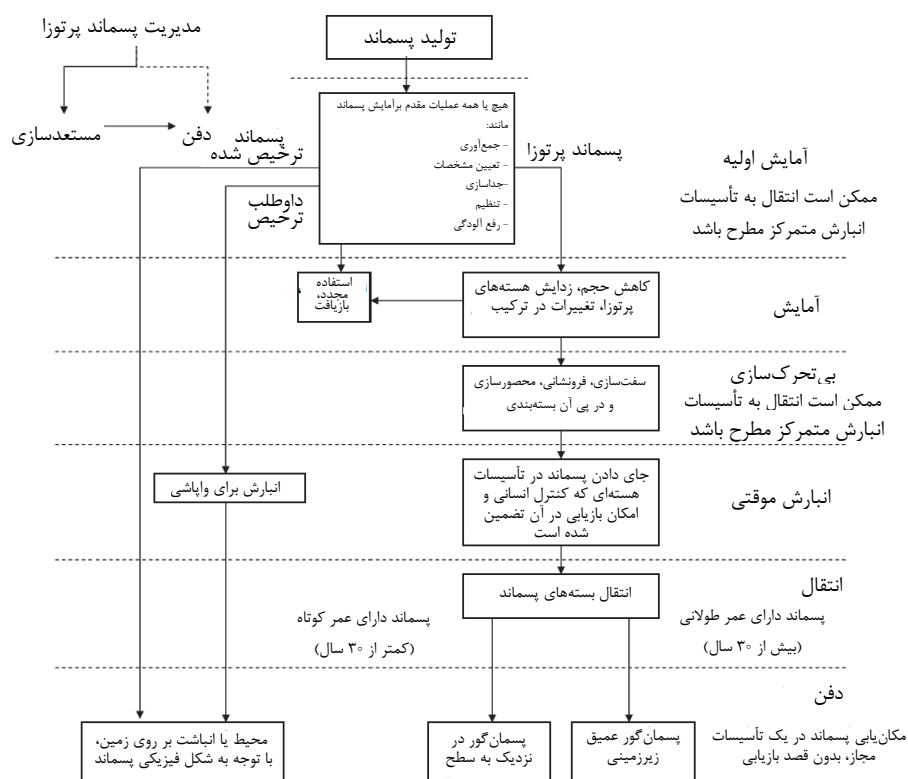
دستیابی مجدد باشد» با دفن که به معنی دائمی است ترسیم شود. احتمالاً این اتفاقی نیست که پسمان‌گور اغلب به‌طور بی‌ربط در زمینه پسماند هسته‌ای استفاده می‌شود که اشاره به مکانی برای انبارش موقتی دارد ولی ممکن است این مکان دائمی شود.



شکل ۱۲-۱. نمودار کلی از مراحل مدیریت پسماند پرتوزا در یک تأسیسات متمرکز.

۱۲-۲ پیش‌دفن

پیش‌دفن شامل کلیه فعالیت‌هایی است که قبل از دفن پسماند انجام می‌شود. متأسفانه اغلب این تنها روش کار مورد استفاده است، در حالی که تأسیسات دفن هنوز برای اکثر پسماندهای پرتوزایی سطح بالا، سوخت هسته‌ای مصرف شده، و چشمه‌های پرتوزای بسته دارای عمر طولانی و قوی و بعضی پسماندهای پرتوزایی سطح متوسط قابل استفاده نمی‌باشند.



شکل ۱۲-۲. طرحی کلی از فعالیت‌های مدیریت پسماند پرتوزا.

پیش‌دفن، شامل تعدادی فعالیت‌های کلیدی مهم برای آماده‌سازی پسماندهای پرتوزا برای دفن و تسهیل دستورالعمل‌های انتقال است. تصمیمات گرفته شده در یک مرحله ممکن است جایگزین‌ها را برای مراحل بعدی محدود نماید یا منتفی سازد، بنابراین باید مدیریت دقیق پسماند در وابستگی همهٔ مراحل لحاظ شود و طی برنامه‌ریزی، طراحی، ساخت، کارکرد و از کاراندازی یک تأسیسات، به رویکردی کل‌نگر نیاز است (فصل ۸ را ببینید).

پیش‌دفن، در بیشتر موارد مشتمل بر مراحل زیر است: پیش‌آمایش، آمایش، بی‌تحرك‌سازی، تثبیت، انتقال و انبارش. از کاراندازی تأسیسات هسته‌ای نیز فعالیتی پیش‌دفن است. پیش‌آمایش پسماند پرتوزا اولین مرحله در مدیریت پسماند است که بعد از تولید پسماند رخ می‌دهد. پیش‌آمایش پسماندهای پرتوزا شامل:

- جمع‌آوری
- جداسازی

- اصلاح شیمیایی و

- رفع آلودگی

است. پسماندهای جمع‌آوری شده را می‌توان برای یک دوره موقت نگهداری کرد. اغلب، این دوره انبارش موقت بهترین فرصت را برای جداسازی جریان‌های پسماند پرتوزا مهیا می‌کند. وقتی مقادیر مواد پرتوزای موجود، معاف از کنترل‌های نظارتی باشد، می‌تواند برای آمایش، یا دفن به‌عنوان پسماند غیرپرتوزا استفاده شود. همچنین برای جداسازی پسماند به منظور دفن نزدیک سطحی یا دفن در پسمان‌گور عمیق استفاده شود. جداسازی عبارت از جدا کردن پسماندها یا نگهداری آنها به‌طور مجزا مطابق با خواص رادیولوژیکی، شیمیایی و یا فیزیکی آنها است که ممکن است جابه‌جایی پسماند یا آمایش آن را تسهیل نماید. اصلاح شیمیایی به منظور تسهیل انبارش موقت، و حمل و نقل و آمایش پسماندها انجام می‌شود، در حالی که رفع آلودگی ممکن است باعث کاهش مهم در حجم پسماند برای آمایش بیشتر شود.

آمایش پسماند پرتوزا شامل کلیه عملیاتی است که قصد دارد با تغییر مشخصات پسماند پرتوزا، ایمنی یا هزینه را بهبود بخشد. اهداف اصلی آمایش عبارتند از:

- کاهش حجم

- زدایش هسته پرتوزا از پسماند و

- تغییر ترکیب فیزیکی و شیمیایی.

مثال‌هایی از فرایندهای آمایش پسماند شامل این موارد است: سوزاندن پسماند قابل احتراق، فشرده‌سازی پسماند جامد خشک (کاهش حجم)؛ تبخیر، فیلتر کردن یا تبادل یون جریان‌های پسماند مایع (زدایش هسته پرتوزا)؛ و خنثی‌سازی، رسوب‌دهی یا انعقاد اجزای شیمیایی (تغییر ترکیب). اغلب برای رفع آلودگی مؤثر یک جریان پسماند مایع، چندین نوع از این فرایندها ترکیب می‌شوند. آمایش ممکن است منجر به ایجاد چندین نوع پسماند پرتوزای ثانوی شود، که نیازمند نگهداری است، برای مثال فیلترهای آلوده شده، تبادل‌گرهای یونی مصرف شده و لجن‌ها.

بی‌تحرك‌سازی، پسماند پرتوزا را به شکلی مناسب برای جابه‌جایی، حمل و نقل، انبارش و دفن تبدیل می‌سازد. به‌عنوان یک قانون، بی‌تحرك‌سازی پسماند شامل تثبیت هسته‌های پرتوزا، قراردادن پسماند در مخازن و تدارک بسته‌بندی اضافی است. تثبیت در قیاس با بی‌تحرك‌سازی، شامل تبدیل یک پسماند به شکلی از آن به‌وسیله سخت‌سازی، فرونشانی یا محصورسازی است. روش‌های متداول بی‌تحرك‌سازی، شامل سخت‌سازی پسماند پرتوزای مایع سطح پایین یا متوسط، مثلاً در سیمان، قیر یا شیشه و شیشه‌ای کردن پسماند پرتوزای مایع سطح بالا در یک بافت شیشه‌ای یا فرونشانی آن در یک بافت فلزی است. اینها در ادامه باید با توجه به ماهیت و میزان

پرتوزایی آنها، در مخازنی در حد ظروف فولادی متداول ۲۰۰ لیتری تا مخازن با طراحی عالی دارای جداره ضخیم، بسته‌بندی شوند.

در بسیاری موارد، آمایش و بی‌تحرك‌سازی در ارتباط نزدیک با یکدیگر انجام می‌شود. بسته‌بندی شامل تهیه پسماند پرتوزا برای جابه‌جایی ایمن، حمل و نقل، انبارش و دفن با استفاده از قرارداد آن در مخزنی مناسب است. یک بسته‌بندی بیرونی، مخزنی ثانوی یا بیرونی برای یک یا چند بسته‌بندی پسماند است که برای جابه‌جایی، حمل و نقل، انبارش یا دفن استفاده می‌شود.

انبارش پسماند پرتوزا مشتمل بر نگهداری پسماند پرتوزا تحت شرایطی است که تحت منزوی سازی، حفاظت زیست محیطی و پایش قرار گیرد. در بعضی موارد ممکن است انبارش به منظور ملاحظات فنی اولیه مثل نگهداری پسماند پرتوزای عمدتاً حاوی هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه انجام گیرد تا قبل از ترخیص بعدی از کنترل نظارتی، واپاشی نمایند. انبارش پسماند با پرتوزایی سطح بالا شامل یک دوره خنک‌سازی برای کاهش بخشی از حرارت ناشی از اثر تابش، قبل از دفن در پسمان‌گور عمیق است. انبارش در سایر موارد، ممکن است بنا به دلایل اقتصادی یا سیاسی انجام شود.

حمل و نقل پسماندهای پرتوزای بی‌تحرك شده مقدم بر دفن آن است. ممکن است این کار در بین مراحل مدیریت پسماند پرتوزا هم لازم شود. از مخازن یا ظروف مخصوص می‌توان برای حمل و نقل پسماندهای پرتوزا استفاده کرد. شکل ۱۲-۳ (الف)، وسیله‌ای را برای حمل و نقل جاده‌ای پسماندهای پرتوزای جامد و چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده و متروک را در روسیه نشان می‌دهد، در حالی که شکل ۱۲-۳ (ب) کشتی‌ای را نشان می‌دهد که برای حمل و نقل سوخت هسته‌ای مصرف شده از محل راکتور به محل انبارش موقت در سوئد مورد استفاده قرار می‌گیرد. سوخت مصرف شده روی کشتی در مخازن حفاظدار نگهداری می‌شود (شکل ۱۲-۳ ج).

۱۲-۳ دفن

دفن، مرحله نهایی در نظام مدیریت پسماند پرتوزا است. دفن مشتمل بر قرارداد پسماند پرتوزا در یک پسمان‌گور، یا محلی دیگر است، به نحوی که از عوامل مزاحم و اختلال غیرعمدی در امان بوده و نیز از خروج هرگونه مواد پسماند به مدت چند صد هزار سال؛ اگر نه میلیون‌ها سال، ممانعت نماید. این کار باید به‌صورتی انجام شود که پسماند خارج از کنترل سازمانی در نظر گرفته شود و چنین فرض می‌شود که زمانی در آینده، جامعه چنان دچار تغییر خواهد شد که آگاهی از پسماند و محل دفن آن از دست خواهد رفت. برای اینکه هیچ هزینه‌ای برای نسل‌های آتی به‌جای نماند هیچ اعتمادی به مراقبت و حفظ آن نباید کرد. (فصل ۸-۳ را ببینید). دفن، همچنین ممکن است شامل

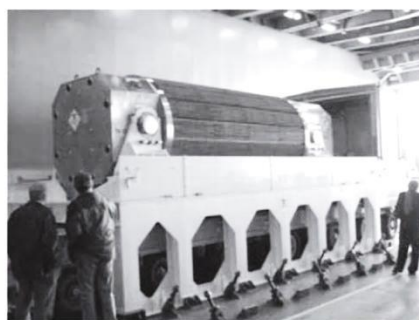
تخلیه سیالات خروجی (مثل پسماند مایع و گازی) به محیط (مثل دریاها، رودها، آبگیرهای طبیعی و جو)، با انتشار ثانوی باشد. این کار همیشه در حد بسیار محدود و مجاز انجام می‌شود. دفن از طریق تخلیه، یک عمل برگشت ناپذیر است و فقط برای مقادیر محدودی از پسماند پرتوزای خاص، با خطر محدود و قابل پیش‌بینی انجام می‌شود.



(الف)



(ب)



(ج)

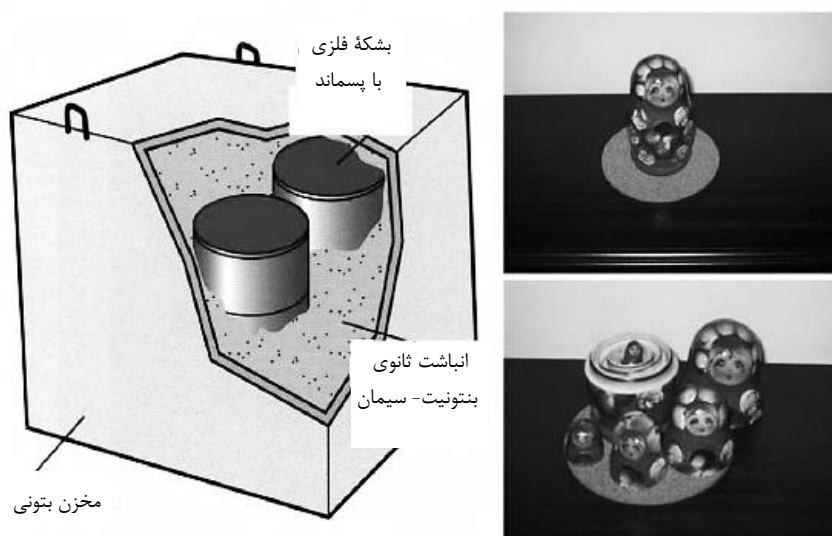
شکل ۱۲-۳. وسایلی برای حمل و نقل پسماند پرتوزا: (الف) وسیله نقلیه جاده‌ای برای پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط و چشمه‌های بسته مصرف شده در روسیه (اهداء آی. آ. سوبولف^۱، سیا رادون) و (ب) کشتی برای سوخت هسته‌ای مصرف شده در سوئد همراه با (ج) مخازن سوخت هسته‌ای مصرف شده بر روی کشتی (اهداء جی. دبلیو. رابرتز^۲، ISL، شفیلد).

موضوع کلیدی همراه با هر گزینه دفن، ایمنی است که عمدتاً با تغلیظ و محدود کردن و منزوی‌سازی پسماند پرتوزایی که به‌طور مناسبی در تأسیسات دفن پسماند بی‌تحرك شده است ایجاد می‌شود. برای محدودسازی پسماند از چندین حفاظ در اطراف پسماند پرتوزا استفاده می‌شود

^۱. I.A. Sobolev

^۲. J.W. Roberts

تا از منتشر شدن هسته‌های پرتوزا به محیط‌زیست ممانعت نماید. موانع محدودکننده می‌توانند طبیعی یا مصنوعی باشند. یک سامانه محدودسازی به‌عنوان یک اصل، شامل تعدادی حفاظ است. چنین رویکردی به راهکار حفاظ چندگانه موسوم است و اغلب «ماترشکا»^۱ نامیده می‌شود که نام یک نوع عروسک روسی است (شکل ۱۲-۴) که عروسک‌های کوچکی درون عروسک بزرگ‌تر داشته، به‌طوری‌که کل تعداد عروسک‌ها زیاد است.



شکل ۱۲-۴. منزوی‌سازی موانع چندگانه پسماند پرتوزا (چپ) و یک عروسک ماترشکا - نمادی از مفهوم چند لایه.

یک سامانه حفاظ چندگانه این اطمینان را ایجاد می‌کند که هسته‌های پرتوزای پسماند قبل از هرگونه امکان منتشر شدن، تا زیر سطوح معافیت واپاشی می‌کنند. اولین حفاظ، فرم پسماند است که در آن هسته‌های پرتوزا نگهداری می‌شوند که ممکن است به سادگی بافت سرامیکی سوخت هسته‌ای مصرف شده یا سامانه به‌دقت ساخته شده تثبیت شده با شیشه یا سیمان باشد. حفاظ بعدی معمولاً یک بسته یا مخزن فلزی است که در مقایسه با نیمه‌عمرهای بعضی نوکلیدهای دارای عمر طولانی، محدودسازی مطلق را برای دوره‌های محدود زمانی مهیا می‌سازد. طراحی دقیق مواد پرکننده و سنگ میزبان پسمان‌گوری که لازم است به‌طور ایده‌آل دارای قابلیت بالایی برای

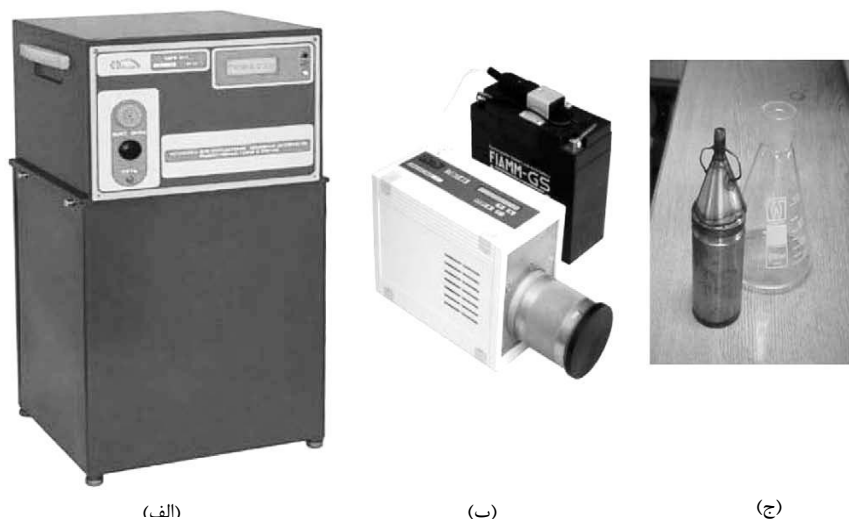
¹. Matreshka

جذب هسته پرتوزا باشد، از رهاسازی مواد پرتوزا به محیط‌زیست و بیوسفر جلوگیری می‌کند. نقش طراحی موانع در تأسیسات دفن نزدیک به سطح، مهم است، زیرا در این حالت حفاظ‌های طبیعی قابلیت محدودی برای محبوس کردن هسته‌های پرتوزا دارند. با توجه به گزینه دفن (نزدیک به سطح، در اعماق زمین) و سامانه حفاظ مهندسی استفاده شده، سامانه‌های حفاظ چندگانه طراحی شده است (فصل ۱۹-۳ را ببینید).

۱۲-۴ تعیین مشخصات

برای پیش‌دفن و دفن، طبیعت و ترکیب پسماند باید به‌طور کامل تعیین و درک شود. تعیین مشخصات پسماندهای پرتوزا به منظور تعیین عوامل مهم پسماند (جدول ۹-۱) و توانایی جداسازی پسماند پرتوزا جهت معافیت، استفاده مجدد و انتخاب گزینه دفن، برای مثال نزدیک سطحی یا دفن در تأسیسات عمیق زمینی انجام می‌شود. تعیین مشخصات پسماند پرتوزا باید برای تابش یون ساز و هر امکان نشت و بنابراین آلودگی محیط‌زیست اطراف انجام شود. ابزار تعیین مشخصات پسماند پرتوزا عبارتند از:

- ابزارهای نمونه برداری
 - وسایل سنجش رادیولوژیک و طیف نگاری (طیف سنجی)
 - وسایل جداسازی و تجزیه شیمیایی و فیزیکی.
- نمونه برداری آب و سیالات خروجی گازی به کمک ابزارهای اختصاصی همچون مواردی که در شکل ۱۲-۵ آمده، انجام می‌شود.
- رادیومتر- دزیترهای عمومی برای توصیف زمینه‌های پرتوی α و β و γ مورد استفاده قرار می‌گیرند. آلودگی سطحی با نمونه‌برداری سطحی بر روی یک سطح 100 cm^2 (شکل ۱۲-۶)، و به دنبال آن بررسی رادیومتری و طیف‌سنجی توصیف می‌شود.



شکل ۱۲-۵. سامانه‌های نمونه برداری - آنالیز برای مواد پرتوزا: (الف) سامانه رادیومتری جریان گازی؛ (ب) آنالیزور ید موجود در هوا و غبار پرتوزا؛ (ج) نمونه‌گیر عمقی برای محلول‌های آبی. اهداء آ. آروستاموف^۱، گاما آلیانس^۲، روسیه.

اطلاعات تفصیلی در مورد میزان هسته پرتوزا در پسماند پرتوزا با تجزیه تحلیل نمونه‌های معمول با استفاده از طیف‌سنج‌های α و β و γ به‌دست می‌آید. مواد حاوی غلظت‌های اندک هسته‌های پرتوزا، مشکل‌ترین موارد برای بررسی هستند. دتکتورهای ژرمانیم خیلی خالص (HPG)^۳ برای طیف‌سنجی γ بسیار حساس چنین موادی مورد استفاده قرار می‌گیرند. اینها جریان الکتریکی القا شده به‌وسیله زوج‌های الکترون-حفره ایجاد شده توسط تابش‌های γ در نواحی نقصان اتصال‌های تغذیه معکوس p-n را آشکار می‌سازند. ممکن است از طیف‌سنج‌های α و β ، هم برای پدیده سوسوزنی استفاده شود که انرژی از دست رفته به‌وسیله تابش یون‌ساز را به پالس‌های نور در مواد جامد یا مایع تبدیل می‌کند، یا برای تولید حفره-الکترون در ابزارهای نیمه‌هادی مورد استفاده قرار گیرد.

^۱. A. Arustamov

^۲. Gamma Alliance

^۳. High-purity germanium



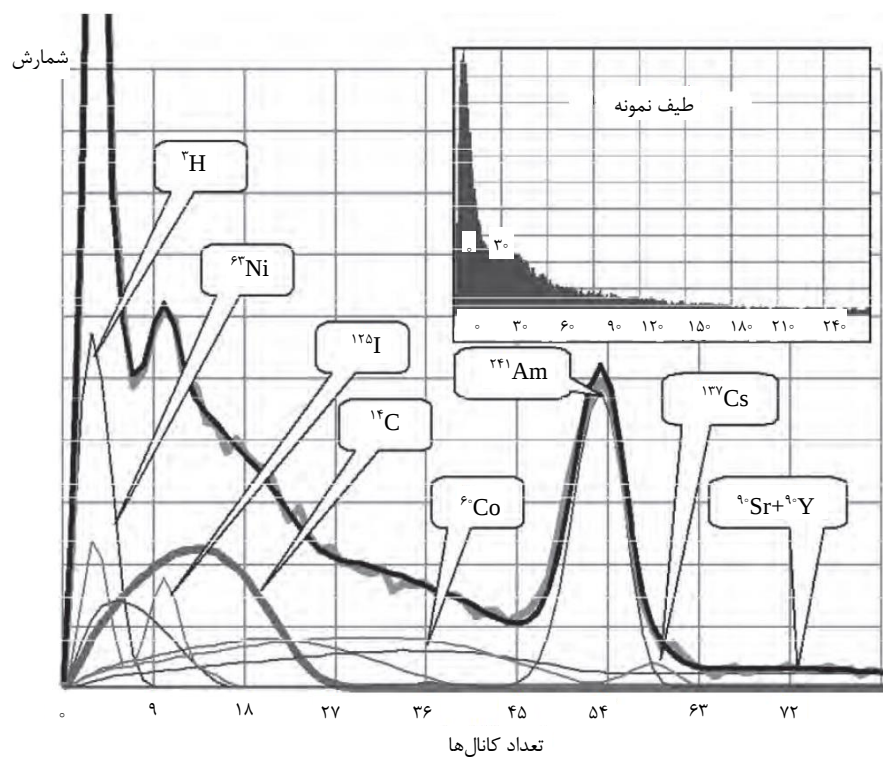
شکل ۱۲-۶. کیت تست آلودگی برای کانال‌های بارگذاری پسمان‌گور.

حساس‌ترین آنالیز سوسوزنی مایع (LSA)^۱، مشتمل بر حل کردن نمونه‌ها در حلال‌های دارای افزودنی‌های سوسوزنی و تجزیه تحلیل نور تابش شده به سبب یون‌سازی ذرات α و β ، توسط نمونه هسته‌های پرتوزا است. پردازش طیف‌های حاصل این امکان را می‌دهد که هم از جنبه کیفی، شناسایی طیف هسته‌های پرتوزا انجام شود و هم از جنبه کمی اندازه‌گیری میزان آن در مواد مورد سنجش تعیین شود (شکل ۱۲-۷).

دزیمترهای ترمولومینسانس (TLD)^۲ اغلب برای دزیمتری شخصی استفاده می‌شوند. یک دزیمتر ترمولومینسانس از اثر رادیو-ترمولومینسانس بلورهای پرتودیده مانند CaF_2 یا LiF استفاده می‌کند که وقتی گرم می‌شود، تعدادی فوتون نور، متناسب با دز تابش ساطع می‌کند. دزیمتر ترمولومینسانس نیز برای پایش زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرد.

^۱. Liquid scintillation analysis

^۲. Thermoluminescence dosimeters



شکل ۱۲-۷. طیف نمونه آنالیز سوسوزنی مایع یک نمونه با پرتوزایی سطح پایین ۱/۶ Bq و ترکیب هسته پرتوزای آن. اهداء آ. سوبولف، سیا رادون، روسیه.

مراجع

- IAEA. (1998). Interim storage of radioactive waste packages. TRS-390, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2000). Economic evaluation of bids for nuclear power plants. TRS-396, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Methods for the minimization of radioactive waste from decontamination and decommissioning of nuclear facilities. TRS-401, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS-402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Record keeping for the decommissioning of nuclear facilities: Guidance and experience. TRS-411, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Reference materials for microanalytical nuclear techniques. TECDOC-1295, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Developing an economic performance system to enhance nuclear power plant competitiveness (2002). TRS-406, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Advances in destructive and non-destructive analysis for environmental monitoring and nuclear forensics. Proc. Int. Conf., Karlsruhe, 21–23 October 2002, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Standards and codes of practice in medical radiation dosimetry. Proc. Int. Symp., 25–28 November 2002, IAEA, Vienna.
- Kashirin, I. A., Ermakov, A. I., Malinovsky, S. V., Belanov, S. V., Sapozhnikov, Y. A., Efimov, K. M., & Tihomirov, V. A. (2000). Liquid scintillation determination of low level components in complex mixtures of radionuclides. *Applied Radiation and Isotopes*, 53, 303–308.
- Sobolev, I. A., & Belyaev, E. N. (Eds.). (2002). *Guidelines on Environmental Radioactivity Control*. Moscow: Meditsina.
- Titaeva, N. A. (2000). *Nuclear Geochemistry*. Moscow: Moscow State University.

فصل سیزدهم

پیش‌آمایش پسماندهای پرتوزا

۱۳-۱ تعریف پیش‌آمایش

پیش‌آمایش، بخش کلیدی هر برنامه از کاراندازی است و مشتمل بر انواع فرایندهایی است که برای پسماند پرتوزای مایع یا جامد به کار می‌رود. پیش‌آمایش، یعنی همه یا کلیه عملیاتی که قبل از آمایش پسماند انجام می‌شود. پیش‌آمایش، شامل عملیاتی همچون جمع‌آوری، جداسازی، اصلاح و رفع آلودگی است.

اهداف اصلی پیش‌آمایش عبارتند از:

- جداسازی پسماند به جریان‌های فعال و غیر فعال
 - تسهیل حمل و نقل، آمایش، بی‌تحرك‌سازی و بسته‌بندی به وسیله جداسازی جریان‌های فعال به اجزای آن یا تبدیل پسماند به فرمی مناسب برای چنین عملیاتی
 - جمع‌آوری محصولات برای بازیافت.
- در انتخاب یک روش پیش‌آمایش، لازم است که تعدادی از عوامل را در نظر داشته باشیم که شامل:
- استانداردهای حفاظت رادیولوژیکی و اهداف

- تقلیل پسماند
 - در دسترس بودن فن‌آوری‌های پیش‌آمایش
 - جنبه‌های اقتصادی
 - ملزومات آمایش بیشتر، بی‌حرک‌سازی، انبارش، انتقال به بیرون از محل و دفن نهایی پسماند.
- پیش‌آمایش باعث بهبود ایمنی، کاهش پرتوگیری و مهم‌تر از آن هزینه کمتر در عملیات مدیریت پسماند بعدی می‌شود. این مزایا باید با پرتوگیری و هزینه پیش‌آمایش موازنه شود.

۱۳-۲ گردآوری و جداسازی

گردآوری شامل دریافت پسماند از فرایندهای تولید کننده پسماند است. گردآوری و جداسازی منجر به پرتوگیری اضافی برای پرسنل می‌شود. جداسازی یعنی اینکه پسماند یا مواد (پرتوزا و غیرپرتوزا) جداسازی می‌شوند یا اینکه مطابق با خواص رادیولوژیک، شیمیایی، زیستی یا فیزیکی آنها جدا نگه داشته می‌شوند تا سبب تسهیل جابه‌جایی و فرآوری پسماند شود. عامل‌های اصلی که در جداسازی لحاظ می‌شوند عبارتند از:

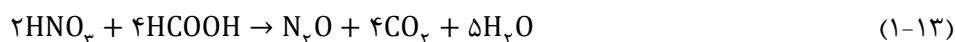
- مشخصه‌های فیزیکی شیمیایی پسماند
 - نوع و نیمه‌عمرهای هسته‌های پرتوزا
 - غلظت هسته‌های پرتوزا
 - مشخصات و ملزوماتی که باید برای فرآوری بیشتر پسماند تکمیل شود.
- جداسازی در محل تولید پسماند انجام شود تا پرتوگیری فردی را به حداقل برساند و از امکان اختلاط جریان‌های پسماند، که سبب می‌شود آمایش بعدی مشکل‌تر یا گران‌تر شود، جلوگیری گردد. با این وجود، در عمل جداسازی صحیح جریان‌های پسماند همیشه در محل تولید با موفقیت همراه نیست. در این حالت، گردآوری با یک مرحله جداسازی مجزا دنبال می‌شود.
- برای مثال، ترکیب شیمیایی پسماند مایع ممکن است بر گردآوری و جداسازی آن از طریق موارد زیر اثر گذارد:

- خوردگی مخازن نگهداری یا وسایل مورد استفاده برای فرآوری بیشتر پسماند
- پتانسیل تبخیر شدن
- بازده فرایندهای تبادل یون
- طبیعت سمی پسماند
- ایمنی فرایندهای آمایش یا بی‌حرک‌سازی (مانند ممانعت از واکنش‌های شدید بین مواد آلی و اسید نیتریک)

- گرفتگی در لوله‌های انتقال به دلیل میزان بالای جامدات. معمولاً فرآوری بیشتر پسماند موقع انتخاب دستورالعمل جداسازی لحاظ می‌شود. مثلاً مقدار ماده اشتعال‌پذیر هنگام سوزاندن، یا جداسازی فرم‌های پسماند جامد و مایع هنگامی که از فشرده‌سازی استفاده می‌شود.
- تأسیسات و دستورکارهای جداسازی پسماندها عموماً به‌طور سفارشی برای نیازهای خاصی طرح‌ریزی می‌شوند ولی کل فن‌آوری مورد نیاز و ابزارهای جابه‌جایی پسماند و وسایل بسته‌بندی، به‌طور تجاری در دسترس می‌باشند.

۱۳-۳ اصلاح

- اغلب اصلاح شیمیایی برای تصحیح ترکیب پسماند لازم است تا نیازهای انبارش موقت بعدی و فرایندهای آمایش یا تثبیت را تأمین نماید. متداول‌ترین دستورالعمل‌های اصلاح عبارتند از:
- اصلاح اسیدی یا قلیایی (مثلاً برای انبارش موقت، تبخیر، تبادل یون یا دفن)
 - زدایش اجزای خاص (مانند آمونیاک با تقطیر قلیا قبل از تثبیت با قیر)
 - تخریب اجزای ناخواسته (مثل اکسالات‌ها در محلول‌های رفع آلودگی)
 - استفاده از یون‌های قلیایی خاکی برای اصلاح رفتار پسماند به‌سازی شده
 - خنثی‌سازی اسید نیتریک
 - تخریب الکترولیتی اسیدهای آلی، مانند اکسالیک، برای کاهش خوردگی قبل از آمایش، مانند تبخیر کردن
- سیالات خروجی حاوی نیتریت‌ها و یدیدها، ممکن است نیازمند خنثی‌سازی اولیه باشند تا از انتشار گازهای سمی یا پرتوزا جلوگیری شود. برای جلوگیری از رسوب نقطه‌ای در تبخیرکننده‌های فیلم نازک^۱، یا ممانعت از خوردگی و اطمینان از عملکرد مؤثر ابزارهای تبادل یون، به اصلاح شیمیایی نیاز است.
- مثالی از کاربرد اصلاح شیمیایی محلول‌های غلیظ نیتریک اسید، از طریق این واکنش است:



که منجر به انتشار محصولات گازی و کاهش غلظت اسید، بدون تشکیل نمک می‌شود.

¹. Thin film evaporator

اصلاح فیزیکی نیز می‌تواند برای بعضی پسماندها نظیر سیالات خروجی فرایندی به کار رود که ممکن است حاوی حلال‌های آلی یا سایر مواد مانند روغن روان‌کننده باشد. مواد آلی، تشکیل فازی جدا می‌دهند که ممکن است متعاقباً به باقی‌مانده‌های روغن دوست (مثل پلاستیک‌ها و الیاف) در سیال خروجی متصل شوند یا جامدات ریز و فعال را جذب نمایند.

۴-۱۳ کاهش اندازه

فنون کاهش اندازه، یا برای تسهیل بسته‌بندی اقتصادی جهت حمل و نقل یا برای تهیه پسماند جامد به منظور آمایش بعدی مورد استفاده قرار می‌گیرند. جدول‌های ۱-۱۳ و ۲-۱۳ برآوردی کلی در ارتباط با فنون در دسترس برش مورد استفاده برای کاهش اندازه در پیش‌آمایش پسماند پرتوزا ارائه می‌دهند.

جدول ۱-۱۳. فنون مکانیکی کاهش اندازه مواد.

فن	ماده مورد برش	محیط کار
قیچی برش ^۱	فلزات	هوا/آب
برش دهنده‌های برقی ^۲	فولاد نرم، فولاد ضد زنگ	هوا/آب
اره‌های مکانیکی ^۳	فلزات	هوا/آب
برش دهنده‌های اوربیتالی ^۴	فلزات	هوا/آب
تیغه‌های ساینده ^۵	فلزات، بتن	هوا/آب
(چرخ‌ها، تیغه‌ها، سیم‌های برش، مته‌های نمونه بردار) آسیاب	فلزات	هوا/آب
گوی خردکننده، بتن قالبی ^۶	بتن	هوا
خردکننده آسفالت، چکش بادی آهنبر ^۷	بتن	هوا/آب

^۱. Shears

^۲. Power nibblers

^۳. Mechanical saws

^۴. Orbital cutters

^۵. Abrasive cutters

^۶. Wrecking ball, slab

^۷. Paving breaker, chipping hammer

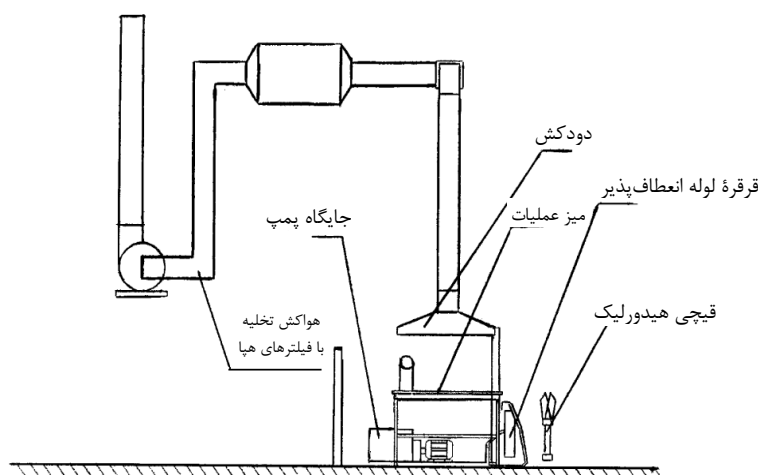
محیط کار	ماده مورد برش	فن
هوا/آب	فلزات، بتن	ساینده جت آبی ^۱
هوا	بتن	دوغاب منبسط شونده ^۲
هوا/آب	بتن	شکاف دهنده سنگ ^۳
هوا/آب	فلزات، بتن	منفجره‌ها

جدول ۱۳-۲. فنون برش حرارتی.

محیط کار	ماده مورد برش	فن
هوا/آب	فلزات	قوس پلاسما
هوا/آب	فولاد نرم	شعله
هوا/آب	فلزات، بتن	شعله تزریق پودر ^۴
هوا/آب	فلزات، بتن	نیزه حرارتی ^۵
هوا/آب	فلزات	براده برداری تخلیه الکتریکی ^۶
هوا/آب	فلزات	براده برداری تجزیه فلزی ^۷
هوا/آب	فولاد نرم	الکتروود مصرفی
هوا/آب	فلزات	قوس تماسی
هوا	همه مواد	گاز مایع شده
هوا/آب	فلزات، بتن	لیزرها
هوا	بتن	آلیاژهای حافظه دار ^۸
هوا	بتن	مقاومت الکتریکی

^۱. Abrasive water jet^۲. Expansive grout^۳. Rock splitter^۴. Powder injection flame^۵. Thermic lance^۶. Electrodischarge machining^۷. Metal disintegration machining^۸. Shape memory alloys

روش‌های معمول پیش‌آمایش شامل اوراق کردن و خرد کردن است. اوراق کردن مشتمل بر عملیاتی است که به‌طور طبیعی برای ساخت یا انهدام، همراه با محدودیت اضافی برای کنترل آلودگی پرتوزا مورد استفاده قرار می‌گیرد. فنون اوراق کردن شامل روش‌های کاهش اندازه مکانیکی و تحت دمای بالا است. کاهش اندازه (قطعه قطعه کردن) معمولاً جایی انجام می‌شود که پسماند تولید می‌گردد. در تأسیسات فرآوری پسماند، از کاهش‌اندازه پسماند برای توسعه اجرای عملیات آمایش‌های بعدی نظیر سوزاندن و فشرده‌سازی استفاده می‌شود.



شکل ۱۳-۱. طرحی از یک واحد کاهش اندازه پسماند.

از اره‌های کمانه‌ای، اره‌های تیغه باریک، و تیغ‌های ساینده، برای کاهش اندازه قطعات بزرگ بتنی استفاده می‌شود. خرد کردن پسماند جامد، همیشه یا پیش درآمد سوزاندن یا تثبیت با سیمان، یا روشی برای کاهش اندازه پسماند غیر قابل احتراق است. قطعه قطعه کننده‌ها، از تیغه‌های فلزی هم محور دوار پایدار استفاده می‌کنند که علیرغم اندازه اولیه و شکل مواد، آنها را خرد کرده و برش می‌دهند، به‌طوری‌که شکل‌های پیچیده و مواد مرکب، تکه تکه می‌شوند.

۵-۱۳ بسته‌بندی

بسته‌بندی پسماند پرتوزای جامد برای جابه‌جایی، حمل و نقل و فرآوری بیشتر پسماند توسط تولید کننده پسماند، یک کار پیش‌آمایش مهم است. چنانچه لازم باشد حمل و نقلی انجام شود باید

مطابق با مقررات حمل و نقل بوده و پذیرش ضوابط یا مشخصات پسماند برای فرآوری بیشتر آن لحاظ گردد و استانداردهای عمومی حفاظت پرتوی شغلی رعایت شود.

پسماند جامد و قابل احتراق با پرتوایی سطح پایین، معمولاً در محل تولید و در کیسه‌های پلاستیکی شفاف (پلی اتیلنی یا پی وی سی) با ضخامت 1 mm و 2 mm و حجم $50\text{--}150$ لیتر جمع‌آوری شده و با علامت تابش مشخص می‌شوند. این بسته‌بندی اولیه عموماً سازگار با سامانه جمع‌آوری است که ممکن است از نوع سطل پدالی برای آزمایشگاه‌ها و دیگر تولیدکننده‌های کوچک پسماند، یا سطل‌های بزرگ‌تر در تأسیسات هسته‌ای باشند. بعد از پر شدن، کیسه‌های پلاستیکی از سطل‌ها برداشته شده و با نوار چسب مسدود می‌شوند.

پسماندهای پرتوای سطح پایین و متوسط با اندازه کوچک و غیرقابل احتراق معمولاً به‌صورت مواد تراکم‌پذیر و غیر قابل تراکم، در جعبه‌های $50\text{--}200$ لیتری فلزی یا مقوایی برای تولید کننده‌های کوچک و بشکه‌های فلزی $200\text{--}1000$ لیتری برای تولید کننده‌های بزرگ‌تر جمع‌آوری می‌شوند. فیلترهای استاندارد هپا^۱ (فیلتر جذب کننده ذرات با کارایی بالا)، به‌خصوص در حضور آلودگی ذرات آلفا، اغلب در کیسه‌های پلاستیکی جوش خورده بسته‌بندی می‌شوند. ممکن است از جعبه‌های مقوایی به‌عنوان بسته‌بندی بیرونی استفاده شود.

۱۳-۶ رفع آلودگی

رفع آلودگی یک دستورالعمل پیش‌آمایش است. این دستورالعمل امکان می‌دهد که زدایش با یک عامل زداینده آلودگی در آلوده‌ترین بخش یک ماده یا ساختار انجام شود به نحوی که باقی‌مانده آن قسمت را بتوان مورد استفاده مجدد قرار داد یا به‌عنوان پسماند غیرپرتوزا تخلیه نمود. به‌عنوان یک قانون، فرایند رفع آلودگی ایجاد جریان‌های پسماند ثانوی می‌کند که نیز لازم است آمایش و بی‌تحرك گردد. اگر ارزش جسم بازیافت شده یا مزایای حاصله، بیشتر از هزینه فرایند رفع آلودگی و نیز آمایش، بی‌تحرك‌سازی، حمل و نقل و دفن پسماند تولید شده ثانوی باشد، آنگاه رفع آلودگی کاری سودمند خواهد بود. پرتوگیری کارکنان درگیر در عملیات رفع آلودگی نیز باید در نظر گرفته شود.

رفع آلودگی پسماندهای جامدی نظیر ابزارآلات مصرف شده، وسایل و اجزای ماشین آلات، عمدتاً با نگرش استفاده مجدد انجام می‌شوند. با این وجود، این کار ممکن است برای کاهش آلودگی تا سطوح قابل قبول برای دفن به‌عنوان پسماند غیرپرتوزا، و به حداقل رساندن پرتوگیری فردی در

¹. High Efficiency Particulate Air (HEPA)

طی عملیات بعدی آمایش پسماند یا بازیابی محصول انجام شود. بازده رفع آلودگی یک ماده با ضریب رفع آلودگی K معلوم می‌شود که با این معادله محاسبه می‌شود:

$$K = \frac{A_o - A_f}{A_o} \times 100 \quad (2-13)$$

که A_o ، پرتو زایی سطح ماده قبل از رفع آلودگی و A_f بعد از رفع آلودگی است.

جدول ۳-۱۳، عوامل رفع آلودگی کننده ساده برای زدایش آلودگی با پیوند ضعیف از مواد مختلف را نشان می‌دهد. فن‌آوری رفع آلودگی به‌طور گسترده‌ای مورد مطالعه قرار گرفته و انواع گسترده‌ای از روش‌ها وضع شده‌اند. تعدادی از مواد شیمیایی تجاری و فنون رفع آلودگی مکانیکی در جداول ۳-۱۳ و ۴-۱۳ ارائه شده است.

برای سایش سطح ساختارهای بتنی جهت زدایش آلودگی، از کلنگ زنی/ ضربه زنی/ رنده کاری استفاده می‌شود. ضربه زن‌ها، متشکل از چند پیستون هستند که با فشار باد کار می‌کنند و همزمان به بتن ضربه وارد می‌کنند. یک نوع تفنگ سوزنی شامل مجموعه‌های همسان از سوزن‌های با طول چند میلی‌متر می‌باشند که نیز با فشار باد کار می‌کنند.

طی دهه گذشته، به همان اندازه که فعالیت‌های رفع آلودگی توسعه یافتند فنون رفع آلودگی نوینی نیز برای مواد مختلف توسعه داده شدند (جدول ۳-۱۳). روش‌های اولتراسونیک از محلول‌های فرمیک توأم با عوامل کمپلکس کننده و ممانعت کننده‌های خوردگی، در غلظت‌های ۳-۴ درصد وزنی و دماهای $30-35^{\circ}\text{C}$ بهره می‌گیرند.

جدول ۳-۱۳. عوامل رفع کننده آلودگی برای مواد آلوده شده سطح.

ماده آلوده شده	عوامل رفع کننده آلودگی
پوشاک محافظ	پاک کننده‌ها
لوازم شیشه‌ای	صابون یا پاک کننده و آب، محلول کرومیک اسید، نیتریک اسید غلیظ، اکسالیک اسید (۵٪)، ورسن ^۱ (مثل اتیلن دی آمین تترا استیک اسید (۵٪ EDTA)، (۳٪) HCl (۱۰٪) NH_4OH
سرامیک‌ها	اسیدهای معدنی، آمونیم سیترات، تری سدیم فسفات
کفپوش	CCl_4 ، کروزن، آمونیم سیترات، اسیدهای رقیق معدنی،
فلز	نیتریک اسید رقیق، محلول ۱۰٪ سدیم سیترات یا آمونیم بی فلوراید، سایش
پلاستیک	آمونیم سیترات، اسیدهای رقیق، حلال‌های آلی

¹. Versene

عوامل رفع کننده آلودگی	ماده آلوده شده
HCl (٪۱۰), CCl _۴	رنگ
HCl (٪۳۲)	آجر و بتن

فرایند رفع آلودگی با اعمال اولتراسوند در شدت‌های $۰/۴-۰/۵ \text{ W/cm}^2$ در نزدیک سطح آلوده، تسریع می‌شود. این فرایند امکان کاهش سریع (طی ۱-۲ ساعت) و مؤثر آلودگی سطحی، همچنین زدودن لایه‌های ضخیم اکسید (تا چندین ده میلی‌متر) از فولادهای نرم را مهیا می‌کند. شکل ۱۳-۲ یک وان اولتراسونیک شیمیایی را نشان می‌دهد. طراحی آن برای حصول حداکثر بازده رفع آلودگی، بهینه‌سازی شده است. روش‌های الکتروشیمیایی (شکل ۱۳-۳) شامل الکترولیز خشک، اسید شویی الکتروشیمیایی و الکتروپولیشینگ^۱ هستند.

جدول ۱۳-۴. فنون رفع آلودگی شیمیایی.

ماده آلوده	فن
فولاد زنگ‌زن، فولاد کربنی	نیتریک اسید، سولفوریک اسید، اکسالیک پراکسید، سیتریک اسید، عوامل کمپلکس کننده، پرمنگنات قلیایی، و در پی آن یا با آمونیم سیترات یا EDTA، یا سیتریک اسید، یا سولفوریک اسید، اکسالیک اسید، REDOX TM ، LOMI TM ، CORD/POP TM ، نیتریک اسید، خمیرها، مه شیمیایی ^۲ ، CORPLEX TM ، CANDECON TM ، EMMA TM ، DECOFORE TM ، DECOPSAINT TM ، AP Citro TM ۲۰/۲، NP Citro TM ۲۱، ژل‌های شیمیایی، فنون کف ^۳
آلومینیم	اکسالیک اسید، اکسالیک پروکسید، ژل‌های شیمیایی، فنون کف
سرب	TechXtract TM ، ژل‌های شیمیایی، فن کف
اکسیدهای فلزی	فلوروبوریک اسید، فلورونیتریک اسید، فرمیک اسید
مواد آلی از فلزات	سفیدکننده‌ها، پاک کننده‌ها و سورفکتانت‌ها ^۴ ، حلال‌های آلی
مواد آلی از پلاستیک، بتن	پاک کننده‌ها و سورفکتانت‌ها، حلال‌های آلی، اسیدهای آلی، CORPEX TM ، ژل‌های شیمیایی، فنون کف
بتن	حلال‌های آلی، پاک کننده‌ها و سورفکتانت‌ها، TechXtract TM ، DECONCRETE TM ، ژل‌های شیمیایی، فنون کف
سطوح متخلخل	فنون کف، ژل‌های شیمیایی

^۱. Electropolishing^۲. Chemical fog^۳. Foam techniques^۴. Surfactants

جدول ۱۳-۵. فنون رفع آلودگی مکانیکی.

فن	زمینه کاربرد
شستشو با فشار آب	نواحی وسیع
گردگیری، مکش، پاک کردن، سایش	بتن و سایر سطوح
روکش قابل زدودن ^۱	سطوح غیر متخلخل وسیع
پاک کردن با بخار	اشکال پیچیده، سطوح بزرگ
پاک کردن با ساینده	سطوح فلزی و بتن، ابزارآلات دستی
پاشش اسفنج ^۲	رنگ، روکش محافظ، زنگ، سطوح فلزی
پاشش CO ₂ ^۳	پلاستیک، سرامیک، کمپوزیت، فولاد، بتن، رنگ
پاشش پرفشار نیتروژن مایع	فلزات، بتن
جریان تند فربون ^۴	اجزای مجزا داخل گلاوباکس ^۵
پاشش یخ خشک ^۶	پوشش‌ها، سطوح بتنی
پاشش پرفشار و خیلی پرفشار جریان آب	سطوح غیر قابل دسترس، فولاد سازه‌ای، قسمت‌های درونی سلول
تراشیدن، ساییدن	کف‌ها و دیوارها
کلنگ زنی/ضربه زنی/رنده کاری	بتن، سطوح فلزی
آسیاب	تعداد زیادی موارد هم شکل
سوراخ کاری و خرد کردن	بتن
ملاط منبسط شونده	لایه‌های ضخیم بتن
خرد کننده آسفالت و چکش بادی آهنبر	کف‌ها، دیوارها

الکترولیز خشک از انحلال آندی لایه‌های سطحی آلوده فلز عمل آوری شده استفاده می‌کند، و برای شکل‌های فلزی مسطح به کار گرفته می‌شود. این روش از اسید اکسالیک به عنوان الکترولیت و چگالی‌های جریان تقریباً 100 cm/ma^2 استفاده می‌کند. رفع آلودگی شیمیایی از محلول‌های الکترولیتی بر پایه اسید سیتریک (غلظت‌های تقریبی 100 g/L) و اسید نیتریک (تقریباً 20 g/L) و NH_4NO_3 (تقریباً 50 g/L) با چگالی‌های جریان تقریباً $100\text{--}200 \text{ cm/ma}^2$ و دماهای الکترولیت $25\text{--}50^\circ \text{C}$ استفاده می‌کند. دوره زمانی یک دوره رفع آلودگی تقریباً 3° دقیقه است. بهترین نتایج، به وسیله ترکیب یک مرحله الکترولیز با یک مرحله آمایش مکانیکی به کمک اولتراسوند^۷ حاصل می‌شود.

¹. Strippable coatings

². Sponge blasting

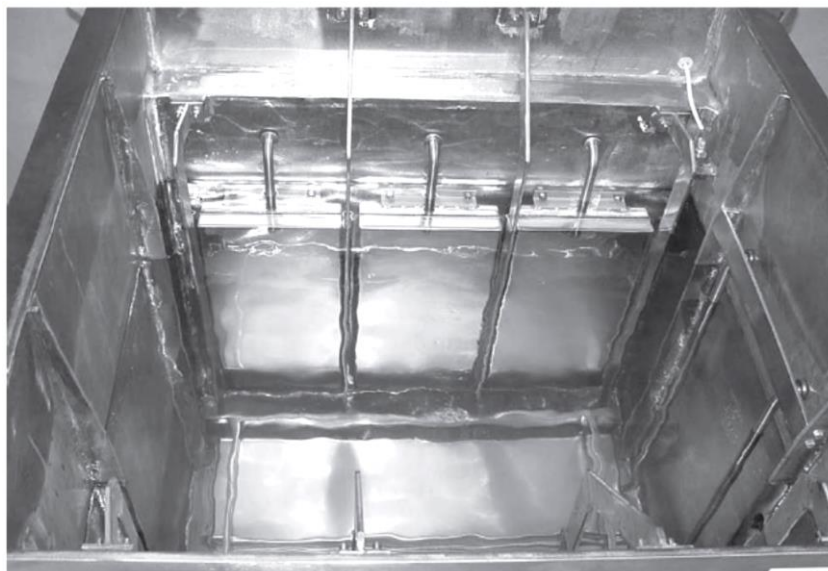
³. CO₂ blasting

⁴. Freon jetting

⁵. Glove-box

⁶. Wet ice blasting

⁷. Ultrasound



شکل ۱۳-۲. وان اولتراسونیک^۱ شیمیایی. با اجازه ام. پرازسکا^۲، All Deco، اسلواکی.



(الف)



(ب)



(ج)

شکل ۱۳-۳. فنون الکتروشیمیایی: (الف) ماشین الکترولیز خشک، (ب) وان الکتروشیمیایی و (ج) وسیله الکترو پولیشینگ. با اجازه ام. پرازسکا، All Deco، اسلواکی.

^۱. Ultrasonic

^۲. M. Prazska

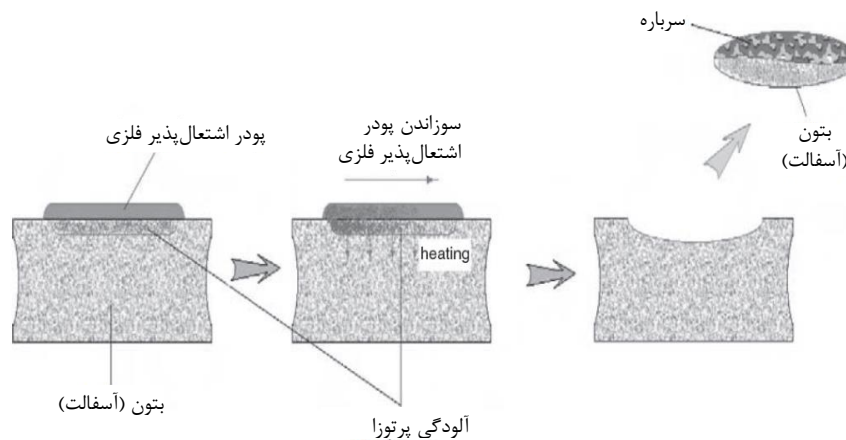
روش قدرتمند دیگر رفع آلودگی، صیقل دادن الکتروشیمیایی است که از پیل‌های صیقل‌دهی سیار بهره می‌گیرد. کاتد در یک پیل عایق شده و پر شده با الکترولیت چرخان و جریان‌ی الکتریکی تا 1 cm/A^2 قرار دارد. پیل سیار ویژه را می‌توان در موقعیت‌های افقی یا عمودی، بر سطوح مسطح و نیز در گوشه‌ها استفاده کرد. این شیوه حدود $5-2 \mu\text{m}$ از سطح فولاد زنگ نزن را طی تقریباً یک دقیقه می‌زداید.

جدول ۱۳-۶. فنون رفع آلودگی نوین.

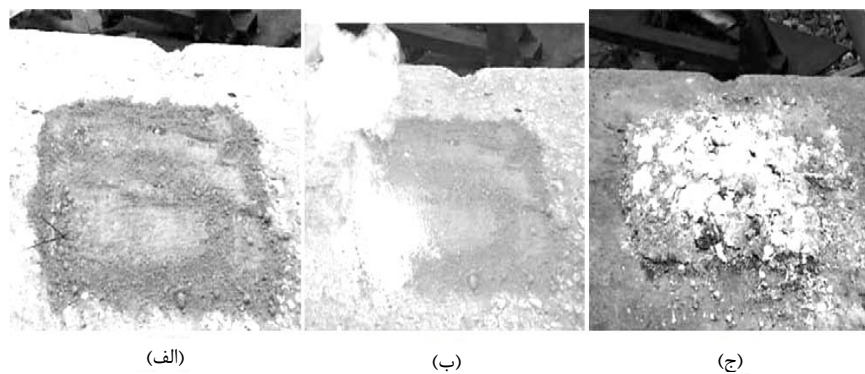
کاربردها	زمینه کاربرد	فن
از جنبه تجاری در دسترس‌اند، برای بتن نامناسب است، مواد حلال-جذب و موادی که انرژی اولترا سونیک را جذب می‌کنند.	اشیاء کوچک با آلاینده‌های دارای پیوند ضعیف	اولتراسونیک
از جنبه تجاری در دسترسند، آلاینده‌ها در سرباره تغلیظ شده‌اند، نامناسب برای فولاد فعال شده.	فلزات	ذوب کردن
از جنبه تجاری در دسترسند، از یک دسته از الکترودها استفاده می‌کند.	سطوح‌هادی	الکتروشیمیایی
از جنبه تجاری در دسترسند، از سوخت های فلزی پودری استفاده می‌کنند.	فلزات، بتن، آسفالت، روکش مواد احتراق ناپذیر	ترموشیمیایی
از جنبه تجاری در دسترسند، از مهاجرت الکتریکی یونی بهره می‌برند، به‌ویژه برای زدایش فلزات سنگین و عناصر با عدد اتمی بزرگ‌تر از اورانیوم کارا هستند.	خاک‌ها، بتن، آب زیرزمینی	الکتروسینتیک
فن آوری نوظهور	رنگ‌های اپوکسی، چسب‌ها، محصولات خوردگی، بتن	سایش با لیزر
فن آوری نوظهور	لایه‌های سطحی بتن	زیرسازی با ریزموج
فن آوری نوظهور	روکش آلی بر مواد احتراق ناپذیر	تخریب حرارتی
فن آوری نوظهور	دیوارها و کف‌ها با ته مانده‌های سمی	تخریب میکروبی
فن آوری نوظهور	سطوح آلوده، خاک‌ها	استخراج سیال فوق بحرانی

فن رفع آلودگی ترموشیمیایی از تبخیر حرارتی هسته‌های پرتوزا در نتیجه گرمای تولید شده هنگامی که لایه‌ای از پودر اشتعال‌پذیر فلزی بدون شعله بر سطح ماده آلوده شده می‌سوزد استفاده می‌کند (شکل ۱۳-۴). شکل ۱۳-۵ کاربرد فن ترموشیمیایی برای رفع آلودگی قطعات بتن عمیقاً آلوده شده (چندین میلی‌متر) را نشان می‌دهد.

ترکیب پودر اشتعال‌پذیر فلزی برای اعمال حرارت کافی بر سطح، به منظور تبخیر هسته‌های پرتوزا و همزمان با آن برای استقرار شیمیایی آنها در محصولات احتراق، مناسب است. سرباره تشکیل شده در طی احتراق پودر اشتعال‌پذیر فلزی به صورت یک فیلتر برای هسته‌های پرتوزا عمل کرده و در عمل، همه هسته‌های پرتوزای بخار شده را در ساختارش محبوس می‌سازد. سرانجام تکه‌های بتن و سرباره برای دفن جدا می‌شوند. در عمل، رفع آلودگی ترموشیمیایی زیر یک دودکش سیار ادامه می‌یابد. رفع آلودگی با استفاده از فن ترموشیمیایی به صورت کنترل از راه دور انجام می‌شود و قادر است در نواحی با دسترسی محدود، بدون یک منبع انرژی کمکی مورد استفاده قرار گیرد. جدول ۱۳-۷، بازده رفع آلودگی ترموشیمیایی را شرح می‌دهد.



شکل ۱۳-۴. طرحی از فن رفع آلودگی ترموشیمیایی.



شکل ۱۳-۵. رفع آلودگی ترموشیمیایی بتن: (الف) تقریباً $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ از سطح آلوده شده به وسیله لایه‌ای از پودر اشتعال پذیر فلزی پوشیده شد، (ب) سوزاندن پودر اشتعال پذیر فلزی، (ج) خرد کردن لایه‌های فوقانی بتن، که بر روی محصولات احتراق پودر اشتعال پذیر فلزی تبدیل شده به شیشه مستقر شده است.

جدول ۱۳-۷. کارایی فن رفع آلودگی ترموشیمیایی.

راندمان K (%)	انتقال هسته پرتوزا (%)	حداکثر دمای فرایند ($^{\circ}\text{C}$)	پایداری فرایند (min)	عمق زدایش ماده (mm)	ماده رفع آلودگی شده
۹۵-۹۹	۰٫۱-۰٫۵	۱۱۰۰	۲۰	۰٫۱-۰٫۱۵	فلز
۹۹٫۹	۰٫۱-۰٫۵	۴۰۰	۱۵	۲۵-۳۵	آسفالت
۹۵-۹۹	۰٫۱-۰٫۵	۱۳۰۰	۲۰	۴-۷	بتن

مراجع

- Baca, E., & Florkowsky, T. (Eds.). (2000). The Environmental Challenges of Nuclear Disarmament. London: Kluwer Academic Publishers.
- IAEA. (1983). Decommissioning of nuclear facilities: Decontamination, disassembly and waste management. TRS-230, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1985). Decontamination of nuclear facilities to permit operation, inspection, maintenance, modification of plant decommissioning. TRS-249, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1987). Techniques and practices for pretreatment of low and intermediate level solid and liquid radioactive wastes. TRS-272, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1993). Decontamination and decommissioning of nuclear facilities. TECDOC-716, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1994). Decommissioning techniques for research reactors. TRS-373, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1996). Requirements and methods for low and intermediate level package acceptability. TECDOC-864, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1997). Characterization of radioactive waste forms and packages. TRS-383, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1998). Interim storage of radioactive waste packages. TRS-390, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1999). State of the art technology for decontamination and dismantling of nuclear facilities. TRS-395, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS-402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Decommissioning techniques for research reactors. TECDOC-1273, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Long-term storage of spent nuclear fuel – survey and recommendations. TECDOC-1293, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Decommissioning of small medical, industrial and research facilities. TRS-414, IAEA, Vienna.
- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). Rendering Harmless Liquid Radioactive Waste. Moscow: Energoatomizdat.

- Ojovan, M. I., Karlina, O. K., Klimov, V. L., & Dmitriev, S. A. (2001). Thermochemical treatment of radioactive waste by powder metal fuels. Proc. Conf. IAEA-CN-87/72, IAEA, Vienna, pp. 212–217.
- Poluektov, P. P., Ojovan, M. I., & Petrov, A. G. (1998). Combustion kinetics of thin metalfuel layers in the thermal deactivation of various surfaces. Atomic Energy, 84, 519–524.
- Prazska, M., Rezbarik, J., Solcanyi, M., & Trtilek, R. (2003). Actual situation on the field of decontamination in Slovak and Czech NPPs. Czech Journal of Physics, 53, A687–A697.
- Sobolev, I. A., & Khomchik, L. M. (1983). Rendering Harmless Radioactive Waste at Centralised Facilities. Moscow: Energoatomizdat.

فصل چهاردهم

آمایش پسماندهای پرتوزا

۱۴-۱ اهداف آمایش

آمایش پسماند پرتوزای اولیه متضمن عملیاتی است که با تغییر مشخصات پسماند باعث مزیت ایمنی و صرفه جویی می‌شود. سه هدف اساسی آمایش عبارتند از:

- کاهش حجم
- زدایش هسته‌های پرتوزا
- تغییر حالت فیزیکی و ترکیب شیمیایی

مثال‌هایی از چنین عملیاتی شامل سوزاندن پسماند احتراق‌پذیر یا فشرده‌سازی پسماند جامد خشک (کاهش حجم)؛ تبخیر، فیلتر کردن یا تبادل یون جریان‌های پسماند مایع (زدایش هسته پرتوزا)؛ و خنثی‌سازی، رسوب‌دهی یا انعقاد اجزای شیمیایی (تغییر ترکیب) می‌باشد.

اغلب چندین مورد از این فرایندها به‌طور ترکیبی به‌کار گرفته می‌شوند تا رفع آلودگی مؤثری برای یک جریان پسماند مایع فراهم شود. ضریب کاهش حجم پسماند^۱ یک فرایند آمایش به‌صورت نسبت حجم اولیه پسماند آمایش شده V_0 به حجم نهایی پس از آمایش V_f تعریف می‌شود:

$$VRF = \frac{V_0}{V_f} \quad (۱-۱۴)$$

هرچه ضریب کاهش حجم بزرگ‌تر باشد، فرایند آمایش دارای بازده بیشتر است. با این وجود، کاهش حجم به ناچار منجر به تغلیظ هسته‌های پرتوزا می‌شود که ممکن است بر ایمنی و هزینه‌های فرایند تأثیر بگذارد.

آمایش ممکن است منجر به چندین نوع پسماند پرتوزای ثانویه مانند، فیلترهای آلوده، رزین‌های مصرف شده و لجن شود. بعد از آمایش، با توجه به نوع هسته پرتوزا در پسماند، ممکن است به تثبیت آن نیاز باشد یا نیازی احساس نشود.

۱۴-۲ آمایش پسماندهای آبی

در بیشتر موارد آمایش پسماند آبی برای تقسیم آن به دو بخش انجام می‌شود: یک حجم کوچک و تغلیظ شده حاوی اغلب هسته‌های پرتوزا و یک حجم بزرگ، که سطح آلودگی آن به‌اندازه کافی کوچک است که تخلیه آن در محیط‌زیست مقدور باشد (شکل ۱۴-۱).
ضریب رفع آلودگی^۲ حاصله از طریق یک فرایند آمایش آبی، به‌صورت نسبت غلظت اولیه هسته‌های پرتوزا در پسماند (A_0) به غلظت نهایی در بزرگ‌ترین جریان پسماند (برای مثال آب تصفیه شده) پس از آمایش (A_f) تعریف می‌شود:

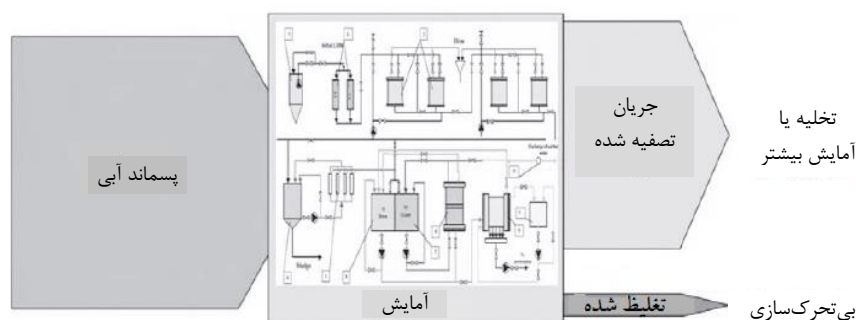
$$DF = \frac{A_0}{A_f} \quad (۲-۱۴)$$

ترکیبات شیمیایی و رادیوشیمیایی متنوعی برای پسماند آبی وجود دارد، بنابراین تعداد زیادی فن آوری آمایش برای تصفیه پسماند پرتوزای مایع توسعه داده شده است. توسعه یافته‌ترین روش‌های

^۱. Volume reduction factor (VRF)

^۲. Decontamination factor (DF)

آمایش پسماند آبی شامل تبخیر، رسوبدهی شیمیایی، جذب و تبادل یونی، میکروفیلتراسیون^۱، اسمز معکوس، الکترودیالیز^۲، انعقاد و اولترافیلتراسیون^۳ می‌باشد. جدول ۱۴-۱، ضریب رفع آلودگی حاصله برای تعدادی از فن‌آوری‌های متداول آمایش آب را شرح می‌دهد. در عمل معمولاً از چندین روش ترکیبی استفاده می‌شود، مثل؛ تبخیر کردن و به‌دنبال آن تبادل یونی.



شکل ۱۴-۱. طرحی از آمایش پسماند آبی.

۱۴-۲-۱ تبخیر

تبخیر روشی آزموده شده برای آمایش پسماند پرتوزای مایع است که هم دارای ضریب‌های رفع آلودگی بالا و هم تغلیظ خوب نمک‌ها و هسته‌های پرتوزا در باقی‌مانده ته ظرف است. آب زلال به‌صورت بخار خارج شده و اجزای غیر فراری مثل نمک‌ها و اغلب هسته‌های پرتوزا را برجای می‌گذارد. حضور نوکلیدهای فرار، مثل تریتم و بعضی اشکال ید و روتنیم، به‌خصوص در غلظت بالای اسید نیتریک، ضریب رفع آلودگی کل بالا برای تبخیر را کاهش می‌دهد. تبخیر پسماند پرتوزای مایع با محتوای کم نمک ($1-5 \text{ g/L}$)، معمولاً طی دو مرحله انجام می‌شود. در مرحله اول رفع آلودگی و سپس در مرحله بعدی تغلیظ انجام می‌شود. برای پسماندهای پرتوزای مایع با محتوای پر نمک (تا 400 g/L)، معمولاً فرایند تبخیر طی یک مرحله انجام می‌شود. تبخیرکننده‌های پسماند پرتوزا را معمولاً ساده می‌سازند تا مشکلات نگهداری به هزینه کاهش در بازده حرارتی کاهش یابد.

¹. Micro-filtration

². Electrodialysis

³. Ultrafiltration

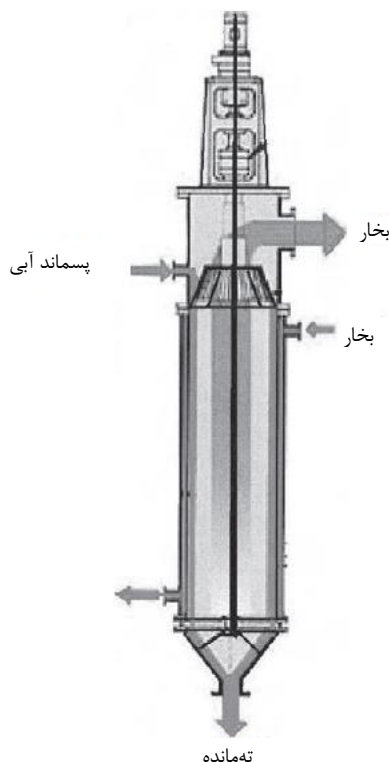
جدول ۱۴-۱. فنون آمایش آبی.

روش	کاربرد	فاکتور رفع آلودگی
تبخیر	حجم‌های بزرگ	$10^6 - 10^4 \sim$
شیمیایی رسوب‌دهی (انعقاد، لخته‌سازی، جداسازی، الکترو-انعقاد)	محتوی پر نمک $> 1 \text{ g/L}$	$10^2 - 10^1 \sim$ برای β γ و $10^3 - 10^1$ برای α
تبادل یون	محتوی کم نمک، $< 1 \text{ g/L}$ جذب انتخابی	$10^3 - 10^1 \sim$ $10^4 - 10^1 \sim$
اسمز معکوس	حجم‌های بزرگ	$10^3 - 10^2 \sim$
الکترو دیالیز	محتوی کم نمک و پر نمک	$10^3 - 10^2 \sim$
اولترافیلتراسیون	در ترکیب با دیگر روش‌ها	$> 10^2$ (ذرات و کلوییدها را می‌زداید)
میکرو فیلتراسیون	فن پیش آمایش	ذرات را می‌زداید

هر چند بعضی از پسماندها نیازمند طراحی پیچیده‌تر بوده و تبخیرکننده‌های غشای نازک^۱ مورد استفاده قرار گرفته‌اند (شکل ۱۴-۲).

معمولاً دستگاه تبخیر به‌صورت هیدرو نرمال، با بخار داغ تحت فشار تقریباً 0.5 Mpa و دمای 150°C ، با 380 m^3 بخار تولید شده در هر 1 m^3 پسماند آبی تصفیه شده کار می‌کند. تبخیرکننده‌ها مایعی پاک تولید می‌کنند که می‌توان آن را به‌طور مستقیم در محیط‌زیست تخلیه نمود و نیز ماده‌ای تغلیظ شده که می‌توان آن را برای انبارش دراز مدت در سیمان یا سایر بافت‌ها محصور کرده یا دفن نمود. معایب اصلی تبخیر، عبارتند از: سرمایه زیاد، هزینه زیاد انرژی و نگهداری، اندازه بزرگ تجهیزات، دماهای بالا، مشکلات خوردگی و ایجاد کف. وقتی فاکتورهای رفع آلودگی بالا (برای مثال $10^6 - 10^4$) مورد نیاز باشد، تبخیرکردن یکی از بهترین روش‌ها برای پسماند با محتوی نسبتاً پر نمک و برای سیالات خروجی حاوی اسید نیتریک است. با این وجود، در ارتباط با انرژی روشی گران محسوب می‌شود و مصرف انرژی نوعی، تقریباً 2.7 GJ/m^3 آب تصفیه شده است.

¹. Scraped film evaporators



شکل ۱۴-۲. طرحی از یک تبخیر کننده غشای نازک.

۱۴-۲-۲ رسوب‌دهی شیمیایی

رسوب‌دهی شیمیایی یا انعقاد واکنشگر، ناخالصی‌ها را با تغییر pH، پتانسیل الکترو-اکسایش یا هم‌رسوبی با استفاده از عوامل رسوب دهنده (منعقد کننده‌ها) مانند سولفات‌های آلومینیم یا آهن (III) از آب خالص رسوب می‌دهد. اکسیداسیون واکنشگر، موردی خاص از انعقاد واکنشگر است که در آن عوامل اکسید کننده، مثل پرمنگنات پتاسیم یا بی کرومات به یک محلول تصفیه شده افزوده می‌شوند تا ناخالصی‌های آلی را تخریب کنند یا ظرفیت یون‌های چند ظرفیتی را پس از رسوب گیری تغییر دهند. الکترو-انعقاد، فرایند رسوب‌دهی ناخالصی در آب است که با استفاده از جریان الکتریکی و یون‌های عبور کننده از آب تصفیه شده از طریق یک آند حل شونده، عمل می‌کند. مواد آند نمونه برای الکترو-انعقاد، آهن یا آلومینیم هستند. الکترو-اکسیداسیون از تجزیه ناخالصی‌های آلی تحت واکنش هیپوکلریت‌های تشکیل شده بر سطح آند، هنگامی که جریانی الکتریکی بین الکترودها در محلولی حاوی یون‌های کلرید عبور می‌کند استفاده می‌نماید. اوزون دار کردن برای

تجزیه ناخالصی‌های آلی از آب تخلیص شده غنی از اوزون استفاده می‌کند. یک روش معمول رسوب‌دهی شیمیایی از چهار مرحله تشکیل شده است:

- افزایش واکنشگرها، تنظیم pH برای تشکیل رسوب
- تشکیل لخته
- ته نشینی
- جداسازی جامد-مایع.

جدول ۱۴-۲ واکنشگرهای شیمیایی نمونه مورد استفاده در فرایندهای رسوبی را نشان می‌دهد.

جدول ۱۴-۲. ضریب رفع آلودگی زدایش هسته پرتوزا از طریق فرایندهای رسوب‌دهی شیمیایی.

هسته پرتوزا	واکنشگر فرایند	pH	فاکتور رفع آلودگی
Am, Pu	هیدروکسیدها (مثل فریک)	۷-۱۲	$>10^{-3}$
	اکسالات‌ها	۱	$>10^{-3}$
Cr	هیدروکسید آهن	≥ 8.5	$>10^{-2}$
Mn	هیدروکسید منگنز	≥ 8.5	$>10^{-2}$
	دی اکسید منگنز	≥ 8.5	$>10^{-2}$
Fe, Co	هیدروکسیدهای آهن (II) یا (III)	≥ 8.5	$>10^{-2}$
Sr	هیدروکسیدهای آهن (II)	۷-۱۳	وابسته به pH
	فسفات کلسیم یا آهن	>11	$>10^{-2}$
	کربنات کلسیم	۱۰.۵	$>10^{-2}$
	دی اکسید منگنز	>11	$>10^{-2}$
	سولفات باریم	≥ 8.5	$>10^{-2}$
	اسید پلی آنتیمونیک	۱	$>10^{-2}$

هسته پرتوزا	واکنشگر فرایند	pH	فاکتور رفع آلودگی
Ce , Nb , Zr	هیدروکسیدهای (آهن III)	$> ۸٫۵$	$۱۰^{-۲}$ - $۱۰^{-۳}$
Sb	هیدروکسیدهای آهن (II)	$۵ - ۸٫۵$	$۵ - ۱۰$
	هیدروکسید تیتانیم	$۵ - ۸٫۵$	$۱۰ - ۱۰^{-۲}$
	اسید پلی آنتیمونیک و دی اکسید منگنز	۱	$۲۰ - ۴۰$
	دی اورانات	$۸٫۵ - ۱۰٫۵$	$۲۰ - ۳۰$
	هیدروکسید آهن (II)	$۶ - ۱۰$	$> ۱۰^{-۲}$
Ru	مس + هیدروکسید آهن (II)	$۸٫۵$	$۱۰ - ۲۵$
	سولفید کبالت	$۱ - ۸٫۵$	$۳۰ - ۱۵۰$
	بوروهیدرید سدیم	$۸٫۵$	۵۰
	فروسیانید	$۶ - ۱۰$	$> ۱۰^{-۲}$
Cs	زئولیت	$۷ - ۱۱$	۱۰
	تترافنیل بورات	$۱ - ۱۳$	$۱۰^{-۲} - ۱۰^{-۳}$
	اسید فسفوتنگستیک	۱	$> ۱۰^{-۲}$
	فسفومولیبدات آمونیم	$۰ - ۹٫۵$	> ۱۰

رسوب‌دهی شیمیایی همواره تشکیل لجن می‌دهد و بنابراین همیشه متصل به روش‌های فیزیکی جداسازی لجن و مایع شفاف از یکدیگر بوده است. ته‌نشینی شامل نگهداری پسماند در یک مخزن است برای جداسازی ذرات جامد معلق از محلول، تحت نیروی جاذبه و با سرعتی که به وسیله قانون استوک^۱ تعیین می‌شود. هسته‌های پرتوزای موجود در یک جریان پسماند مایع، به حجمی کوچک‌تر از جامدات مرطوب تغلیظ می‌شوند که می‌توان آن را از توده مایع جداسازی کرد. با توجه

^۱. Stokes' Law

به سطوح پرتوزایی در پسماند اولیه و بر حسب فاکتورهای تغلیظ حاصله، لجن تولید شده به وسیله یک آمایش شیمیایی ممکن است به طور قابل ملاحظه‌ای پرتوزاتر از پسماند اولیه باشد. ضریب کاهش حجم پسماند و ضریب رفع آلودگی حاصل از یک فرایند رسوبی، به شدت بستگی به روش جداسازی جامد-مایع استفاده شده دارد. روش‌های معمول شامل ته‌نشینی، سرریز کردن، فیلتر کردن یا سانتریفیوژ^۱ است. آشکارا مشکل اصلی این است که فیلتر کردن اکثر رسوبات آهن دار مشکل است، زیرا به دلیل طبیعت ژلاتینی آنها، ممکن است به وسایل فیلتر کردن گران قیمتی نیاز باشد. با این وجود، فیلتر کردن ارزان‌تر از تبخیر است، مشروط به آن‌که ماده فیلتر شده نهایی بدون آنکه به آمایش بیشتر نیاز باشد، به اندازه کافی برای دفن خالص باشد.

فرایندهای رسوب‌دهی شیمیایی برای زدایش پرتوزایی از پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط به خوبی جا افتاده‌اند و در تأسیسات بازفرآوری سوخت مصرف شده، مؤسسه‌های تحقیقاتی و نیروگاه‌های هسته‌ای به طور عادی مورد استفاده قرار می‌گیرند. رسوب‌دهی شیمیایی معمولاً برای آمایش جریان‌های پسماند با حجم زیاد و پرتوزایی سطح پایین مورد استفاده قرار می‌گیرد، و نیز در مواردی که آمایش‌های با بازده بیشتر مانند تغلیظ با تبخیر حرارتی یا تبادل یون عملی نباشد از این روش استفاده می‌شود. به طور متناوب گاهی یک فرایند رسوبی می‌تواند مقدم بر روش‌های آمایش دیگر، مثل تبخیر یا تبادل یون باشد.

ممکن است رسوب‌دهی شیمیایی تحت تأثیر حضور عوامل کمپلکس دهنده در جریان پسماند، مقادیر اندک مواد آلی یا ذرات ریز قرار گیرد. ممکن است در این حالت‌ها پیش‌آمایش با استفاده از فیلتر کردن، میکرو فیلتر و اولترافیلتراسیون لازم باشد. فیلتر کردن یک فرایند تصفیه آب است و وقتی رخ می‌دهد که آب از میان لایه‌های دانه ریز مثل شن یا خاک کلایدیت^۲ ساییده (خاک منبسط شده) یا ماده ماکرو متخلخل مثل منسوجات بافته یا کاغذ صافی با اندازه‌های منفذ تا چندین ده میکرومتر پمپ شود. ذرات معلق و امولسیون‌ها به علت انسداد فیزیکی یا برهم‌کنش چسبناک با ماده فیلتری، نمی‌توانند عبور کنند.

۱۴-۲-۳ جذب و تبادل یون

جذب، فرایندی برای تصفیه آب است که وقتی آب از میان لایه‌ای از ماده دانه‌ای بار شده مانند کربن فعال یا زئولیت پمپ شود، اتفاق می‌افتد و بیشتر همانند سامانه تصفیه آب شرب منزل عمل می‌کند. ناخالصی‌های موجود در آب (مثل مولکول‌های حل شده آلی، یون‌ها و ذرات فعال سطحی)

^۱. Centrifugation

^۲. Claydite

از طریق فرایند جذب و در نتیجه برهم‌کنش فیزیکی و شیمیایی با مادهٔ بار شده، استخراج می‌شوند. تبادل یون، موردی خاص از جذب است و وقتی رخ می‌دهد که یون‌های موجود در محلول با یون‌های موجود در بافت دانه‌های بار شده تبادل می‌کنند. دانه‌های مورد استفاده، رزین‌های تبادل یون (شکل ۱۴-۳) و جاذب‌های معدنی طبیعی یا مصنوعی مانند هگزاسیانوفرات یا زئولیت‌ها هستند.



شکل ۱۴-۳. دانه‌های رزین تبادل یون آلی مورد استفاده در سامانه‌های آمایش آب.

برای زدودن یون‌های باردار مثبت و منفی از محلول، اغلب مخلوطی از رزین‌های کاتیونی و آنیونی در یک سامانه بستر ثابت استفاده می‌شود. برای مثال شکل هیدروژنی یک تبادل‌گر کاتیونی، یون هیدروژن خود را به داخل محلول منتشر کرده و به جای آن یک کاتیون Me^+ را از محلول حاوی پسماند بر می‌دارد:



که R، قسمت نامحلول متصل به کاتیونیت^۱ است. به همین ترتیب، یک تبادل‌گر آنیونی یون هیدروکسیدش را به داخل محلول منتشر کرده و یک آنیون را از محلول بر می‌دارد:

^۱. Cationite



که R^a ، بخش نامحلول متصل به آنیونیت^۱ است. از آنجا که H_2O فقط به‌طور ضعیفی تجزیه می‌شود، واکنش‌های تبادل یون به سمت راست معادله‌ها هدایت شده و به این ترتیب آنیون‌ها و کاتیون‌های باردار را می‌زدایند. بهره‌تصفیه تبادل یون، بستگی به ایزوترم تبادل یون، ضریب توزیع، عامل جداسازی و ضریب انتخاب‌گری دارد. سایر پارامترهای مهم تبادل‌گرهای یونی عبارتند از: ظرفیت تبادل یون، و پایداری شیمیایی/ مکانیکی.

ایزوترم جذب تبادل یون، غلظت یک جزء جذب شده در تبادل‌گر یون را به‌صورت تابعی از غلظت آن در محلول بیرونی، تحت شرایطی مشخص و در دمای ثابت نشان می‌دهد. ظرفیت تبدالی کل و در دسترس یک تبادل‌گر یونی به‌وسیله تعداد گروه‌های عاملی موجود در آن توصیف می‌شود. این مقدار برای یک ماده تبادل یونی معین، مقداری ثابت است و عموماً بر حسب میلی-اکیوالان بر گرم (meq/g)، بر مبنای وزن خشک ماده در شکلی معین بیان می‌شود. ظرفیت تبادل یون (K meq/g) با فرمول زیر تعیین می‌شود:

$$K = \left(C_o - C_e \right) \frac{V}{M} \quad (۵-۱۴)$$

که C_o و C_e به‌ترتیب غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون‌ها در محلول (meq/mL)، و V حجم محلول (mL) و M وزن جاذب (g) است. برای توصیف تبادل‌گرهای یونی، معمولاً دو عامل ظرفیت مورد استفاده قرار می‌گیرد. ظرفیت تبدالی ایستای کل تعیین شده تحت شرایط ساکن، و ظرفیت تبدالی پویای تعیین شده به‌وسیله عبور یک محلول از میان بستر تبادل‌گر. ظرفیت تبدالی وابسته به تعداد گروه‌های عمل‌کننده در هر گرم تبادل‌گر است. وسعت کاربرد ظرفیت تبدالی کل، بستگی به سطح یونیزاسیون گروه‌های عمل‌کننده تبادل‌گر و شرایط شیمیایی و فیزیکی فرایند دارد. ضریب توزیع K_d (mL/g)، توانایی یک تبادل‌گر یونی به جرم M (g) برای جذب یون‌ها از یک محلول آبی به حجم V (mL) را توصیف می‌کند:

$$K_d = \frac{\left(C_o - C_e \right) V}{C_e M} \quad (۶-۱۴)$$

^۱. Anionite

که C_e و C_o به ترتیب غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون‌ها در محلول هستند.

تحت شرایط پویا، که محیط تبادل یون به صورت بستر بسته‌بندی شده یا در ستونی به جرم $M_{bed} (g)$ به کار می‌رود، ضریب توزیع را می‌توان جهت محاسبه حداکثر ظرفیت فرضی بستر تبادل یون برای تخلیص حجم $V_{tot} (mL)$ از محلول پسماند استفاده کرد:

$$V_{tot} = K_d \cdot M_{bed} \quad (۷-۱۴)$$

ضریب انتخاب یک جاذب K^{M_1/M_2} برای یک یون M_1 در ارتباط با یون M_2 دیگر، به وسیله نسبت ضرایب توزیع تعیین می‌شود:

$$K^{M_1/M_2} = \frac{K_d(M_1)}{K_d(M_2)} \quad (۸-۱۴)$$

که $K_d(M_1)$ و $K_d(M_2)$ به ترتیب ضرایب توزیع یون‌های M_1 و M_2 هستند. جدول ۳-۱۴ ضریب انتخاب جاذب‌ها برای Cs در مقایسه با یون‌های Na در محلولی با غلظت‌های مختلف را نشان می‌دهد. با توجه به هدف مورد نظر، تبادل گرهای یونی مختلفی را می‌توان انتخاب کرد؛ برای مثال هگزاسیانوفرات دارای بالاترین ضریب انتخاب در جداسازی Cs از محلول‌های دارای Na است.

جدول ۳-۱۴. ضریب انتخاب جاذب‌ها به Cs^+ در مقایسه با Na^+

جاذب	$C_{Na} (mol/L)$	$K^{Cs/Na}$
رزین‌های اسیدی قوی *	۱/۰	<۱۰
رزین انتخابگر $^{*}Cs$	۶/۰	۱۱۴۰۰
زئولیت (موردنیت)	۰/۱	۴۵۰
سیلیکوتیتانات بلوری $^{***}(CST)$	۵/۷	۱۸۰۰۰
Ni-Na-هگزاسیانوفرات	۵/۰	۱۵۰۰۰۰

*. قسمت زیر را برای توصیف رزین‌های اسیدی ببینید.

** . قسمت زیر را برای توصیف میل ترکیبی رزین ببینید.

***. برای مثال تبادل گرهای تجاری IONSIV IE ۹۱۱ یک نوع CST است.

پایداری هیدرو- مکانیکی تبادل گرهای یونی، توانایی آنها در تحمل ضربه مکانیکی ایجاد شده توسط جریان آب است. سایدگی مکانیکی تبادل گرهای یونی ممکن است منتهی به از دست رفتن ذرات ریز به داخل پسماند گردد. رزین‌های تبادل یون آلی، به‌طور معمول دارای بالاترین پایداری هیدرو- مکانیکی هستند.

پایداری شیمیایی یک جاذب، هم با طبیعت شیمیایی آن و هم با ترکیب محلول پسماند مورد عمل ارتباط دارد. رزین‌های تبادل یون آلی، دارای بیشترین پایداری شیمیایی در محدوده وسیعی از pH هستند. جاذب‌های معدنی مبتنی بر فسفات و اکسی هیدرات‌های فلزات غیر آهنی، و نیز زئولیت‌های مصنوعی و معدنی، در محیط‌های اسیدی یا $\text{pH} < 3$ ناپایدارند. جاذب‌های معدنی مبتنی بر فروسیانیدهای فلز واسطه در محیط قلیایی با $\text{pH} > 10$ ناپایدار هستند. تعداد زیادی از تبادل گرهای یونی معمول، به‌طور مستمر برای آمایش پسماندهای پرتوزای آبی در دسترسند. اینها شامل انواع رزین‌های تبادل یون آلی، و جاذب‌های زیستی بر پایه چوب فرآوری شده، لیگنین^۱، تورف^۲ و کیتین^۳ هستند.

از جمله رزین‌های تبادل یون معدنی شامل موارد زیر هستند:

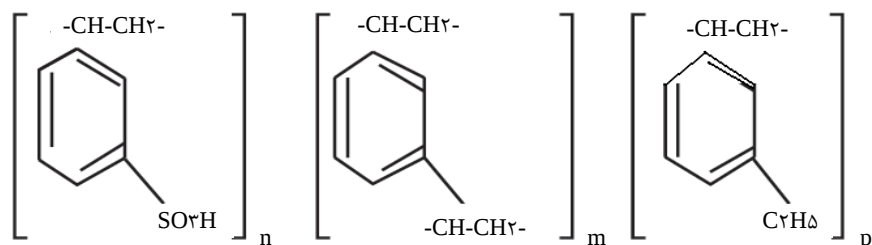
کلینوپتیلولیت^۴، زئولیت‌های مصنوعی (با میزان سیلیکای بیشتر که عموماً پایداری هیدروترمال بیشتر، فعالیت کاتالیتیکی اسیدی قوی‌تر، و آب‌گریزی بیشتری نشان می‌دهند) مانند زئولیت Na-Y، آلومینوسیلیکات و سیلیکاژل، فروسیانیدهای فلز واسطه، اکسی هیدرات‌ها و فسفات‌های تیتانیم یا زیرکونیوم در دانه‌های کروی، پیرولولزیت طبیعی، اکسید منگنز اصلاح شده و ذغال فعال. رزین‌های تبادل یون آلی، به‌طور گسترده‌ای در سامانه‌های تصفیه آب به کار می‌روند و در واقع همه راکتورهای هسته‌ای از تبادل گرهای یونی آلی استفاده می‌کنند. با توجه به نوع گروه عمل‌کننده، تبادل گرهای یونی را می‌توان به چندین نوع تقسیم بندی کرد: اسیدی قوی، بازی قوی، اسیدی ضعیف، بازی ضعیف. تبادل گرهای یونی آلی دارای گروه‌های سولفو- و فسفو- اسیدی، اسیدی قوی بوده در حالی که گونه‌های دارای گروه‌های قلیایی^۴- تایی- آمونیم، بازی قوی هستند. تبادل گرهای دارای گروه‌های فنولی و گروه‌های آمینو اولیه، به‌ترتیب تبادل گرهای اسیدی ضعیف و قلیایی ضعیفی هستند. تبادل گرهای با گروه‌های کربوکسی و^۳ تایی آمینو در میانه تبادل گرهای به‌ترتیب اسیدی و بازی قوی و ضعیف جای دارند. شکل ۱۴-۴، فرمول شیمیایی یک تبادل گر یونی آلی نوعی را نشان می‌دهد که دارای یک گروه عمل‌کننده SO_3H است.

^۱. Lignin

^۲. Turf

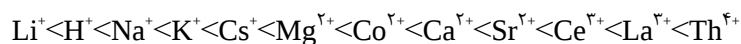
^۳. Chitin

^۴. Clinoptilolite

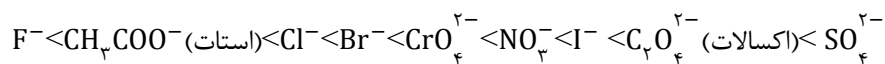


شکل ۱۴-۴. فرمول شیمیایی یک تبادله‌گر یونی آلی (۸-۲-KU).

برای رزین‌های تبادله‌گر یون آلی در غلظت‌ها و دماهای پایین، به‌طور معمول میل ترکیبی برای کاتیون‌ها مطابق سری زیر افزایش می‌یابد:



و برای آنیون‌ها:



عموماً، در صنعت هسته‌ای و به‌خصوص در آمایش پسماند، فایده‌ای از برگشت‌پذیری تبادله‌گر یون مثلاً در مورد امکان احیاء تبادله‌گرهای یونی گرفته نمی‌شود. وقتی ستون تبادله‌گر یون یک بار اشباع شد از کار افتاده و با آن به‌عنوان پسماند پرتوزا برخورد می‌شود. تبادله‌گرهای یونی معدنی به علت پایداری بیشتر و سهولت تثبیت آنها، بر نوع آلی ارجحیت دارند. می‌توان آنها را در سیمان، قیر و شیشه قرار داد، و نیز در فرم‌های پسماند سرامیکی که درجه بالاتری از نگهداری هسته‌های پرتوزا را تضمین می‌کنند. جدول ۴-۱۴ پارامترهای اصلی یک تبادله‌گر یونی معدنی مبتنی بر کلینوپتیلولیت طبیعی را ارائه می‌دهد.

جدول ۱۴-۴. پارامترهای جذبی یک جاذب کلینوپتیلولیت طبیعی.

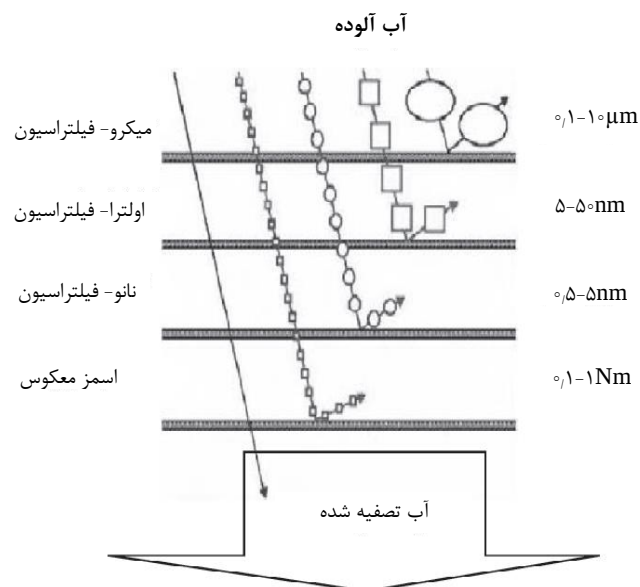
سطح			پارامترها
$< 0.5 \text{ meq/g}$	$0.5 - 1.0 \text{ meq/g}$	$> 1.0 \text{ meq/g}$	ظرفیت تبادل یون
$\text{Fe}^{3+}, \text{Cr}^{3+}, \text{Ce}^{3+}$ $\text{Ru}^{3+}, \text{Zr}^{4+}, \text{Nb}^{5+}$ Co^{2+}	$\text{Mn}^{2+}, \text{Cu}^{2+}$ $\text{Zn}^{2+}, \text{Cd}^{2+}$	$\text{K}^+, \text{Rb}^+, \text{Cs}^+$ $\text{NH}_4^+, \text{Sr}^{2+}$ $\text{Ba}^{2+}, \text{Ag}^+$ $\text{Tl}^+, \text{Pb}^{2+}, \text{Hg}^+$	
$K_d < 10^2$	$10^2 - 10^3$	$10^3 - 10^4$	ضریب توزیع، K_d
$^{144}\text{Ce}, ^{106}\text{Ru}$ $^{95}\text{Zr}, ^{95}\text{Nb}$	$^{90}\text{Sr}, ^{60}\text{Co}, ^{54}\text{Mn}$ $^{56}\text{Fe}, ^{65}\text{Zn}, ^{115m}\text{Cd}$	$^{137}\text{Cs}, ^{110m}\text{Ag}$ $^{226}\text{Ra}, ^{204}\text{Tl}, ^{133}\text{Ba}$	
پایین	رضایت بخش	بالا	انتخاب‌گری در حضور Ca, Mg, Na
$^{144}\text{Ce}, ^{106}\text{Ru}$ ^{95}Zr	$^{60}\text{Co}, ^{54}\text{Mn}$ $^{56}\text{Fe}, ^{65}\text{Zn}$ ^{115m}Cd	$^{137}\text{Cs}, ^{110m}\text{Ag}$ $^{204}\text{Tl}, ^{210}\text{Pb}, ^{90}\text{Sr}$ $^{226}\text{Ra}, ^{133}\text{Ba}$	
	۵-۹		pH بهینه

۱۴-۲-۴ روش‌های غشایی

روش‌های غشایی شامل میکرو- و اولترا-فیلتراسیون، و اسمز معکوس^۱ است (اما فقط محدود به این موارد نیست). شکل ۱۴-۵ حدود اندازه ناخالصی‌هایی که با کمک بعضی از این روش‌ها از محیط آبی زدوده می‌شوند را نشان می‌دهد.

میکروفیلتراسیون مشتمل بر پمپ کردن آب از طریق یک غشاء با سوراخ‌های در حد میکرو (دیافراگم) با اندازه خلل و فرج از ۰٫۱ تا چندین میکرومتر، تحت فشار کاری تا ۰٫۱ MPa می‌باشد. اولترافیلتراسیون نیز شامل پمپ کردن آب از طریق غشایی با سوراخ‌های از ۰٫۱ تا ۱ μm ، با فشار تا ۰٫۵ MPa می‌باشد که ذرات کلوییدی، امولسیون‌ها و بزرگ‌ترین مولکول‌ها و باکتری‌ها را در فرایند می‌زداید. اسمز معکوس از غشاهای با اندازه حفرات از ۰٫۰۰۱ تا ۰٫۰۱ μm و فشار کاری تا ۱۰ MPa استفاده کرده و عملاً کلیه ناخالصی‌های آب را می‌زداید.

^۱. Reverse osmosis



شکل ۱۴-۵. فرایندهای تصفیه غشایی.

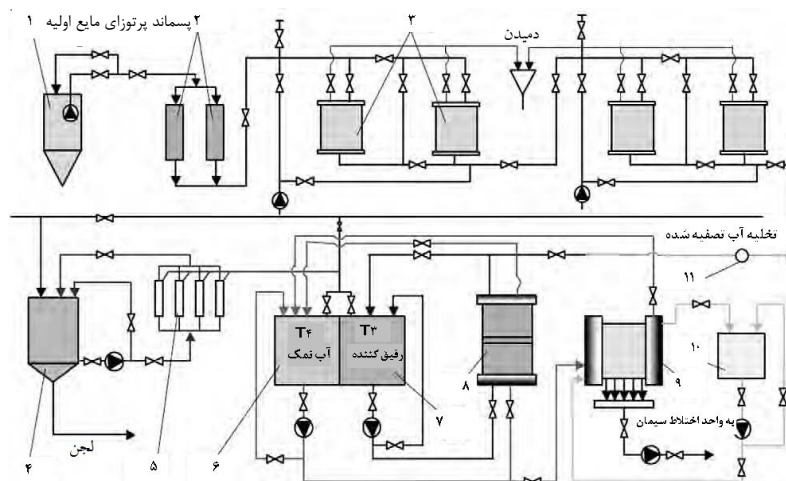
الکترودیالیز^۱ نوعی فرایند جداسازی غشایی است که در آن یک پتانسیل الکتریکی در عرض یک غشاء اعمال می‌شود. در یک نمونه نوعی سلول الکترودیالیز، غشاهای تبادل آنیونی و کاتیونی به دنبال هم در یک ردیف قرار می‌گیرند. یک میدان الکتریکی که برای عبور جریان از مجموعه کافی باشد، بین دو الکترود قرار داده شده در دو سر مجموعه اعمال می‌شود. یونها به علت جریان جاری شده از قسمت رقیق به غلیظ، از طریق غشاء انتقال می‌یابند. الکترودیالیز برای نمک زدایی و نیز برای آمایش پسماند پرتوزای آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد.

۱۴-۲-۵ روش‌های ترکیبی

در جریان‌های متغیر پسماند آبی مخلوط، اغلب برای حصول بهترین فاکتور رفع آلودگی برای پرتوزایی آلفای کل / یا بتا-گامای کل پسماند آبی، به چند روش آمایش نیاز است. شکل ۱۴-۶ یک

^۱. Electrodialysis

نمونه تأسیسات آمایش پسماند پرتوزای مایع را نشان می‌دهد که ترکیبی از روش‌ها و وسایل مختلف تصفیه است.



شکل ۱۴-۶. نمودار گردشی یک تأسیسات نوعی آمایش پسماند آبی: ۱. مخزن با پسماند پرتوزای مایع اولیه؛ ۲. فیلتر-مخزن؛ ۳. فیلتر؛ ۴. مخزن اولترافیلتراسیون؛ ۵. مدول اولترافیلتراسیون؛ ۶. مخزن آب شور؛ ۷. مخزن رقیق کننده؛ ۸. الکترودیالیزور^۱؛ ۹. الکترودیالیزور-تغلیظ کننده؛ ۱۰. مخزن برای محلول شستشو؛ ۱۱. کنترل برای آب آمایش شده.

تأسیسات آمایش آب می‌توانند به صورت ساکن یا سیار باشند. تأسیسات ساکن برای جریان‌های پسماند آبی ثابت، با ترکیب شیمیایی و هسته پرتوزای پایدار مناسب‌ترین هستند. تأسیسات از نوع مدول^۲ سیار، با درجه بالایی از انعطاف پذیری و بنابراین امکان آمایش با بازده بالاتر پسماندهای متغیر مشخص می‌شوند (شکل ۱۴-۷).

^۱. Electrodialyzer

^۲. Module



شکل ۱۴-۷. یک واحد نمونه دستگاه آمایش آب سیار. با اجازه وای. کارلین^۱، سیا رادون، روسیه.

۱۴-۳ آمایش پسماندهای مایع آلی

حجم پسماند آلی در مقایسه با پسماند پرتوزای آبی کمتر است، اگرچه خطر نگهداری نادرست آن ممکن است بالا باشد.

پسماند آبی پس از آنکه پرتوزایی آن واپاشی کرد یا با انجام آمایش زدوده شد، ممکن است در محیط زیست تخلیه شود. در مقابل، پسماند پرتوزای آلی نیازمند مراحل نگهداری است که نه تنها از لحاظ پرتوزایی بلکه از جنبه مقدار مواد شیمیایی آلی موجود که اثرات تعیین کننده ای بر محیط زیست دارد، باید به حساب آید. گزینه «رقیق کردن و پخش» که برای بعضی پسماندهای آبی و گازی به کار می رود، برای پسماندهای مایع آلی نامناسب است. آمایش مقادیر بزرگی از مواد مایع آلی پرتوزا دارای مشکلات بزرگ فنی و هزینه بالا است.

اهداف آمایش پسماند مایع آلی ممکن است شامل این موارد باشد:

- تبدیل به فرمی جامد
- تبدیل به فرمی معدنی برای تسهیل بی تحرک سازی

¹. Y. Karlin

- کاهش حجم
 - رفع آلودگی برای استفاده مجدد
 - تبدیل به فرمی آلی، سازگار برای تثبیت با سیمان.
- روش‌های اصلی آمایش پسماند آلی عبارتند از:

- سوزاندن
- امولسیون‌سازی برای تسهیل محصورسازی آن در سیمان
- جذب در داخل ماتریس
- تقطیر
- اکسیداسیون مرطوب.

سوزاندن فنی جذاب برای آمایش مایعات آلی است زیرا به راحتی قابل اشتعال بوده و کاهش حجم بالایی قابل دستیابی است. اطمینان از احتراق کامل پسماند و حفظ مواد منتشره از دودکش در حدود قابل قبول، از جمله مشکلات فنی اصلی این کار است. به علاوه برای حفظ هسته‌های پرتوزای فرار و ذرات پرتوزا لازم است سامانه تخلیه گاز، رهاسازی مواد شیمیایی سمی یا سیالات خروجی مضر مانند HCl ، SO_2 و NO_x را کنترل نماید. احتراق کنترل نشده و غیرصحیح می‌تواند منجر به تولید ترکیبات سمی مانند ترکیبات دیوکسین گردد. آمایش ترموشیمیایی با کمک سوخت‌های پودری فلزی (PMFs)^۱، دارای مزیت مهمی در آمایش مایعات آلی است چون وقتی مواد آلی را به‌طور کامل تخریب می‌کند، توکسین‌های شیمیایی تولید نکرده و هسته‌های پرتوزای فرار و نیز غیرفرار را در باقی‌مانده خاکستر- سرباره حاصل از احتراق، محبوس نگه می‌دارد.

یک روش ساده آمایش پسماند پرتوزای مایع آلی در محل تولید، تبدیل مایع به حالت جامد، به وسیله مواد جاذب است. مادامی که مقادیر اضافی جاذب موجود باشد، حتی نیازی به مخلوط کردن نیست؛ پسماند مایع را می‌توان در مخزنی مناسب به جاذب افزود و سپس همه مایع را جامد کرد. این روش به‌طور روزمره برای جامدسازی روغن پرتوزای توربین و پمپ مورد استفاده قرار می‌گیرد. مواد جاذب معمول عبارتند از:

- فیبر طبیعی (خاک اره، کتان)
- فیبر مصنوعی (پلی پروپیلن)
- ورمیکولیت^۲ (میکا)
- خاک رس

^۱. Powder metal fuels

^۲. Vermiculite

- خاک دیاتومه.

بازده جذب جاذب‌های مختلف می‌تواند با ضریبی از ۲ تا ۳ تغییر کند و تا ۳۰۰٪ ازدیاد حجم پسماند می‌تواند رخ دهد.

۱۴-۴ آمایش پسماندهای جامد

هدف اصلی از آمایش پسماند جامد، کاهش حجم آن است. با تبدیل پسماند از فرم قابل اشتعال به فرم غیر قابل اشتعال، خطر آتش‌سوزی پسماند کاهش می‌یابد. گزینه‌های در دسترس آمایش پسماند جامد شامل روش‌هایی مانند اینها هستند:

- فشرده‌سازی و فوق فشرده سازی
 - سوزاندن، پیرولیز^۱ (تغییر شیمیایی به وسیله حرارت)
 - ذوب کردن
 - تجزیه شیمیایی، ترموشیمیایی، بیوشیمیایی
- پسماند تغلیظ شده حاصل از کاهش حجم سپس بی‌تحرك‌سازی شده تا بسته‌بندی نهایی برای نگهداری موقت یا دفن صورت گیرد.

۱۴-۴-۱ فشرده‌سازی و فوق فشرده‌سازی^۲

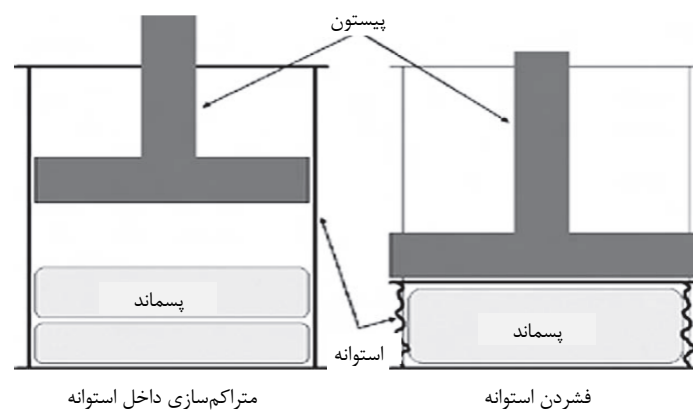
فشرده‌سازی مستلزم اعمال فشار بر پسماند جامد در مخازن یا جعبه‌ها برای کاهش حجم آن است. طرح‌ها و انواع مختلف فشرده سازهای نسبتاً ساده با نیروی فشاری بین ۱۰۰ kN و ۵۰۰ kN در دسترس‌اند که امکان کاهش حجم متفاوتی را فراهم می‌سازند. اینها دارای ضریب کاهش حجم نوعی از ۲ تا ۵ هستند. فشرده‌سازهای داخل بشکه‌ای^۳، پسماند را داخل بشکه‌ها فشرده می‌کنند، ولی خردکننده‌های بشکه‌ای نیروی بیشتری اعمال کرده و مستقیماً پسماند را در بشکه متراکم می‌کنند، و بنابراین امکان نشر غبار را کاهش می‌دهند (شکل ۱۴-۸).

بیشترین ضریب کاهش حجم، به وسیله فوق فشرده‌سازها به دست می‌آید که نیروهای بزرگ‌تر از ۱۲ تا ۱۵ مگا نیوتن اعمال می‌کنند. کاربرد نیروی بالاتر منجر به کاهش حجم بیشتر نمی‌شود (شکل ۱۴-۹). فوق فشرده‌سازها پسماند را به‌طور مستقیم در بشکه متراکم می‌کنند.

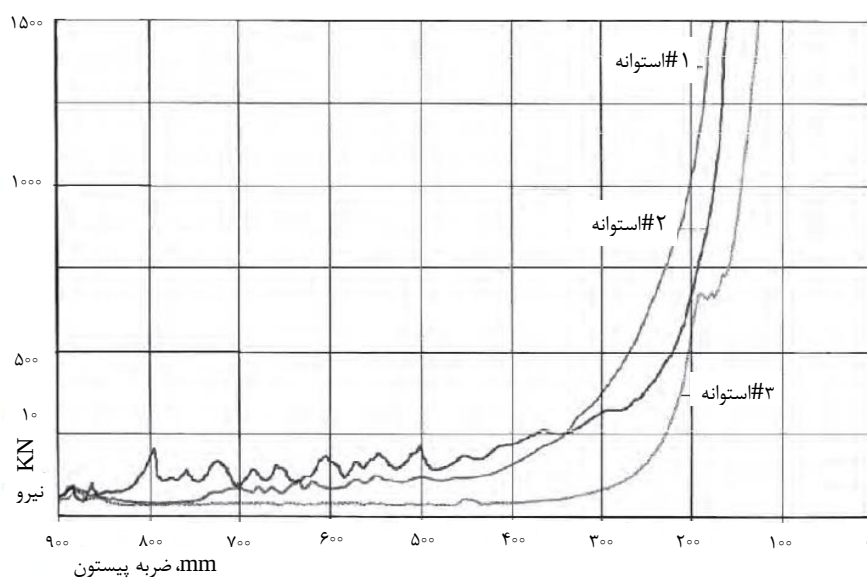
^۱. Pyrolysis

^۲. Super-Compaction

^۳. In-drum



شکل ۱۴-۸. طرحی از فشرده‌سازی پسماند پرتوزا.



شکل ۱۴-۹. ضربه پیستون یک فوق فشرده‌ساز به صورت تابعی از نیروی اعمال شده برای سه بشکه پسماند مختلف. اهداء فونتینه^۱، هلند.

^۱. Fontijne

شکل (۱۴-۱۰) یک دستگاه از این نوع و شبکه‌های حاصل از این روش را نشان می‌دهد. با توجه به نوع پسماند، ضرایب کاهش حجم فوق فشرده‌سازها می‌توانند به بزرگی ۱۰۰ نیز باشند. وضعیت تأسیسات فوق فشرده‌سازی که در حال حاضر در دنیا در دسترس‌اند، در جدول ۱۴-۵ ارائه شده است.



شکل ۱۴-۱۰. فوق فشرده‌سازی شبکه‌های پسماند پرتوزا. اهداء اف. آ. لیفانوف^۱، سیارادون، روسیه.

جدول ۱۴-۵. تأسیسات فوق فشرده‌سازی پسماند پرتوزای جامد.

کشور	تأسیسات، مکان	شروع کار	فشار اعمال شده (MN)	توضیح
استرالیا	سیبرسدورف ^۲	۱۹۵۵	۲۰	
بلژیک	مول، بلگوپروسس ^۳	۱۹۹۳	۲۰	
چین	مؤسسه انرژی اتمی چین	۲۰۰۰	۲۰	
فرانسه	لاهاژه، کوگما ^۴	۱۹۸۶	۱۵	
		۱۹۹۷	۲۵	ILW

^۱. F.A. Lifanov

^۲. Seibersdorf

^۳. Mol, Belgoprocess

^۴. La Hague, Cogema

کشور	تأسیسات، مکان	شروع کار	فشار اعمال شده (MN)	توضیح
	EDF بوگی ^۱	۱۹۹۰	۲۰	تأسیسات سیار
	سولانز ^۲	۱۹۹۱	۱۵	
	فرام اتم ^۳	۱۹۹۹	۱۵	
	برانسوتل ^۴	۱۹۸۳	۲۰	
آلمان	فورشنگزنتروم کارلسروهه ^۵	۱۹۸۴	۱۵	در سال ۲۰۰۱ اوراق شد
		۱۹۹۷	۲۰	
		۲۰۰۱	۱۵	
	آمرشام بوچلر ^۶		۲۰	با فن‌آوری AEA راه‌اندازی شد
	فیلیپسبورگ ^۷	۱۹۹۴	۲۰	
	جوتلیچ ^۸	۱۹۹۶	۱۵	
	وورگاسن ^۹	۱۹۹۷	۲۰	
	دورتموند، GNS		۲۰	
	لابمین، انرژی نورد ^{۱۰}		۲۰	
	گوندرده مینگن، KRB ^{۱۱}		۲۰	فاکیر ^{۱۲}
	KWU - کارلشتین ^{۱۳}	۱۹۸۸	۱۶	
آلمان				
ایتالیا	انی، کاساچیا ^{۱۴}	۱۹۸۸	۲۰	سامانه سیار
ژاپن	نیروی برق توکیو		۲۰	
هلند	COVRA، ولیسینگن ^{۱۵}	۱۹۹۳	۱۵	

^۱. EdF Bugey

^۲. Soulanes

^۳. Framatome

^۴. Brunsbittel

^۵. Forschungszentrum Karlsruhe

^۶. Amersham Buchler

^۷. Philippsburg

^۸. Juelich

^۹. Wurgassen

^{۱۰}. Lubmin, Energie Nord

^{۱۱}. Gundremmingen

^{۱۲}. Fakir 7

^{۱۳}. Karlstein

^{۱۴}. ENEA, Casaccia

^{۱۵}. Vlissingen

کشور	تأسیسات، مکان	شروع کار	فشار اعمال شده (MN)	توضیح
کره	KEPCO	۱۹۹۲	۲۰	سامانه سیار
روسیه	بالاکووو ^۱ ، NPP	۲۰۰۱	۲۰	
	سرگیو پوساد، رادون ^۲	۱۹۹۷	۱۵	
اسلوواکی	بیهانیس ^۳	۱۹۹۸	۲۰	
اسپانیا	ال کابریل ^۴	۱۹۹۲	۲۰	فاکیر ۳
بریتانیا	دونری ^۵ ، UKAEA	۱۹۹۰	۲۰	سامانه سیار
	BNFL، سلافیلد	۲۰۰۰	۲۰	۲ واحد
	WTC	۱۹۹۶	۲۰	برای پسماند دارای پلوتونیم به کار رفت
	UKAEA	۱۹۸۶	۲۰	
امریکا	فن آوری های BWX، B&W	۱۹۸۶	۱۵	قابل استفاده در طرح سوخت نیروی دریایی
	INEEL	۲۰۰۱	۲۰	
	GTS دوراتک ^۶	۱۹۸۷	۱۵	
		۱۹۹۰	۵۰	
	ساوانا ^۷ ، SRS	۱۹۸۶	۱۰	وست ولی ^۸ سابق
	هانفورد، ATG	۱۹۹۲	۱۵	
آمریکا	هانفورد، WRAP رایس ^۹	۱۹۹۶	۲۰	۲ واحد
	راکی فلاتز ^{۱۰} ، DOE	۱۹۸۹	۲۰	هیچگاه کار نکرد
	کم نوکلیر شیکاگو ^{۱۱}		۱۲	فاکیر ۲
	نوردن استات پاور ^{۱۲}	۱۹۸۵	۲۰	سامانه سیار

^۱. Balakovo

^۲. Sergiev Posad, Radon

^۳. Bihunice

^۴. El Cabril

^۵. Dounreay

^۶. Duratek

^۷. Savannah

^۸. West Valley

^۹. Hanford, WRAP Race

^{۱۰}. Rocky Flats

^{۱۱}. Chem Nuclear Chicago

^{۱۲}. Northern States Power

کشور	تأسیسات، مکان	شروع کار	فشار اعمال شده (MN)	توضیح
تایوان، چین	تایپاور، کوشنگ پلنت ^۱	۱۹۹۰	۲۰	
اوکراین	نیروگاه برق چملنیتسکی ^۲ جنوب اوکراین	۲۰۰۱	۲۰	

۲-۴-۱۴ سوزاندن

سوزاندن روشی حرارتی است که شامل اکسیداسیون اجزای قابل سوختن پسماند است و طی چندین دهه به‌طور موفقیت آمیزی برای پسماند پرتوزا مورد استفاده قرار گرفته است. ضریب هوای مازاد (α) یک فرایند سوزاندن، به‌صورت نسبت مقدار هوای تأمین شده $M_{\text{هوای}}$ (اکسیژن) به مقدار هم ارز هوا هم ارز $M_{\text{هم ارز}}$ (اکسیژن) مورد نیاز برای حصول اکسیداسیون کامل اجزای پسماند تعریف می‌شود:

$$\alpha = M_{\text{هوای}} / M_{\text{هم ارز}} \quad (۹-۱۴)$$

وقتی که فرایند پیرولیز رخ می‌دهد و گازهای سوختنی در محفظه احتراق ثانوی جداگانه یا بعد از مشعل سوزانده می‌شوند، سوزاندن را می‌توان با هوای مازاد یا اکسیژن ادامه داد به‌طوری‌که $\alpha > 1$ باشد، و اگر تأمین اکسیدکننده (اکسیژن) کنترل شده باشد ($\alpha = 1$) می‌شود، و چنانچه کاهشی در تأمین اکسیدکننده وجود داشته باشد، آنگاه ($\alpha < 1$) می‌گردد. بازده احتراق (E_c ، %) با اندازه‌گیری غلظت‌های دی‌اکسیدکربن $[CO_2]$ و مونواکسیدکربن $[CO]$ در گاز خروجی از زباله‌سوز تعیین می‌شود:

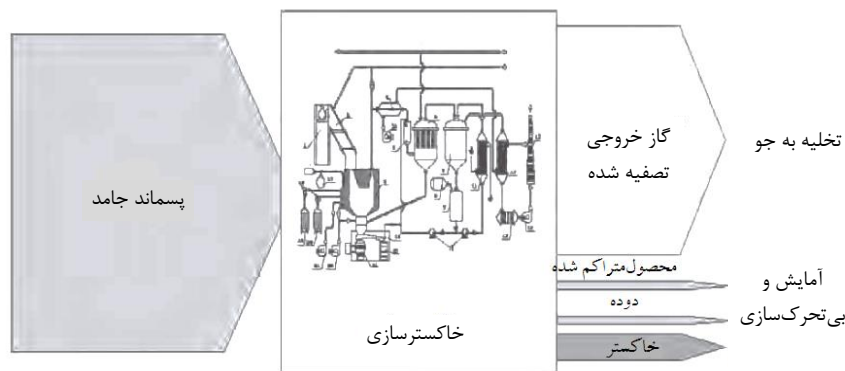
$$E_c = \frac{[CO_2] - [CO]}{[CO_2]} \times 100 \quad (۱۰-۱۴)$$

احتراق ایده‌آل مواد آلی وقتی حاصل می‌شود که هیچ‌گونه گاز CO در خروجی مشاهده نشود. معمولاً احتراق بالاترین کاهش حجم را به‌دست می‌دهد و پسماند را به فرمی تبدیل می‌کند که

^۱. Taipower, Kuosheng plant

^۲. Chmelnitsky

مناسب برای تثبیت بعدی و دفن است. سوزاندن علاوه بر گاز، ایجاد باقی مانده خاکستر، دوده و محصول میعان از سامانه‌های تصفیه گاز خروجی می‌کند (شکل ۱۴-۱۱).



شکل ۱۴-۱۱. طرحی از سوزاندن.

ضریب کاهش حجم پسماند (VRF)، برای یک فرایند سوزاندن معمولاً به صورت نسبت حجم پسماند اولیه V به حجم خاکستر باقی مانده $V_{\text{خاکستر}}$ تعریف می‌شود:

$$VRF = V_{\text{پسماند}} / V_{\text{خاکستر}} \quad (۱۴-۱۱)$$

دامنه نوعی ضرایب کاهش حجم پسماند سوزاندن، برای پسماند پرتوزای جامد بین ۵۰ و ۱۰۰، و برای پسماند مایع بین ۵۰۰ و ۱۰۰۰ است. خاکستر به طور معمول حاوی حدود ۹۵٪-۹۰٪ هسته‌های پرتوزای پسماند است که ۵٪-۱٪ آن در دوده و ۲٪-۰٫۱٪ در ماده متراکم شده (مایع) است. میزان هسته پرتوزا در یک پسماند قابل قبول برای سوزاندن، معمولاً محدود به یک پرتوزایی بتا 10^{-4} Ci/kg، و پرتوزایی آلفا 10^{-5} Ci/kg است. سوزاندن پسماند احتراق پذیر حاوی مقادیر بزرگ‌تری از هسته‌های پرتوزا، نیازمند سامانه‌های تصفیه و نگهداری ویژه برای گاز خروجی است که باعث افزایش هزینه عملیاتی و سرمایه‌گذاری می‌شود. سوزاندن پسماند در یک محفظه احتراق و روی شبکه قرار گرفته بر روی شعله رخ می‌دهد و پس از آنکه احتراق کامل شد خاکستر از طریق کفی‌های شیب دار رو به پایین تخلیه می‌شود. احتراق کامل اجزای فرار در محفظه احتراق دوم حاصل می‌شود. اینها معمولاً با مواد دیرگدازی مانند کربید سیلیکون پر می‌شوند تا به تلاشی کامل

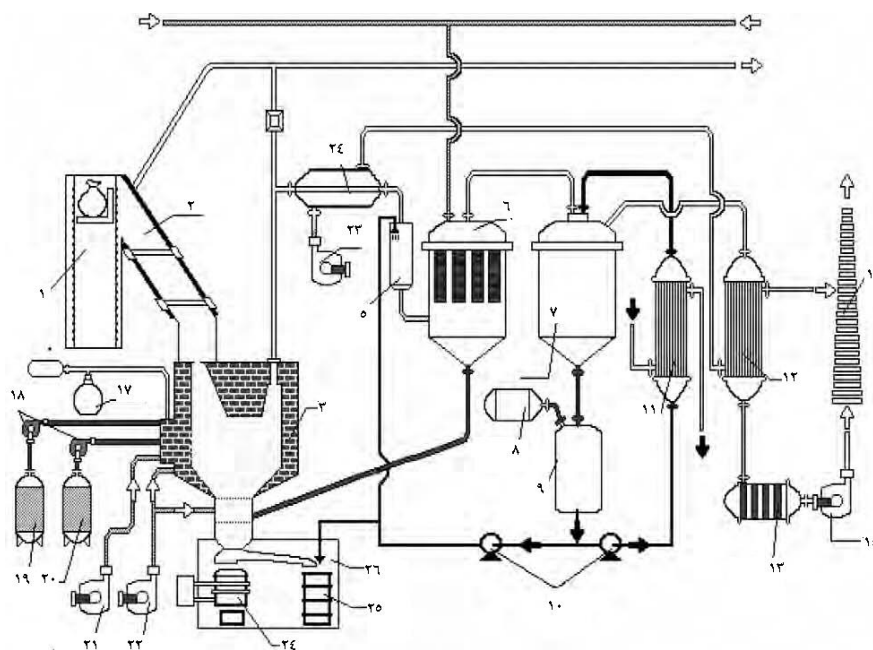
مواد آلی و سوزاندن آنها کمک نمایند (شکل ۱۴-۱۲). دماهای معمول در محفظه احتراق در محدوده °C ۹۵۰-۹۰۰ است، هرچند که در محفظه احتراق دوم حتی ممکن است بالاتر هم باشد.



شکل ۱۴-۱۲. نمای درونی یک زباله‌سوز مواد پرتوزا:

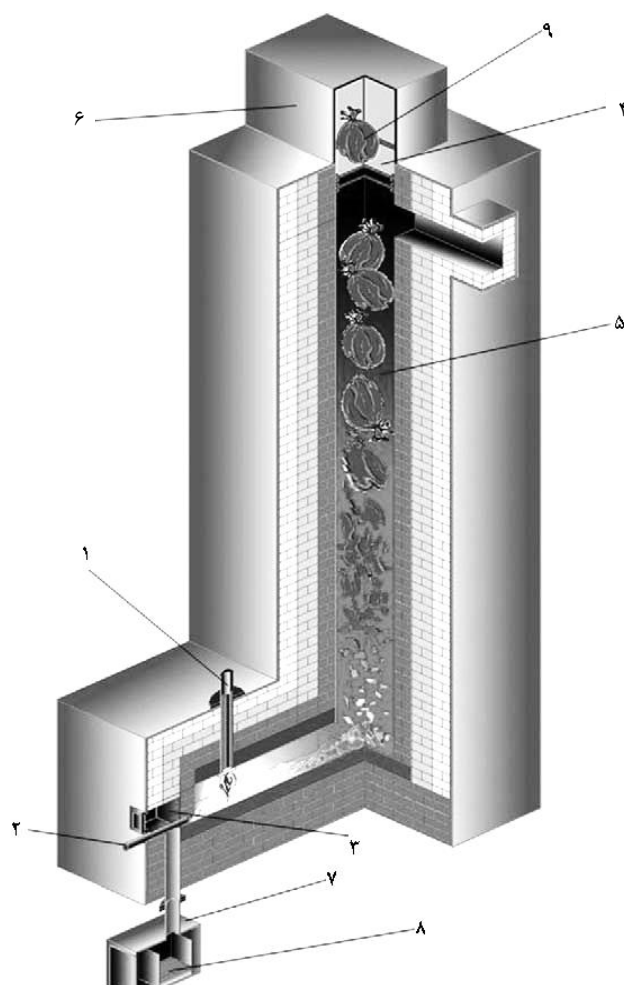
(الف) کوره دیواری، (ب) محفظه احتراق ثانوی پر شده با کاربرد سیلیکون.

شکل ۱۴-۱۳، نمودارگردشی از تأسیسات سوزاندن پسماند پرتوزا با منبع هوای مازاد ($\alpha > 1$) را نشان می‌دهد. چنین تأسیساتی قادرند ۲۰۰-۵۰۰ کیلوگرم پسماند را در یک ساعت بسوزانند. مصرف ویژه سوخت مایع، در حدود ۲۵/۰ کیلوگرم به‌ازای هر کیلوگرم پسماند است. یک قسمت مهم تأسیسات سوزاندن، سامانه تصفیه گاز خروجی است که مواد پرتوزا و مواد شیمیایی توکسینی را جدا کرده و اطمینان می‌دهد که تخلیه گاز خروجی زیر حدود مجاز باشد. یک سامانه تصفیه گاز زباله سوز، به‌طور معمول ضریب کاهش پرتوزایی ویژه‌ای بیش از ۱۰۰۰ را در گاز خروجی ایجاد می‌کند.



سامانه‌های پیشرفته سوزاندن ممکن است از پلاسما برای آمایش پسماند استفاده کنند، به این ترتیب خاکستر باقی مانده می‌تواند به‌صورت ماده‌ای شبه معدنی یا ماده مرکب شیشه‌ای ذوب گردد (بخش ۱۷-۱۱).

کوره‌های استوانه‌ای شکل دارای مشعل‌های پلاسمایی، به‌ویژه مؤثر بوده و قادر به عمل‌آوری پسماندهای آلی و نیز معدنی مثل شیشه، سرامیک، مواد ساختمانی، زباله و آرماتور فلزی بدون آمایش مقدماتی می‌باشند. انتقال هسته‌های پرتوزای تبخیر شده در کوره‌های استوانه‌ای با فیلتر کردن گازهای منتشر شده از پسماند در این نوع کوره‌ها به حداقل می‌رسد (شکل ۱۴-۱۴).



شکل ۱۴-۱۴. طرحی از یک تأسیسات سوزاندن پلاسما نوع استوانه ای. ۱. پلاسماترون، ۲. واحد ریزش، ۳. پنجره، ۴. مدخل، ۵. استوانه، ۶. خط تغذیه، ۷. واحد تخلیه، ۸. مخزن، ۹. بسته‌بندی پسماند.

در کوره‌های استوانه‌ای شکل دارای مشعل پلاسما (پلاسماترون‌ها)^۱، دماهای $1400-1600^{\circ}\text{C}$ قابل دستیابی است که می‌تواند باقی‌مانده خاکستر را ذوب نماید. کوره‌های سرباره پلاسما^۲، ایجاد سرباره

^۱. Plasmatrone

^۲. Plasma slagging furnaces

مایعی می‌کند که با خنک شدن به جامد تبدیل می‌شود و از جنبه شیمیایی ماده‌ای پایدار بوده و مناسب برای نگهداری دراز مدت و دفن نهایی است. سوزاندن پسماند گزینه‌ای جدی برای حجم‌های بزرگ گرافیت آلوده باقی‌مانده از راکتورهای دارای کند کننده گرافیت (بخش ۱۱-۲) است، با این وجود، در ارتباط با شکستن و احتراق گرافیت خیلی خالص و پتانسیل رهاسازی گازهای پرتوزا و تثبیت خاکستر باقی‌مانده مشکلاتی وجود دارد. وضعیت تأسیسات سوزاندن که در حال حاضر در سرتاسر دنیا موجودند، در جدول ۱۴-۶ ارائه شده است.

جدول ۱۴-۶. تأسیسات سوزاندن پسماند پرتوزای جامد.

کشور	تأسیسات، محل	شروع کار	ظرفیت	توضیح
اتریش	سپیرسدورف ^۱ ، NRC	۱۹۸۳	۴۰ kg/h	پسماند جامد
بلژیک	مول، بلگوپروسس	۱۹۹۵	۶۱ kg/h مایع، ۷۹ Kg/h جامد	جامدات، مایعات، رزین تبادل یون
کانادا	تولید برق انتاریو، تأسیسات مدیریت پسماند غربی	۱۹۷۶	روز/۱۷ m ^۳ جامد، ۹ L/h مایع	سامانه بارگیری یخ (ناپیوسته)، سال ۲۰۰۱ تعطیل شد
		۲۰۰۲	روز/۲ t جامد، ۴۵ L/h مایع	تغذیه پیوسته
فرانسه	کادارچه ^۲ ،	۱۹۸۸	۲۰ kg/h	
	سوکودی سنتراکو ^۳	۱۹۹۸	سال/۳۵۰۰ t جامد، سال/۱۵۰۰ t مایع	LLW تجاری
	ملوکس ^۴	۱۹۹۴	۲۰ kg/h	پسماند آلفای جامد
	والدوک ^۵ ، IRIS	۱۹۹۶	۷ kg/h	پسماند آلفای جامد
	گرنوبل ^۶		۲۰ kg/h	

^۱. Seibersdorf

^۲. Cadarache

^۳. Socodei Centraco

^۴. Melox

^۵. Valduc

^۶. Grenoble

کشور	تأسیسات، محل	شروع کار	ظرفیت	توضیح
آلمان	کارلسروهه	۱۹۸۰	۵۰ kg/h جامد، ۴۰ Kg/h مایع	جامدات، شامل پلاستیک‌ها، لاستیک؛ مایعات شامل روغن‌ها، حلال‌ها، امولسیون‌ها
هند	نیروگاه برق نارورا ^۱	۱۹۹۰		در دوره‌های کوتاه مدت استفاده شد
ژاپن	توکایی مورا، PNC	۱۹۹۱	۵۰kg/h جامد	
هلند	ولیسینگن اوست ^۲	۱۹۹۴	۶۰ kg/h جامد،	جامدات شامل لاشه حیوانات
	COVRA	۱۹۹۴	۴۰kg/h مایع	
روسیه	سرگیو پوساد ^۳ ، رادون	۱۹۹۱	۱۰۰ kg/h جامد، ۲۰ L/h مایع،	
		۲۰۰۲	۲۵۰ kg/h جامد،	مشعل پلاسمای کوره استوانه‌ای
اسلوواکی	نیروگاه هسته‌ای	۲۰۰۱	۵۰ kg/h جامد،	دوره‌هایی برای LLW
	یاسلوسکی بوهونیس ^۴ ، VUJE		۱۰ kg/h مایع،	استفاده شد
	تأسیسات فرآوری پسماند یاسلووسک بوهونیس، BSC	۲۰۰۱	۵۰ kg/h جامد، ۱۰ kg/h مایع،	دوره‌هایی برای LLW استفاده شد
اسپانیا	ال کابریل، ENRESA	۱۹۹۲	۵۰ kg/h (جامد+ مایع)	
سوئیس	وورنلینگن ^۵ ، PSI	۱۹۷۴	۲۵ kg/h	در ۲۰۰۳ تعطیل شد

^۱ Narora^۲ Vlissingen Oost^۳ Sergiev Posad^۴ Jaslovske Bohunice^۵ Wurenlingen

کشور	تأسیسات، محل	شروع کار	ظرفیت	توضیح
بریتانیا	نیروگاه هسته‌ای هینکلی پوینت ^۱			
امریکا	اوک ریج، زباله‌سوز TOSCA لوس آلاموس ^۲	۱۹۹۱	۷۰۰ kg/h جامد+ مایعات آلی	در ۲۰۰۳ تعطیل شد
	تأسیسات زباله‌سوز ساوانا ریور ^۳	۱۹۹۷	۴۰۰ kg/h جامد، ۴۵۰ kg/h مایع	برای حلال‌های بازفرآوری PUREX پسماندهای مخلوط و LLW
	اوک ریج، دوراتک ^۴	۱۹۸۹	~۲۰۰ kg/h	۲ واحد، LLW تجاری

۱۴-۳ تجزیه شیمیایی و ترموشیمیایی

تجزیه شیمیایی شامل هضم اسیدی مواد آلی بوده و دارای مزیت پرهیز از دماهای بالا است هرچند که کاهش اندکی در حجم پسماند به دست می‌دهد.

تجزیه ترموشیمیایی برای رزین‌های تبادل یون مصرف شده فرایندی، پسماندهای مختلط، پلیمری و پسماندهای حاوی کلر (مثل PVC) و اشیاء زیستی که سوزاندن آنها در زباله سوزهای متداول مشکل است، توسعه یافت.

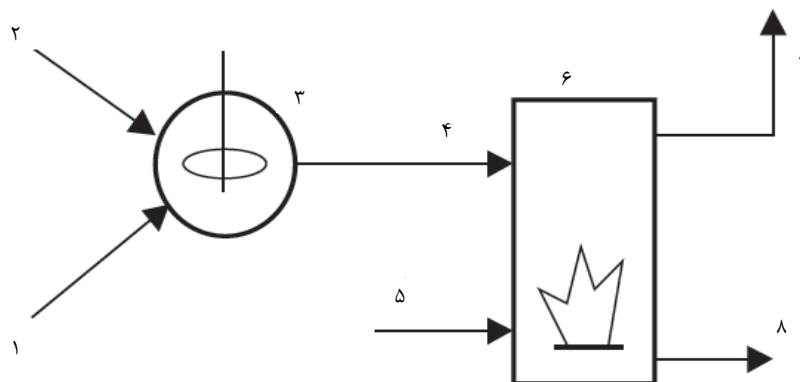
اینها با استفاده از سوخت‌های فلزی پودری (PMF) سوزانده می‌شوند که ترکیب آنها برای تأمین همزمان تجزیه کامل ماده آلی در پسماند، و نیز محبوس کردن اجزای پرتوزای خطرناک و شیمیایی در باقی‌مانده خاکستر- سرباره طراحی شده‌اند. شکل ۱۴-۱۵ طرحی از یک فرایند آمایش ترموشیمیایی را نشان می‌دهد.

^۱ Hinkley Point

^۲ Oak Ridge, TOSCA Incinerator Los Alamos

^۳ Savannah River

^۴ Oak Ridge, Duratek

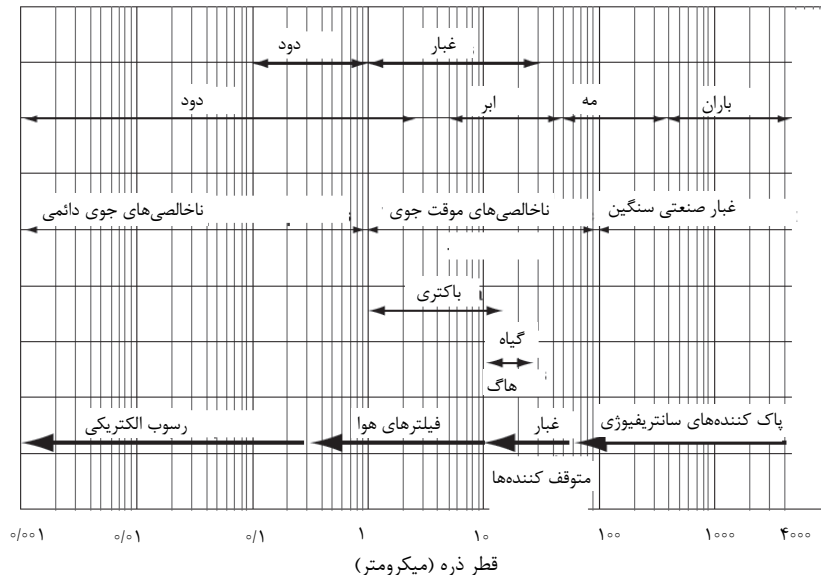


شکل ۱۴-۱۵. طرحی از یک فرایند آمایش ترموشیمیایی. ۱. خوراک پسماند، ۲. خوراک سوخت فلزی پودری، ۳. مخلوط کن، ۴. خوراک مخلوط، ۵. منبع هوا، ۶. راکتور (کوره)، ۷. گازهای خروجی، ۸. باقی‌مانده خاکستر-سرباره.

در این فرایند، موادی مثل رزین‌های تبادل یون مرطوب و سوخت‌های فلزی پودری با نسبت مناسب مخلوط شده و به داخل کوره تغذیه می‌شوند که در آنجا واکنش گرمازا رخ داده و مقادیر زیادی گرما آزاد می‌گردد و باعث تبدیل به گاز و تبخیر پسماند آلی می‌شود. هوا به داخل محفظه احتراق دمیده می‌شود ($\alpha > 1$) تا محصولات گازی پسماند و هیدروژن حاصل از واکنش سوخت‌های فلزی پودری، با آب سوزانده شود. این فرایند در کوره به نحوی کنترل می‌شود که هسته‌های پرتوزای موجود در پسماند، به ترکیباتی با فراریت اندک در باقی‌مانده خاکستر تبدیل شوند. دماهای نمونه فرایند در محدوده ۸۰۰ تا ۱۰۰۰ °C است.

۱۴-۵ آمایش سیالات خروجی گازی و منتقل شونده با هوا

عملیاتی که شامل جابه‌جایی ماده پرتوزاست ممکن است آلودگی پرتوزای منتقل شونده با هوا ایجاد کند. تفاوت اصلی بین سیالات خروجی منتقل شونده با هوا و پسماند پرتوزا در فازهای متراکم (مایع یا جامد) این است که ماده منتقله توسط هوا دارای هیچ حجم معینی نبوده و در محیط‌زیست به سرعت پراکنده می‌شود. بنابراین از تجهیزات و فن‌آوری‌های ویژه‌ای برای استقرار، گردآوری و آمایش سیالات خروجی منتقل شونده با هوا استفاده می‌شود. شکل ۱۴-۱۶، نمونه‌ای از ذرات جوی منتقل شونده با هوا و وسایلی که عموماً برای زدایش آنها از هوا به کار می‌رود را نشان می‌دهد.



شکل ۱۴-۱۶. توزیع اندازه ذرات منتقل شونده با هوا و مناسب ترین ابزار تصفیه.

سامانه‌های تهویه و پاک کننده هوا بخشی اساسی از طرح کلی هر نوع تأسیسات هسته‌ای از جمله آنهایی است که فرآوری پسماند پرتوزا را انجام می‌دهند. ترکیب یک سامانه تهویه که به خوبی طراحی شده با پاکسازی کامل هوای خروجی، از آلودگی پرتوزای هوا در نواحی کاری و در جو محیط جلوگیری می‌کند. عموماً، در تأسیسات هسته‌ای، جریان‌های هوا از نواحی با آلودگی بالا مثل هات سل‌ها و ظروف واکنش، جریان‌های گاز خروجی نامیده می‌شوند. اینها ممکن است شامل غلظت‌های بالاتری از هسته‌های پرتوزای منتقل شونده با هوا نسبت به جریان‌های هوای تهویه اتاق باشند که فقط از ناحیه تجهیزات و یا نشت از یک ناحیه سر بسته آلوده می‌شوند. بنابراین لازم است بنا به دلایل ایمنی زیست محیطی و شغلی، جریان‌های گاز خروجی قبل از اختلاط با هوای تهویه، آمایش شوند.

اهداف اصلی سامانه‌های تهویه و پاک کننده هوا عبارتند از:

- کنترل آلودگی منتقل شونده با هوا مطابق با سطوح کاری ایمن
- فیلتر کردن و پایش منبع هوا به صورت یکسویه
- حفظ جریان سمتی از نقطه با کمترین آلودگی به طرف نقطه با بالاترین آلودگی.
- پاکسازی هوای خروجی قبل از تخلیه به جو

• پایش آلاینده‌ها در فضاهای کاری و رهاسازی در محیط زیست.

در سازمان‌ها و تأسیسات غیر چرخه سوخت هسته‌ای، معمولاً سامانه تصفیه و تهویه هوا به نحوی طراحی می‌شود تا تحت شرایط طبیعی و حادثه‌ای بتواند کار کند. هوای خروجی به وسیله فیلترهای جذب کننده ذرات با کارایی بالا و جاذب‌ها صاف می‌شوند.

اجزای نمونه سامانه تهویه و محدودسازی شامل دودکش‌های دود، گلاوباکس، پنکه‌ها و تنظیم کننده‌های جریان هوا می‌باشد. جعبه‌هایی مانند گلاوباکس^۱ و محفظه‌های دود، تحت فشار منفی نگهداری می‌شوند تا از پراکندگی هسته‌های پرتوزا به محیط زیست جلوگیری شود.

آمایش گازهای خروجی از سامانه‌های آمایش پسماند در حال کار، پیچیده و پرخرج است (شکل ۱۴-۱۳). سامانه فیلتر کردن تأسیسات آمایش پسماند باید مواد پرتوزا و مواد زیان‌آور شیمیایی شامل فلزات سنگین و دیوکسین‌ها را تا حدود ایمن آمایش نماید. این سامانه شامل چندین ابزار فیلتر کننده است که هم غبار و هم دود و گاز آلاینده را می‌زداید. جدول ۱۴-۷، بازده تصفیه تجهیزات زداینده غبار را نشان می‌دهد.

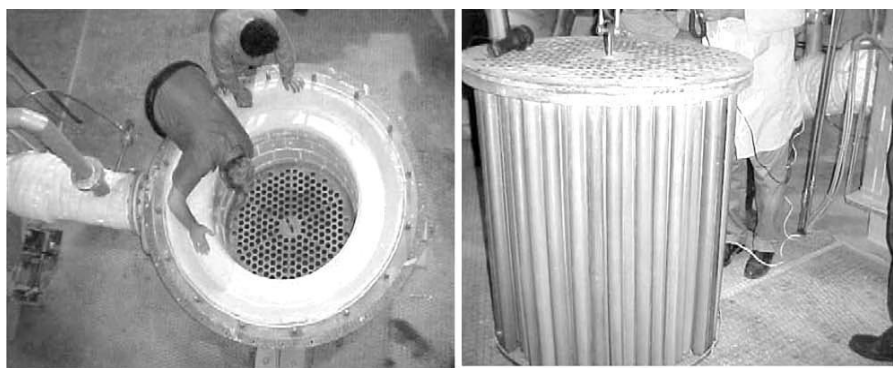
جدول ۱۴-۷. مشخصات عملیاتی تجهیزات تصفیه گاز.

نوع	محدوده اندازه ذره (μm)	سرعت گاز (m/min)	افت فشار (میلی‌متر ستون آب)	راندمان (%)
فیلترهای مرطوب	۰٫۱-۲۵	۳۰	۲۵-۱۲۵	۹۰-۹۹
هپا (سلولز آزیست)	<۱	۱٫۵	۲۵-۵۰	۹۹٫۹۵-۹۹٫۹۸
هپا (نسج تمام شیشه)	<۱	۱٫۵	۲۵-۵۰	۹۹٫۹۵-۹۹٫۹۹
رسوب دهنده الکترو استاتیک تک مرحله‌ای	<۱	۶۰-۱۲۰	۴-۱۲	۹۰-۹۹

برای آلاینده‌های گازی (مثل اکسیدهای $\text{C}^{۱۴}$ ، ید و گازهای نادر) از جاذب‌ها و وسایل تصفیه کننده و شستشودهنده استفاده می‌شود. سامانه‌های فیلتر کننده شامل چندین فیلتر است، که برخی از آنها در دمای بالا کار می‌کنند (فیلترهای خشک) و در شکل ۱۴-۱۷ نشان شده است. بقیه فیلترها (نوع مرطوب) با محلول‌های آبی کار می‌کنند. تمیزکننده‌ها و راکتورهای کاتالیتیکی برای زدودن گوگرد و اکسیدهای نیتروژن از گازها مورد استفاده قرار می‌گیرند.

^۱. Glove box

از خنک‌کننده‌ها و نیز رقیق‌سازی برای کاهش دمای گازهای خروجی و تسهیل زدایش آلاینده‌ها از جریان‌های گازی استفاده می‌شود. مرحله نهایی تصفیه گاز، استفاده از فیلترهای جذب‌کننده ذرات با کارایی بالا است (همچنین به‌عنوان فیلترهای مطلق موسومند).



(الف)

(ب)

شکل ۱۴-۱۷. یک نمونه فیلتر دمای بالای زباله‌سوز پسماند پرتوزا:

الف) نمایی از اجزای فیلتر، ب) لوله‌های فیلتر کردن.

۱۴-۶ مجزاسازی^۱ و تبدیل عنصری^۲

مجزاسازی، جداسازی هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی از پسماند است و معمولاً با ابزارهای شیمیایی انجام می‌شود. عملیات مجزاسازی در تأسیسات آمایش پسماند هسته‌ای، برای مثال در فدراسیون روسیه در پو «مایاک»^۳ برای استخراج هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی از پسماند با پرتوزایی سطح بالا انجام می‌شود.

تبدیل عنصری، تبدیل^۴ هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی/ یا دارای سمیت پرتوی، از طریق واکنش‌های هسته‌ای (فصل ۲) به هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه یا پایدار در راکتورها یا با استفاده از شتاب دهنده‌ها است. مجزاسازی و تبدیل عنصری انتخابی مناسب برای کاهش موجودی نوکلیدهای دارای عمر طولانی و دارای سمیت پرتوی مانند I , Tc , Np و Am است و به این ترتیب پسماند به‌جای 10^5 یا 10^6 سال، به تقریباً 10^3 سال زمان برای منزوی‌سازی نیاز دارد. فقط تعداد

^۱. Partitioning

^۲. تغییر یک عنصر شیمیایی به عنصری دیگر. این پدیده به‌طور طبیعی از طریق واپاشی هسته‌ای عادی یا از طریق مصنوعی انجام می‌شود Transmutation.

^۳. PO “Mayak”

^۴. Transformation

محدودی از هسته‌های پرتوزا هستند که مجزاسازی آنها آسان بوده و نیز مایل به تبدیل عنصری هستند. بنابراین اکثر هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی نیازمند یک گزینه آمایش جایگزین هستند. فن‌آوری تبدیل عنصری، هنوز فقط برای هسته‌های پرتوزایی در حال پیشرفت است که مایل به تبدیل عنصری باشند و ممکن است به سال‌ها زمان نیاز باشد تا بتوان آن را در مقیاسی صنعتی ارائه داد. اتحادیه اروپا، ژاپن، فدراسیون روسیه و ایالات متحده، برنامه‌هایی برای تحقیق در مورد مجزاسازی و تبدیل عنصری دارند. این کار می‌تواند مقادیر پسماند و زمانی که نیازمند دفن در پسمان‌گور عمیق هستند را کاهش دهد، با این وجود این روش برای همه انواع پسماند پرتوزا قابل استفاده نمی‌باشد. هنوز هیچ نشانه واضحی از اینکه چه زمانی روش مجزاسازی و تبدیل عنصری گزینه‌ای قابل کاربرد گردد وجود ندارد.

مراجع

- Adamovich, D. V., Sobolev, I. A., & Dmitriev, S. A., et al. (2001). Experience on treating liquid radioactive wastes of the Russian State Center of Nuclear Shipbuilding. Proc. WM'01 Conference, Tucson, AZ, 31a2.pdf.
- Baca, E., & Florkowsky, T. (Eds.). (2000). The Environmental Challenges of Nuclear Disarmament. London: Kluwer Academic Publishers.
- Berlin, R., & Stanton, C. C. (1990). Radioactive Waste Management. New York: John Willey & Sons.
- Brunner, C. R. (1996). Medical Waste Disposal. Reston, USA: ICI.
- Golobokov, S. M., Dmitriev, S. A., Polkanov, M. A., Savkin, A. E., & Sobolev, I. A. (2001). Development of radioactive waste incineration technology at Moscow SIA Radon. Proc. WM'01 Conference, Tucson, AZ, 174.pdf.
- Hamling, B. H. (1960). Sources and control of radioactive materials in gaseous effluents from nuclear reactors and processing plants. In Nicholls, C. M. (Ed.), Progress in Nuclear Energy, Vol. 3: Technology, Engineering and Safety (pp. 348–368). Oxford: Pergamon Press.
- IAEA. (1983). Conditioning of low and intermediate level liquid radioactive wastes. TRS-222, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1983). Treatment of low- and intermediate-level solid radioactive wastes. TRS-223, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1984). Treatment of low and intermediate level liquid radioactive wastes. TRS-236, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1988). Design and operation of off-gas cleaning and ventilation systems in facilities handling low and intermediate level radioactive material. TRS-292, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1989). Treatment of off-gas from radioactive waste incinerators. TRS-302, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1992). Handling and treatment of radioactive aqueous wastes. TECDOC-654, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1993). Containers for packaging of solid and intermediate level radioactive wastes. TRS-358, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1994). Advances in technologies for the treatment of low and intermediate level radioactive liquid wastes. TRS-370, IAEA, Vienna.

- IAEA. (1996). Processing of nuclear power plant waste streams containing boric acid. TECDOC-911, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1998). Management of small quantities of radioactive waste. TECDOC-1041, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS-402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Technologies for the treatment of effluents from uranium mines, mills and tailings. TECDOC-1296, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Applications of ion exchange processes for the treatment of radioactive waste and management of spent ion exchangers. TRS-408, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Combined methods for liquid radioactive waste treatment. TECDOC-1336, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Implications of partitioning and transmutation in radioactive waste management. TRS-435, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Predisposal management of organic radioactive waste. TRS-427, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Review of national accelerator driven systems programmes for partitioning and transmutation. TECDOC-1365, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2000). Management of radioactive waste from the use of radionuclides in medicine. TECDOC-1183, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2004). Application of membrane technologies for liquid radioactive waste processing. TRS-431, IAEA, Vienna.
- Karlin, Y. V., Dmitriev, S. A., Iljin, V. A., & Ojovan, M. I. (2003). Elaboration of not large mobile modular installations "Aqua-Express" (300L/h) for LWR cleaning. Proc. WM'03 Conference, Tucson, AZ, 120.pdf.
- McFee, J.N., Pfrommer, C., Jr., Aident, M.L. (2001) Incineration systems. In C. Ho Oh (Ed), Hazardous and Radioactive Waste Treatment Technologies Handbook. Boca Raton: CRC Press, 4.1.3
- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). Rendering Harmless Liquid Radioactive Waste. Moscow: Energoatomizdat. - Ojovan, M. I., Lee, W. E., Sobolev, I. A., Dmitriev, S. A., Karlina, O. K., Klimov, V. L., Petrov, G. A., & Semenov, C. N. (2004). Thermochemical processing using powder metal fuels of radioactive and hazardous waste. Journal of Process Mechanical Engineering, 218E, 261–269.

- Simon, G. P. (1992). Ion Exchange Training Manual. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers (Hardbound). Treatment and conditioning of radioactive organic liquids. TECDOC-656, IAEA, Vienna.
- Sobolev, I. A., & Khomchik, L. M. (1983). Rendering Harmless Radioactive Waste at Centralised Facilities. Moscow: Energoatomizdat.
- Stefanova, I. G., & Mateeva, M. D. (2003). Development of combined method for treatment of liquid waste from reconstruction of shallow ground repository. TECDOC-1336, IAEA, Vienna, pp. 46–62.

فصل پانزدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در سیمان

۱-۱۵ تثبیت پسماند

تثبیت پسماند، پسماند خام که معمولاً حاوی آلاینده‌های سیار است را به شکلی جامد یا پایدار موسوم به فرم پسماند، تبدیل می‌کند. خصوصیات فرم پسماند این امکان را پدید می‌آورد که بتوان آن را جابه‌جا، انبارش و به طرز ایمن و مناسبی دفن کرد که به میزان بسیار زیادی خطر رهاسازی هسته‌های پرتوزا به محیط‌زیست را کاهش می‌دهد. آنطور که در بخش‌های ۳-۵ و ۳-۶ ارائه شد، می‌توان کمیت این کاهش را با استفاده از میانگین فاکتورهای کاهش تعیین نمود.

$$K_{wf} = \left(\sum_i \left(\frac{C_i(0)}{IL_i} \right) \exp(-\lambda_i t) \right) / \sum_i \left(\frac{C_i(0)}{IL_i} \right) \exp(-\lambda_i t) \Phi_i \quad (1-15)$$

که ضریب Φ_i بیانگر کسر رهاسده هسته‌های پرتوزا از فرم پسماند به محیط‌زیست است. هرچه فرم پسماند پایدارتر باشد، مقدار Φ_i کوچک‌تر بوده و مقدار کاهش پتانسیل رهاسازی هسته‌های پرتوزا بزرگ‌تر است. برای پسماند پرتوزای آبی درآمیخته با سیمان، K_{wf} می‌تواند از چند ده تا چند صد متغیر باشد. برای انبارش دراز مدت و دفن، تثبیت پسماند می‌بایست فرایندی برگشت‌ناپذیر باشد، تا از رهاسازی آلاینده‌ها از بافت پسماند طی مدت نگهداری و دفن جلوگیری کند. برآورد

سرعت فروشویی از یک بافت در طی دفن، موضوعی کلیدی در ارزیابی یک روش تثبیت پسماند است. انحلال‌پذیری کم بافت ($\Phi_i \ll 1$)، به معنی کاهش احتمال رهاسازی هسته پرتوزا است.

۱۵-۲ رفتار فروشویی فرم پسماند

رفتار فروشویی فرم‌های پسماند حاوی مقادیر مختلف هسته‌های پرتوزای پسماند با استفاده از سرعت‌های فروشویی بهنجار شده^۱ NR_i برای هر نوکلید i ام بر حسب (روز/ g/cm^3) و جرم بهنجار شده از دست رفته NL_i بر حسب g/cm^3 مقایسه می‌شود. اینها با استفاده از تعدادی آزمایشات مصوب (مانند پروتکل آزمون آژانس بین‌المللی انرژی اتمی، ۱۹۸۲-۶۹۶۱ ISO) برای اندازه‌گیری غلظت c_i (g/L) یا پرتوزایی a_i (Bq/L) نوکلیدهای در محلول آبی در تماس با فرم پسماند، پس از فاصله زمانی Δt برحسب روز تعیین می‌شوند. کسر جرمی یک نوکلید معین i در یک فرم پسماند به این صورت تعریف می‌شود:

$$f_i = \frac{w_i}{w_o} \quad (2-15)$$

که w_i جرم نوکلید در فرم پسماند (g) و w_o جرم فرم پسماند (g) است. پرتوزایی ویژه یک هسته پرتوزای معین در یک فرم پسماند q_i (Bq/g) به این صورت تعریف می‌شود:

$$q_i = \frac{A_i}{w_o} \quad (3-15)$$

که A_i پرتوزایی هسته‌های پرتوزا در فرم پسماند (Bq) است. سرعت فروشویی بهنجار شده نوکلیدهای غیرپرتوزا (روز/ g/cm^3) با استفاده از عبارت زیر محاسبه می‌شود:

$$NR_i = \frac{c_i V}{f_i S \Delta t} \quad (4-15)$$

که S مساحت سطح فرم پسماند در تماس با آب (cm^2)، و V حجم محلول برحسب لیتر و Δt زمان آزمایش برحسب روز است. سرعت فروشویی بهنجار شده نوکلیدهای پرتوزا (روز/ g/cm^3) با استفاده از معادله زیر به دست می‌آید:

¹. Normalised

$$NR_i = \frac{\alpha_i V}{q_i S \Delta t} \quad (۵-۱۵)$$

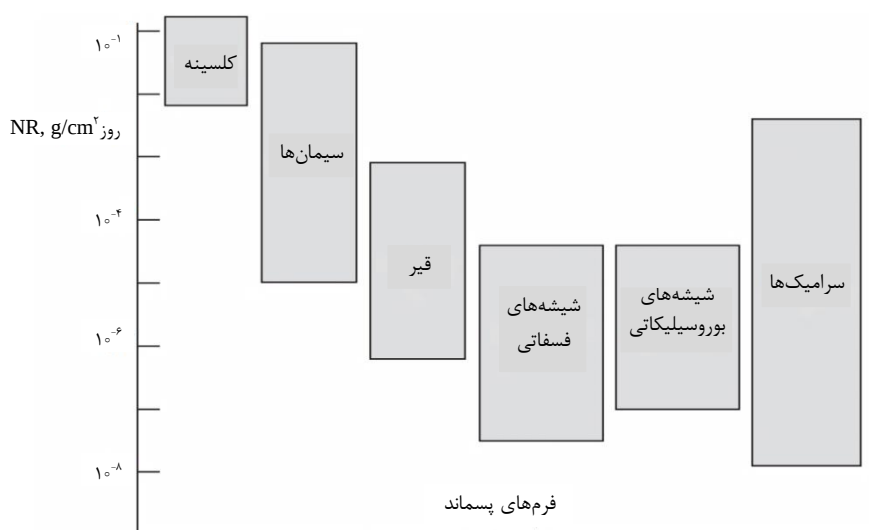
که α_i (Bq/L) پرتوزایی ویژه محلول است. جرم بهنجارشده از دست رفته (روز. g/cm^2) NL_i برای به ترتیب نوکلیدهای غیرپرتوزا و پرتوزا از این روابط به دست می آیند:

$$NL_i = \frac{c_i V}{f_i S} \quad (۶-۱۵)$$

و

$$NL_i = \frac{\alpha_i V}{q_i S} \quad (۷-۱۵)$$

رفتار فروشویی نمونه انواع فرم‌های پسماند در شکل ۱-۱۵ توضیح داده شده است.



شکل ۱-۱۵. فروشویی انواع فرم‌های پسماند با آب. تکلیس، محصول پودری حاصل از حرارت دادن دوغاب با پرتوزایی بالای ناشی از بازفرآوری سوخت مصرف شده در دماهای زیاد است.

سرعت‌های فروشویی هسته‌های پرتوزا r_i را می‌توان با ضرب سرعت‌های بهنجارشده فروشویی NR_i در مقدار ویژه هسته پرتوزا q_i (Bq/g) تعیین نمود:

$$r_i = NR_i q_i \quad (۸-۱۵)$$

هرچه سرعت فروشویی بهنجارشده NR_i و پرتوزایی ویژه پسماند q_i بزرگ‌تر باشد، سرعت‌های فروشویی r_i بزرگ‌تر خواهند بود. پسماند دارای q_i بزرگ‌تر، یا نیازمند فرم پسماند پایدارتر است یا اینکه نیازمند بسته‌بندی اضافی برای کاهش ضرایب کلی Φ_i است (فصل ۳ را ببینید).

۱۵-۳ فنون تثبیت

انتخاب یک فرم پسماند مناسب برای تثبیت پسماند هسته‌ای مشکل است و پایداری تنها معیار نمی‌باشد. در هر فرایند تثبیت که مواد پرتوزا استفاده شده باشد، به‌خصوص اگر عملیات از دور کنترل شود و نگهداری لوازم ضروری باشد، فرایند و شرایط عملیاتی می‌تواند پیچیده باشد. بنابراین فن‌آوری‌ها و تجهیزات قابل اعتماد، ساده و محکم بر لوازم پیچیده و حساس تقدم دارد. مواد بافت و فنون متعددی برای تثبیت در دسترس هستند. انتخاب فن‌آوری تثبیت به طبیعت فیزیکی و شیمیایی پسماند و معیار پذیرش برای انبارش دراز مدت و امکان دفن پسماند ارسال شده بستگی دارد. تعدادی فرایند نظارتی و الزامات محصول، منجر به بررسی و پذیرش نوعی از بافت‌ها و فن‌آوری‌ها برای تثبیت پسماند شدند. فن‌آوری‌های اصلی تثبیت که به‌طور تجاری در دسترس بوده و دوام آنها ثابت شده است شامل تثبیت با سیمان، تثبیت با قیر و شیشه‌ای کردن می‌باشند. این فصل به تثبیت پسماند با سیمان می‌پردازد که مبتنی بر استفاده از سیمان‌های هیدرولیک است. تثبیت با قیر در فصل ۱۶، و شیشه‌ای کردن در فصل ۱۷ و دیگر بسترها مانند سرامیک‌ها در فصل ۱۸ مورد بحث قرار خواهند گرفت.

۱۵-۴ تثبیت در سیمان‌های هیدرولیک

سیمان‌های هیدرولیک مواد معدنی هستند که تحت شرایط محیطی، دارای توانایی واکنش با آب برای تشکیل محصول محکم و مقاوم به آب هستند. متداول‌ترین سیمان‌ها، شامل انواع مبتنی بر سیلیکات‌های کلسیم، مثل سیمان‌های پرتلند می‌باشند. تثبیت پسماندهای پرتوزا با سیمان برای سال‌ها اساساً به منظور تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط انجام شده است. مزیت‌های اصلی تثبیت به‌وسیلهٔ محصورسازی فیزیکی در سیمان عبارتند از:

- سیمان‌های ارزان و به آسانی در دسترس
- فرآوری آسان و کم هزینه در دمای محیط
- بافت سیمان به‌عنوان یک مانع نفوذ عمل کرده و مکان‌های جذب و واکنش را فراهم می‌کند.

- مناسب برای لجن، دوغاب، مایعات امولسیون آلی و جامدات خشک
- پایداری حرارتی، شیمیایی و فیزیکی خوب فرم پسماند
- شیمی قلبیایی که اطمینان از انحلال پذیری کم بسیاری از هسته‌های پرتوزای کلیدی را می‌دهد
- احتراق ناپذیری فرم پسماند
- فرم پسماند خوب با مقاومت فشاری مناسب که جابه‌جایی را تسهیل می‌سازد
- سهولت فرآورش از دور
- انعطاف‌پذیر بوده و می‌تواند برای فرم پسماند خاص اصلاح گردد.

سیمان پرتلند معمولی متداول‌ترین نوع سیمان مورد استفاده برای تثبیت پسماندهای مایع و جامد مرطوب در سراسر جهان است. در حال حاضر از چندین مخلوط بر پایه سیمان پرتلند معمولی برای توسعه مشخصات فرم‌های پسماند و غلبه بر مشکلات ناسازگاری که همراه با ترکیب شیمیایی انواع خاص پسماند پرتوزا است، استفاده می‌شود. ممکن است که سامانه‌های سیمان مرکب (بخش ۹-۱۵) علاوه بر سیمان پرتلند معمولی از پودر اضافی نظیر سرباره کوره بلند و خاکستر سوخت ساییده استفاده نمایند. این کار باعث کاهش هزینه، صرفه جویی در انرژی و به‌طور بالقوه کارایی دراز مدت و برتر می‌شود. علاوه بر بافت فرم پسماند، سیمان‌های پرتلند معمولی در اجزای ساختاری هر نوع پسمان‌گوری (مثل دیوارها و کف) استفاده می‌شوند و از مواد پرکننده بالقوه هستند و به این ترتیب آگاهی از پایداری آنها در محیط زیرزمینی، حتی بدون پسماند نیز مفید است.

۵-۱۵ سیمان‌های هیدرولیک

سیمان پرتلند نوعی سیمان هیدرولیک است که با ساییدن کلینکرهایی که اساساً حاوی سیلیکات‌های کلسیم هیدرولیک است با سولفات کلسیم (ژپس) به‌عنوان افزودنی، تولید شده است. کلینکر با حرارت دادن مواد رسی با آهک در دماهای بالا ($> 1500^{\circ}\text{C}$) با تشکیل کلوخه‌های کوچک (به قطر ۵-۲۵ mm) تولید می‌شوند. قیمت کم و گستردگی دسترسی به سنگ آهک و منابع سیلیس طبیعی، سیمان پرتلند را یکی از ارزان‌ترین مواد مورد استفاده در جهان می‌سازد. ساخت و ترکیب سیمان‌های پرتلند، فرایندهای آبپوشی، و خواص شیمیایی و فیزیکی سیمان به‌طور گسترده مورد مطالعه قرار گرفته است.

سیمان پرتلند بیشتر شامل آهک (۶۵-۶۰ درصد وزنی CaO)، سیلیکا (۲۴-۲۱ درصد وزنی SiO_2)، آلومینا (۸-۳ درصد وزنی Al_2O_3)، و اکسید آهن (III) (۸-۳ درصد وزنی Fe_2O_3)، و نیز حاوی

مقادیر اندکی اکسید منیزیم ($2-^{\circ}$ درصد وزنی MgO)، سولفور تریوکسید ($4-1$ درصد وزنی SO_3) و سایر اکسیدهای وارده به‌صورت ناخالصی از مواد خام مورد استفاده در ساخت آن است. فازهای اصلی موجود در سیمان پرتلند غیر آبیوشی شده عبارتند از آلایت (تری کلسیم سیلیکات، Ca_3SiO_5)، بلیت (β -دی کلسیم سیلیکات، Ca_2SiO_4)، آلومینات (تری کلسیم آلومینات، $Ca_3Al_2O_6$)، و فریت (تتراکلسیم آلومینوفریت، $Ca_4(Al,Fe)_2O_7$). جدول ۱۵-۱، ترکیب و مخفف این ترکیب‌ها را نشان می‌دهد.

آبدارکردن اولیه سیمان، اساساً به‌وسیله مقدار و فعالیت تری کلسیم آلومینات (C_3A) کنترل می‌شود و با مقدار و نوع سولفات افزوده شده به سیمان در حین ساییدن، متوازن می‌گردد. هیدرات‌های C_3A به‌سرعت آبیوشی شده و بر مشخصات پیوندهای اولیه تأثیر می‌گذارند. بر مبنای این اطلاعات، تعدادی از سیمان‌ها با پایداری متفاوت یا مقاومت اولیه بالا طراحی شده‌اند. پنج نوع سیمان پرتلند قابل قبول در جدول ۱۵-۲ ارائه شده‌اند. ترکیب نمونه سیمان‌های پرتلند تجاری در جدول ۱۵-۳ ارائه شده است.

جدول ۱۵-۱. ترکیبات اصلی در سیمان پرتلند.

ترکیب	ترکیب اکسید	اختصار
تری کلسیم سیلیکات	$2CaO.SiO_2$	C_3S
دی کلسیم سیلیکات	$2CaO.SiO_2$	C_2S
تری کلسیم آلومینات	$3CaO.Al_2O_3$	C_3A
تتراکلسیم آلومینوفریت	$4CaO.Al_2O_3.Fe_2O_3$	C_4AF

جدول ۱۵-۲. انواع سیمان پرتلند و مصارف آن.

نوع سیمان	مصارف
۱	سیمان همه منظوره، وقتی شرایط محدود کننده‌ای وجود ندارد
۲	کمک در ایجاد مقاومت نسبی در برابر حمله سولفات
۳	وقتی مقاومت اولیه بالا ضروری باشد
۴	وقتی گرمای آبدارشدن اندک، مطلوب باشد
۵	وقتی به مقاومت بالا در برابر حمله سولفات نیاز باشد

جدول ۱۵-۳. ترکیب (% وزنی) سیمان‌های پرتلند تجاری.

نوع سیمان	C _۳ S	C _۲ S	C _۳ A	C _۴ AF	سایر
۱	۵۰	۲۴	۱۱	۸	۷
۲	۴۲	۳۳	۵	۱۳	۷
۳	۶۰	۱۳	۹	۸	۱۰
۴	۲۶	۵۰	۵	۱۲	۷
۵	۴۰	۴۰	۴	۷	۷

سیمان نوع ۱، به سیمان پرتلند معمولی (OPC)^۱، موسوم است و وقتی به خواص ویژه سایر انواع نیاز نباشد، برای مثال وقتی حمله سولفات از سوی پسماند مطرح نباشد، یا وقتی که حرارت آزاد شده به وسیله آبپوشی سیمان باعث افزایشی غیر قابل قبول در دما نشود، متداول ترین سیمان مورد استفاده است. سیمان‌های نوع ۱ به طور معمول دارای مقاومت فشاری بیش از ۱۹ MPa پس از ۷ روز است که روی قالب‌های مکعبی ملاط ۵۰-mm اندازه‌گیری شده است.

سیمان نوع ۲، سیمان پرتلند اصلاح شده است با مقادیر کاهش یافته C_۳S و C_۳A، که دارای سرعت آبپوشی کمتری نسبت به سیمان نوع ۱ بوده و با سرعت کمتری حرارت آزاد می‌سازد و نیز دارای مقاومت بیشتری نسبت به حمله سولفات بوده و برای مواردی که احتیاط اضافی در برابر حمله ملایم سولفات اهمیت دارد، مورد مناسبی می‌تواند باشد.

سیمان نوع ۳، سیمان دارای مقاومت اولیه زیاد، با مقادیر C_۳S بالا و C_۲S کمتر است، مقاومت آن در نتیجه مقدار بالای تری‌کلسیم آلومینات و تری‌کلسیم سیلیکات موجود، به سرعت گسترش می‌یابد. این گسترش سریع مقاومت، توأم با سرعت بالای تولید گرما است که ممکن است مانع از کاربرد سیمان نوع ۳ برای تهیه بلوک‌های سنگین و یکپارچه پسماند تثبیت شده با سیمان شود.

سیمان نوع ۴، سیمانی است که در نتیجه آبپوشی حرارت کمی تولید می‌کند و دارای مقادیر کمی C_۳S و C_۳A و در نتیجه مقادیر بالایی C_۲S است و می‌تواند در درجه اول برای تهیه بلوک‌های سنگین و یکپارچه پسماند تثبیت شده با سیمان مورد استفاده قرار گیرد. سرعت کم تولید گرما در این نوع سیمان به میزان بالای دی‌کلسیم سیلیکات و مقدار اندک تری‌کلسیم سیلیکات و تری‌کلسیم آلومینات موجود در آن نسبت داده می‌شود.

سیمان نوع ۵، به علت میزان کم تری‌کلسیم آلومینات آن، سیمانی مقاوم به سولفات است. سیمان نوع ۵، سیمانی خاص و موردی مناسب برای استفاده در بلوک‌های در معرض فعل و انفعال شدید

¹. Ordinary portland cement

سولفات است. این نوع دارای سرعت کمتر رسیدن به استحکام نسبت به سیمان پرتلند معمولی است.

انواع سیمان پرتلند نوع ۱، ۲ و ۳ به‌طور معمول در تثبیت پسماند پرتوزا مورد استفاده قرار می‌گیرند. در حالی‌که سیمان نوع ۲ دارای مقاومت افزایش یافته‌ای در برابر حمله سولفات است، محلول‌های سدیم سولفاتی با هر سه نوع سیمان و تقریباً به یک نسبت بار، به‌طور موفقیت آمیزی تبدیل به جامد شده‌اند. محلول‌های آبی حاوی اسید بوریک، اگر ماده‌ای قلیایی (مثل آهک مرده یا NaOH) یا سدیم سیلیکات به سیمان افزوده شود، همچنین وقتی قلیائیت محلول تا $\text{pH} = 8-12$ افزایش یابد، می‌توانند جامد شوند. نشان داده شد که انواع ۱، ۲ و ۳ می‌توانند با چنین افزودنی‌هایی کار کنند. سیمان نوع ۳ برای پسماند مایع دارای اسید بوریک، به‌علت مشخصات عمل‌آوری سریع این نوع سیمان (بخش ۱۵-۶)، که در بسیاری موارد بر تأثیرات کند کننده در آ‌پوشی القا شده به‌وسیله اسید بوریک (بخش ۱۵-۸) مقابله می‌کند، ترجیح داده می‌شود.

۱۵-۶ آ‌پوشی سیمان

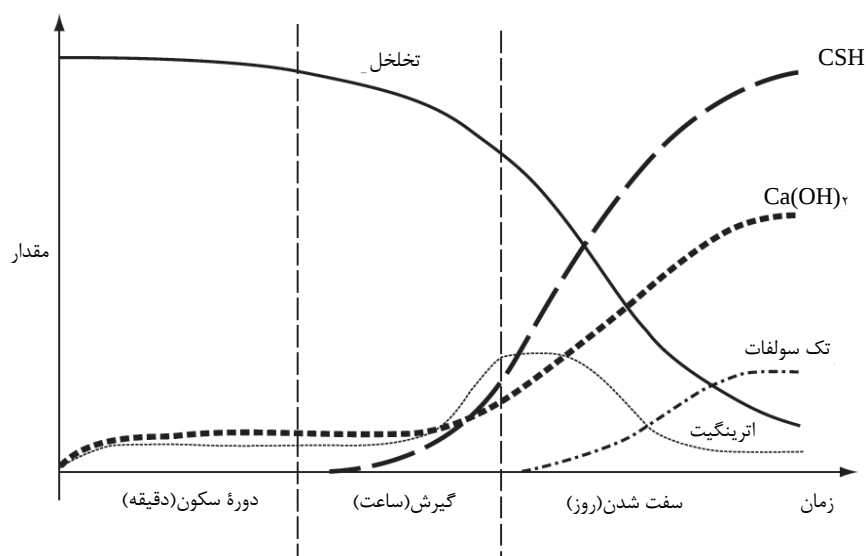
وقتی پودر سیمان پرتلند با آب مخلوط شود، فازهای قابل آ‌پوشی تحت مجموعه‌ای از واکنش‌های شیمیایی واقع می‌شوند که سرانجام منجر به سخت شدن می‌شود. واکنش‌های آ‌پوشی پیچیده‌اند و به دلیل تغییراتی که هم در محصولات تشکیل شده و هم ترکیب آنها پدید می‌آید، از جنبه هم ارزی شدید نیستند.

اساساً، دو ترکیب کلسیم سیلیکات (C_2S و C_3S) که تشکیل دهنده حدود سه چهارم وزن سیمان پرتلند هستند، با آب واکنش کرده و تولید دو ترکیب جدید-کلسیم هیدروکسید و یک کلسیم سیلیکات آ‌بدار موسوم به ژل توبرموریت^۱ می‌کنند. تری کلسیم آلومینات (C_3A) و تتراکلسیم آلومینوفریت (C_4AF) با مقدار خیلی بیشتری آب بر مبنای مولی، نسبت به ترکیبات کلسیم سیلیکات ترکیب می‌شوند. خلاصه‌ای از مراحل اولیه آ‌پوشی سیمان در شکل ۱۵-۲ ارائه شده است.

واکنش‌های آ‌پوشی به‌طور قراردادی به سه دوره تقسیم می‌شوند- یک دوره ساکن که معمولاً برای چند دقیقه پایان می‌پذیرد، دوره گیرش که ساعت‌ها به درازا می‌کشد و دوره سخت شدن که چند روز یا بیشتر طول می‌کشد تا کامل شود. ترکیب سیمان و ظرافت آن نقش مهمی در کنترل خصوصیات بتن ایفا می‌نماید. متوسط ظرافت و ریزی سیمان در محدوده از 3000 تا $5000 \text{ cm}^2/\text{g}$ متغیر است. ظرافت بیشتر باعث افزایش بیشتر در سطح در دسترس آ‌پوشی می‌شود و نیز سبب

¹. Tobermorite gel

مقاومت اولیه بزرگ‌تر و سرعت بیشتر رهاسازی حرارت می‌گردد. سیمان‌های زیرتر، ایجاد خمیرهایی با تخلخل بزرگ‌تر نسبت به سیمان ظریف می‌کنند. ریزساختار سیمان‌های آبدار، رفتار مکانیکی و پایداری بتن حاصل را تعیین می‌کنند.



شکل ۱۵-۲. طرحی از سینتیک آبپوشی سیمان.

C_2S و C_3S بیشترین اثر را بر توسعه ساختاری دراز مدت دارند. آلومینات‌ها نیز ممکن است در تشکیل ترکیباتی مانند اترینگیت (کلسیم-سولفو-آلومینات آبدار، $C_3A-3CaSO_4-32H_2O$)، که می‌تواند منجر به شکست در بتن شود، مشارکت کنند. سیمان‌های دارای مقدار بالای C_3S سریع‌تر آبدار شده و مقاومت اولیه بالاتری را نتیجه می‌دهند.

سیمان‌های دارای مقدار بیشتر C_2S خیلی کندتر آبپوشی می‌شوند، در $20^\circ C$ تقریباً یک سال طول می‌کشد تا به مقاومت نهایی خوبی برسند که منجر به ساختار نهایی متراکم‌تر و مقاومت دراز مدت بالاتری می‌شود.

۱۵-۷ ترکیب سیمان آبپوشی شده

هر یک از فازهای تشکیل‌شده در طی آبپوشی سیمان، بر ساختار و خواص آن تأثیر می‌گذارد. مهمترین مورد ژل توپرموریت است که جزء سیمانی اصلی بتن است. رفتار گیرشی و سخت شدن،

مقاومت و پایداری ابعادی در ابتدا وابسته به ژل توپرموریت است. توسعه ریزساختار سیمان آبپوشی شده پس از گیرش بتن رخ می‌دهد و برای ماه‌ها (حتی سال‌ها) پس از قراردادن ادامه می‌یابد. سیمان پرتلند معمولی به‌طور معمول پس از ۱۲ ماه، ۹۸٪-۹۵٪ آبپوشی می‌شود و شامل یک فاز آبی است که بیشتر محدود به پرکردن خلل و فرج با شعاع کمتر از $1\ \mu\text{m}$ (آب منفذی) و یک بافت خمیری ناهمگن است. جدول ۴-۱۵ فازهای جامد در سیمان آبپوشی شده را طبقه‌بندی می‌کند.

جدول ۴-۱۵. ترکیب فازی خمیر سیمان آبپوشی شده.

فاز	توصیف	نشان گذاری
متبلور اترینگیت مونوسولفات هیدروگارت پورتلندیت	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$	AFt
	$\text{Ca}_2\text{Al}_2(\text{OH})_{12}\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	AFm
	$\text{Ca}_2\text{Al}_2(\text{OH})_{12} - \text{Ca}_2\text{Al}_2\text{Si}(\text{OH})_8$	$\text{C}_2\text{AH}_6 - \text{C}_2\text{ASH}_4$
	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	CH
بی‌شکل کلسیم سیلیکات هیدرو- ژل	نسبت مولی معمول Ca/Si ، 1.7 ± 0.1	C-S-H

درجه تخلخل ϕ یک ماده متخلخل مثل خمیر سیمان آبپوشی شده به‌صورت نسبت حجم غیر جامد مانند منافذ پر شده با آب یا گاز $V_p(\text{m}^3)$ به حجم کل ماده $V_t(\text{m}^3)$ تعریف می‌شود:

$$\phi = \frac{V_p}{V_t} \quad (9-15)$$

تخلخل یک خمیر سیمان تابعی از زمان (شکل ۱۵-۲) با یک تخلخل نهایی به‌طور معمول از ۳۰٪ تا ۴۰٪ است.

یک خاصیت فیزیکی مهم محیط متخلخل، نفوذپذیری K (m/s) آن است که سرعت عبور جریان یک سیال (آب) از آن را تعیین می‌کند. سرعت جریان آب $Q(\text{m}^3/\text{s})$ ، از طریق بستری با مساحت سطح $S(\text{m}^2)$ ایجاد شده به‌وسیله محیط متخلخل، با قانون دارسی توصیف می‌شود:

$$Q = KS \frac{(H+h)}{H} \quad (10-15)$$

که H ، ضخامت بستر (m) و h ارتفاع آب بر بالای بستر (m) است. در حالی که نفوذپذیری خمیر سیمان آبپوشی شده وابسته به درجه تخلخل آن است، نفوذپذیری تابعی از زمان می‌باشد. داده‌های معمول نفوذپذیری سیمان پرتلند معمولی آبپوش شده به صورت تابعی از زمان عمل آوری، در جدول ۵-۱۵ ارائه شده است.

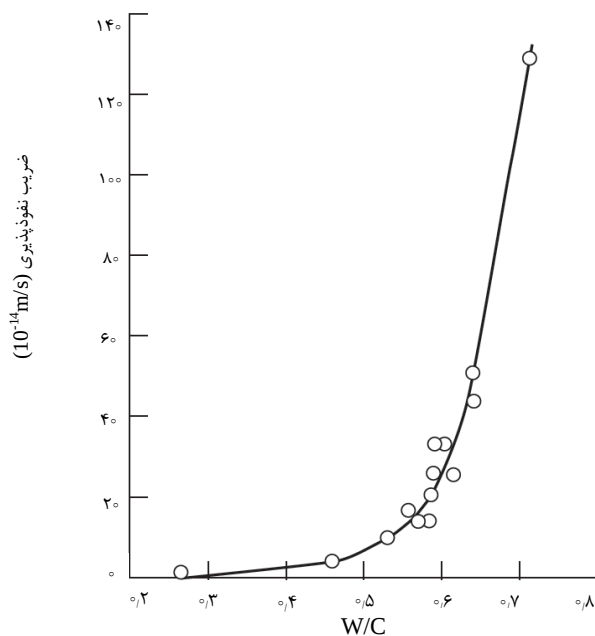
جدول ۵-۱۵. نفوذپذیری K خمیر سیمان بر حسب تابعی از زمان.

سن (روز)	تازه	۵	۶	۸	۱۳	۲۴	سرانجام
$K (m/s) (\times 10^{-12})$	2×10^{-7}	۴۰۰۰	۱۰۰۰	۴۰۰	۵۰	۱۰	۶

تاب و مقاومت شیمیایی یک خمیر سیمان تابعی قوی از نسبت آب به سیمان (w/c) است:

$$\frac{w}{c} = \frac{M_{H_2O}}{M_{\text{سیمان}}} \quad (11-15)$$

که M_{H_2O} جرم آب مورد استفاده برای آبپوشی (کیلوگرم) و $M_{\text{سیمان}}$ جرم پودر سیمان (کیلوگرم) به کار رفته برای تولید خمیر سیمان است. در تهیه بتن، آب بیشتر از حد نیاز آبپوشی به کار می‌رود تا مخلوطی با سیالیت مناسب و قابل کار تهیه شود. نسبت‌های بالای $\frac{w}{c}$ ، منجر به حجم‌های خالی بزرگی می‌شود که بر پایداری شیمیایی و مکانیکی بتن تأثیر می‌گذارد. برای محصورسازی پسماند، لازم است نفوذپذیری خمیر سیمان تا حد ممکن کوچک باشد. رابطه بین نفوذپذیری و نسبت $\frac{w}{c}$ خمیرهای سیمان پرتلند کامل (پس از ۲۸ روز)، در شکل ۱۵-۳ ارائه شده است. نفوذپذیری بالای (K) بتن، وقتی که در معرض آب زیرزمینی خورنده قرار گیرد باعث افزایش قابلیت فروشویی (NR_i) و زوال بتن می‌شود.



شکل ۱۵-۳. نفوذپذیری خمیر سیمان آبپوش شده به صورت تابعی از نسبت سیمان/آب.

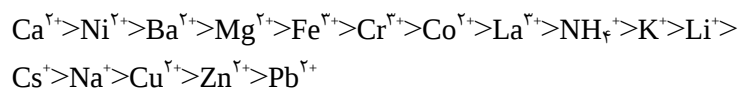
۱۵-۸ تثبیت پسماندهای پرتوزا با سیمان

محصولسازی پسماند پرتوزا در سیمان پرتلند معمولی از اولین سال‌های صنعت هسته‌ای آغاز گردید. علت این کار در درجه اول هزینه پایین آن، دردسترس بودن و سازگاری با پسماند مایع بود. با این وجود بزودی معلوم شد که بعضی پسماندها با سیمان واکنش کرده و مانع از فعل و انفعالات آبپوشی می‌شوند (جدول ۱۵-۶).

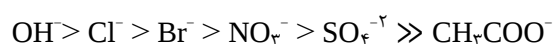
جدول ۱۵-۶. واکنش‌های رخ داده بین سیمان و اجزای پسماند.

واکنش	جزء پسماند
نمک‌های رسوب کرده دانه‌های سیمان را پوشانده یا رسوبات بی شکل مانع از آبپوشی می‌شوند	بورات‌های محلول، Zn, Pb
به دسترسی Ca با تشکیل کمپلکس مزاحمت ایجاد می‌کند، تأخیر در آبپوشی	عوامل کمپلکس کننده: EDTA، قند، سیتریک اسید
عمل نامشخص، تأخیر در آبپوشی	لخته‌ها
آزاد کردن هیدروژن، با OH ⁻ واکنش سرعت یافته، محصولات واکنش جامد، اکسیدها/هیدروکسیدها میل به انبساط دارند	فلزات الکتروپوزیتیو
در بافت‌های با pH بالا آب جذب کرده و منبسط می‌شوند.	تبادل‌گرهای یونی آلی

نوعاً تأثیر کاتیون‌ها بر واکنش‌های آبیوشی سیمان از دنباله زیر پیروی می‌کند:



در حالی که آنیون‌ها از دنباله زیر پیروی می‌کنند:



برای غلبه بر تأثیرات زیان‌آور برهم‌کنش‌های سیمان- پسماند، ممکن است از یک یا چند افزودنی استفاده شود و چنین مخلوط‌هایی به سیمان‌های اصلاح شده موسوم‌اند. برخی از سیمان‌های پرتلند اصلاح شده موفق‌تر، تجاری شده‌اند.

۹-۱۵ سامانه‌های سیمانی مرکب و اصلاح شده

سیمان‌های نوع پرتلند معمولی می‌توانند با استفاده از تعدادی افزودنی اصلاح شوند. اینها ممکن است به این‌صورت تعریف شوند: افزودنی‌ها (تقریباً در سطح ۰.۵٪) مانند سنگ گچ که باعث کند شدن آبیوشی می‌شوند، جایگزین‌ها (در سطوح بالا تا ۹۰٪) مثل سرباره کوره بلند (BFS)^۱ یا خاکستر سوخت ساییده (PFA)^۲ در سیمان‌های ترکیبی یا مرکب، یا به‌عنوان ماده افزودنی کمکی (تقریباً در سطح ۰.۱٪) نظیر ابرروان‌کننده‌ها^۳. اصلاح‌کننده‌های اصلی سیمان (جدول ۷-۱۵ و ۸-۱۵) شامل آهک دوغابی، سدیم سیلیکات، سیمان‌های طبیعی و سرباره کوره بلند هستند.

سیمان‌های مرکب در بریتانیا برای محصورسازی پسماندهای دارای پرتوزایی سطح متوسط به‌کار می‌روند. برای مثال، مؤسسه BNFL از یک نسبت ۹:۱ از BFS:OPC برای کاهش حرارت آبیوشی بهره می‌گیرد که برای سیمان‌های پرتلند معمولی باعث محدودیتی در انتخاب حجم مخزن بتن می‌شوند (به‌علت ایجاد حرارت). بنابراین می‌توان از مخازن بزرگ (در بخش ۱۵-۱۰ توصیف شد) به‌طور ایمن، و بدون توجه به حرارت حاصل از واکنش‌های مرحله گیرش بتن که سبب جوشش می‌شوند، استفاده کرد.

^۱. Blast furnace Slag

^۲. Pulverized fuel ash

^۳. Super-plasticisers

سیمان‌های اصلاح شده یا مرکب، برای تثبیت پسماند دارای اجزای خاص و آلاینده‌ها به کار می‌رود. جدول ۱۵-۸، داده‌هایی در مورد سیمان‌های پرتلند اصلاح شده، افزودنی‌ها، و جریان‌های پسماند که مورد استفاده آنها قرار می‌گیرند، ارائه می‌دهد.

جدول ۱۵-۷. اصلاح‌کننده‌های سیمان.

طبیعت اصلاح کننده	هدف
قطبی، وزن مولکولی بالا، مواد آلی محلول در آب (ابر روان کننده‌ها)	کاهش گرانش دوغاب*
مواد آلی محلول	زمان گیرش سیمان را تسریع یا کند می‌سازند، ضد یخ، ممانعت‌کننده‌های خوردگی
سرباره، خاکستر بادی، غبار سیلیس، سیمان‌های طبیعی	کاهش آزادشدن حرارت، توسعه سیالیت و کاهش نفوذپذیری، ممکن است طی زمان‌های دراز باعث افزایش مقاومت شود.

*. دوغاب مخلوط خمیری از پودر سیمان و آب است که سفت می‌شود. ملاط، دوغاب حاوی ماسه است. بتن، ملاط افزوده شده با مصالح سنگی دانه‌بندی شده است.

جدول ۱۵-۸. سیمان پرتلند اصلاح شده و کاربرد آنها در تثبیت پسماند.

نوع	افزودنی	جریان پسماند	عملکرد افزودنی
سیمان بنایی	آهک	اسید بوریک	pH را اصلاح می‌کند
سیمان پرتلند سیلیکات سدیمی	سیلیکات سدیم	مایعات آلی	تسریع گیرش، کاهش تخلخل
پرتلند طبیعی	سیلیس فعال	سولفات	با Ca(OH)_2 واکنش می‌کند، کاهش تخلخل
سیمان پرتلند سرباره کوره بلند	سرباره	سولفات	واکنش با Ca(OH)_2 ، به‌طور نهفته هیدرولیک

سیمان بنایی مخلوطی از سیمان پرتلند و آهک شکفته (آبدیده یا مرده) Ca(OH)_2 است. سیمان پرتلند و آهک شکفته وقتی که برای محصورسازی پسماند پرتوزا به کار می‌روند، به‌طور معمول با نسبت‌هایی معادل مخلوط می‌شوند. در حضور آب، قلیاییت خیلی بالایی القا شده توسط آهک شکفته، باعث گیرش سریع سیمان می‌شود. سیمان بنایی به‌ویژه برای جامدسازی پسماندهایی همچون اسید بوریک و نمک‌های بوراته، دانه‌های رزین و لجن فیلتر، مفید است که تمایل به کند کردن و ممانعت از آبپوشی دیگر سیمان‌ها دارند. سیمان بنایی نیز به دلیل قلیاییت آهک شکفته،

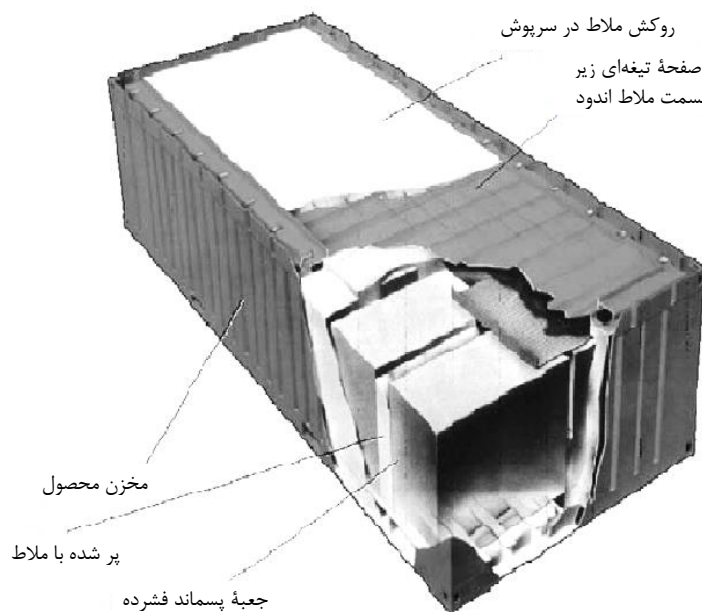
سریع تر آبپوشی می شود. چگالی کلی سیمان بنایی در حدود ۳۵٪ کمتر از سیمان پرتلند است و به این ترتیب قادر خواهد بود که پسماند بیشتری را بر واحد حجم مشارکت دهد، هرچند که چگالی کم منتهی به مقاومت پایین می شود.

سیمان های سدیم سیلیکاتی یا از سدیم سیلیکات (شیشه مایع، $2\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{SiO}_2$) یا سدیم متاسیلیکات ($\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{SiO}_2$) به عنوان افزودنی به سیمان پرتلند استفاده می کنند. سدیم سیلیکات یک نوع افزودنی مایع است، در حالی که سدیم متاسیلیکات جامد دانه ای و محلول است. کار هر دو افزودنی طی تبدیل به جامد، مشابه است. کاتیون های چند ظرفیتی در پسماند، علاوه بر آن کاتیون های چند ظرفیتی در سیمان، با افزودنی سدیم سیلیکات واکنش کرده و تشکیل ترکیبات کم محلول سیلیکات می دهند که به صورت نوعی ژل رسوب می کنند. به علت این که این واکنش رسوبی سریع است، افزودنی سدیم سیلیکات پس از اینکه سیمان و پسماند مخلوط شدند، به طور معمولی اضافه می شود. بعد از افزایش سدیم سیلیکات، مخلوط کردن محدود می شود تا اینکه انقطاع شبکه ژل رسوب کرده به حداقل برسد. این کار ایجاد مخلوطی از پسماند-سیمان می نماید که به دلیل تشکیل شبکه ژلی، طی زمان کوتاهی (چند دقیقه) عمل گیرش سیمان انجام می پذیرد. سدیم سیلیکات، به علت قلیاییت بالا، نیز سبب تسریع گیرش سیمان می شود، هرچند که تشکیل فرم پایدار سیمان معدنی آبپوشی شده (سخت شدن)، همانند حالت سیمان پرتلند اصلاح نشده نیازمند زمان بیشتری است. سیمان های سدیم سیلیکاتی به خاطر گیرش سریع آنها برای محصورسازی پسماندهای اسید بوریکی، نمک های بورات، و پسماندهای مایع آلی مناسب هستند.

پوزولان^۱ (سیمان طبیعی) ماده ای است که می تواند با واکنش با آهک در حضور آب در دماهای معمولی، ترکیبات سیمانی تولید نماید. پوزولان ایتالیایی، تراس و خاک سانتورین نمونه هایی از پوزولان طبیعی با منشاء آتشفشانی هستند. پوزولان های مصنوعی با پختن در دماهای مناسب رس های مخصوص، سنگ رسی، و خاک دیاتومه ای که حاوی رس است، تولید می شوند. سیلیکای دیاتومه ای و بعضی اشکال ذخایر معدنی سیلیکای بی شکل طبیعی نیز ممکن است با یا بدون آمایش حرارتی تشکیل پوزولان دهند. امروزه در بسیاری کشورها، خاکستر سوخت ساییده (PFA) یا خاکستر پران) که محصول پسماند حاصل از نیروگاه های ذغال سوز است در مقیاسی بزرگ، به عنوان پوزولان مصرف می شود. سیمان های پوزولانی با ساییدن کلینکر سیمان پرتلند و یک پوزولان، یا با اختلاط آهک آبدار شده با یک پوزولان به دست می آیند. سیمان های پوزولانی به خصوص برای تثبیت مناسب هستند، زیرا از تراوایی بتن، با پرکردن پیوسته حجم منافذ در طی واکنش آبپوشی به مقدار زیادی کاسته می شود. فقدان آهک آزاد قابل فروشویی در بتن نیز باعث

¹. Pozzolan

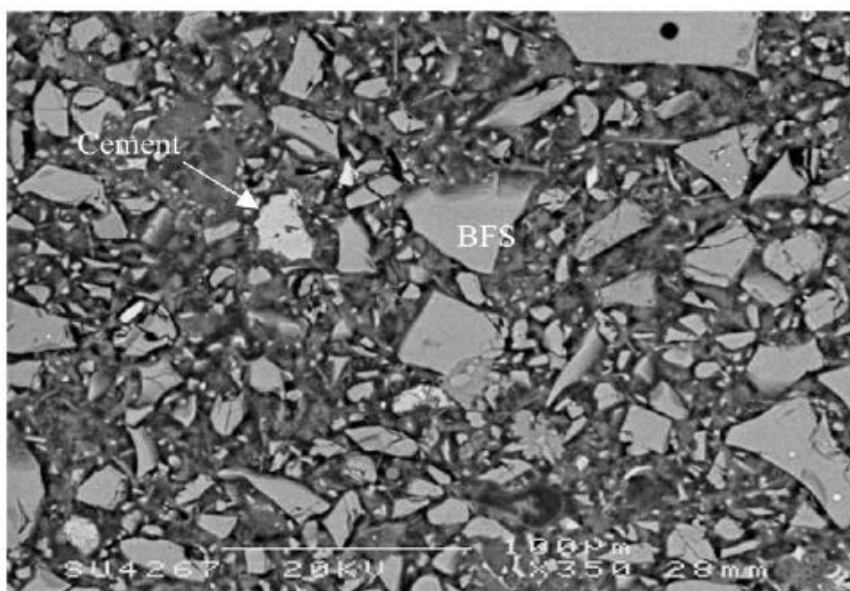
نفوذپذیری کم آن و همچنین مقاومت زیاد به حمله سولفاتی از سوی جریان‌های پسماند دارای سولفات یا آب زیرزمینی خورنده می‌شود. سرباره کوره بلند، محصول فرعی تولید آهن خام (چدن) است و با ترکیب مواد خاکی سازنده سنگ معدن آهن با ماده کمک ذوب سنگ آهک تشکیل می‌شود. سیمان پرتلند کوره بلند یا سیمان ترکیبی، مخلوطی است از سیمان پرتلند و سرباره دانه ای، که حاوی از ۲۰ تا ۹۵ درصد وزنی سرباره، با توجه به استانداردهای کشورهای مختلف می‌باشد. چون بعضی سرباره‌ها خیلی به کندی در تماس با آب، آبپوش می‌شوند، آبپوشی آن با افزایش ترکیباتی دیگر مانند هیدروکسید کلسیم، سولفات کلسیم، کربنات سدیم و سولفات سدیم فعال می‌شود. آهک برای فعال‌سازی، با آبپوشی سیمان پرتلند در مخلوط به راحتی عمل می‌کند. سرعت واکنش آبپوشی بیشتر تابعی از غلظت سرباره در مخلوط سیمان است. به علاوه بخاطر گرمای آبپوشی کاهش یافته، سرعت گیرش سیمان‌های سرباره کوره بلند نیز کاهش می‌یابد. این امر ممکن است برای سامانه‌های فرآوری که در آنها سیمان با گیرش سریع مطلوب نیست (مثل مخازن تهیه با حجم بزرگ که قبلاً بحث شد) سودمند باشد (شکل ۱۵-۴).



شکل ۱۵-۴. مخزن با پسماند پرتوزای سطح پایین تثبیت شده با سیمان در محل دفن پسماند «دریگ» در بریتانیا. اهداء BNFL.

سیمان‌های سرباره کوره بلند، دارای نفوذپذیری کمتری نسبت به سیمان‌های پرتلند هستند که باعث کمتر شدن سرعت نفوذ یون‌ها از طریق سیمان سخت شده می‌گردد و پایداری آن را در حضور نمک‌هایی مانند کلرید و سولفات بهبود می‌بخشد. ریزساختار یک سامانه سیمانی مرکب در شکل ۱۵-۵ ارائه شده که دانه‌های سرباره کوره بلند خاکستری روشن، و سیمان سفید بی‌آب در یک بافت CSH خاکستری را نشان می‌دهد.

دیدیم که سیمان‌های مرکب مزیت‌های زیادی به‌عنوان بافت‌های محصورکننده پسماندهای پرتوزا دارند. معایبی که قبلاً ذکر شد عبارتند از: ۱. اثر مواد شیمیایی پسماند خاص؛ ۲. اجزایی که با واکنش‌های آبپوشی (جدول ۱۵-۶) پدید می‌آیند و ۳. گرمایی که از واکنش‌های گرمای ناشی از گیرش سیمان آزاد می‌شود.



شکل ۱۵-۵. تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی، نسبت ۹:۱ ترکیب سیمان (سیمان پرتلند معمولی : سرباره کوره بلند) (BFS:OPC) با نسبت ۳۳/۰= (سیمان/پسماند)، تهیه شده در 20°C برای ۹۰ روز. اهداء آ. ستیادی^۱، دانشگاه ISL شفیلد.

از جمله مشکلات دیگری که با تثبیت با سیمان همراه است اینست که برای همه پسماندها محیط با قلیائیت بالا مناسب نمی‌باشد (برای مثال کلیه فلزات به‌سرعت دچار خوردگی می‌شوند)، و اینکه سیمان‌های دارای آب آزاد می‌توانند باعث تخلخل و افزایش نفوذپذیری شده و محیطی را فراهم

¹. A. Setiadi

نمایند که در آن واکنش‌های شیمیایی می‌توانند رخ دهند، و دیگر اینکه آزمون کوتاه مدت پایداری بلند مدت (به‌خصوص در حضور پسماندهای مختلف) مشکل است. با این وجود، یک فایده اضافی تثبیت با سیمان این است که هسته‌های پرتوزا توسط فازها در ریزساختار سیمان به طریق شیمیایی مستقر شده و علاوه بر آن محصورسازی فیزیکی را میسر می‌نمایند.

۱۵-۱۰ فن‌آوری تثبیت با سیمان

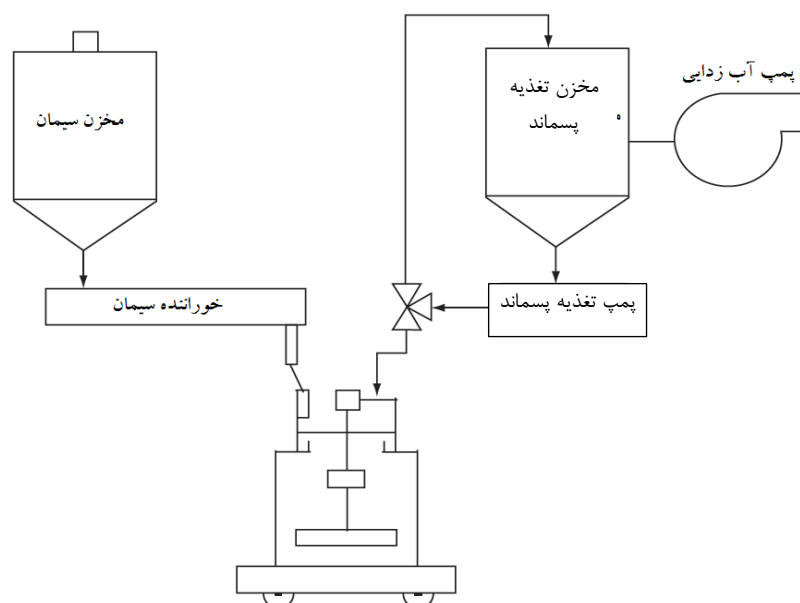
مخلوط‌های سیمان- پسماند ممکن است یا به‌طور مستقیم در یک مخزن تهیه شوند (اختلاط در بشکه)^۱ که مخزن محصول نهایی است، یا اینکه قبل از ریختن در مخزن (اختلاط پیوسته)^۲ این کار انجام گردد.

پس از اختلاط در بشکه، به مخلوط سیمان- پسماند فرصت داده می‌شود تا خودش را بگیرد و سخت شود، مخزن اختلاط، توسط سیمان دارای ترکیب متفاوت پوشیده می‌شود تا فضاهای خالی به حداقل برسد و برای پرهیز از آلودگی سطحی سرپوشی بر روی آن نصب می‌گردد. نمودار گردشی از یک فرایند ساده شده برای سامانه تهیه سیمان در بشکه، در شکل ۱۵-۶ ارائه شده است.

ممکن است همزنی با قابلیت استفاده مجدد به‌کار رود که قبل از پوشیده شدن مخزن و آماده شدن مخلوط جدا می‌گردد، یا اینکه ممکن است از یک همزن یک بار مصرف استفاده شود که در پایان اختلاط در مخزن باقی می‌ماند. این مورد آخری اشاره به رویکرد پره از دست رفته دارد و مشتمل بر کاربرد پره‌ای است که ساخت آن ارزان بوده ولی قادر است مخلوطی همگن پدید آورد. یک عیب همزن با قابلیت استفاده مجدد این است که لازم است رسوب باقی‌مانده بر روی پره همزن زدوده شود و برای پرهیز از آلودگی مخزن و ناحیه مورد استفاده باید شستشو گردد. اختلاط با سروته کردن بشکه، نوعی فرایند تثبیت با سیمان بدون استفاده از پره‌های همزنی است.

^۱. In-drum mixing

^۲. In-line mixing

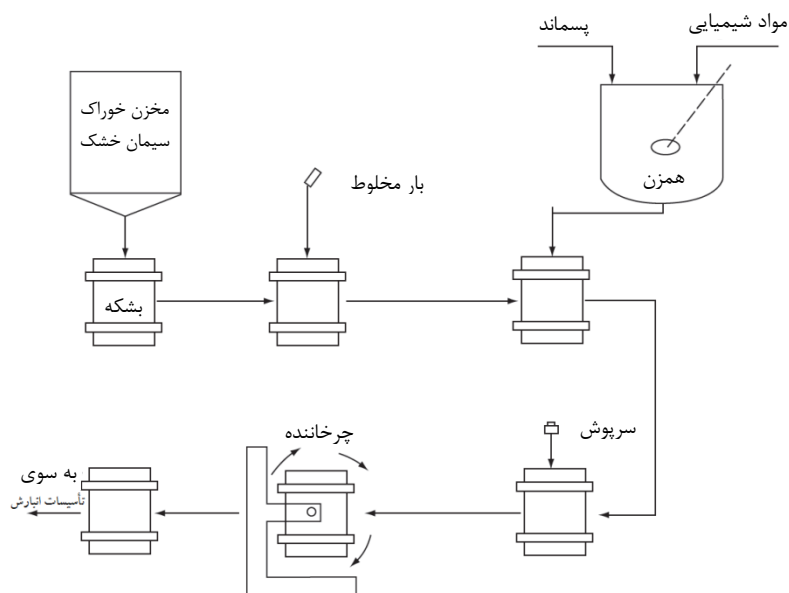


شکل ۱۵-۶. طرحی از تثبیت با سیمان به روش اختلاط در بشکه.

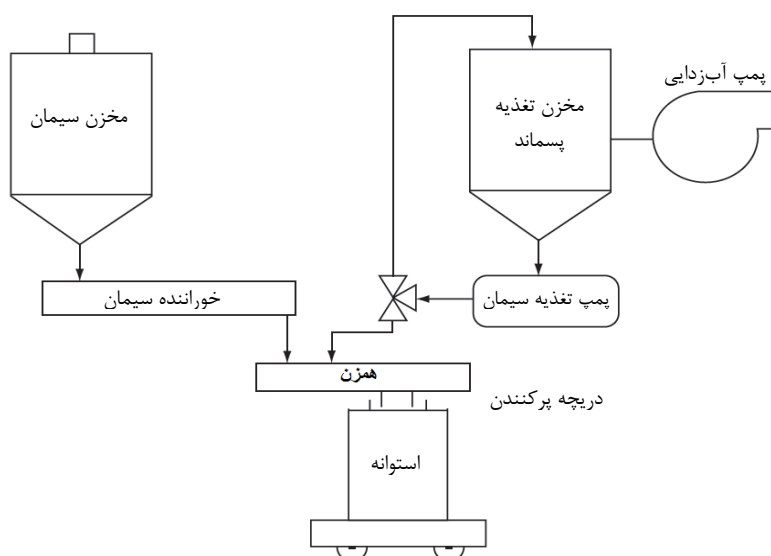
شکل ۱۵-۷ روشی برای اختلاط در بشکه را شرح می‌دهد که ظرف و محتوی داخل آن، متصل به یک قاب چرخان است و بشکه با محتویاتش سروته شده و به چرخش در می‌آید و به‌طور کامل مخلوط می‌شود. در این فرایند، سیمان خشک وارد یک بشکه ۲۲۰ لیتری شده، و در پی آن پسماند و هر گونه مواد شیمیایی اضافی افزوده می‌شود. بشکه قبل از اینکه سروته چرخانده شود، پوشانده می‌شود. برای این مجموعه، جدا کردن سرپوش، پرکردن، جایگزینی سرپوش و اختلاط به‌طور خودکار انجام می‌شود. با این وجود، همیشه با سروته چرخاندن، اطمینان از اختلاط همگن حاصل نمی‌شود.

فرایندهای اختلاط پیوسته، پسماند، هر نوع افزودنی، آب و سیمان را قبل از اینکه در مخزن قرار گیرند مخلوط می‌کنند. طرحی ساده از سیمان کردن پیوسته در شکل ۱۵-۸ ارائه شده است. در این فرایند سیمان و پسماند به‌طور مجزا اندازه‌گیری شده و وارد همزن می‌شوند. سیمان توسط یک خط تغذیه پیچی تزریق می‌شود، در حالی که پسماند به‌وسیله یک پمپ جابه‌جایی مثبت تغذیه می‌شود. مخلوط سیمان- پسماند به‌طور مستقیم از همزن به داخل مخزن رها می‌گردد. سطح پسماند/ سیمان در مخزن با روش اولتراسونیک یا به‌وسیله ردیاب‌های تماسی کنترل می‌شود.

سپس مخزن بسته شده، رفع آلودگی و پایش گردیده و برای انبارش ارسال می‌شود. مخزن پسماند و همزن را می‌توان پس از هر اجرا به‌طور کامل شستشو داد.



شکل ۱۵-۷. طرحی از اختلاط به روش چرخاندن.



شکل ۱۵-۸. طرحی از سیمان کردن پیوسته.

اگر لازم باشد، آب شستشو را می‌توان نگهداری کرد و برای تهیه دوغاب خوراک عملیات بعدی مورد استفاده قرار داد.

تأسیسات سیمان کردن نوع پیوسته از انواع مختلف همزن مانند همزن‌های مکانیکی، هیدرولیک، و همزن‌های حجم کوچک ایجاد کننده گرداب بهره می‌گیرند. شکل ۹-۱۵ نمونه‌هایی از پسماند با پرتوایی سطح پایین محصور شده از طریق سیمان کردن پیوسته، در کارخانه محصورسازی^۱ پسماند BNFL در سلافیلد در بریتانیا را نشان می‌دهد.

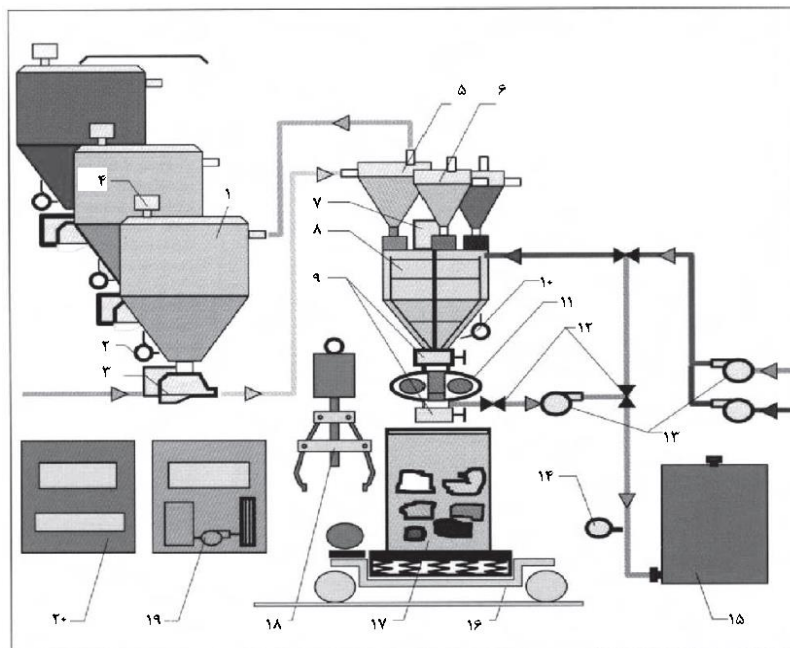


شکل ۹-۱۵. پسماند با پرتوایی سطح متوسط به فرم جامد، مایع و دوغاب محصور شده در سیمان در بشکه‌های ۵۰۰ لیتری. اهداء BNFL.

کارکرد تأسیسات تثبیت با سیمان، در طرح و عملکرد پیچیده هستند و برای اطمینان از تثبیت قابل اطمینان و کیفیت محصول نهایی، شامل چند عملیات فنی اضافی مهم می‌باشند. نموداری گردشی از تأسیسات تثبیت با سیمان صنعتی در شکل ۱۰-۱۵ ارائه شده است. ارتعاش اضافی بشکه‌ها امکان پر شدن حفره‌ها و توسعه یک نوع خمیر سیمان چگال را فراهم می‌سازد. برای بالا بردن کارایی و افزایش بارگذاری پسماند، افزودنی‌های مختلفی مورد استفاده قرار می‌گیرد. برای مثال ورمیکولیت، بنتونیت، کلینوپتیلولیت و سنگ رسی، باعث بالابردن قابلیت نگهداری هسته پرتوزا شده و تثبیت جریان‌های پسماند ویژه را توسط تثبیت با سیمان امکان‌پذیر می‌کند. برای

¹. Encapsulation

مثال، افزایش ۳٪ وزنی بنتونیت، سرعت فروشویی سیمان (NR_i) را به اندازه یک مرتبه بزرگی کاهش می‌دهد.



شکل ۱۵-۱۰. طرحی مدولار^۱ از یک واحد تثبیت با سیمان. ۱. سیمان و بونکرهای افزودنی‌ها؛ ۲. مرتعش کننده؛ ۳. جت پمپ؛ ۴. شیر هوا؛ ۵. بونکر تحویل سیمان با دستگاه بتن گیر؛ ۶. بونکر تحویل افزودنی‌ها با دستگاه بتن گیر؛ ۷. محرک همزن؛ ۸. مخزن با همزن؛ ۹. پیچ لوله؛ ۱۰. لرزاننده؛ ۱۱. همزن نوع گردابی؛ ۱۲. شیرها؛ ۱۳. پمپ- بتن گیر؛ ۱۴. فشارسنج‌ها؛ ۱۵. فیلتر کارتریج^۲ برای پرکردن؛ ۱۶. سکوی لرزان؛ ۱۷. بشکه با پسماند جامد؛ ۱۸. بالابر؛ ۱۹. میز سرویس همزن گردابی؛ ۲۰. میز کنترل.

۱۱-۱۵ معیارهای پذیرش

یک خاصیت کلیدی هر فرم پسماند، مقاومت فروشویی آن است که تعیین می‌کند که هسته‌های پرتوزای مورد نظر در یک محیط مرطوب، به چه وضعی در فرم پسماند باقی می‌مانند. دو مکانیسم وجود دارد که بر رفتار فروشویی تأثیر می‌گذارد. یکی ایجاد مانعی فیزیکی (پیشگیری کننده) بین

^۱. Modular

^۲. Filter cartridge

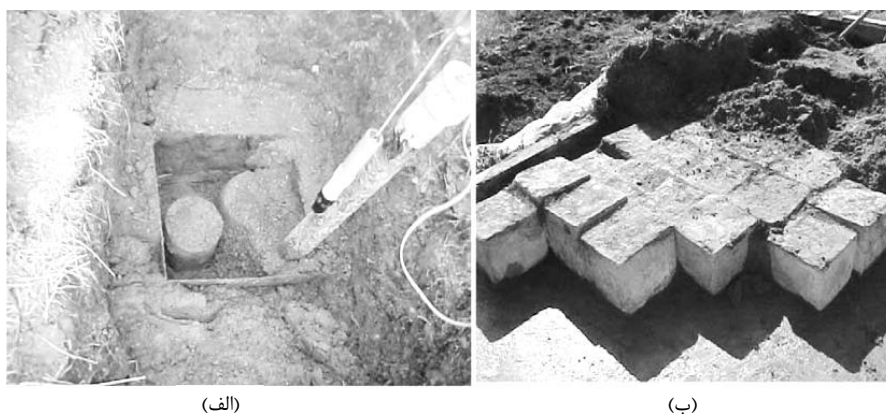
هسته پرتوزا و محیط است. مکانیسم دیگر، مشتمل بر مشارکت شیمیایی هسته‌های پرتوزا در بافت مورد نظر (مثلاً در شیشه‌ها یا سرامیک‌ها، به‌ترتیب در بخش ۲-۱۷ و ۲-۱۸) یا واکنش بین هسته‌های پرتوزا و بافت است، که ممکن است در سامانه‌های مبتنی بر سیمان رخ دهد. این رفتار مخصوص هسته پرتوزا و فرم پسماند است و می‌تواند توسط شیمی پسماند، فرمول بندی بافت تثبیت کننده و شیمی فروشویی با آب، تغییر نماید. اکثر عناصر ترانس اورانیوم، به خاطر شرایط pH بالا و واکنش‌های شیمیایی رخ داده در بافت تثبیت کننده، به‌خوبی توسط فازهای سیمانی معمول نگهداری می‌شوند.

انتخاب نوع سیمان و فن‌آوری تثبیت با سیمان، بستگی به چند عامل دارد، با این وجود احراز معیارهای پذیرش پسماند از مهمترین آن عوامل است. معیارهای پذیرش پسماند (برای مثال؛ جدول ۹-۱۵ از اسناد قانونی روسیه ۹۳-۹۷-۱۰۴۹۷-۹۵-RD)، مشخصات لازم برای مواد بافت و بسته‌بندی پسماند را مشخص می‌کند.

جدول ۹-۱۵. معیارهای پذیرش پسماند پرتوزای تثبیت شده با سیمان در فدراسیون روسیه.

معیار	حدود مجاز
پرتوزایی ویژه	
نوکلیدهای β و γ	$< 1 \times 10^{-2} \text{ Ci/kg}$
نوکلیدهای α	$< 1 \times 10^{-6} \text{ Ci/kg}$
سرعت فروشویی ^{90}Sr و ^{137}Cs	روز. $< 10^{-3} \text{ g/cm}^2$
پایداری مکانیکی (تاب فشاری)	وابسته به الزامات حمل و نقل، انبارش موقت و دفن است، ولی کمتر از ۵ MPa نیست.
مقاومت تابشی	پایداری مکانیکی در دز تابشی 10^8 Rad ، کمتر از حد مجاز نباشد (حداقل ۵ MPa)
پایداری چرخه‌های گرمایی	عدم تغییر پس از ۳۰ چرخه انجماد و آب شدن (40°C و -40°C)
پایداری تحت غوطه‌ورسازی درازمدت در آب	پایداری مکانیکی پس از ۹۰ روز غوطه‌ورسازی در آب، کمتر از حد مجاز نباشد (حداقل ۵ MPa)

سیمان‌ها به‌خصوص برای تثبیت پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط مناسب‌اند. شکل ۱۱-۱۵ یک نمونه پسمان‌گور آزمایشی باز شده پسماند آبی تثبیت شده با سیمان و بلوک‌های سیمانی خارج شده از یک پسمان‌گور آزمایشی ۴۰ ساله را نشان می‌دهد.



شکل ۱۱-۱۵. (الف) یک پسمان‌گور آزمایشی با پسماند پرتوزای آبی تثبیت شده با سیمان پس از ۱۲ سال (ب) نمایی از قطعات پسماند تثبیت شده با سیمان پس از ۴۰ سال (در روسیه). با اجازه ان. اوجوان^۱، سیارادون، روسیه.

ثابت شده که فرم‌های پسماند سیمانی، با گذر زمان دچار تخریب اندکی شده و هسته‌های پرتوزا تحت شرایط پسمان‌گور، به‌خوبی حفظ می‌شوند. سرعت فروشویی بهنجار شده برای هسته پرتوزای اصلی پسماند، یعنی ^{137}Cs به کوچکی $10^{-6} \text{ cm/g} \cdot \text{day}$ است که به اندازه‌ی بعضی شیشه‌ها و سرامیک‌ها می‌باشد (شکل ۱۱-۱۵ را ببینید).

¹. N. Ojovan

مراجع

- Atkins, M., Damidot, D., & Glasser, F. P. (1994). Performance of cementitious systems in the repository. Materials Research Society Symposium Proceedings, 333, 315–326.
- Atkins, M., & Glasser, F. P. (1992). Application of Portland cement-based materials to radioactive waste immobilization. Waste Management, 12, 105–131.
- Atkins, M., Glasser, F. P., & Jack, J. J. (1995). Zeolite P in cements: Potential for immobilizing toxic and radioactive waste species. Waste Management, 15(2), 127–135.
- Bentz, D. P., Jensen, O. M., Coats, A. M., Glasser, F. P. (2000). Influence of silica fume on diffusivity in cement-based materials. I. Experimental and computer modelling studies on cement pastes. Cement and Concrete Research, 30, 953–962.
- Bogue, R. H. (1955). The Chemistry of Portland Cement (2nd ed.). New York: Reinhold Publishing Corp.
- Glasser, F. P. (1997). Fundamental aspects of cement solidification and stabilisation. Journal of Hazardous Materials, 52, 151–170.
- Glasser, F. P. (2002). Characterisation of the barrier performance of cements. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ9.1.1–JJ9.1.12.
- Hill, J., Whittle, B. R., Sharp, J. H., & Hayes, M. (2003). Effect of elevated curing temperatures on early hydration and microstructure of composite cements. Materials Research Society Symposium Proceedings, 757, II10.3.1–II10.3.6.
- IAEA. (1983). Conditioning of low and intermediate level liquid radioactive wastes. TRS- 222, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1993). Improved cement solidification of low and intermediate level radioactive wastes. TRS-350, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1996). Requirements and methods for low and intermediate level waste package acceptability. TECDOC 864, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS- 402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Applications of ion exchange processes for the treatment of radioactive waste and management of spent ion exchangers. TRS-408, IAEA, Vienna.
- Jennings, H. M. (2000). A model for the microstructure of calcium silicate hydrate in cement paste. Cement and Concrete Research, 30, 101–116.

- Kaneko, M., Toyoda, M., Satoh, T., Noda, T., Suzuki, N., & Sasaki, N. (2001). Development of high volume reduction and cement solidification technique for PWR concentrated waste. Proc. WM'01.
- Kristulovich, R., & Dabic, P. (2000). A conceptual model of the cement hydration process. Cement and Concrete Research, 30, 693–698.
- Lea, F. M. (1970). The Chemistry of Cement and Concrete (3rd ed.). London: Edward Arnold Ltd.
- Mainguy, M., Tognazzi, C., Torrenti, J.-M., & Adenot, F. (2000). Modelling of leaching in pure cement paste and mortar. Cement and Concrete Research, 30, 83–90.
- McKinley, I. G., & Alexander, W. R. (1992). A review of the use of natural analogues to test performance assessment models of a cementitious near field. Waste Management, 12, 253–259.
- Neville, A. M. (1993). Properties of Concrete. Pitman Publication Co. London, UK.
- Neville, A. M., & Brooks, J. J. (1998). Concrete Technology (pp. 1–438). London and New York: Longman Scientific and Technical Press.
- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). Rendering harmless liquid radioactive waste. Moscow: Energoatomizdat.
- Ojovan, N. V., Startceva, I. V., Sobolev, I. A., Ojovan, M. I., & Chuikova, G. N. (2004). Radioactive cementitious waste forms behaviour under long-term field and laboratory test conditions. Proc. WM'04, 4090.pdf.
- Palmer, J. D., & Fairhall, G. D. (1992). The encapsulation of Magnox swarf in cement in the United Kingdom. Cement and Concrete Research, 22, 325–330.
- Ramachandran, V. S., & Feldman, R. F. (1984). Cement science. In V. Ramachandran (Ed.), Concrete Admixtures Handbook: Properties, Science, and Technology (pp. 1–54). Park Ridge, NJ: Noyes Publications.
- Scherer, G. W. (1999). Structure and properties of gels. Cement and Concrete Research, 29, 1149–1157.
- Sharp, J. H., Hill, J., Milestone, N. B., & Miller, E. W. (2003). Cementitious systems for encapsulation of intermediate level waste. Proc. ICEM '03, Oxford, England, 4554.pdf.
- Sobolev, I. A., & Khomchik, L. M. (1983). Rendering harmless radioactive waste at centralized facilities. Moscow: Energoatomizdat.
- Soroka, I. (1979). Portland Cement Paste and Concrete. Macmillan, London, UK.
- Streatfield, R. E. (2001). A review of the BNFL cement formulation development programme for the immobilisation of the intermediate level wastes from magnox power stations. Proc. WM'01.
- Taylor, H. F. W. (1997). Cement Chemistry (2nd ed.). London: Thomas Telford.

- Thomas, J. J., Rothstein, D., Jennings, H. M., & Christensen, B. J. (2003). Effect of hydration temperature on the solubility behaviour of Ca, S, Al-and Si-bearing solid phases in Portland cement pastes. *Cement and Concrete Research*, 33, 2037–2047.

فصل شانزدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در قیر

۱۶- تثبیت با قیر^۱

از سال ۱۹۶۰، فرونشانی پسماندهای پرتوزا در قیر به منظور تثبیت آنها مورد استفاده قرار گرفت و کل حجم پسماند پرتوزای تثبیت شده در قیر از 200000 m^3 فراتر رفت. در فرایند تثبیت با قیر، پسماندهای پرتوزا در قیر مذاب نشانده می‌شوند و وقتی قیر خنک شود، از لحاظ فیزیکی محصور می‌شوند. در فرایند تثبیت با قیر، قیر داغ شده و ماده پسماند تغلیظ شده را در یک تبخیر کننده فیلم نازک داغ، یا در یک حدیده کار^۲ پیچی که قیر و پسماند را مخلوط می‌کند، در هم می‌آمیزند. معمولاً پسماند مثل محلول‌های تغلیظ شده آب نمک یا رزین‌های تبادل یون مرطوب به شکل دوغاب است. آب موجود در این مخلوط، تا حد ۵٪ رطوبت، تبخیر شده و با قیر به نحوی آمیخته می‌شود که محصول نهایی مخلوطی همگن از جامدات و قیر موسوم به ترکیب قیری است. در بارگذاری‌های بیشتر پسماند، ویژگی‌های نگهداری آن معمولاً فراتر از سیمان است (شکل ۱۵-۱).

^۱. Bituminisation

^۲. Extruder

تثبیت با قیر به‌ویژه برای پسماندهای پرتوزای محلول در آب مثل رسوبات حاصل از آمایش تبخیری و تبادل‌گرهای یونی آلی مصرف شده، مناسب است.

۱۶-۲ ترکیب و خواص قیر

قیر اصطلاحی عمومی برای محدوده وسیعی از هیدروکربن‌های دارای وزن مولکولی بالا است. مواد قیری برای سال‌های متمادی به‌طور گسترده‌ای در صنعت ساختمان مورد استفاده قرار گرفته‌اند. این مواد به‌علت خواص چسبنده و ضد آب آن از ۳۸۰۰ سال قبل از میلاد در ساختمان‌سازی مورد استفاده بوده‌اند. این قیرهای به‌دست آمده از ذخایر طبیعی، توسط حاکمان امپراطوری‌های آشور، سومری و کلدانی، برای ضدآب کردن دیوارهای کاخ‌های آنها استفاده شده بود. نمونه‌های قلب راکتور طبیعی اوکلو در گابن، حاوی مواد محصور شده قیر آمیخته‌ای بودند که احتمالاً به‌عنوان یک بافر^۱ کاهنده و یا مانع آبی آب‌گریز^۲ متوقف‌کننده انحلال اکسیداتیو هسته‌های اورانیوم عمل می‌کردند.

سه نوع اصلی هیدروکربن‌های موجود در مواد قیری عبارتند از:

- مایعات قیری
 - رزین‌ها
 - روغن‌ها (هیدروکربن‌های آلیفاتیک).
- خواص قیر وابسته به نسبت این اجزای است:
- برش‌های با وزن سنگین مثل مایعات قیری به قیر در دماهای محیط ($^{\circ}\text{C}$ ۴۰-۱۰) خواص گرانروی-کشسانی می‌بخشند.
 - برش‌های با وزن سبک مانند روغن‌ها، به‌عنوان حاملی برای مایعات قیری و رزین‌ها عمل می‌کنند.

خواص گرانروی قیر پیچیده بوده و متأثر از تغییرات در طبیعت کلوییدی آن است که با حرارت رخ می‌دهد. با این وجود، وقتی حرارت باندازه کافی بالا باشد که قیر به‌صورت مایع در آید، آنگاه به شکل یک سیال نیوتونی رفتار می‌کند.

مهمترین مشخصات مواد قیری شامل نفوذپذیری، نقطه نرمی و نقطه اشتعال آن است. نفوذپذیری، مشخص‌کننده سختی قیر بوده و به‌وسیله عمق نفوذی که یک سوزن وزین پس از زمان معین و در

^۱. Buffer

^۲. Hydrophobic

دمای معلوم می‌پیماید، تعیین می‌شود. متداول‌ترین آزمایش نفوذ به‌وسیلهٔ وزنه‌ای ۱۰۰ گرمی در دمای 25°C طی ۵ s انجام می‌شود. مقادیر تقریبی معمول به‌دست آمده برای قیر معدنی (قیر خیابان) با درجه پوششی سخت برابر با ۱۰mm، برای قیر مورد استفاده در سقف در حدود ۴۰-۱۵mm، و برای بعضی مواد خاص ضد آب تا ۱۰۰mm یا بیشتر متغیر است.

نقطهٔ نرمی مشخص کنندهٔ دمایی است که وقتی مجموعه دستگاه مورد آزمایش با سرعت مشخصی گرم شود، یک گوی فولادی افتاده به درون قیر، فاصله معینی را در آن می‌پیماید. معمولاً این آزمایش به‌وسیلهٔ یک گوی فولادی به قطر ۹٫۵۲ mm انجام می‌شود که در میان یک قطعه ضخیم قیر قرار گرفته در یک حلقه برنجی فرو می‌رود، در حالی که کل مجموعه با سرعت $5^{\circ}\text{C}/\text{min}$ گرم می‌شود. مقدار عددی نقطه نرمی، برای درجه‌بندی مواد قیری در گروه‌های مختلف به‌کار می‌رود. مقادیر معمول عبارتند از؛ تا 132°C برای قیرهای معدنی با درجه‌بندی پوششی، از 60°C تا 105°C برای قیرهای معدنی مورد استفاده برای سقف، تا تقریباً 45°C برای مواد قیری ضد آب. نقطهٔ اشتعال مشخص کنندهٔ دمایی است که یک ماده قیری در یک بوته سر باز مشتعل می‌شود. با توجه به نوع قیر، نقاط اشتعال و دماهای اشتعال پذیری قیر بزرگ‌تر از $350-200^{\circ}\text{C}$ است. مواد قیری سخت‌تر، دارای نقاط اشتعال بالاتری هستند. انحلال‌پذیری معمولی آب در قیر به ترتیب ۰٫۰۱-۰٫۰۰۱ درصد وزنی است و در عمل قابل صرف‌نظر است. حضور نمک‌های محلول در آب در داخل قیر منجر به ظرفیت بالاتر قیر برای جذب آب به‌وسیلهٔ اسمز می‌شود.

۱۶-۳ مواد قیری برای تثبیت پسماند

چندین نوع قیر به‌صورت تجاری برای تثبیت پسماند پرتوزا در دسترس‌اند که شامل:

- پالایش مستقیم،
- اکسیدشده،
- شکسته شده،
- امولسیون.

قیر پالایش مستقیم، ته مانده‌ای از تقطیر نفت خام است، در حالی که قیر اکسیدشده به‌وسیلهٔ دمیدن هوا از میان ته مانده‌های نفت خام ایجاد می‌شود که بخش‌های سبک ته مانده‌ها را اکسید می‌نماید. قیر شکسته شده از شکست حرارتی بخش‌های نفتی سنگین در صنعت پالایش نفت به‌دست می‌آید و قیر امولسیونی با تزریق مستقیم و امولسیون‌سازی قیر در آب تولید می‌شود. روش تثبیت با قیر مورد استفاده در تثبیت پسماند پرتوزا، از انواع مختلف مواد قیری آن گونه که در جدول ۱۶-۱ ارائه شده، استفاده می‌کند.

جدول ۱۶-۱. کاربردهای انواع معمول قیر برای تثبیت پسماند.

نوع قیر	کاربرد
پالایش مستقیم	ذوب‌کننده بچ ^۱ (ناپیوسته)، تبخیر کننده فیلم نازک
اکسیدشده	ذوب‌کننده بچ (ناپیوسته)، حدیده کار، تبخیر کننده فیلم نازک
خردشده	حدیده کار
امولسیون	تبخیر کننده فیلم نازک

مزیت‌های مواد قیری به‌عنوان بافت‌هایی برای تثبیت پسماند عبارتند از:

- عدم انحلال‌پذیری در آب
 - نفوذ کم آب
 - بی اثر بودن از جنبه شیمیایی
 - خاصیت نرمی و شکل‌پذیری و خواص خوب سیالیت
 - سرعت کم پیر شدن
 - ظرفیت بالای مشارکت که باعث می‌شود پسماند زیادی را بتوان بارگذاری نمود
 - به آسانی در دسترس بوده و ارزان قیمت است.
 - با این وجود، قیر ماده‌ای آلی است و بنابراین دارای چند عیب ذاتی است مانند:
 - اشتعال‌پذیری، هرچند که به آسانی مشتعل نمی‌شود،
 - پایداری کمتر در برابر تابش نسبت به سیمان،
 - توانایی واکنش با مواد اکسید کننده مثل نیترات سدیم.
- جدول ۱۶-۲ پارامترهای معمول چند ماده قیری مورد استفاده در تثبیت پسماند با پرتوایی سطح پایین و متوسط در فدراسیون روسیه را نشان می‌دهد.

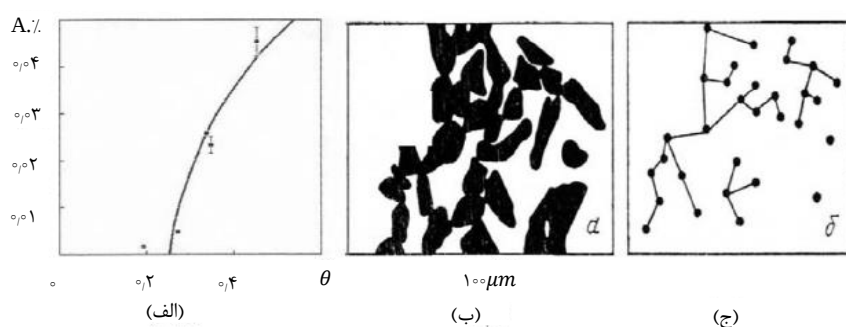
جدول ۱۶-۲. پارامترهای قیر برای تثبیت پسماند پرتوزا.

نوع قیر*	BN-II	BN-III	BN-IV
برش‌ها (% وزنی) روغن‌ها (هیدروکربن‌های آلیفاتیک)	۵۵٫۵	۵۴٫۴	۵۰٫۰
رزین‌ها	۱۷٫۵	۱۵٫۰	۱۱٫۰
قیرهای معدنی	۲۷٫۰	۳۰٫۵	۳۹٫۰
نفوذپذیری (mm) در ۲۵°C	۸۱-۱۲۰	۴۱-۸۰	۲۱-۴۰
دمای نرم شوندگی (°C)	۴۰	۴۵	۷۰
نقطه اشتعال (°C) (کروزه باز)	۲۰۰	۲۰۰	۲۳۰

* قیرهای علامت تجاری روسی

¹. Batch

ثبات پرتوی مواد قیری وابسته به نوع آنها است، با این وجود بادکردگی در دزهای جذبی نسبتاً بالای بزرگ‌تر از ۲-۵ MGy رخ می‌دهد. ترکیبات قیری را می‌توان با تقریباً ۵۰٪ وزنی (تقریباً ۲۵٪ حجمی) پسماندهای پرتوزای آبی از نوع نیتراتی بارکرد. این مقدار به‌عنوان سطح آستانه لحاظ می‌شود و بنابراین بالاتر از آن، فروشویی هسته‌های پرتوزا به‌صورت پله‌ای افزایش می‌یابد (شکل ۱۶-۱ الف))، و در نتیجه تشکیل خوشه‌های نوع تراوشی، تشکیل ذرات نمک تماسی را در بافت قیر (شکل ۱۶-۱ ب و ج)) ممکن می‌سازد. بارگذاری پسماند برای تبادل‌گرهای یونی نیز بیش از ۵۰٪ است.



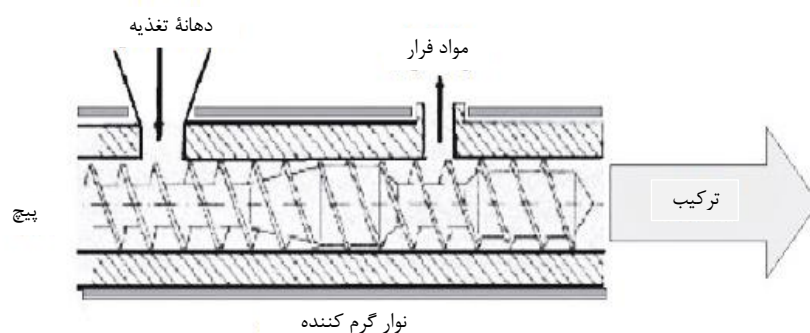
شکل ۱۶-۱. (الف) موجودی ^{137}Cs شسته شده (A) از پسماند پرتوزای تثبیت شده با قیر با کسر حجمی بارگذاری پسماند (θ) (نقاط-آزمایش، منحنی- محاسبه شده توسط تئوری تراوش). (ب) میکروگراف با هم سنجی بالا یک خوشه تراوشی ساخته شده از ذرات نمک (سیاه) و (ج) اتصال خوشه تراوشی در (ب). با اجازه ان. اوجوان، سیا رادون، روسیه.

۱۶-۴ فن‌آوری تثبیت با قیر

تثبیت پسماندهای پرتوزا از طریق تثبیت با قیر را می‌توان از طریق فرایند بچ (ناپیوسته) یا پیوسته انجام داد.

فرایندهای بچ (ناپیوسته) معمولاً مشتمل بر خشک کردن پسماند و در پی آن اختلاط ماده خشک شده در قیر مذاب است. در این فرایند، پسماند به‌طور پیوسته وارد یک حجم معین قیر مذاب با دمای حدود 200°C می‌شود. ظرف اختلاط از بیرون داغ می‌شود. آب تبخیر شده و ذرات جامد ته مانده با قیر مخلوط می‌شوند. وقتی ترکیب مورد نیاز فرم پسماند حاصل شد، پسماند بیشتری افزوده نمی‌شود. مخلوط برای مدتی حرارت می‌بیند و هم زده می‌شود تا آب باقی‌مانده تبخیر شود و سپس در بشکه‌ها یا مخازن دیگری تخلیه شده تا خنک و سپس جامد گردد. فرایندهای بچ (ناپیوسته) به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده نیستند و فرایندهای تثبیت با قیر که به‌طور پیوسته

عمل می‌کند، متداول‌تر بوده و عموماً بر مبنای سامانه حدیده‌کاری^۱ یا سامانه‌های تبخیر لایه نازک عمل می‌کنند. در سامانه‌های حدیده‌کاری، مواد تغلیظ شده همراه با قیر در دمای 130°C – 200°C وارد یک حدیده‌کار چند پیچی می‌شود (شکل ۱۶-۲).

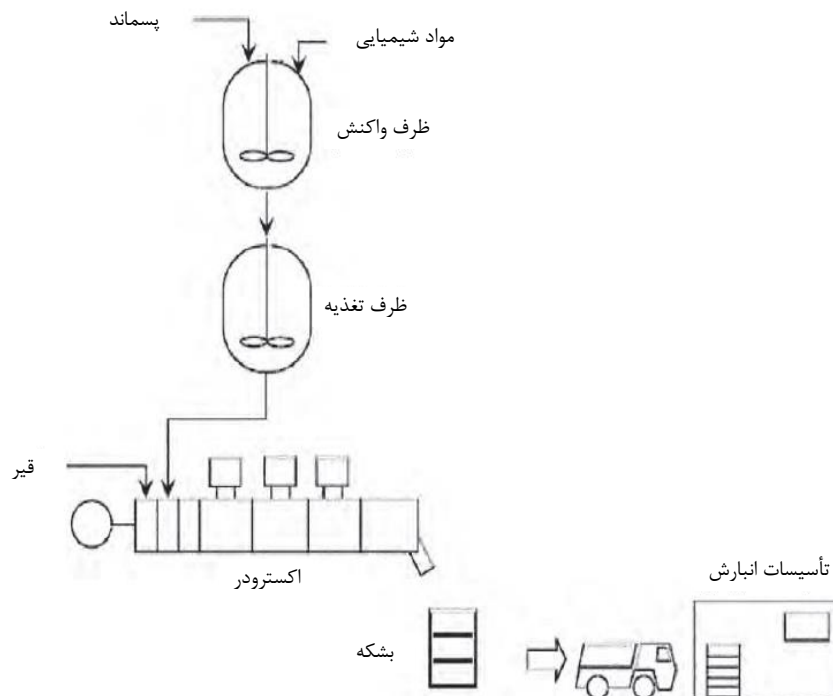


شکل ۱۶-۲. طرحی از یک دستگاه حدیده‌کاری برای تثبیت پسماند پرتوزا با قیر.

طی گذر از حدیده‌کار برافروخته، همزمان با تبخیر آب، پسماند و قیر شدیداً مخلوط می‌شوند. دمای بافت قیر- پسماند در حد 130°C – 140°C حفظ می‌شود، با این وجود در دماهای پایین‌تر، گرانروی^۲ آنقدر بالا خواهد بود که فرایند حدیده‌کاری بتواند کار کند. محصول نهایی با ذرات باقی‌مانده ماده معدنی پسماند که با لایه‌ای از قیر پوشیده شده‌اند، یکنواخت است. با این وجود، بعضی از اجزای متشکله به‌طور جزئی در قیر حل می‌شوند. محصول فیراندود در بشکه‌ها تخلیه شده و فرصت می‌یابد تا خنک و جامد گردد. یک فرایند معمول حدیده‌کاری تثبیت با قیر در شکل ۱۶-۳ ارائه شده است.

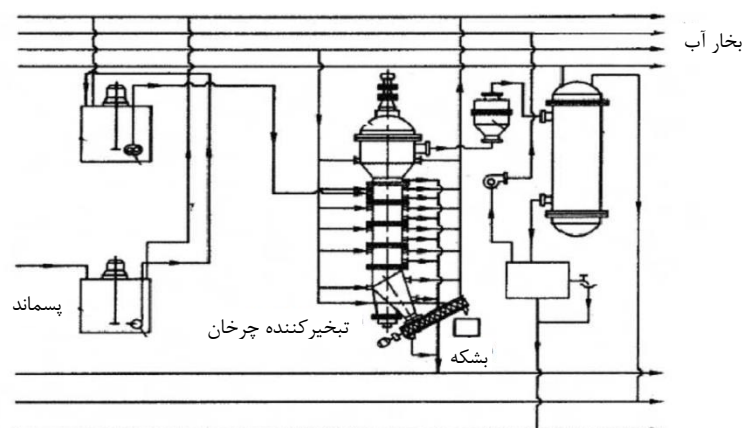
^۱. Extrusion

^۲. Viscosity

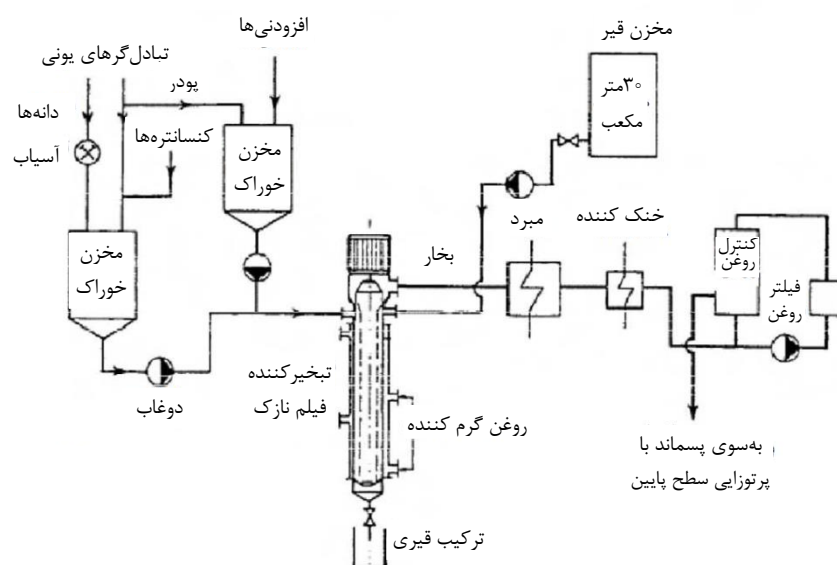


شکل ۱۶-۳. طرحی از فرایند تثبیت با قیر نوع حدیده کاری در تأسیسات توکایی ژاپن.

در سامانه‌های تبخیری لایه نازک، پسماندهای مایع ابتدا تا ۶۰٪ وزنی ماده خشک، تغلیظ می‌شوند. لجن پسماند پیشاپیش گرم شده و قیر به‌طور جداگانه به بالای تبخیرکننده چرخان لایه نازک، تزریق می‌شوند که در آن دو جریان مواد مخلوط شده و به سمت پایین دیواره داغ جاری می‌شوند. آب در این مخلوط به تدریج تبخیر شده و بقایای ته مانده معدنی ناشی از پسماند با قیر مخلوط می‌شوند. تبخیرکننده‌های چرخان لایه نازک، از تیغه‌های پاک کننده برای کمک به اختلاط ته‌مانده‌های معدنی پسماند و قیر استفاده می‌کنند. ماده پسماند قیراندود شده، نزدیک به انتهای مخازن فولادی خشک می‌شوند. بخارات متصاعد شده ابتدا در مبرد داخلی در تبخیر کننده و بعداً در یک مبرد خارجی متراکم می‌شوند. فن‌آوری تثبیت با قیر تبخیرکننده لایه نازک هم برای تثبیت پسماند پرتوزای آبی و هم برای تثبیت تبادلهای یونی آلی مصرف شده مورد استفاده قرار می‌گیرد (شکل ۱۶-۴).



(الف)



(ب)

شکل ۱۶-۴. طرح‌هایی از فرایندهای تثبیت با قیر تبخیرکننده لایه نازک: (الف) فرایند تثبیت با قیر پسماند پرتوزای مایع در مسکو-سیا-رادون، روسیه؛ (ب) واحد تثبیت با قیر رزین تبادل یون مصرف شده در نیروگاه هسته‌ای بارسیبیاک، سوئد.

اولین واحد تثبیت با قیر در روسیه، در سال ۱۹۷۷ در مسکو در مرکز سیاه-رادون^۱، شروع به کار کرد. این واحد از یک تبخیرکننده صنعتی چرخان گرم شونده با بخار به عنوان واحد اختلاط بهره می گیرد که در دمای 135°C در حالی که بارگذاری پسماند تا ۶۰٪ وزنی است کار می کند. ترکیب قیری در مخازن فولاد کربنی ریخته می شود. پارامترهای مواد قیری مورد استفاده در این واحد در جدول ۲-۱۶ فهرست شده اند در حالی که جدول ۳-۱۶ کاربردهای فرایند تثبیت با قیر در جهان را شرح می دهد.

جدول ۳-۱۶. تثبیت پسماند پرتوزا در قیر.

تأسیسات تثبیت با قیر (کشور)	دوره کاری	مقدار پسماند تثبیت شده گزارش شده
مارکوله، CEA (فرانسه)	۱۹۶۶-۱۹۹۸	۶۰۰۰۰ بشکه
STE۳، لاهازه، COGEMA (فرانسه)	۱۹۸۹-۱۹۹۸	۱۰۰۰۰ بشکه (151000 m^3 پسماند)
«مومی»، بلگوپروسس ^۲ (بلژیک)	۱۹۸۸-۱۹۹۸	5000 m^3 پسماند
نیروگاه برق دوکوانی ^۳ (جمهوری چک)	۱۹۷۸-۱۹۹۷	2800 m^3 ترکیب
ریسف ^۴ RNL (دانمارک)	۱۹۷۰-۱۹۹۹	۱۶۰t ترکیب
JNC، تأسیسات توکایی (ژاپن)	۱۹۸۲-۱۹۹۷	۳۰۰۰۰ بشکه (7500 m^3 پسماند)
PS-۴۴، یاسلوسک بوهونیس ^۵ (اسلواکی)	۱۹۹۵-۱۹۹۸	۹۵۷ بشکه (508 m^3 پسماند)
LUWA، نیروگاه برق ترناوا ^۶ (اسلواکی)	۱۹۹۵-۱۹۹۸	117 m^3 کنسانتره نمک
نیروگاه برق «ساری» ^۷ آمریکا	۱۹۹۱-۱۹۹۲	623 m^3 کنسانتره نمک
LUWA ۲۱۰، بارسبک ^۸ (سوئد)	۱۹۷۵-۱۹۸۳	۳۵۰۰ بشکه (960 m^3 ترکیب)
نیروگاه برق فورسمارک ^۹ (سوئد)	تا ۱۹۸۵	۲۰۰۰ بشکه (220 m^3 ترکیب)
آسنا-اتم، اولکیلوتو ^{۱۰} (فنلاند)	۱۹۷۹-۱۹۸۴	۲۰۰۰ بشکه (390 m^3 ترکیب)
RB-۱۰۰۰، نیروگاه ایگنالینا ^{۱۱} (لیتوانی)	۱۹۸۷-۱۹۹۸	9719 m^3 (15390 m^3 پسماند آبی)

^۱. SIA Radon

^۲. Mummy, Belgoprocess

^۳. Dukovany

^۴. Risf

^۵. Jaslovske Bohounice

^۶. Trnava

^۷. Sarri

^۸. Barseback

^۹. Forsmark

^{۱۰}. Olkiluoto

^{۱۱}. Ignalina

تأسیسات تثبیت با قیر (کشور)	دوره کاری	مقدار پسماند تثبیت شده گزارش شده
۲۰۰-UBD، سیا-رادون (روسیه)	۱۹۷۷-۱۹۷۸	200 m^3 پسماند
۸-UBD، سیا-رادون (روسیه)	۱۹۷۸-۱۹۸۸	سال/ 500 m^3
۸۰۰-RB، نیروگاه برق کالینین ^۱ (روسیه)	۱۹۸۹-۱۹۹۸	1160 m^3 (۴۶۷ تن نمک)
۱۶-TB، LSK رادون (روسیه)	۱۹۷۸-۱۹۹۸	1500 m^3 (۳۰۰۰ پسماند)
۱۴-۱۰۰۰-RB، نیروگاه لنینگراد (روسیه)	۱۹۸۴-۱۹۸۶	1650 m^3 ترکیب (3000 m^3 پسماند)

۱۶-۵ معیارهای پذیرش

معیارهای پذیرش ترکیبات قیری مورد استفاده در تثبیت پسماند پرتوزا در استاندارد دولتی فدراسیون روسیه ۵۰۹۲۷-۹۶ GOST تنظیم شده است. مهمترین پارامترها در جدول ۱۶-۴ شرح داده شده است. فرض شده که این نیازها هم برای ترکیبات قیری تازه تهیه شده و هم برای ترکیبات تحت انبارش و دفن مطابقت دارد.

جدول ۱۶-۴. حداقل نیازهای ترکیبات قیری.

پارامتر	مقدار	روش آزمایش
پایداری شیمیایی (سرعت فروشویی Cs-۱۳۷)، $\text{cm/gr}^2 \cdot \text{day}$ ، کمتر از	1×10^{-3}	GOST-۲۹۱۱۴
پایداری نسبت به بادکردگی (افزایش حجم پس از ۹۰ روز غوطه‌ورسازی در آب)، %، کمتر از	۳	تغییر حجم
میزان مایعات آزاد برای محلول‌های تغلیظ شده نمک، %، کمتر از	۱	از دست رفتن جرم با حرارت تا 110°C
برای رزین‌های تبادل یون، %	۳-۵	
پایداری حرارتی		
نقطه اشتعال، $^\circ \text{C}$ ، نه کمتر از	۲۰۰	GOST-۱۲۱۰۴۴
پارامتر	مقدار	روش آزمایش
دمای احتراق، $^\circ \text{C}$ ، نه کمتر از	۲۵۰	
دمای احتراق خودبه‌خود، $^\circ \text{C}$ ، نه کمتر از	۴۰۰	
پایداری تابشی، افزایش حجم پس از 10^6 Gy ، % حجمی، نه بیشتر از	۳	تغییر حجم
پایداری زیستی	در غیاب قارچ	GOST-۹۰۴۹

^۱. Kalinin

۱۶-۶ قیر در مقایسه با سیمان

تثبیت در بافت‌های مناسب به مقدار قابل ملاحظه‌ای امکان رهاسازی هسته‌های پرتوزا به محیط‌زیست را کاهش می‌دهد. متوسط فاکتورهای کاهش K_{wf} برای پسماند پرتوزای آبی قیراندودشده، در حدود چند صد سال است و برای پسماند پرتوزای آبی تثبیت شده با سیمان نیز مشابه آن است. مقایسه‌ای بر بافت‌های سیمانی و قیری برای تثبیت رزین‌های تبادل یونی مصرف شده در جدول ۱۶-۵ ارائه شده است.

جدول ۱۶-۵. مقایسه سیمان و قیر به عنوان بافت‌های تثبیت کننده برای رزین‌های تبادل یونی مصرف شده.

خاصیت	سیمان	قیر
مقاومت فشاری	عالی در فرمولاسیون‌های صحیح	ضعیف تا متوسط
بارگذاری پسماند	تبادل گرهای یونی ۲۵-۱۰ درصد وزنی	تبادل گرهای یونی ۵-۲۵ درصد وزنی
مقاومت نسبت به تخریب زیستی	پایدار	متوسط
ثبات حرارتی	خوب	ضعیف، می‌تواند ذوب و مشتعل شود
مقاومت به فروشویی	ضعیف تا عالی	عالی
مقاومت تابشی	عالی	متوسط
ایجاد گاز	کم	متوسط
سازگاری شیمیایی	خوب با اکثر مواد، بدتر برای اسید بوریک، عوامل کیلیت کننده ^۱	خوب، بدتر برای حلال‌ها و روغن‌ها

قیر مزیت بارگذاری پسماند بیشتر نسبت به سیمان را داراست، ولی همچنین دارای معایبی است که مهمترین آن خطر آتش‌سوزی است. امکان احتراق در صورت یک آتش‌سوزی ناشی از حادثه، باعث ایجاد محدودیت‌هایی در استفاده از قیر به عنوان یک بافت تثبیت کننده شده است و این ماده در بریتانیا و امریکا مورد استفاده قرار نمی‌گیرد. طی پرکردن بشکه‌های نهایی انبارش در دماهای حدود 120°C ، چندین فقره آتش‌سوزی در کشورهای مختلف اتفاق افتاده است. دو مورد مهم حوادث آتش‌سوزی در قیر حاوی ترکیبات نیتراتی، در بلژیک در سال ۱۹۸۱ و در ژاپن در سال ۱۹۹۷ رخ داد. بنابراین لازم است که در تأسیسات تثبیت با قیر تمهیدات پیشگیری و اطفای حریق در نظر گرفته شود.

¹. Chelating

مراجع

- Balan, M., & Kondratenko, N. (1999). Modification of ULRW (utilization of liquid radioactive waste) bitumen units at Ignalina NPP. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization '99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 69–72.
- Barinov, A. S., Sobolev, I. A., & Ozhovan, M. I. (1988). Mechanisms of removal of components of liquid radioactive wastes as a function of the salt filling of bituminous compounds. Soviet Atomic Energy, 65, 977–979.
- Borzunov, A. I., Zakharova, K. P., & Masanov, O. L., et al. (1994). Experience in bituminization of liquid radioactive wastes. Atomic Energy, 77, 466–467.
- Brodersen, K., Pedersen, B. M., & Vinther, A. (1983). Comparative study of test methods for bituminized and other low-and medium-level solidified waste materials. Final Report on Contract WAS 235 DK (G) Risf-M-2415.
- Carugati, S. (1999). Experience with a batch process for incorporating low level evaporator concentrate in bitumen developed at Risf National Laboratory, Denmark. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization '99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 167–170.
- Chaix, P., Camaro, S., Simondi, B., Vistoli, P. P., & Blanc, V. (2001). Long-term behaviour of bituminised waste: Modelling of auto-irradiation and leaching. Materials Research Society Symposium Proceedings, 663, 9.
- Dejonghe P. (1999) Development and industry application of bituminisation processes – a historical overview. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization '99, REZ-Prague, Czech Republic, pp 11–16.
- Guzella, M. F. R., & Silva, T. V. da. (2001). Evaluation of bitumens for radioactive waste immobilisation. Proc. WM'01, 21D-35.pdf.
- IAEA. (1983). Conditioning of low and intermediate level liquid radioactive wastes. TRS- 222, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1993). Bituminization processes to condition radioactive wastes. TRS-352, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications. TRS- 402, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Applications of ion exchange processes for the treatment of radioactive waste and management of spent ion exchangers. TRS-408, IAEA, Vienna.
- Meeus, A., & Luycx, P. (1999). Operational experience in bituminisation of low-level water purification sludges in the Mummy facility at Belgoprocess. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization'99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 37–41.

- Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). Rendering harmless liquid radioactive waste. Moscow: Energoatomizdat.
- Ojovan, M. I., Ojovan, N. V., Golubeva, Z. I., Startceva, I. V., & Barinov, A. S. (2002). Aging of bitumen waste form in wet repository conditions. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ11.75.1–JJ11.75.6.
- Redonnet, C., Leroy, B., & Masson, H. (1999). The bituminization in La Hague plant. Description of the process and of the fire risk prevention. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization'99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 33–36.
- Sercombe, J., Adenot, F., Tiffreau, C., Gwinner, B., & Felines, I. (2004). Modelling of water uptake and salt leaching in bituminized radioactive waste: Comparison between numerical, analytical and experimental results. Materials Research Society Symposium Proceedings, 807, 377–382.
- Sneyers, A., & Van Iseghem, P. (1998). The leaching behaviour bituminized radioactive waste in the geologic disposal conditions of the boom clay formation. Materials Research Society Symposium Proceedings, 506, 571–576.
- Sobolev, I. A., & Khomchik, L. M. (1983). Rendering harmless radioactive waste at centralized facilities. Moscow: Energoatomizdat.
- Sobolev, I. A., Barinov, A. S., Ojovan, M. I., Volkov, A. S., Ojovan, N. V., Startceva, I. V., & Golubeva, Z. I. (2000). LILW bituminization programme at SIA ‘‘Radon’’: Waste form performance. Proc. WM’2K, 21-31.pdf.
- Tanaka, K., Tobita, H., & Ishibashi, T., et al. (1999). Operation experience at bituminization demonstration facility of JNC Tokai works. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization'99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 17–22.
- Valcke, E., Sneyers, A., & Van Iseghem, P. (1999). The final disposal of bituminized radioactive waste in a deep clay formation: A critical evaluation. Proceedings of the International Workshop on Radwaste Bituminization'99, Rez-Prague, Czech Republic, pp. 137–144.
- Van Iseghem, P., Berghman, K., & Timmermans, W. (1991). Physico-chemical characterization of bituminized Eurochemic medium-level waste. Final Report CEC Contract 1986-1990. EUR 13545.
- Volkova, O. I., Zakharova, K. P., & Kulitchenko, V. V., et al. (1970). Bituminization of radioactive wastes containing sodium nitrate. Management of Low-and Intermediate Level Radioactive Wastes, Proc. Int. Conf. IAEA-SM-137/79, IAEA, Vienna, pp. 725–738.
- Yoshiyuki, I., Toshiyuki, K., Yasumi, M., & Noboru, K. (2001). Investigations of the degradation of bituminized products by the stored. Proc. ICEM'01, 52.pdf.

- Zakharova, K. P., & Masanov, O. L. (2000). Bituminization of liquid radioactive wastes. Safety assessment and operational experience. Atomic Energy, 89, 135–139.

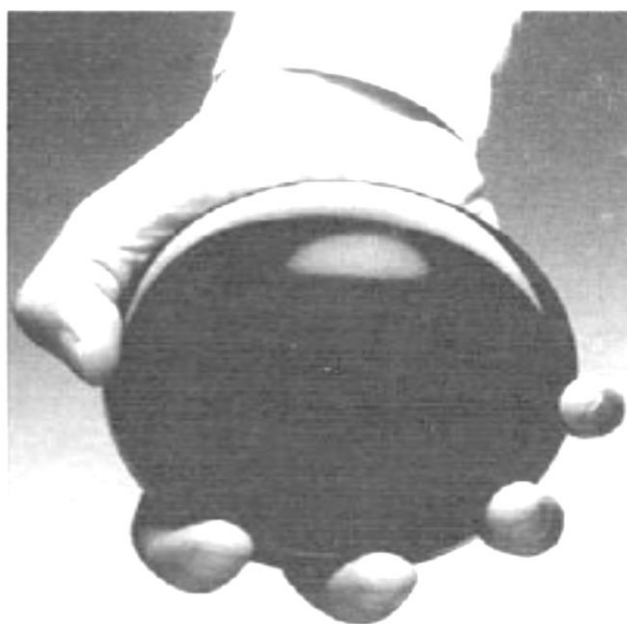
فصل هفدهم

تثبیت پسماندهای پرتوزا در شیشه

۱۷-۱ شیشه‌ای کردن

شیشه یکی از قدیمی‌ترین مواد شناخته شده و به کار رفته توسط بشر است. شیشه طبیعی، شیشه آتشفشانی (معدنی)، هزاران سال پیش توسط بشر برای ساختن چاقو، نوک تیر و جواهر مورد استفاده قرار گرفت. اشیاء شیشه‌ای ساخته دست بشر از ۴۵۰۰ سال قبل از میلاد در بین النهرین و از ۳۰۰۰ سال قبل از میلاد در مصر تاریخ‌گذاری شده‌اند. در قرن بیستم یک کاربرد نوین شیشه به عنوان ماده تثبیت کننده پسماند تولید شده از طریق فن‌آوری شیشه‌ای کردن کشف گردید. شیشه‌ای کردن به علت حجم کوچک فرم پسماند حاصل (شکل ۱۷-۱)، تعداد زیاد عناصری را که می‌توان در ساختار آزاد شیشه جای داد و اینکه شیشه‌ها به طور بالقوه دارای پایداری بالا هستند جذاب است. مقاومت شیمیایی بالای شیشه این امکان را به آن می‌دهد که در محیط‌های خورنده برای هزاران و حتی میلیون‌ها سال پایدار بماند. چندین نوع شیشه در طبیعت یافت شده است، مانند: شیشه‌های معدنی (شیشه‌های آتشفشانی)، فولگاریت‌ها (تشکیل شده به وسیله برخورد آذرخش)، تکتیت‌های یافت شده در خشکی در استرالیا و آسیا و میکروتکتیت‌های تجمیع یافته در رسوبات اقیانوس هند، مولداویت‌های موجود در اروپای مرکزی، و شیشه نوع صحرای لیبی از مصر غربی. بعضی از این شیشه‌ها برای ۳۰۰ میلیون سال در محیط طبیعی، با سرعت دگرگونی اندک (در

حد فقط چند دهم میلی‌متر بر میلیون سال) وجود داشته‌اند. فن‌آوری شیشه‌ای کردن پسماند، مصالحه‌ای بین دوام مطلوب فرم نهایی پسماند و بازده فراآوری آن است. مقاوم‌ترین مواد نیازمند دماهای فراآوری خیلی بالا ($>1500^{\circ}\text{C}$) هستند که قابل کاربرد نیست، زیرا در دماهای بالا هسته‌های پرتوزای پسماند به‌صورت اجزای فرار در آمده و تولید مقادیر بزرگی پسماندهای ثانویه نموده و راندمان تثبیت را کاهش می‌دهند. در نتیجه متداول‌ترین شیشه‌های مورد استفاده در شیشه‌ای کردن پسماند، بوروسیلیکات‌ها و فسفات‌ها می‌باشند که در حالی‌که محصول پایداری می‌سازند، نیازمند دماهای فراآوری کمتر هستند (تقریباً 1000°C). شیشه‌ای کردن پسماند روشی جذاب است چون که می‌تواند مواد آلی خطرناک در پسماند را تخریب نماید، در حالی‌که اجزای متشکله معدنی را اغلب با کاهش زیادی در حجم، به‌طور شیمیایی در یک شیشه پایدار مشارکت می‌دهد که باعث کاهش هزینه دفن پسماند می‌شود.



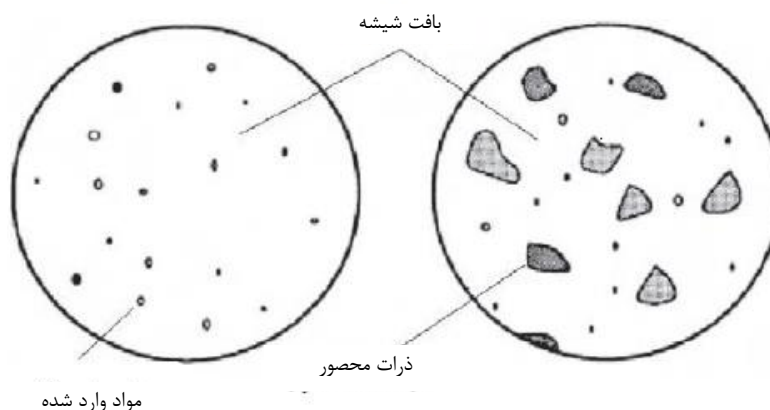
شکل ۱۷-۱. این حجم از شیشه بوروسیلیکاتی کافی است تا همه پسماندهای با پرتوزایی سطح بالای ناشی از یک دوره عمر ۸۰ ساله برق تولیدی از نیروی هسته‌ای برای یک نفر را در خود نگه دارد. (تصویر اهداء از BNFL).

شیشه‌ای کردن برای بیش از ۴۰ سال به منظور تثبیت پسماند هسته‌ای در فرانسه، آلمان، بلژیک، روسیه، بریتانیا، ژاپن و ایالات متحده آمریکا مورد استفاده بوده است. کل تولید همه تأسیسات شیشه‌ای کردن تا پایان سال ۲۰۰۰، تقریباً ۱۰۰۰۰ تن شیشه پرتوزا در حدود ۲۰۰۰۰ مخزن بوده است. در حال حاضر نیز شیشه‌ای کردن برای تثبیت پسماندهای سطح متوسط و پایین ناشی از کارکرد و از کاراندازی نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای به کار می‌رود. طرح‌هایی در دست اجرا است تا حجم‌های وسیعی از پسماند را در آینده به شیشه تبدیل کنند؛ برای مثال پیش‌بینی می‌شود که شیشه‌ای کردن پسماند پرتوزای سطح پایین در هانفورد در ایالات متحده تولید بیش از ۱۶۰۰۰۰ m^3 شیشه نماید. در هانفورد برنامه‌ریزی شده تا از یک فرایند شیشه‌ای کردن کلی استفاده شود که در آن پسماند مایع، با ترکیب کنترل شده‌ای از خاک در یک گدازنده مصرفی مخلوط می‌شود. الکترودها در مخلوط فرو می‌روند تا آن را شیشه‌ای نمایند و پس از آن که ذوب‌کننده خنک شد، محتویات آن و الکترودهای جاسازی شده، در پسماند با پرتوزایی سطح پایین دفن می‌شوند. در اواخر ۱۹۹۰، یک فرایند شیشه‌ای کردن در محل برای پاک‌سازی خاک شدیداً آلوده در محل آزمایشات سلاح‌های هسته‌ای در مارالینگا^۱ در استرالیا انجام شد، ولی این کار به علت وقوع یک انفجار در نتیجه فقدان مراقبت در طرح و اجرا، ادامه نیافت. رخداد حاضر این واقعیت را آشکار می‌سازد که هنوز هم اشتباه در صنعت هسته‌ای بوقوع می‌پیوندد.

۱۷-۲ مکانیسم‌های تثبیت

شیشه‌ای کردن شامل ذوب مواد پسماند با افزودنی‌های تشکیل شیشه است، به نحوی که محصول شیشه‌ای نهایی آلاینده‌های پسماند را در ساختار کلان و ریز شیشه جای می‌دهد. اجزای پسماند مضر یا با جای گرفتن مستقیم در ساختار شیشه یا با محصور شدن تثبیت می‌شوند. در حالت اول، اجزای سازنده پسماند در شیشه مذاب حل می‌شوند، بعضی در پی خنک شدن به ساختار شبکه شیشه منضم می‌شوند، در حالی که بقیه به عنوان تعدیل کننده محبوس می‌گردند. شیشه‌های پسماند هسته‌ای، ماده شیشه‌ای کاملاً همگنی نیستند ولی شامل نسبت‌های مهمی از حباب‌ها، مواد وارد شده خارجی مثل اکسیدهای دیر گداز و سایر اجزای امتزاج ناپذیر هستند (شکل ۱۷-۲).

^۱. Maralinga



شکل ۱۷-۲. طرحی از بازداری پسماند در یک بافت شیشه‌ای: چپ - قرار گرفتن در شیشه نسبتاً همگن، با تعدادی حباب و مواد وارد شده^۱؛ راست - محصور شدن ذرات پسماند در یک بافت شیشه‌ای.

تثبیت به وسیله محصور شدن، برای عناصر و ترکیبات با انحلال پذیری کاهش یافته که قادر به منطبق شدن در شبکه شیشه نیستند به کار می‌رود. محدوده انحلال پذیری عناصر به صورت اکسید در شیشه‌های سیلیکاتی در جدول ۱۷-۱ ارائه شده است. اجزای متشکله پسماند هسته‌ای امتزاج ناپذیر، که به آسانی در شیشه مذاب مخلوط نمی‌شوند، به طور معمول شامل سولفات‌ها، کلریدها و مولیبدات‌ها علاوه بر آن فلزات نجیب مثل Rh و Pd، اکسیدهای دیرگداز با دماهای مایع بالا مانند PuO_2 ، اکسیدهای فلز نجیب و اسپینل‌ها هستند. اجزای متشکله پسماند با امتزاج پذیری کم، با محصور شدن در بافت شیشه تثبیت شده و در ریزساختار آن پراکنده می‌شوند (شکل ۱۷-۲، راست). معمولاً محصور شدن با پراکندن ترکیبات نامحلول در شیشه ذوب شده انجام می‌شود، به نحوی که فرم پسماند حاصله نوعی ماده مرکب شیشه‌ای (GCM)^۲ است، نه یک شیشه واقعاً همگن.

^۱. یک جسم خارجی جامد، مایع یا گازی شکل، وارد شده در سنگ یا ماده‌ای معدنی (Inclusion).

^۲. Glass composite material

جدول ۱۷-۱. حدود تقریبی انحلال پذیری عناصر در شیشه‌های سیلیکاتی.

عنصر	حد انحلال پذیری (% وزنی)
Pb, P, Si, Al	>۲۵
Sr, Rb, Zn, Fe, Ca, K, Mg, Na, B, Li, U, Ra, Fr, Ba, Cs	۱۵-۲۵
Zr, Bi, Gd, Nd, Pr, Ce, La, F, Cu, Ti, Th, Pu	۵-۱۵
Mo, Ni, Co, Cr, Mn	۳-۵
Np, Te, Sb, Sn, Tc, Se, As, Cl, S, C	۱-۳
Rh, Ru, Kr, Br, Ar, Ne, N, He, H, Rn, Hg, Au, Xe, Pt, I, Ag, Pd	کمتر از ۱٪

۱۷-۳ بازداري هسته‌های پرتوزا

اعتبار تثبیت هسته پرتوزا با سرعتی که هسته‌ها طی نگهداری دراز مدت قادر به رهاسازی از فرم پسماند هستند مشخص می‌شود. نظر به اینکه محتمل‌ترین راه برای ورود مجدد پرتوزایی به بیوسفر از طریق آب است، مهمترین عواملی که توانایی شیشه را برای حفظ اجزای فعال مشخص می‌کنند، سرعت‌های فروشویی است (بخش ۱۵-۲). مجموعه‌ای از آزمایشات استاندارد جهت تعیین پایداری (در برابر آب، از سوی پسماند تثبیت شده با شیشه، و دیگر فرم‌های پسماند در مرکز مشخصه‌یابی مواد (MCC)^۱ آزمایشگاه ملی شمال غربی پاسیفیک (PNNL)^۲ در امریکا توسعه داده شده است. در حال حاضر از جنبه بین‌المللی این آزمایشات مرکز مشخصه‌یابی مواد، استانداردهای تأیید شده مورد استفاده در سراسر جهان هستند. آژانس بین‌المللی انرژی اتمی برای آزمایشات پایداری استاندارد ISO ۶۹۶۱-۱۹۸۲ «آزمایش فروشویی دراز مدت فرم‌های پسماند پرتوزای جامد شده» را توصیه کرده است (ژنو، ۱۹۸۲). این آزمایش فروشویی توسط سازمان استانداردهای بین‌المللی (ISO)^۳ توسعه داده شده و مشابه با آزمایش MCC-۱ در دمای طبیعی اتفاق است. مهمترین آزمایش‌ها در جدول ۱۷-۲ توصیف شده‌اند.

^۱. Materials Characterization Centre

^۲. Pacific Northwest National Laboratory

^۳. International Standards Organization

جدول ۱۷-۲. آزمایشات استاندارد درباره قابلیت اطمینان تثبیت.

آزمایش	شرایط	کاربرد
(MCC-۱)، ۶۹۶۱ ISO	آب دیونیزه، ایستا، گونه یکپارچه، سطح نمونه به حجم آب (S/V) معمولاً 10^{-1} m^{-1} ، در جو اتمسفر	برای مقایسه فرم‌های پسماند
(MCC-۲)	آب دیونیزه، دمای 90°C ، بسته	مشابه با MCC-۱ ولی در دمای بالاتر
PCT (MCC-۳)	آزمایش سازگاری عملکرد، آب دیونیزه هم زده شده با پودر شیشه، بسته	برای فرم‌های پسماند مقاوم به فروشویی سریع
SPFT (MCC-۴)	آزمایش جریان عبور انفرادی، آب دیونیزه، در جو اتمسفر	آموزنده‌ترین آزمایش ارائه دهنده ثابت‌های سینتیک فروشویی برای ارزیابی عملکرد
VHT	آبدارشدن فاز بخار، جزء یکپارچه، بسته، دماهای بالا	تسریع کردن تشکیل محصول دگرگونی.

پسماند پرتوزای شیشه‌ای شده از جنبه شیمیایی ماده مقاومی است که به‌طور قابل اعتمادی اجزای فعال را حفظ می‌کند. سرعت‌های فروشویی بهنجار شده (NR)^۱ فرم‌های پسماند شیشه‌ای شده، زیر 10^{-5} تا $10^{-6} \text{ cm}^2/\text{g} \cdot \text{day}$ است (بخش ۱۵-۲). به‌علاوه، همانگونه که شیشه‌ها و مواد مرکب شیشه‌ای خیلی مقاوم به خوردگی‌اند، قابلیت بالای آنها در حفظ نوکلید، تا چندین هزار سال پیش بینی می‌شود.

۱۷-۴ شیشه‌های پسماند هسته‌ای

تقریباً هر ماده ذوب شده‌ای، اگر با سرعت کافی سرد گردد می‌تواند مانند یک شیشه ساخته شود. شیشه‌ها موادی بی شکل هستند با ساختار درونی شبکه سه بعدی بلوک‌های متصل به هم، که در شیشه‌های سیلیکاتی به‌صورت SiO_4 چهار وجهی هستند. با اعمال حرارت، شیشه‌ها به‌طور پیوسته اکثر خواص خود را به حالتی شبه مایع تغییر می‌دهند در حالی که در بلورها چنین تغییراتی ناگهان در یک دمای ثابت (نقطه ذوب) رخ می‌دهد. رفتار شبه جامد شیشه در دماهای پایین، از رفتار شبه مایع در دماهای بالا با دمای انتقال شیشه T_g ، جدا می‌شود. انتقال شیشه‌ای، یک تغییر نسبتاً تند و

¹. Normalised leaching rates

از نظر سینتیکی کنترل شده در خواص مشتقی مانند ضریب انبساط حرارتی یا گرمای ویژه است. در واقع T_g بستگی به سرعت خنک شدن دارد، با این وجود بنا به تجربه می‌توان با رابطه زیر آن را برآورد نمود:

$$T_g \approx \frac{2}{3} T_L \quad (۱-۱۷)$$

که T_L دمای لیکویدوس^۱ است که در آن نمودار فاز ذوب شدن عاری از بلور را نشان می‌دهد. زیر T_g شیشه‌ها رفتار شبه جامد دارند. T_L بالاتر T_g بالاتری را نتیجه می‌دهد، ولی دماهای فرآوری بالا برای یک فرایند تثبیت پسماند کارا، قابل قبول نیستند. مهمترین پارامترهای شیشه‌های پسماند هسته‌ای عبارتند از: سرعت‌های فروشویی هسته پرتوزای بهنجار شده ($NR_i(g/cm^2.day)$ ، مقاومت مکانیکی (MPa)، چگالی ($\rho(g/cm^3)$ ، ضریب انبساط حرارتی ($\kappa(K^{-1})$ ، گرمای ویژه $C_p (J/kgK)$ و هدایت گرمایی ($\lambda(W/mK)$).

پارامترهای مهم فرآوری شیشه عبارتند از: دمای ذوب T_m ، گرانیوی $\eta(Pa \cdot s)$ و هدایت الکتریکی ($\sigma(\Omega^{-1}.cm^{-1})$ در دمای نزدیک به دمای ذوب. شیشه‌ای کردن می‌تواند به‌طور کارا در مقادیر T_m زیر $1200^\circ C$ انجام شود و بدین‌وسیله از فراریت اضافی هسته پرتوزا جلوگیری کرده و گرانیوی‌ها را در حد زیر $10 Pa \cdot s$ حفظ کرد تا از ظرفیت بالا و ریزش کنترل شده به ظروف اطمینان حاصل شود.

۱۷-۵ ترکیب شیشه پسماند هسته‌ای

توانایی کاتیون‌ها برای ورود به داخل ساختار شیشه به‌وسیله قدرت میدان آنها مشخص می‌شود که با این رابطه تعریف می‌گردد:

$$F = \frac{Z}{a^2} \quad (۲-۱۷)$$

که Z ظرفیت و a فاصله یونی ($\text{\AA}$) در اکسید است. یون‌های با قدرت میدان کمتر (مثل فلیاها) تعدیل‌کننده شبکه بوده در حالی‌که یون‌های با قدرت میدان بالاتر (نظیر P ، Si یا B) سازنده‌های شبکه هستند. جدول ۱۷-۳ کاتیون‌ها را مطابق با کارکرد آنها در ساختار شیشه ارائه می‌دهد.

¹. Liquidus

دو نوع شیشه اصلی قابل قبول برای تثبیت پسماند هسته‌ای، بوروسیلیکات‌ها و فسفات‌ها هستند. ترکیب دقیق شیشه‌های پسماند هسته‌ای برای تهیه آسان و ذوب کردن، پرهیز از جدایی فاز و تبلور کنترل نشده و مقاومت فروشویی قابل قبول طراحی شده‌اند. جدول ۱۷-۴ ترکیب معمول شیشه پسماند هسته‌ای را ارائه می‌دهد.

ساختار درونی شیشه‌های ساخته شده از بلوک‌های ساختاری متصل به هم، به وسیله درجهٔ بسپارش آن مشخص می‌شود- هرچه درجهٔ بسپارش بالاتر باشد، شبکهٔ سه بعدی آن توسعه یافته‌تر است. شیشه‌های پسماند هسته‌ای دارای ساختارهای خیلی بسپارشده هستند. برای مثال، شیشه‌های بوروسیلیکاتی پسماند هسته‌ای از چهار گروه ساخته شده‌اند:

الف) سازندهٔ شبکه SiO_2 ، ب) سازنده‌های شبکهٔ موازنه بار MTO_2 (فلزات قلیایی $\text{M}=\text{Fe}^{+3}$ ، B، T=Al ج) تعدیل کنندهٔ شبکه MO، فلزات قلیایی اضافی و نیز اکسیدهای قلیایی خاکی مازاد به T متصل نیستند. د) اکسیدهای لانتانید و اکتینید.

جدول ۱۷-۳. نقش کاتیون‌ها در ساختار شیشه.

عنصر	ظرفیت Z	عدد کئوردیناسیون (CN)	قدرت میدان F	قدرت پیوند (kJ/mol)	نقش در شیشه
Si	۴	۴	۱٫۵۷	۴۴۳	سازنده‌های شبکه: $F \sim ۱٫۵-۲٫۰$
B	۳	۳	۱٫۶۳	۴۹۸	
	۴	۴	۱٫۳۴	۳۷۲	
P	۵	۴	۲٫۱	۳۶۸-۴۶۴	
Ti	۴	۴	۱٫۲۵	۴۵۵	واسطه‌ها: $F \sim ۰٫۵-۱٫۰$
Al	۳	۴	۰٫۹۶	۳۳۵-۴۲۳	
	۳	۶	۰٫۸۴	۲۲۴-۲۸۴	
Fe	۳	۴	۰٫۸۵		
	۳	۶	۰٫۷۶		
Be	۲	۴	۰٫۸۶	۲۶۳	
Zr	۴	۶	۰٫۸۴	۳۳۸	
	۴	۸	۰٫۷۷	۲۵۵	
Mg	۲	۴	۰٫۵۳		
	۲	۶	۰٫۴۵	۱۵۵	

عنصر	ظرفیت z	عدد کئوردیناسیون (CN)	قدرت میدان F	قدرت پیوند (kJ/mol)	نقش در شیشه
Fe	۲	۶	۰/۴۳		تعدیل گرهای شبکه: F~۰/۱-۰/۴
Pb	۲	۶	۰/۳۴	۳۱۰	
	۲	۸	۰/۲۷	۱۵۱	
Ca	۲	۸	۰/۳۳	۱۳۴	
Sr	۲	۸	۰/۲۸	۱۳۴	
Li	۱	۶	۰/۲۳	۱۵۱	
Na	۱	۶	۰/۱۹	۸۴	
K	۱	۸	۰/۱۳	۵۴	
Cs	۱	۱۲	۰/۱۰	۴۲	

شیشه‌های پسماند هسته‌ای تقریباً شامل ۷۷/۵ درصد مولی از SiO_2 و MTO_2 کاملاً بسپارش شده و ۲۲/۵ درصد مولی قسمتی وابسپارش شده می‌باشند.

جدول ۱۷-۴. ترکیب شیشه‌های پسماند هسته‌ای.

اکسید (% وزنی)								شیشه (کشور)
بقیه	Na_2O	MgO	CaO	Al_2O_3	B_2O_3	P_2O_5	SiO_2	
۱۸/۸	۱۰/۶	---	۴/۱	۴/۴	۱۴/۹	---	۴۷/۲	RV/TV (فرانسه)
۲۷/۱	۸/۷	۱/۴	۱/۰	۴/۰	۸/۰	---	۴۹/۸	DWPF ^۱ (امریکا)
۱۷/۴	۸/۴	۵/۳	---	۴/۸	۱۶/۹	---	۴۷/۲	پسماند ماگنوکس (بریتانیا)
۱۸/۷	۵/۹	۲/۲	۴/۶	۲/۷	۱۳/۲	---	۵۲/۷	پاملا (آلمان- بلژیک)
۷/۸	۲۱/۲	---	---	۱۹/۰	---	۵۲/۰	---	پسماند HLW دفاعی (روسیه)
۱۰/۲	۱۶/۱	---	۱۵/۵	۲/۵	۷/۵	---	۴۸/۲	پسماند LILW تجاری ۲۶- K (روسیه)
۲۰/۲	۱۰/۰	---	۳/۰	۵/۰	۱۴/۲	---	۴۶/۶	P۰۷۹۸ (ژاپن)
۲۳/۱	۹/۱	۱/۵	۲/۵	۴/۲	۱۳/۴	---	۴۶/۲	GC-۱۲/۹B (چین)

^۱. Defence Waste Processing Facility

۱۷-۶ شیشه‌های بوروسیلیکاتی

شیشه‌های بوروسیلیکاتی اولین انتخاب در جهان برای تثبیت هر دو نوع پسماند با پرتو زایی سطح بالا و پسماند با پرتو زایی سطح پایین و متوسط است. این انتخاب بر مبنای انعطاف پذیری شیشه بوروسیلیکاتی از لحاظ بارگذاری پسماند و توانایی مشارکت انواع بسیار متفاوت عناصر پسماند، توأم با قابلیت مناسب تشکیل شیشه، پایداری شیمیایی، بی نقصی مکانیکی، و ثبات بسیار عالی حرارتی و پرتوی است. شیشه‌های بوروسیلیکاتی عموماً دارای SiO_2 به عنوان جزء اصلی، میزان نسبتاً بالای B_2O_3 ، CaO ، MgO ، Na_2O و Al_2O_3 و مقادیر اندکی از بسیاری دیگر اکسیدها می‌باشند. SiO_2 ، B_2O_3 و Al_2O_3 عموماً سازنده‌های شبکه‌اند زیرا آنها تشکیل پیوندهای قوی کووالانسی به SiO_4 ، AlO_4 و BO_4 چهاروجهی و BO_3 مثلثی می‌دهند.

سیلیکون عنصر اصلی تشکیل شیشه در یک شیشه پسماند بوروسیلیکاتی است و عناصر اصلی آن SiO_4 چهاروجهی، که شامل اتم‌های اکسیژن پلی یا اتصال عرضی و اتم‌های اکسیژن غیر پلی (NBO)^۱ هستند. در یک شیشه سیلیکاتی، رئوس SiO_4 چهاروجهی این عناصر، از طریق اتم‌های اکسیژن پلی به یکدیگر متصل می‌شوند به طوری که شبکه شامل زنجیره‌های با طول‌های مختلف می‌شود. شبکه شیشه، مانند مورد سیلیکای بلوری، منظم نیست، برای مثال زاویه پیوند Si-O-Si می‌تواند در محدوده ۱۲۰ تا ۱۸۰ درجه باشد در حالی که در کوارتز با اینکه طول پیوند Si-O ثابت می‌ماند ($1.62 \text{ \AA}$) دارای زاویه ثابت ۱۰۹ درجه و ۲۸ دقیقه است. یون‌های قلیایی و قلیایی خاکی، فلزات واسطه، و یون‌های دارای بار زیاد و اندازه بزرگ شامل اکتئیدها، به آسانی قادر به جایگزینی Si، B یا Al نیستند و بنابراین تعدیل کننده شبکه بوده و وارد شکاف‌های ساختار بلور می‌شوند. آنها عموماً اعداد کثوردیناسیونی ۶ و بالاتر داشته، پیوندهای ضعیف‌تر با اکسیژن نسبت به سازنده‌های شبکه تشکیل داده و برای موازنه بار بوروسیلیکات دارای بار منفی یا شبکه آلومینا-بوروسیلیکات عمل می‌کنند. این منتهی به شکست پیوندهای Si-O-Si شده و ایجاد یون‌های SiO^- دارای اتم‌های اکسیژن غیر پلی موضعی برای تعدیل یون‌ها می‌کند. شکل ۱۷-۳ ساختار یک شیشه قلیایی-سیلیکات را شرح می‌دهد. ساختار به طور معمول با استفاده از علامت شناسه Q_n توصیف می‌شود که n بیانگر تعداد اکسیژن پلی بر واحد چهاروجهی است. از جنبه انرژی مهمترین فرایند وابسپارش را می‌توان به صورت واکنش اسید-باز زیر مشاهده کرد:

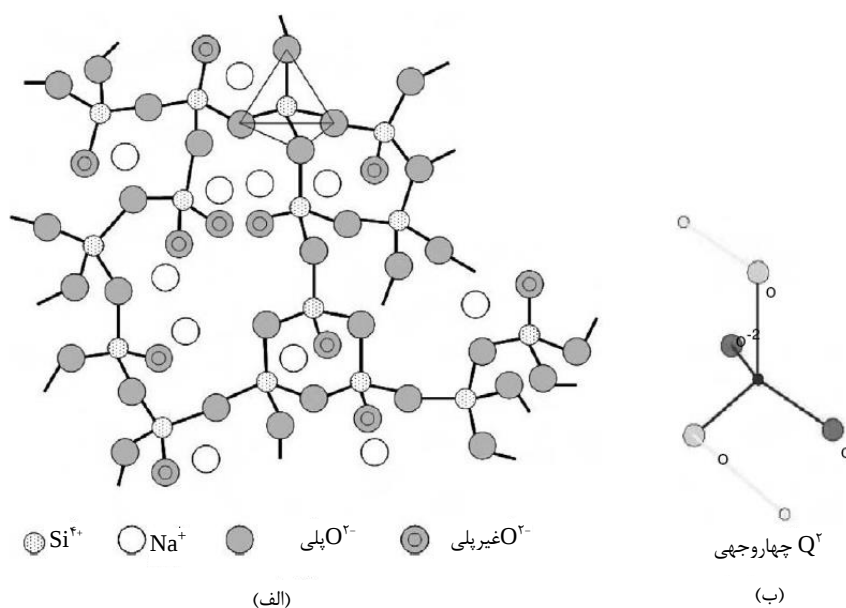


یا برحسب واحدهای اساسی Q_n :

¹. Non-bridging atoms of oxygen



که M کاتیون تعدیل کننده و n حالت ظرفیت آن است. در عمل افزایش یک تعدیل کننده شبکه مثل Na_2O به تدریج شبکه را واپسپارش می‌کند؛ مراحل میانی بسپارش شامل صفحه‌های Q_3 ، زنجیره‌های Q_2 و دیم‌های Q_1 مانند Si_2O_7 همراه با SiO_4 چهاروجهی Q_4 کاملاً پیوند یافته است.



شکل ۱۷-۳. (الف) ساختار شیشه‌های قلیایی-سیلیکات؛ (ب) یک واحد ساختاری $Q_n:Q_2$ شامل دو اتم اکسیژن پلی و دو اتم اکسیژن غیر پلی است.

درجه بسپارش یک شیشه f_T به وسیله نسبت تعداد کاتیون‌های سازنده شبکه به تعداد اتم‌های اکسیژن تعیین می‌شود و می‌توان به صورت فرمول زیر بیان کرد:

$$f_T = \frac{\sum \gamma_T}{\gamma_{M_2O} + \gamma_{MO} + 2\gamma_{M_2O_3} + 2\gamma_{MO_2} + 5\gamma_{M_2O_5} + 3\gamma_{MO_3}} \quad (5-17)$$

که γ_x کسر مولی یک اکسید معین (X) در شیشه و γ_T کسر مولی اکسیدهای سازنده شبکه هستند. اغلب بسپارش شیشه‌های سیلیکاتی بر مبنای نسبت $f_{Si} = [Si]/[O]$ بیان می‌شود که [Si] و [O] تعداد اتم‌های سیلیکون و اکسیژن در شیشه هستند. جدول ۱۷-۵ مقادیر معمول درجه بسپارش شیشه‌های سیلیکاتی را ارائه می‌دهد.

جدول ۱۷-۵. ساختار شیشه‌های سیلیکاتی در درجات بسپارش مختلف.

شیشه	ساختار	نسبت $f_{Si} = [Si]/[O]$
SiO_2	شبکه ۳- بعدی (سیلیس)	۰.۵۰۰
$Me_2O \cdot 2SiO_2$ $MeO \cdot 2SiO_2$	شبکه ۲- بعدی (میکا)	۰.۴۰۰
$Me_4O \cdot SiO_2$	شبکه ۱- بعدی (متاسیلیکات‌ها): زنجیره‌ها، سه اسمی یا حلقه‌های ۶ عضوی	۰.۳۳۳
$MeO \cdot SiO_2$ $[Si_4O_6]_x$ $2Me_2O \cdot SiO_2$ $2MeO \cdot SiO_2$	چهاروجهی دوگانه مجزا (پیروسیلیکات‌ها) چهاروجهی مجزا (ارتوسیلیکات‌ها)	۰.۲۸۶ ۰.۲۵۰

درجه بسپارش سیلیس شیشه‌ای در نسبت $f_{Si} = 0.5$ به مقدار بیشینه می‌رسد و برای شیشه‌های تعدیل شده به ۰.۲۵ کاهش می‌یابد. مقاوم‌ترین شیشه تثبیت پسماند، می‌تواند یک شیشه سیلیسی حاوی حداقل مقدار اکسیدهای پسماند باشد. با این وصف چنین فرم پسماند، به علت لزوم دمای فرآوری بالا و مقدار خیلی کم پسماند که می‌تواند جای دهد برای هر دو نوع فرم پسماند فوق، به کار نمی‌رود. در شیشه‌ای کردن پسماند، ذوب باید در محدوده کمتر از $1100-1250^\circ C$ انجام شود، زیرا در دماهای بالاتر، تبخیر شدید اجزای پرتوزا و غیرپرتوزا رخ می‌دهد. برای کاهش دمای فرآوری، لازم است سازنده‌های شیشه غیر از سیلیس، مثل اکسید بور اضافه شود. عموماً، به بیش از دو قسمت وزنی افزودنی سازنده شیشه نیاز نیست تا یک قسمت پسماند پرتوزا به صورت اکسید به شیشه‌ای مناسب تبدیل گردد. بررسی‌های تجربی راهبردهایی برای فرمولاسیون شیشه‌های پسماند قابل قبول مهیا نموده است (جدول ۱۷-۶).

جدول ۱۷-۶. نسبت‌های مهم برای فرمول‌بندی‌های شیشه بوروسیلیکاتی.

طرح	نسبت مولی	مقدار مطلوب تجربی
A	Si/Al, B	بیشتر یا در حدود ۱/۵
B	سازنده‌های شبکه / اکسیژن	۲/۲-۲/۴
C	تعدیل کننده شبکه / سازنده‌های شبکه	حدود ۲

وقتی $A > 1/5$ باشد، قابلیت فروشویی هسته پرتوزا پایین است، هر چند که دمای ذوب شیشه با افزایش A افزایش می‌یابد. وقتی $2/2 \leq B \leq 2/4$ باشد، تشکیل شیشه بهترین حالت را دارد و قابلیت فروشویی کم است. اکسیژن مازاد مورد نیاز است تا بار الکتریکی تعدیل کننده‌های شبکه را متوازن نماید. چگالی با کاهش A و افزایش B ، افزایش می‌یابد. نسبت C برای تشکیل شیشه خوب، باید در حدود ۲ باشد. وقتی C کم می‌شود، شبکه شیشه شکست یافته و توانایی تشکیل شیشه کاهش می‌یابد.

جدول ۷-۱۷ خصوصیات یک شیشه بوروسیلیکاتی پسماند با پرتوزایی سطح بالای بررسی شده در روسیه را ارائه می‌دهد.

۷-۱۷ نقش اکسید بور

معمولاً اکسید بور در شیشه‌های پسماند هسته‌ای جایگزین سیلیس می‌شود. ورود B ، واحدهای Q_3 را شکسته و ایجاد Q_2 ، Q_4 و نیز مقادیر اندکی Q_1 می‌کند. حضور B چند اثر مثبت دارد. B در کمتر از ۱۵٪ وزنی، ضریب انبساط حرارتی را کم کرده و پایداری شیمیایی و مقاومت به فرسایش مکانیکی را بهبود می‌بخشد. در دماهای نسبتاً پایین (کمتر از $500-600^\circ\text{C}$)، بور ساختار شیشه را پایدار کرده و تشکیل گروه‌های BO_4 می‌دهد. در دماهای بالا، B از میل عمومی بسوی عدد کئوردیناسیون کمتر برای کاتیون‌ها پیروی می‌کند که ممکن است از هندسه بیش از یک کئوردیناسیون تبعیت کند. سپس B کئوردیناسیون سه گوش مسطح با سه اکسیژن را تقبل کرده و یک تعدیل کننده شبکه می‌شود. B ، گرانیوی شیشه‌ها در دمای بالا را کاهش داده و در دمای پایین آن را افزایش می‌دهد و در نتیجه شیشه «کوتاه‌تر» شده که برای شیشه‌ای کردن سودمند است. یک شیشه کوتاه، شیشه‌ای با وابستگی شدید گرانیوی نسبت به دما است. یک شیشه طویل در مورد گرانیوی وابستگی کمتری به دما دارد.

جدول ۷-۱۷. پارامترهای شیشه پسماند هسته‌ای بوروسیلیکاتی روسی.

چگالی (cm/g^3)	مقاومت فشاری (MPa)	IAEA/NR ۲۸ روزه، ($\times 10^{-6}$) ($\text{cm/g}^2\text{day}$)	پایداری حرارتی ($^\circ\text{C}$)	دز تخریب (Gy)	گرمای ویژه (kJ/kgK)	هدایت حرارتی (W/mK)	ضریب انبساط (K^{-1})
۲٫۷	۲۲-۵۴	0.9 (Na); 0.3 (Cs); 0.2 (Sr)	۵۵۰	$> 10^5$	۰٫۷۱	۱٫۱۷	8×10^{-6}

در شیشه‌های بوراته واحدهای فوق ساختار غالب هستند، که مشتمل بر آرایه خوش‌تعریف BO_3 سه گوش مبنا و واحدهای ساختاری چهار وجهی BO_4 ، بدون هیچ درجات آزادی داخلی به شکل پیوند یا زوایای پیچش متغیر هستند، مثل بوروکسول (B_2O_6) و تری بورات (B_3O_7). طی افزایش یک تعدیل کننده شبکه (مثل یک اکسید قلیایی) به اکسید بور، خواص شیشه به‌عنوان یک تابع یکنواز ترکیب، تغییر نمی‌کند ولی مقداری حداکثر یا حداقل را در یک ترکیب خاص- موسوم به آنومالی اکسید بور- نشان می‌دهد. افزایش یک تعدیل کننده شبکه به B_2O_3 شیشه‌ای، بیشتر منتهی به افزایشی در عدد کئوردیناسیون اتم‌های بور از ۳ به ۴ می‌شود نه اینکه منجر به تشکیل اتم‌های اکسیژن غیر پلی (NBO) (تبدیل BO_3 سه گوش به BO_4 چهار وجهی) شود، و یک پارامتر ساختاری مهم، کسر اتم‌های بور است که ۴- کئوردینه می‌باشد.

بور در یک وضعیت ۳- کئوردینه در یک شیشه بوروسیلیکاتی نسبتاً یک جزء ناپایدار است. اسیدها به آسانی این بور را همراه با سدیم پیوند شده به آن مورد فروشویی قرار می‌دهند. بور تا وقتی که غلظت فلز قلیایی مطابق رابطه زیر کم است در وضعیتی ۳- کئوردینه در یک شیشه سدیم بوروسیلیکات باقی می‌ماند.

$$\Psi_B = \frac{\gamma_{Na_2O}}{\gamma_{B_2O_3}} < \frac{1}{3} \quad (17-6)$$

که γ_{Na_2O} و $\gamma_{B_2O_3}$ کسرهای مولی سدیم و اکسیدهای بور در شیشه است. دو شبکه ساختاری همزمان وقتی وجود خواهند داشت که $\Psi_B < \frac{1}{3}$ باشد و در چنین شیشه‌ای، جداسازی فاز نیمه پایدار (گداز) با اعمال حرارت، با تشکیل حجم‌های میکروسکوپی ترکیب متفاوت حاوی سیلیس و بورات سدیم بالا رخ می‌دهد. با اسیدشویی فاز بورات سدیم از این شیشه، می‌توان شیشه متخلخل تولید کرد. BO_4 چهار وجهی برای غلظت‌های بالاتر Na_2O ، وقتی که $\Psi_B > \frac{1}{3}$ باشد رخ می‌دهد. یون‌های Na^+ با تشکیل کمپلکس‌های $[Na^+(BO_4)]$ ، نزدیک این چهاروجهی‌ها مستقر می‌شوند.

۱۷-۸ نقش واسطه‌ها و تعدیل کننده‌ها

کاتیون‌های با قدرت یونی متوسط مانند Ti، Al، Be، Zr عناصر واسطه هستند. Al طی مصرف واحدهای Q_4 و Q_3 ، در شیشه‌های سیلیکاتی ایجاد Q_3 می‌نماید. Al باعث کشیده شدن شیشه می‌شود یعنی محدوده کاری آن را افزایش می‌دهد، مقاومت مکانیکی و شیمیایی آن را توسعه داده

و میل برای مخلوط نشدن را کاهش می‌دهد. Al یک سازنده شبکه در غلظت‌های کم است و در ساختار شیشه به صورت AlO_4 چهاروجهی وجود دارد. این واحد ساختاری، ثبات و بنابراین مقاومت شیمیایی شیشه را بهبود می‌بخشد. عناصر قلیایی (مثل Na) نزدیک به چهاروجهی AlO_4 قرار داشته و بار منفی آنها را موازنه می‌کنند. پیوند قوی این کاتیون‌های قلیایی به AlO_4 چهاروجهی سبب می‌شود که در مقایسه با عناصر قلیایی که با پیوند ضعیف تری به اتم‌های غیر پلی (NBO) متصلند، به آسانی شسته نشوند. این در صورتی که مقدار Al نسبتاً کم باشد و $\frac{Y_{\text{Na}_2\text{O}}}{Y_{\text{Al}_2\text{O}_3}} > 1$ باشد، درست است. Al_2O_3 در شیشه‌ها، ضریب نفوذ آب را به مقدار زیادی کاهش می‌دهد که همچنین سبب بهبود پایداری شیشه می‌شود. افزایش میزان Al_2O_3 دارای اثری مشابه با کاهش کل مقدار اکسید قلیایی است. با این وجود، افزایش مقدار اضافی Al_2O_3 ممکن است برای بازده فراوری که نیازمند دماهای بالاتری است، مضر باشد. در عمل، جابه‌جایی جزئی SiO_2 توسط Al_2O_3 از ۳٪ به ۱۰٪، پایداری شیشه‌ها در برابر آب را به مقدار زیادی بهبود می‌بخشد. وضعیت B و Al در شیشه‌های بوروسیلیکاتی به‌عنوان تابعی از Ψ_B در جدول ۱۷-۸ ارائه شده است.

جدول ۱۷-۸. حالات ساختاری Al و B در شیشه‌های بوروسیلیکاتی.

حالات ساختاری Al و B			نسبت Ψ_B
---	$[\text{BO}_4]$	$[\text{AlO}_4]$	$\Psi_B > 1$
$[\text{BO}_3]$	$[\text{BO}_4]$	$[\text{AlO}_4]$	$\frac{1}{3} < \Psi_B < 1$
$[\text{BO}_3]$	---	$[\text{AlO}_4]$	$C^\circ < \Psi_B < \frac{1}{3}$

Ti در شیشه‌های سیلیکاتی به صورت TiO_4 چهاروجهی، یک سازنده شبکه است و عنصر Ti مانند Al، گرانی را افزایش داده و شیشه را باثبات می‌سازد. Ti در بین کاتیون‌ها منحصر بفرد است چون به آسانی در شیشه‌ها و بلورها کئوردیناسیون چهارتایی، پنج‌تایی یا شش‌تایی را می‌گیرد. Ti پنج کئوردینه، جزء قالب در شیشه‌های غنی از TiO_2 در غلظت‌های فراتر از ۱۶٪ وزنی است. همزمان به‌عنوان یک سازنده و تعدیل‌کننده شبکه رفتار می‌کند هرچند که در نقش سازنده شبکه، غالب است. Ti ۵- کئوردینه احتمالاً هم به NBO و هم به اکسیژن‌های پلی پیوند می‌شود و به‌عنوان یک جزء جدید Q_4 با یک NBO اضافی عمل می‌کند.

معمولاً Li برای توسعه خواص شیشه افزوده می‌شود. سایر تعدیل‌کننده‌ها، به‌ویژه Na، می‌توانند در پسماند حاضر باشند. Na یک تعدیل‌کننده شبکه است که تمایل به افزایش تعداد NBO داشته

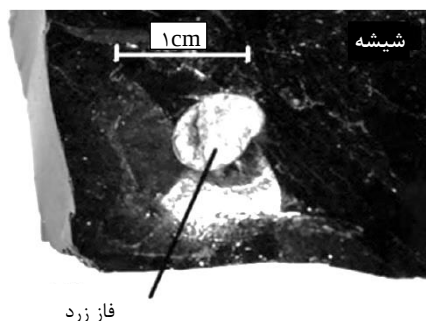
و آشکارا تغییرپذیری شیشه را با بی‌ثبات کردن ساختارش افزایش می‌دهد. اثر نامطلوب مشابهی بر سرعت تغییر اولیه، ولی تحت محدوده‌های ترکیبی کاملاً متفاوت، برای همه فلزات قلیایی مشاهده شده است.

اثر قلیایی مختلط در طراحی شیشه‌های تثبیت کننده پسماند استفاده شده است و در شیشه‌های سیلیکاتی هنگامی که کسری از یون‌های سیار مانند Na^+ با نوع دیگری از یون سیار مثل Li^+ جایگزین شود، به‌صورت تغییری غیرخطی در خواص مربوط به انتقال یون مانند تبادل یون (بخش ۶-۲۰ را ببینید) ظاهر می‌شود. در مقایسه با شیشه‌های دارای تنها یک نوع یون قلیایی، در حالتی که تقریباً مقادیر مساوی از دو عنصر قلیایی وجود داشته باشد پایداری شیشه به حداکثر مقدار می‌رسد.

CaO ، MgO و ZnO گرانی‌های شیشه‌های سیلیکات قلیایی را در دماهای پایین ($400-600^\circ\text{C}$) افزایش می‌دهند ولی در دماهای بالا ($1300-1400^\circ\text{C}$) آن را کم می‌کنند. تأثیر کلی آن بر گرانی این است که شیشه کوتاه‌تری ایجاد می‌گردد. Ca ، Mg و Zn پایداری شیشه را با ایجاد ثبات در ساختار شیشه توسعه می‌دهند. اتم‌های اکسیژن از طریق واحدهای چند وجهی کئوردیناسیون اطراف Ca ، Mg و Zn به سیلیکون پیوند می‌شوند. با این وجود، با افزایش CaO ، همین‌طور Na_2O و B_2O_3 فراریت زیاد می‌شود و بنابراین باید سازوکاری فنی یافت شود که بستگی به فرم پسماند دارد.

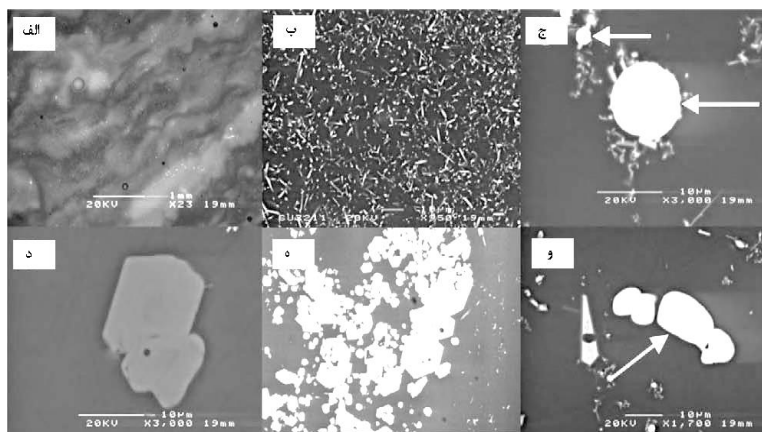
۹-۱۷ عناصر مشکل

S ، Cl و Mo عناصری هستند که سازگاری اندکی با شیشه دارند. سولفور می‌تواند به‌صورت ۱٪ وزنی هم‌ارز SO_3 در ساختار شیشه بوروسیلیکاتی مشارکت یابد. مقادیر بیشتر از ۱٪ وزنی از SO_3 ، باعث تشکیل فاز مجزا و محلول در آب (زرد رنگ) می‌شود. انحلال‌پذیری Mo ۶-٪ ظرفیتی نیز خیلی محدود است. طی شیشه‌ای کردن هم Mo و هم S از مذاب جدا شده و بر سطح آن فازی زرد رنگ تشکیل می‌دهند (شکل ۱۷-۴). این فاز شامل سولفات‌های قلیایی، کرومات‌های قلیایی، مولیبدات‌های قلیایی، CaMoO_4 و $\text{Ba}(\text{Sr})\text{CrO}_4$ است.



شکل ۱۷-۴. فاز زرد (رنگ کنفی) در یک شبه شیشه پسماند ماگنوکس بریتانیایی. با اجازه آر. شورت^۱، ISL، دانشگاه شفیلد.

F می‌تواند در سیلیکات حفظ شود که با افزایش Ca و تشکیل CaF_2 یک نوع شیشه مات تولید می‌شود. RuO_4 ، اگر موجود باشد، در شیشه مذاب محلول نیست و براحتی به شکل ذرات مجزا محصور می‌شود (شکل ۱۷-۵). لانتانیدها و اکتینیدها در شیشه‌های بوروسیلیکاتی از جنبه میکروسکوپی امتزاج ناپذیرند، و مایلند در مقیاس نانو، فازی جدا تشکیل دهند با این وجود شیشه‌ها از جنبه ماکروسکوپی همگن می‌مانند. جدول ۹-۱۷ خلاصه‌ای ساده شده از اثر کیفی اکسیدهای مختلف بر خواص شیشه‌های پسماند هسته‌ای را ارائه کرده است.



شکل ۱۷-۵. حباب‌های گاز (الف) و فازهای بلوری (ب-و) در یک شبه شیشه پسماند ماگنوکس. RuO_4 (ب) (ج) Pd (با پیکان نشان داده شده)، (د) اسپینل‌های Cr، Fe و Ni (ه) فاز غنی از لانتانید و (و) فاز غنی از Zr (با پیکان نشان داده شده). با اجازه پی. بی. رز^۲، ISL، دانشگاه شفیلد.

^۱. R. Short

^۲. P.B. Rose

۱۷-۱۰ شیشه‌های فسفاتی

شیشه‌های فسفاتی در روسیه، و در مؤسسه یوروکیمیک^۱ در مول، بلژیک، و در آزمایشگاه ملی اوک ریج و در دانشگاه میسوری-رولا در ایالات متحده آمریکا به‌شدت مورد مطالعه و تحقیق قرار گرفته‌اند. از سال ۱۹۸۷ روسیه، پسماند پرتوزای سطح بالای حاصل از بازفرآوری سوخت هسته‌ای کارخانه RT-۱ در ناحیه اورال را در شیشه آلومینا-فسفات تثبیت نمود. شیشه‌های فسفاتی مذاب نسبت به روکش دیرگداز، به‌شدت خورنده بوده و این رفتار کاربرد آنها را محدود می‌سازد.

جدول ۱۷-۹. اثر کیفی اکسیدها بر خواص شیشه: مثبت (+) نشانگر یک افزایش و منفی (-) کاهش را در مقدار مربوطه نشان می‌دهد.

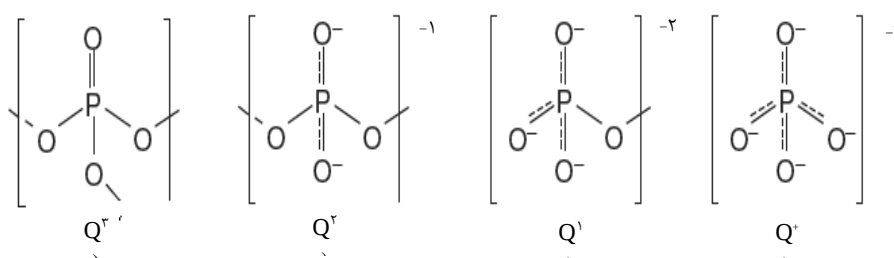
اکسید	خواص				
	دمای ذوب	گرانروی	چگالی	مقاومت	ثبات شیمیایی
SiO _۲	+	+	+	+	میل به تبلور +
Li _۲ O	-	-	+	-	-
K _۲ O	-	-	+	-	-
Na _۲ O	-	-	+	-	-
CaO	-	-	+	+	+
MgO	+) (<۶مول/	+	+	-	-
MgO	-) (<۶مول/	+	+	-	+) (CaO+MgO
BaO	-	-	+	-	-
ZnO	-	-	+	+	+
PbO	-	-	+	-	-
Al _۲ O _۳	+	+	+	+	+
Fe _۲ O _۳	-	-	+	+	+
ZrO _۲	+	+	+	+	+
B _۲ O _۳	-	-	-	+	+
TiO _۲	-	-	+	-	+

شیشه‌های نوین فسفاتی Fe-Pb به‌خصوص به‌علت توانایی آنها در جای دادن مقادیر فزاینده‌ای از اکسیدهای دیرگداز و مقاومت شیمیایی بالای آنها، بسیار جذاب هستند. تعدادی فسفات Na-Al، فسفات Fe-Al و ترکیبات فسفات روی، مقاومت شیمیایی گسترده‌ای نشان

^۱. Eurochemic

می‌دهند. شیشه‌های فسفات-Fe-Pb که از 800°C تا 1000°C ذوب می‌شوند، به اندازه ترکیبات فسفاتی اولیه خورنده نیستند.

ساختار شیشه فسفاتی، حول واحدهای چهاروجهی PO_4 توصیف شده با استفاده از طرح Q_n ساخته می‌شوند (شکل ۱۷-۶).

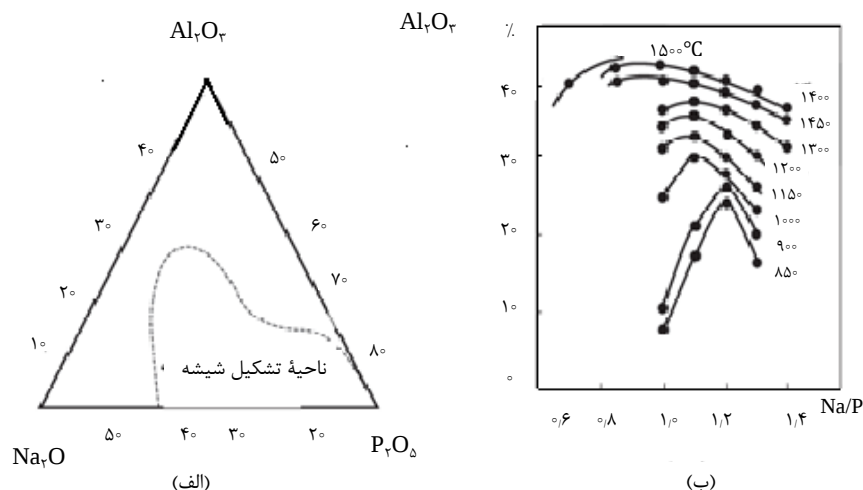


شکل ۱۷-۶. واحدهای ساختاری شیشه‌های فسفاتی.

در سامانه P_2O_5 خالص، شیشه یک شبکه $3-$ بعدی از واحدهای Q_3 فرعی با سه اتم اکسیژن پلی و یک اکسیژن با پیوند دوگانه در هر واحد چهاروجهی است. افزایش قلیایی تعدیل کننده یا کاتیون‌های قلیایی خاکی، واحدهای Q_3 را با واحدهای Q_2 دارای کاتیون‌های ایجاد کننده اتصال جانبی یونی بین واحدهای فسفاتی، جایگزین می‌کند. در غلظت تقریبی 50% مولی از P_2O_5 ، واحدهای Q_3 محو شده و ساختارش فقط شامل واحدهای Q_2 به شکل زنجیره‌های فسفاتی خطی می‌شود. به علاوه افزایش کاتیون‌های تعدیل کننده در غلظت‌های بزرگ‌تر از 50% مولی، شروع به تبدیل واحدهای Q_2 به واحدهای Q_1 و نهایتاً واحدهای Q_0 می‌کند.

شیشه‌های فسفاتی به خصوص برای تثبیت پسماندهای دارای Al و Na بالا جذاب است. شکل ۱۷-۷، نواحی تشکیل شیشه سامانه $\text{Na}_2\text{O}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{P}_2\text{O}_5$ را نشان می‌دهد.

برای دماهای کم تا متوسط، حد بهینه نسبت Na به P از $1/0$ تا $1/3$ است. این نسبت در دماهای بالاتر می‌تواند افزایش یابد و در دمای $1400-1500^{\circ}\text{C}$ ، شیشه‌های فسفاتی با مقداری تا حد 40% از Al_2O_3 می‌تواند تشکیل شود. برخلاف شیشه‌های بوروسیلیکاتی، شیشه‌های فسفاتی مقادیر خیلی بزرگ‌تری از محصولات خوردگی علاوه بر آن اکسیدهای اکتینیدی، مولیبدات‌ها و سولفات‌ها را در خود مشارکت می‌دهند. لانتانیدها و اکتینیدها در شیشه‌های فسفاتی تمایل دارند که به شدت با یون‌های فسفاتی کمپلکس دهند.



شکل ۱۷-۷. (الف) نواحی تشکیل شیشه در سامانه $\text{Na}_2\text{O}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{P}_2\text{O}_5$ در 1000°C ، ترکیب برحسب $\% \text{ وزنی}$. (ب) میزان Al_2O_3 برحسب تابعی از نسبت (Na/P) در دماهای مختلف.

جدول ۱۰-۱۷ داده‌هایی در مورد انحلال‌پذیری بعضی پسماندهای با پرتوزایی سطح بالا در شیشه فسفاتی ذوب شده روسی در 1000°C را نشان می‌دهد، در حالی که بعضی خواص شیشه آلومینا-فسفاتی با ترکیب درصد وزنی $21/2\text{Na}_2\text{O}-3\text{Cs}_2\text{O}-19\text{Al}_2\text{O}_3-15\text{Fe}_2\text{O}_3-1\text{Cr}_2\text{O}_3-52\text{P}_2\text{O}_5-3\text{SrO}$ استفاده شده در پسماند با پرتوزایی سطح بالا در روسیه در جدول ۱۱-۱۷ ارائه شده است. ثبات حرارتی یک شیشه با دمایی مشخص می‌شود که در آن دما سرعت‌های فروشویی برای Na ، Cs و Sr بیش از 100 برابر افزایش پیدا می‌کند.

جدول ۱۰-۱۷. انحلال‌پذیری عناصر در شیشه فسفاتی.

عنصر	Ru	Rh	Pa	Ag	Te	Zr	Mo
انحلال پذیری (ppm)	۲۰-۶۰	۲۰-۶۰	۳۰۰-۶۰۰	$\geq 2/6 \times 10^3$	$\geq 10^3$	$\geq 7 \times 10^3$	$\geq 7 \times 10^3$
عنصر	La	Ce	Nd	Sm	Fe	Cr	Ni
انحلال پذیری (ppm)	$(1/1-1/4) \times 10^4$	$(1/2-1/6) \times 10^4$	$(2-2/4) \times 10^4$	$(2/8-3/2) \times 10^4$	5×10^3	$500-2000$	$500-2000$

جدول ۱۷-۱۱. خواص شیشه پسماند هسته‌ای فسفاتی.

چگالی (cm^3/g)	مقاومت فشاری (MPa)	NR (۲۸ روزه IAEA) ($\times 10^{-6}$) $\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{روز})$	ثبات حرارتی ($^{\circ}\text{C}$)	دز تخریب (Gy)
۲٫۶	۹-۱۴	۰٫۸ (Na) ۱٫۱ (Cs) ۰٫۴ (Sr)	>۴۵۰	>۱۰ ^۷

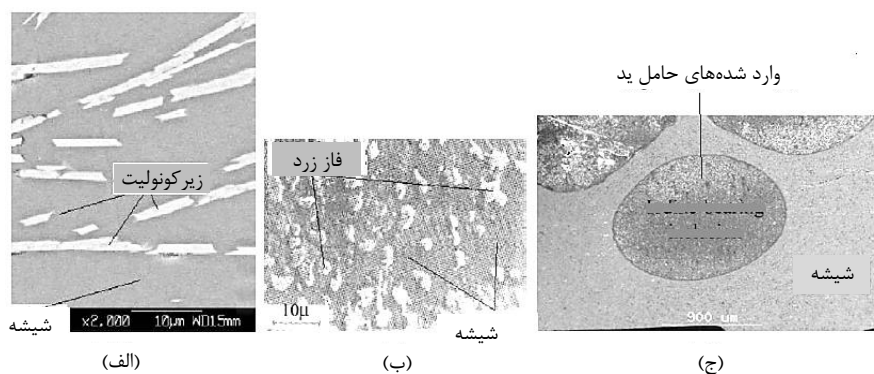
گرمای ویژه (kJ/kgK)	هدایت حرارتی (W/mK)	ضریب انبساط (K^{-1})
۰٫۹۶	۰٫۷۴	۱٫۵۰ ^{-۶}

۱۷-۱۱ مواد مرکب شیشه

مواد مرکب شیشه (GCMs)^۱ برای تثبیت اجزای پسماند امتزاج‌ناپذیر شیشه نظیر سولفات‌ها، کلرایدها، مولیبدات‌ها و مواد نسوز نیازمند دماهای ذوب خیلی بالا، به کار می‌روند. مواد مرکب شیشه شامل هم اجزای شیشه‌ای و هم بلوری است. با توجه به کاربرد مورد نظر، جزء اصلی ممکن است فازی بلوری همراه با یک فاز شیشه‌ای عمل کننده به عنوان عامل پیوند باشد، یا به عبارت دیگر فاز شیشه ممکن است جزء اصلی همراه با ذرات یک فاز بلوری در بافت شیشه باشد. مواد مرکب شیشه ممکن است هم به وسیله پخش مواد مذاب و هم ذرات بلوری ریز در یک شیشه ذوب شده تولید شوند، و امکان دارد برای تثبیت هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی (مثل اجزای اکتینیدی) با مشارکت آنها در فازهای بلوری مقاوم‌تر به کار گرفته شوند در صورتی که هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه ممکن است در فاز با مقاومت کمتر تجمع یابند.

شیشه-سینروک مثالی از مواد مرکب شیشه با فازهای بلوری سینروک در بافت شیشه‌ای است (شکل ۱۷-۸ الف). شیشه سینروک برای پسماندهای غنی از سدیم مانند آنهایی که در سایت هانفورد در ایالات متحده وجود داشت، توسعه داده شدند. فازهای بلوری مثل زیرکنولیت و پرووسکیت، میزبان‌هایی برای اکتینیدها بوده و در چنین موادی بارگذاری پسماند در حد ۷۰٪-۵۰٪ وزنی را همراه با مقاومت بالا نشان داده‌اند.

^۱. Glass composite materials



شکل ۸-۱۷. محصور کردن پسماند در مواد مرکب شیشه: ریزساختار (الف) شیشه-سینروک با فاز بلوری زیرکونولیت؛ (ب) مواد مرکب شیشه برای تثبیت فاز زرد؛ (ج) مواد مرکب شیشه برای تثبیت ید. با اجازه دی. پررا^۱، ANSTO.

فرانسویان یک ماده مرکب شیشه از نوع U-Mo را برای تثبیت پسماند با پرتوژی سطح بالای غنی از Mo توسعه دادند. نمونه دیگر، ماده مرکب شیشه توسعه داده شده برای تثبیت جریان‌های پسماند غنی از گوگرد در روسیه (شکل ۸-۱۷ (ب)) است که حاوی فاز شیشه‌ای شده، شیشه بوروسیلیکاتی معمولی با ذرات توزیع شده یکنواخت تا ۱۵٪ حجمی فاز زرد است. پایداری این ماده مرکب شیشه مشابه با شیشه‌های فرم پسماند معمولی (جدول ۱۲-۱۷) است. مواد مرکب شیشه میزبان‌های مستعدی برای هسته‌های پرتوژی خیلی فرار مثل ^{129}I (شکل ۸-۱۷ (ج)) هستند. چنین مواد مرکب شیشه را می‌توان با ساختن قرص با مخلوطی مناسب از پودرهای شیشه و جاذب‌های حاوی ید و احتمالاً تحت فشار وارده، تولید نمود.

جدول ۱۲-۱۷. خواص اساسی شیشه‌های بوروسیلیکاتی و مواد مرکب شیشه.

خواص	شیشه‌های بوروسیلیکات، حاوی پسماند با پرتوژی سطح پایین و متوسط دارای سدیم بالا	مواد مرکب شیشه
میزان پسماند اکسیدی (٪ وزنی)	۳۰-۳۵	۳۰-۳۵ تا ۱۵٪ حجمی فاز زرد
گرانروی (Pa s) در ۱۲۰۰ °C	۳٫۵-۵٫۰	۳٫۰-۶٫۰
مقاومت ($\Omega \text{ m}$) در ۱۲۰۰ °C	۰٫۰۳-۰٫۰۵	۰٫۰۳-۰٫۰۵
چگالی (cm^3/g)	۲٫۵-۲٫۷	۲٫۴-۲٫۷
مقاومت فشاری (Mpa)	۸۰-۱۰۰	۵۰-۸۰

^۱. D. Perera

خواص	شیشه‌های بوروسیلیکات، حاوی پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط دارای سدیم بالا	مواد مرکب شیشه
سرعت فروشویی ($\text{cm/g}^2 \cdot \text{day}$) (آزمایش ۲۸ روزه IAEA) ^{137}Cs ^{90}Sr Ni .Co .Fe .Mn .Cr خاک‌های نادر، اکتینیدها Na B SO_4^{2-}	10^{-5} تا 10^{-6} 10^{-6} تا 10^{-7} 10^{-7} تا 10^{-8} $\sim 10^{-8}$ 10^{-5} تا 10^{-6} $< 10^{-8}$ 10^{-5} تا 10^{-6}	$\sim 10^{-5}$ 10^{-6} تا 10^{-7} 10^{-7} تا 10^{-8} $\sim 10^{-8}$ 10^{-5} تا 10^{-4} $\leq 10^{-8}$ 10^{-4} تا 10^{-5} با ۱۵٪ حجمی فاز زرد

۱۷-۱۲ فرایندهای شیشه‌ای کردن

طی ۴۰ سال گذشته، تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح بالا با شیشه‌ای کردن، به‌طور فوق‌العاده‌ای در دانمارک، کانادا، چین، آلمان، بلژیک، ایتالیا، هند، ژاپن، کره، روسیه (اتحادشوری سابق)، بریتانیا و امریکا مورد مطالعه قرار گرفته است. امکان استفاده از شیشه برای تثبیت پسماند هسته‌ای ابتدا در اوائل سال‌های ۱۹۵۰ در کانادا با استفاده از نفلین سینیت^۱ به‌عنوان ماده شروع کننده بررسی شد. این ماده با محلولی اسیدی از ماده پسماند همراه با آهک مخلوط شد و در 125°C – 135°C در یک بوته خاک نسوز ذوب گردید. در پی آن یک واحد آزمایشی صنعتی فعال در چالک ریور^۲، برای نشان دادن امکان انجام فرایند شیشه‌ای کردن در مقیاسی بزرگ‌تر، ساخته شد. بین ۱۹۵۸ و ۱۹۶۰ بلوک‌های پرتوزای شیشه‌ای تولید گردید، با این وجود برنامه شیشه‌ای کردن در ۱۹۶۰ خاتمه یافت زیرا در آن زمان در کانادا هیچ‌گونه بازفرآوری سوخت پیش‌بینی نشده بود.

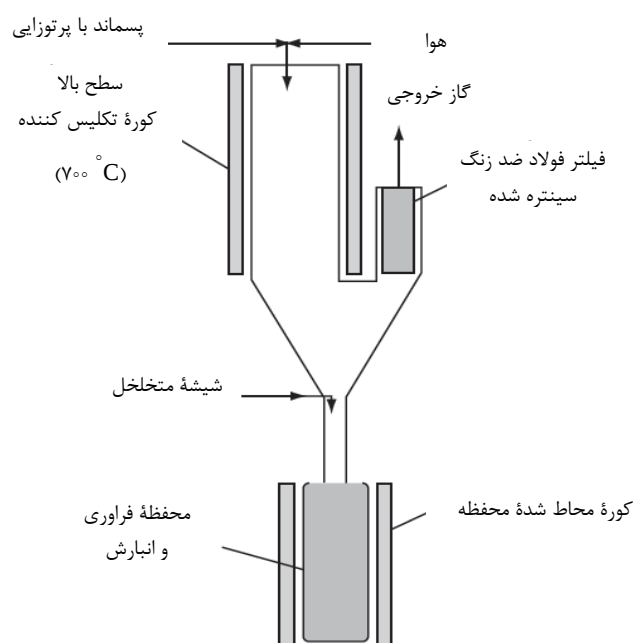
تلاش آزمایشگاه ملی شمال‌غربی پاسیفیک در ایالات متحده امریکا منجر به توسعه فن «ذوب‌کننده در مخزن» (شکل ۱۷-۹) با استفاده از یک تکلیس کننده افشانه‌ای شد که مستقیماً به محفظه دفن متصل بود، و نیز به‌عنوان مخزن ساخت شیشه عمل می‌کرد. در حین ریختن مواد

^۱. Nepheline syenite

^۲. Chalk River

تکلیس شده به داخل مخزن که با یک کوره پیرامونی احاطه شده بود، شیشه متخلخل به آن اضافه گردید. مخلوط ماده تکلیس شده- شیشه متخلخل، تا $1100-1000^{\circ}\text{C}$ حرارت داده شد که تشکیل شیشه مذاب می‌دهد. وقتی که محفظه پر شد، نوار حرارت دهنده کوره بالا برده می‌شود تا هم‌تراز با ناحیه واکنش شود. مخازن معمولاً تا سطح ۹۰٪ پر می‌شوند که در آن موقع ورودی ماده تکلیس شده-شیشه متخلخل، به محفظه دومی که قبلاً در محل قرار گرفته منتقل می‌شود. سپس مخزن پر شده جدا می‌شود و با یک مخزن خالی دیگر که آماده برای عملیات تعویض بعدی است جایگزین می‌شود.

یک تکلیس کننده بستر بادافشان در ارتباط با فن تولید «ذوب کننده- در- مخزن» کمتر توسعه یافت، با این وجود بعداً آزمایشگاه ملی شمال غربی پاسیفیک فرایند دیگری را بر مبنای کاربرد «بوتله‌های سرامیکی الکتریکی» (JHCM)^۱ توسعه داد.

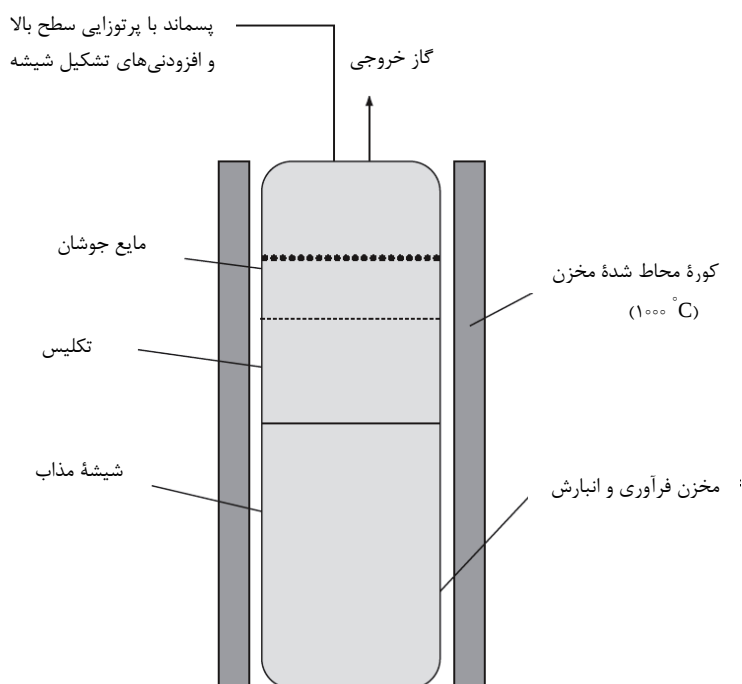


شکل ۱۷-۹. فرایند شیشه‌ای کردن «ذوب کننده- در- مخزن».

¹. Joule-heated ceramic melters

همچنین در بریتانیا، کاری که در دهه ۱۹۵۰ آغاز شده بود، در ابتدا با کمک خاک‌های طبیعی به عنوان ماده اصلی برای تشکیل شیشه انجام پذیرفت. این شیشه‌ها باید در دماهای بالا (حدود 1500°C) ذوب می‌شدند تا تولید محصول همگن و عاری از حباب نمایند.

سپس ترکیب‌های شیشه بوروسیلیکات قلیایی توسعه داده شدند که قادر به انحلال تا ۳۰٪ اکسیدهای پسماند بوده و در دماهای پایین تری ذوب می‌شدند. بین ۱۹۵۸ و ۱۹۶۲، یک فرایند شیشه‌ای کردن موسوم به «فرایند تثبیت در شیشه، دوغاب‌های فعال» (FINGAL)^۱، در آزمایشگاه‌هارول^۲ اداره انرژی اتمی بریتانیا توسعه داده شد. پسماند با پرتوایی سطح بالا و افزودنی‌های سازنده شیشه به مخزن انبارش نهایی اضافه می‌شد که توسط یک کوره پیرامونی محاط شده بود (شکل ۱۷-۱۰). حرارت دادن در پایین‌ترین قسمت کوره شروع شده و سه لایه تشکیل می‌شود- شیشه مذاب در ته، پوشش ماده تکلیس شده در وسط، و لایه‌ای از مایع جوشان در بالا.



شکل ۱۷-۱۰. فرایند در حال توسعه بریتانیایی شیشه‌ای کردن موسوم به «فرایند تثبیت در شیشه دوغاب‌های فعال».

^۱. Fixation in glass of active liquors

^۲. Harwell

وقتی سطح شیشه بالا می‌آید عناصر حرارتی بالاتر کوره فعال می‌شوند. پس از اینکه شیشه و پسماند، تکلیس، ذوب و همگن شدند، دیگ پخت برداشته شده و با دیگ دیگری حاوی پسماند و شیشه متخلخل، آماده برای تکلیس شده و ذوب می‌گردند. فرایند FINGAL بعداً اصلاح شد و گسترش یافت که به فرایند «مطالعات تجربی شیشه‌ای کردن پسماند خیلی فعال» (HARVEST)^۱ معروف گردید. این فرایند مشتمل بر استفاده از یک مخزن حلقوی با یک گرم کن اضافی در فضای بین حلقه، و استفاده از پره‌های درونی در مخزن جهت انتقال گرما می‌باشد.

فرایندهای ساده شیشه‌ای کردن دیگی که یک مرحله تکلیس جداگانه را به کار نمی‌گیرند، در فرانسه، ایتالیا و چین مورد استفاده قرار گرفتند. چنین فرایندی در حال حاضر به صورت تجاری در هند (WIP، تاراپور)^۲ برای تثبیت پسماند با پرتو زایی سطح بالا تولید شده در بازفرآوری سوخت مصرف شده، به کار می‌رود.

فرانسه در توسعه فرایندهای شیشه‌ای کردن پیشگام بود. چندین نوع بافت مورد بررسی قرار گرفتند که شامل مواد بلوری، شیشه‌های فسفاتی و بوروسیلیکاتی بودند. اولین واحد مقیاس آزمایشگاهی به «وولکاین»^۳ موسوم شد. این واحد در سال ۱۹۵۷ برپا شد و به دنبال آن اولین واحد آزمایشی شیشه‌ای کردن، موسوم به «گالیور»^۴ در ۱۹۶۴ برپا شد. این کار، در تأسیسات مقیاس آزمایشی پایور^۵، تکمیل شد که شامل یک دیگ گرم شونده از طریق القایی بود که در آن سه نوع عملیات؛ - تبخیر محلول‌های پسماند با پرتو زایی سطح بالا، - تکلیس باقی‌مانده، و - فرمول‌بندی شیشه انجام می‌گردید. پایور از سال ۱۹۶۹ تا ۱۹۷۳ به طور موفقیت‌آمیزی کار می‌کرد و ۱۲ تن شیشه حاوی 5×10^6 Ci پرتو زایی تولید نمود. پایور در ۱۹۷۹ عملیات را برای شیشه‌ای کردن پسماند با پرتو زایی سطح بالا حاصل از بازفرآوری سوخت راکتور زاینده سریع، دنبال نمود. پایور بین سال‌های ۱۹۸۸ و ۱۹۹۰ از رده خارج شد. هرچند که این و دیگر فرایندهای مربوط به شیشه‌ای کردن در اجرای مقیاس واحد صنعتی آزمایشی موفق بودند، ملاحظات فرآوری بیج (ناپیوسته) منتهی به این شد که فرانسه یک فرایند ذوب کردن پیوسته را برای توسعه در مقیاس کامل برگزیند. فرایند فرانسوی شامل یک مرحله تکلیس جداگانه است. ابتدا پسماند، قبل از اینکه تحت نیروی جاذبه وارد یک دیگ فلزی گرم شونده از طریق القایی شود، به کمک یک کوره دوار تکلیس می‌شود (شکل ۱۷-۱۱). این یک فرایند پیوسته با شیشه متخلخل جدید است

^۱ Highly active residue vitrification experimental studies

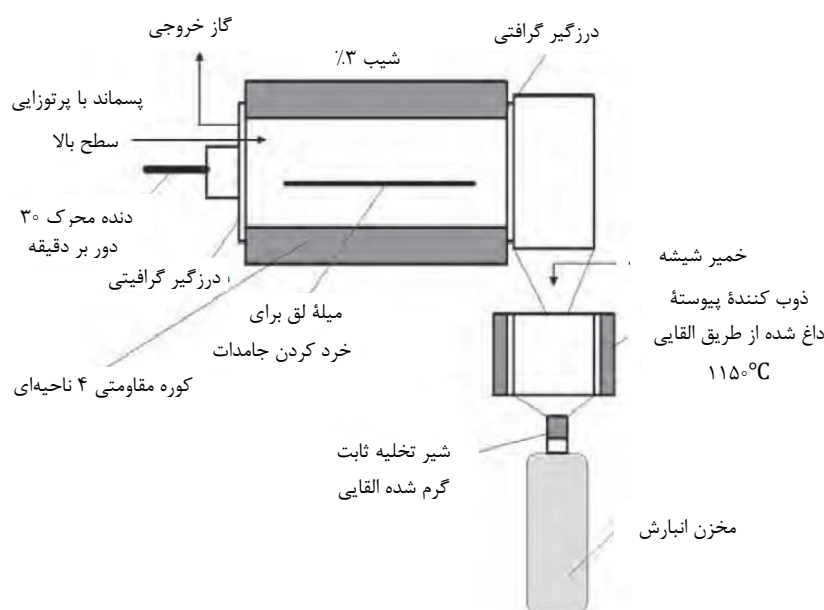
^۲ Tarapur

^۳ Vulcain

^۴ Gulliver

^۵ PIVER

که مواد پسماند به داخل کوره حمل شده و شیشه مذاب از طریق یک شیر انبساطی- انقباضی مستقیماً به درون یک محفظه انبارش جداگانه تغذیه می‌شود. مزیت اصلی این فرایند اینست که در آن بازده‌های کاری خیلی بالاتری قابل دستیابی است.



شکل ۱۷-۱۱. فرایند شیشه‌ای کردن دو مرحله‌ای AVM.

کارگاه شیشه‌ای کردن مارکوله (AVM)^۱، اولین تأسیسات شیشه‌ای کردن بود که فن‌آوری فرانسوی فرایند شیشه‌ای کردن دو مرحله‌ای را آزمایش کرد که محلول‌های پسماند با پرتوزایی سطح بالا را در یک تکلیس‌کننده دوار به فرمی جامد تبدیل کرده و سپس آنها را در یک ذوب‌کننده فلزی گرم شونده به طریق القایی، به شیشه تبدیل می‌نمود. اولین واحد صنعتی شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا با استفاده از فن‌آوری AVM، در ۱۹۷۸ عملیات خود را در مارکوله آغاز کرد. واحدهای مشابهی (RV و TV) در لاهاز^۲ (شکل ۱۷-۱۲) ساخته شدند. واحدهای شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالای RV و TV برای تولید ۶۰۰ بلوک شیشه‌ای در سال طراحی شدند. RV در ژوئن ۱۹۸۹ به‌طور فعال عملیاتی شد در صورتی‌که تأسیسات TV در

^۱. Atelier de Vitrification de Marcoule

^۲. La Hague

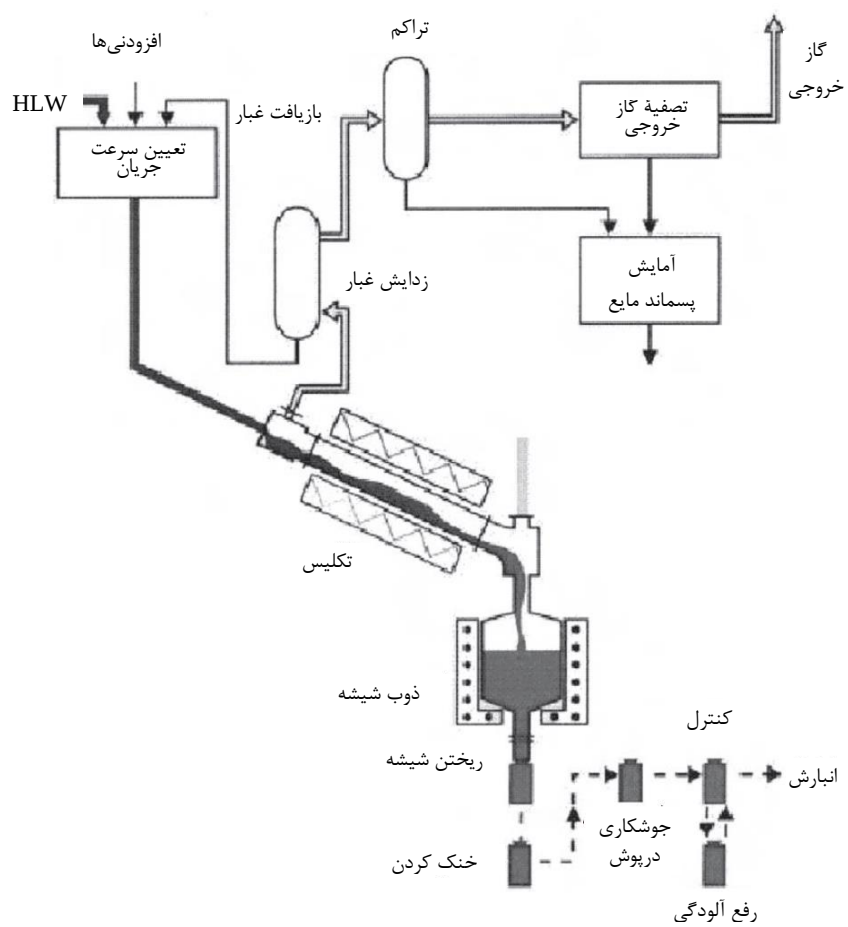
جولای ۱۹۹۲ به‌طور فعال عملیاتی گردید. تا سال ۲۰۰۰، واحدهای شیشه‌ای کردن RV و TV بیش از ۱۰۰۰۰ بلوک شیشه‌ای (۴۰۰۰ تن) با پرتوایی کل در حدود 3.5×10^6 Ci تولید کردند. یک فرایند پیوسته جایگزین، شامل گداخت شیشه در مخزنی ساخته شده از قطعات سرامیکی نسوز، با عبور جریان الکتریکی از شیشه مذاب با استفاده از الکترودهای فرورفته در آن است. چنین ذوب‌کننده‌هایی مثال‌هایی از ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی هستند. پسماند با پرتوایی سطح بالای تکلیس شده با شیشه متخلخل، با افزودنی‌های تشکیل شیشه مخلوط شده و به داخل ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی (شکل ۱۷-۱۳) تغذیه می‌شوند. پوشش ماده سرد سطح شیشه مذاب (موسوم به کلاهک سرد)، اتلاف تبخیری را کاهش می‌دهد. یک واحد شیشه‌ای کردن بر اساس ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی در سال ۱۹۸۴ در آزمایشگاه ملی شمال غربی پاسیفیک در ایالات متحده آمریکا تأسیس گردید.

در ۱۹۸۵ واحد صنعتی مشترک آلمانی- بلژیکی شیشه‌ای کردن پاملا در مول (بلژیک) تأسیس شد. این واحد از یک فرایند شیشه‌ای کردن پیوسته استفاده می‌کند که در آن دوغاب با پرتوایی سطح بالا همراه با شیشه متخلخل، به داخل یک ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی مجهز به دو سامانه تخلیه سیال تغذیه می‌شود.

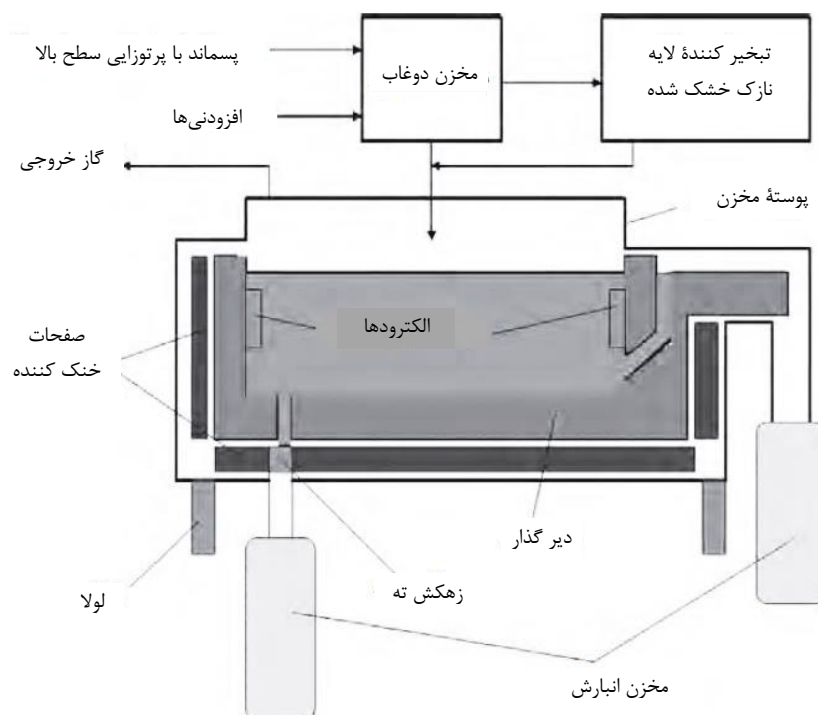
یک مجرای تخلیه برای تولید بلوک‌های شیشه‌ای به کار می‌رود در حالی که مجرای دوم برای تغذیه یک واحد تولید دانه شیشه استفاده می‌شود. این واحد، دانه‌های شیشه به قطر ۵۰ mm تولید می‌کند. دانه‌ها سپس در یک بافت آلیاژ سرب پراکنده می‌شوند تا تولید محصولی بنام «ویترومت»^۱ نماید. ذوب‌کننده پاملا دارای چهار الکتروود اینکونل^۲ ۶۹۰ است و قادر به کار در سطوح توان تا ۱۰۰ kw با عناصر MoSi_2 می‌باشد.

^۱. Vitromet

^۲. Inconel



شکل ۱۷-۱۲. طرحی از واحدهای شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا RV/TV، در لاه‌آه، فرانسه.



شکل ۱۷-۱۳. طرحی از یک فرایند یک مرحله‌ای شیشه‌ای کردن در یک ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی مورد استفاده در ایالات متحده، روسیه، آلمان-بلژیک و ژاپن.

طی سال‌های ۱۹۸۶-۱۹۸۵، ذوب‌کننده پاملا ۶۴ تن شیشه پسماند در ۴۱۱ بلوک تولید نمود. ذوب‌کننده پاملا نشان داد که بتدریج فلزات نجیب (مثل Pa، Rh و Ru) در ته کوره تجمع یافته و به‌علت هدایت الکتریکی بالاتر این لایه، منجر به مصرف فزاینده انرژی می‌شود. اکنون معلوم شده است که کوره‌ای با کف شیب‌دار مطلوب است و در نتیجه لایه چگال غنی از فلز نجیب را قادر می‌سازد که آسان‌تر از کوره تخلیه شود.

در ۱۹۸۷ روسیه اولین واحد صنعتی شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا EP-۵۰۰، مبتنی بر ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی را در ناحیه اورال تأسیس کرد. این واحد بر حسب پسماند با پرتوزایی سطح بالای اولیه، دارای ظرفیت ۵۰۰ L/h بود. طی ۱۸ ماه بعدی حدود ۱۱۰۰۰ m^۳ از پسماند با پرتوزایی سطح بالا به شیشه تبدیل شد که تولید ۱۶۰ تن شیشه پسماند با پرتوزایی کل تقریبی ۴×۱۰^۶ Ci نمود. EP-۵۰۰ با تعدادی الکترود مولیبدنی خنک شونده با آب، که در ته ذوب کننده قرار داشت، داغ می‌شد. جریان الکتریکی به الکترودها از طریق لوله‌های فولادی زنگ نزن

خنک شونده با آب تأمین می‌شد و حداکثر قدرت مورد نیاز ذوب‌کننده در حدود ۱/۵ MW بود. در سال ۱۹۸۸ واحد EP-۵۰۰ به‌علت اشکال در تأمین جریان خاموش شد و در سال ۱۹۹۱، واحد دوم EP-۵۰۰ از نوع ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی شروع به کار کرد. طی سه سال بعد، ۶۳۰۰ m^3 پسماند با پرتوزایی سطح بالا شیشه‌ای شد که تولید ۴۶۰ m^3 (۱۲۰۰ t) شیشه پرتوزا نمود. کل پرتوزایی هسته‌های پرتوزای مشارکت یافته در این شیشه $۱۵ \times ۱۰^6 \text{ Ci}$ بود.

در سال ۱۹۹۱ بریتانیا شروع به شیشه‌ای کردن پسماندهای با پرتوزایی سطح بالای خود در وینداسکال^۱ (اکنون سلافیلد) کرد. مزیت‌های عرضه شده توسط فرایند AVM، توأم با کارکرد موفقیت آمیز و با ظرفیت کامل آن در فرانسه، منجر به این شد که بریتانیا این فرایند را به‌جای روش موسوم به هاروست برای برنامه شیشه‌ای کردن پسماند تجاری خود برگزیند. فرایند به‌کار رفته در سلافیلد، به فرایند AVH موسوم است که متفاوت از AVM است و در آن به‌جای یک ذوب‌کننده استوانه‌ای شکل از یک نوع بیضوی استفاده شده است. در حال حاضر، واحد شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا در سلافیلد دارای سه خط تولید است که ۶۰۰-۴۷۵ مخزن پسماند شیشه‌ای شده در سال تولید می‌کند و تا سال ۲۰۰۵، واحد شیشه‌ای کردن در سلافیلد، ۳۱۷۹ مخزن پسماند شیشه‌ای شده تولید کرده است.

در سال ۱۹۹۵ ژاپن واحد صنعتی شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالای خود را در توکایی راه‌اندازی کرد. این واحد از یک ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی با کف شیب‌دار برخوردار بود. استفاده از مجموعه‌ای سه الکترودی امکان گرم کردن و هم زدن مذاب را فراهم می‌کند که احتمالاً باعث ایجاد محصول یکنواخت تری می‌شود. کل شیشه پسماند تولید شده به‌وسیلهٔ واحد صنعتی شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالای ژاپن، تاکنون کمتر از ۱۰۰ تن بوده است.

در میانهٔ دههٔ ۱۹۹۰ دو واحد صنعتی در مقیاس بزرگ شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا مبتنی بر ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی در امریکا عملیاتی گردید. در مارس ۱۹۹۶، تأسیسات فرآوری پسماند دفاعی ساواناریور در امریکا اولین واحد صنعتی برای شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا شد. این تأسیسات، ۲۵۰-۲۰۰ فرم پسماند شیشه شده در سال تولید کرد. تا سال ۱۹۹۹، تأسیسات فرآوری پسماند دفاعی ساواناریور تعداد ۷۳۸ قالب شیشه پرتوزا (حدود ۱۵۰۰ تن) تولید می‌کرد و هنوز هم در حال کار است. همچنین عملیات واحد شیشه‌ای کردن وست والی^۲ (پروژهٔ تجربی وست والی) تقریباً تکمیل گردید. از ژوئن ۱۹۹۶، پروژهٔ تجربی وست والی بیش از

^۱. Windscale

^۲. West Valley

۲۴۰ بلوک شیشه‌ای برای تثبیت کردن ۲۲۰ تن پسماند با پرتوزایی سطح بالا تولید کرد. واحد صنعتی جدیدتر برای شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی سطح بالا در هانفورد نیز در مرحله ساخت قرار گرفت.

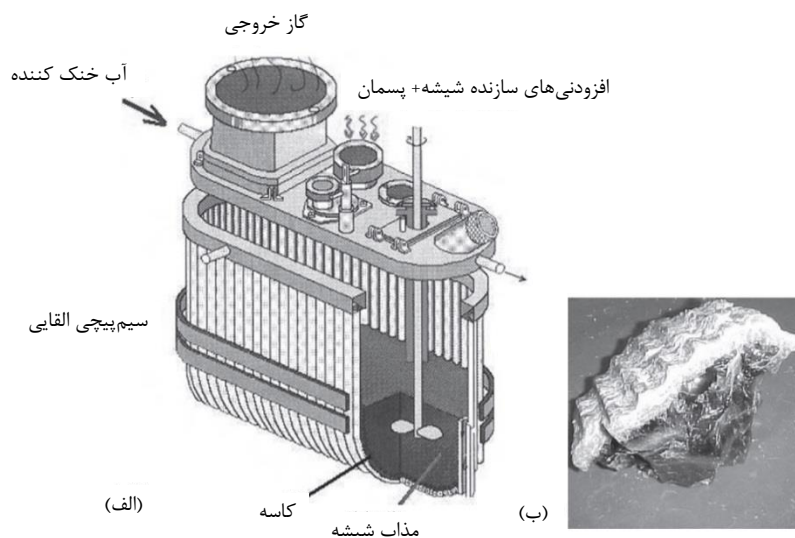
در آلمان (کارلسروهه)، نیز یک واحد شیشه‌ای کردن در دست ساخت است که دارای یک ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی جمع و جور با کف شیب دار جهت جلوگیری از رسوب فلزات نجیب طی ذوب کردن است. این واحد شیشه‌ای کردن جهت تبدیل 70 m^3 پسماند با پرتوزایی سطح بالای دارای پرتوزایی کل $24 \times 10^6 \text{ Ci}$ طرح ریزی شده که به‌جای مانده از برنامه از کاراندازی واحد نیمه صنعتی بازفرآوری سابق آلمان است که پس از ۲۰ سال کار، در ۱۹۹۰ به فعالیت آن خاتمه داده شده است.

۱۷-۱۳ ذوب‌کننده‌های بوته سرد

پیشرفت‌های اخیر شامل کاربرد ذوب‌کننده‌های بوته سرد گرم شونده القایی برای تثبیت پسماندهایی که ذوب آنها مشکل است، و نیز تولید ماده مرکب شیشه و مواد تثبیت کننده شبه معدنی است. در یک ذوب‌کننده بوته سرد، شیشه مذاب توسط جریان‌های القایی گرم می‌شود. ماده مذاب در داخل یک حجم خنک شده ماده بچ- شیشه نگهداری می‌شود که مذاب با دمای بالا را از لوله‌های فولاد ضد زنگ یا مسی خنک شونده توسط آب که در دیواره‌های بوته جای می‌گیرد، منزوی می‌کند (شکل ۱۷-۱۴). ذوب‌کننده‌های بوته سرد یا برای ذوب پسماند از افزودنی‌های تشکیل شیشه استفاده می‌کنند (روسیه) یا از پسماند تکلیس شده با شیشه متخلخل بهره می‌برند (فرانسه). در شیشه‌ای کردن یک مرحله‌ای ذوب‌کننده بوته سرد، آن‌گونه که در ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی انجام می‌شود، یک لایه سطحی خنک‌تر یا سرپوشی خنک از بچ خشکیده^۱ تشکیل می‌شود که فراریت مواد غبار و گاز و هسته‌های پرتوزای تبخیر شده از شیشه را کاهش می‌دهد. عناصر سازنده یک ذوب‌کننده بوته سرد نسبت به میدان الکترومغناطیسی ایجاد شده توسط سیم پیچ‌های القایی شفاف بوده و به جریان‌های القایی امکان می‌دهد که در داخل ماده جای گرفته در بوته ایجاد شوند. آب خنک کننده در لوله‌ها در دمایی کمتر از 100°C وجود دارد به‌طوری که شیشه مذاب در تماس با آنها را می‌توان در دمای تقریباً 200°C حفظ نمود. حتی طی ذوب کردن، لوله‌ها خنک مانده و یک لایه محافظ ساخته شده از ماده بچ شیشه، بین شیشه مذاب و لوله‌ها به‌صورت عایق تشکیل می‌شود. تشکیل این لایه محافظ (شکل ۱۷-۱۴(ب))، یعنی اینکه به

¹. Dried batch

آسترهای نسوز مورد نیاز در سایر ذوب‌کننده‌ها نیازی نیست. از آنجا که تثبیت مواد نسوز مشکل است (برای مثال براحتی ذوب نمی‌شوند) این مورد یک مزیت خاص به حساب می‌آید. ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد برای حصول بازده بالا در یک حجم کوچک طرح‌ریزی شده‌اند. ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد مجهز به همزن (شکل ۱۷-۱۴ الف))، بازده را افزایش داده و علاوه بر آن امکان تولید ماده مرکب شیمیایی برای تثبیت پسماندهایی که ذوب کردن آنها مشکل است را فراهم می‌سازند. وزن کم بوت‌ه، اوراق کردن آسان آن را تسهیل کرده و در مقایسه با ذوب‌کننده‌های معمول، پسماند ثانویه کمتری پدید می‌آورد. نه شیشه و نه فلز به دیواره خنک نچسبیده و بنابراین هرگز در معرض آلودگی شدید قرار نمی‌گیرند.



شکل ۱۷-۱۴. (الف) طرحی از ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد فولاد ضد زنگ روسی. همزن در این ذوب‌کننده بوت‌ه سرد، تولید ماده مرکب شیشه (GCM) را مقدور می‌کند، ^۱GFA^۱ افزودنی سازنده شیشه است. (ب) نمونه‌ای از شیشه از ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد: لایه سفید، بخشی از بچ تشکیل شیشه است که ذوب نشده باقی می‌ماند.

ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد دارای مزیت دوره عمر عملیاتی گسترده، انعطاف‌پذیری نسبت به فرمول‌بندی شیشه، محدوده دمای عملیاتی بزرگ‌تر و بیرون‌دهی بالای شیشه در اندازه‌های خیلی کوچک‌تر هستند. از آنجا که ذوب‌کننده‌های بوت‌ه سرد توسط یک لایه بچ (ناپیوسته) شیشه خنک، از مذاب شیشه محافظت می‌شوند، می‌توان شیشه را در دماهای بالاتری تولید کرد که افزایش

¹. Glass forming additives

محدوده فرمول بندی شیشه را سبب می‌شود. به‌علاوه به دلیل اینکه مذاب شیشه فقط در تماس با ماده جامد دارای ترکیب مشابه با بچ شیشه است، محصول نهایی دارای درجه خلوص بالاتری می‌شود که به‌خصوص برای تأمین خواص محصول دارای اهمیت است. تبدیل پسماند به شیشه با استفاده از ذوب‌کننده بوته سرد می‌تواند یک یا دو مرحله‌ای باشد که مشتمل بر تکلیس مقدماتی یا اینکه با تکلیسی باشد که در ذوب‌کننده انجام می‌شود. یکی از معایب ذوب‌کننده‌های بوته سرد مصرف انرژی ویژه بالای آن است. جدول ۱۷-۱۳، پارامترهای فرایندی اساسی یک ذوب‌کننده بوته سرد را در قیاس با یک ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی شرح می‌دهد.

جدول ۱۷-۱۳. پارامترهای فرایند ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی و ذوب‌کننده بوته سرد.

نوع ذوب‌کننده		پارامتر
بوته سرد القایی	الکتریکی	
۲۵	۲۵	ظرفیت ذوب (kg/h)
۱۷۰	۴۰-۱۲۰	ظرفیت ویژه ذوب (m/kg ^۱ h)
۴،۴-۶،۴	۲،۵-۳،۲	نسبت ذوب (kWh/kg)
<۳۰۰۰	<۱۳۰۰	دمای عملیاتی (°C)
هیچ	مواد دیرگداز و الکترودها	خوردگی در مذاب
<۲۰۰	>۱۰۰۰	وزن ناخالص ذوب‌کننده بارشده (kg)
پیوسته یا ناپیوسته	پیوسته	وضعیت عملیاتی

اولین واحد صنعتی تبدیل پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط به شیشه، بر مبنای ذوب‌کننده بوته سرد در سال ۱۹۹۹-۱۹۹۸ در روسیه (سیا، «رادون») عملیاتی گردید. این واحد با ظرفیت ذوب ۷۵ kg/h در حال حاضر به‌عنوان یک واحد صنعتی نمونه اولیه، برای شیشه‌ای کردن پسماند پرتوزای عملیاتی حاصل از نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای مشغول به کار است. در حال حاضر یک واحد نیمه صنعتی تبدیل پسماند با پرتوزایی سطح بالا به شیشه مجهز به ذوب‌کننده بوته سرد در واحد بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده RT-۱ در ناحیه اورال روسیه در دست آزمایش قرار دارد. این واحد در سال ۱۹۹۴ به منظور تثبیت هسته‌های پرتوزای تفکیک شده در شیشه‌ها، ماده مرکب شیشه، سینروک و دیگر مواد شبه معدنی شروع به کار نمود. فرانسه مشتاقانه در حال توسعه ذوب‌کننده بوته سرد برای هم پسماند با پرتوزایی سطح بالا و هم پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، بانضمام پروژه‌های مشترک با روسیه و جمهوری چک

است. در تأسیسات واحد آزمایشی مارکوله در فرانسه، چندین سکوی آزمایشی ذوب‌کننده بوته سرد برپا شده است.

این برنامه‌ها در ابتدا بر آمایش محلول‌های پسماند با پرتوزایی سطح بالا حاصل از سوخت راکتور آب سبک متمرکز بود که تولید شیشه شبیه‌سازی شده RV/TV می‌کرد. سامانه‌های تغذیه امکان تغذیه کنترل شده و همزمان جامدات (خمیر شیشه و پودر) و مایعات (محلول‌های جایگزین، لجن) را فراهم می‌کند. شکل ۱۷-۱۵، ریز ساختار یک ماده مرکب شیشه برای تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح بالای غنی از مولیبدن ساخته شده از طریق ذوب‌کننده بوته سرد را نشان می‌دهد. کره جنوبی نیز در نظر دارد واحدی را برای تبدیل پسماند به شیشه، بر مبنای فن‌آوری ذوب‌کننده بوته سرد راه اندازی کند تا پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط حاصل از نیروگاه‌های انرژی هسته‌ای را به شیشه تبدیل نماید.

آزمایشات واحد صنعتی آزمایشی به‌طور موفقیت آمیزی برای انواع مختلف پسماند تکمیل شده‌اند. ذوب کردن با استفاده از فن‌آوری ذوب‌کننده بوته سرد نیز به‌طور فوق‌العاده‌ای برای پسماندهای سایت هانفورد در آمریکا مورد مطالعه قرار گرفته‌اند.



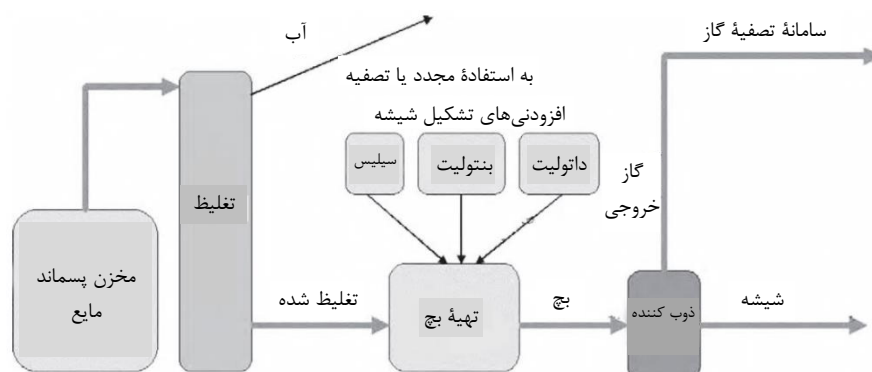
شکل ۱۷-۱۵. ماده مرکب شیشه ساخته شده از شیشه میزبان سیلیکاتی دارای فازهای غنی از مولیبدن محصور شده برای تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح بالای U-Mo. با اجازه‌ای. ورناز^۱، CEA، فرانسه.

^۱. E. Vernaz

۱۷-۱۴ فن‌آوری شیشه‌ای کردن

فن‌آوری شیشه‌ای کردن شامل چندین مرحله است: ابتدا با تبخیر، آب مازاد از پسماند پرتوزای مایع جدا می‌شود، بدنبال آن بچ مورد نیاز برای شیشه‌ای کردن آماده می‌شود، سپس تکلیس و در پی آن ذوب کردن شیشه، و در انتها تهیه قالب‌های پسماند تبدیل شده به شیشه می‌باشد و نیز تولید مقادیری کوچک از پسماند ثانویه نیز محتمل است. از تبخیرکننده‌های فیلم نازک (بخش ۱۴-۲) استفاده می‌شود و نمک تغلیظ شده باقی‌مانده، با افزودنی‌های لازم مخلوط شده و با توجه به نوع فرایند شیشه‌ای کردن، به یک یا دیگر دستگاه فرایندی هدایت می‌شود. در فرایند شیشه‌ای کردن یک مرحله‌ای، افزودنی‌های تشکیل شیشه با پسماند مایع تغلیظ شده مخلوط شده و در نتیجه یک بچ (ناپیوسته) تشکیل شیشه (اغلب به صورت خمیری) پدید می‌آید. سپس این بچ به داخل ذوب‌کننده سرامیکی الکتریکی یا ذوب‌کننده بوته سرد، تزریق می‌شود که در آنجا تبخیر اضافی آب انجام می‌گردد، و سپس تکلیس و ذوب شیشه انجام می‌شود. شکل ۱۷-۱۶، فن‌آوری یک مرحله‌ای شیشه‌ای کردن همراه با نمایی از مواد به کار رفته برای تثبیت پسماندهای پرتوزای نوع نیتراتی را توصیف می‌کند.

در فرایند شیشه‌ای کردن دو مرحله‌ای (با تکلیس جداگانه، بخش ۱۷-۱۵)، پسماند تغلیظ شده به داخل قسمت تکلیس کننده تغذیه می‌شود. پس از تکلیس، افزودنی‌های تشکیل شیشه مورد نیاز (معمولاً به صورت خمیر شیشه) همراه با ماده تکلیس شده به داخل ذوب‌کننده تغذیه می‌شوند. دو جریان از ذوب‌کننده می‌آیند، اولی مذاب شیشه حاوی بیشترین پرتوزایی و دومی جریان گاز خروجی می‌باشد که حاوی گاز خروجی و غبار است. شیشه پسماند مذاب به داخل مخازن ریخته می‌شود که ممکن است برای جلوگیری از تجمع تنش‌های مکانیکی در شیشه، به آرامی در یک کوره بازپخت خنک شوند. اگر بازپخت انجام نگیرد، خردشدگی رخ می‌دهد که سبب ایجاد مساحت سطح بزرگی می‌شود که آن را مستعد حمله آب در محیط پسمان‌گور می‌کند. جدول ۱۷-۱۴ برآوردی از مساحت سطح نهایی S_f شیشه پسماند هسته‌ای بازپخت نشده را در بشکه‌ها، وقتی که حداقل مساحت سطح نهایی S_a است در مقایسه با مساحت سطح نمونه‌های بازپخت شده نشان می‌دهد. علی‌رغم مساحت‌های سطح نهایی بزرگ‌تر شیشه‌های بازپخت نشده، اینها باندازه کافی مقاوم هستند که از یک اندازه مناسب پایداری هسته‌های پرتوزا مطمئن شویم. بنابراین در بسیاری موارد، بازپخت در تأسیسات شیشه‌ای کردن انجام نمی‌شود.



شکل ۱۶-۱۷. طرحی از فن آوری تبدیل یک مرحله‌ای پسماند به شیشه. داتولیت، یک ماده معدنی طبیعی دارای بور است.

مخازن پسماند شیشه شده محصول نهایی حاوی مقادیر گسترده‌ای از آلاینده‌های پسماند است. مقایسه حجم قالب‌های شیشه‌ای تولید شده نسبت به حجم پسماند اولیه، فاکتور کاهش حجم (VRF) را به دست می‌دهد که یکی از مهمترین عوامل مشخصه بازده فن آوری فرآوری است (فصل ۱۴-۱ را ببینید). فاکتور کاهش حجم به طور قاطع وابسته به فرم پسماند بوده و برای یک فرایند شیشه‌ای کردن از مرتبه ۵ است.

جدول ۱۴-۱۷. افزایش مساحت سطح شیشه‌های پسماند هسته‌ای به واسطه رژیم سرمایش.

رژیم سرمایش	S_f/S_a
باز پخت شده	۱
به آرامی سرد شده	۴
بدون هوا خنک شده	۱۲
خاموش شده با آب	۲۲

دومین جریان از ذوب‌کننده به سامانه تصفیه گاز می‌رود (شکل ۱۶-۱۷)، که معمولاً سامانه‌ای پیچیده بوده که نه تنها هسته پرتوزا، بلکه آلاینده‌های شیمیایی را از گاز خروجی می‌زداید. کارکرد این سامانه تصفیه منجر به تولید مقدار اندکی پسماند ثانویه می‌شود.

۱۷-۱۵ تکلیس

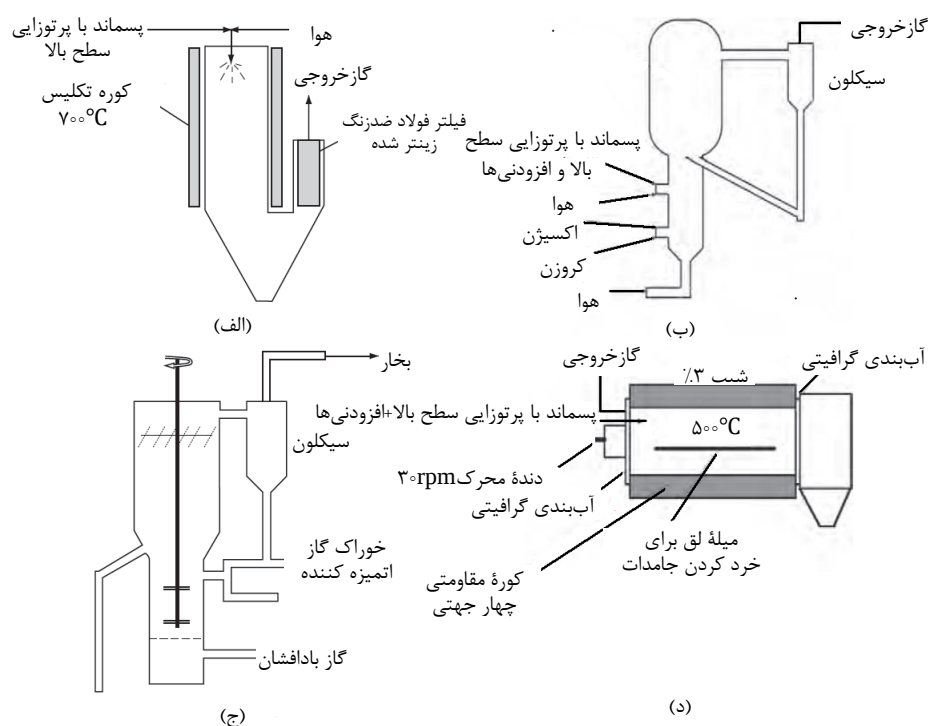
فرایند دو مرحله‌ای شیشه‌ای کردن، امکان تکلیس مقدماتی پسماند را فراهم می‌سازد. اصطلاح تکلیس برای توصیف تجزیه نمک‌های اکسی نظیر هیدروکسیدها و نیترات‌ها به اکسیدها با رهاسازی اجزای فرار به کار می‌رود. در فرایند شیشه‌ای کردن، اکسیدهای حاصله طی واکنش با شیشه مذاب مناسب، قادر به مشارکت در محصول فرم پسماند می‌باشند. قدیمی‌ترین فنون تکلیس، تکلیس دیگی است که در یک دیگ انجام می‌شود. پسماند مایع در چند بیج (ناپیوسته) به مخزنی اضافه می‌شود که به یک کوره منطقه‌ای منضم شده است. هنگامی که آب به جوش آید و اکسیدها تشکیل شوند، قشری از ماده تکلیس شده در دیواره‌ها و ته ظرف تشکیل می‌شود. فرایند تا وقتی که ۹۰٪ حجم مخزن پر شود ادامه می‌یابد. طبیعت ناپیوسته این فرایند، استفاده از آن در هر مقیاس بزرگی را محدود کرده و کنترل کیفی آن را مشکل‌تر از هر روش دیگری می‌کند.

در تکلیس افشانه‌ای (شکل ۱۷-۱۷ الف))، پسماند از طریق یک سوراخ افشانه و همراه با جریان شدیدی از هوا که پسماند را پودری می‌کند، وارد بالای یک محفظه واکنش می‌شود که از بیرون گرم می‌گردد. آب به صورت قطرات ریز جدا می‌شود و پسماند تبدیل به اکسید شده و به شکل دانه‌های پودری ریز و کروی ($\leq 1 \text{ mm}$) جمع‌آوری می‌گردد. کوره واکنش شروع به کار می‌کند تا دمای دیواره به 100°C برسد، که در این حالت به طور معمول دمای تکلیس تا حد $350-550^\circ \text{C}$ می‌رسد. این شیوه امکان جابه‌جایی پسماند را تقریباً با هر غلظتی مقدور می‌سازد. تکلیس تحت بستر بادافشان (شکل ۱۷-۱۷ ب)) نیز تقریباً پسماند با هر غلظتی را می‌پذیرد. در این فرایند، پسماندها به وسیله جریان شدید هوا از ته، معلق شده و از داخل تا دمای $500-600^\circ \text{C}$ گرم می‌شوند. تبخیر در سطح ذرات بستر رخ داده و محصولی شامل ماده بستر دانه‌ای و ماده تکلیس شده پودری حاصل می‌شود که هر دو آنها به طور پیوسته از ظرف واکنش جدا می‌شوند. اساساً حرارت دادن بستر به وسیله یک کوره بیرونی انجام می‌شود، اما این کار توأم با از دست رفتن مقدار زیادی Ru و Cs است. حرارت دادن توسط سوزاندن کروزن در بستر، این مشکل را مرتفع می‌سازد.

راکتور بستر همزده، تغییری در رویکرد بستر باد افشان شده است (شکل ۱۷-۱۷ ج))، که در این حالت مواد به وسیله جریان شدید هوا همزده و علاوه بر آن بادافشان می‌شوند. این رویکرد پرتحرک، امکان کنترل بهتر اندازه ذره در محصول نهایی را فراهم می‌سازد. این امر به خصوص برای پسماندهای دارای آلومینای بالا با اهمیت است. افزایش فسفات به خوراک پسماند، ایجاد فسفات‌های فلزی و مقدار قابل توجهی فسفات آلومینیم می‌کند که به عنوان آلاینده ثانویه مطرح

است. مشخصات فروشویی پذیری به‌طور قابل ملاحظه‌ای توسعه یافته و محصول به اصطلاح فوق تکلیس نامیده می‌شود.

تکلیس کننده کوره دوار (شکل ۱۷-۱۷(د)) توسط فرانسه به‌طور گسترده‌ای توسعه یافت. تجهیزات آن شامل یک استوانه چرخان که از بیرون حرارت می‌بیند ($500-600^{\circ}\text{C}$) و با زاویه‌ای کوچک نسبت به افق مایل شده است و بنابراین پسماند وارده در انتهای بالایی خشک شده و قبل از آنکه از ته پایینی خارج شود، کاملاً نیترات زدایی می‌گردد. یک میله لقی در استوانه، به ماده تکلیس شده جریانی آزاد بخشیده و از رسوب بر دیواره‌ها ممانعت می‌کند.



شکل ۱۷-۱۷. طرحی از چهار نوع اصلی تکلیس کننده: (الف) افشانه‌ای،

(ب) بستر بادافشان شده، (ج) بستر همزده و (د) کوره دوار.

مواد تکلیس شده به‌طور معمول پودرهای ریزی هستند و بنابراین نسبتاً قابل پخش‌اند و این در صورت وقوع حادثه در حین حمل و نقل موردی جدی به حساب می‌آید. مواد واکنش نکرده نیز به آسانی در آب محلول‌اند. عمدتاً این دو مشخصه، لحاظ تکلیس به‌عنوان یک فرم نهایی دفن پسماند را از بین برده است. آنها می‌توانند از جنبه شیمیایی بسیار فعال باشند و برای فرآوری بیشتر، مواد

اولیه بسیار عالی به حساب آیند. میزان بالای نیترات سدیم ، الگوی بسیاری از پسماندها است که ایجاد مشکلاتی در همه فرایندهای تکلیس می‌کند. این نمک دارای دمای ذوب 307°C بوده و با ذوب شدن، ایجاد توده چگال و چسبناک می‌کند که نسبت به تجزیه بیشتر مقاومت می‌ورزد. افزودن آهن فلزی به‌خوبی پخش شده به پسماند، به حل این مشکل کمک می‌کند. سیلیس پودری به جریان خوراک ورودی اضافه می‌شود تا ماده تکلیس را از جنبه سیلیکات‌ها غنی نماید تا با اثر بر دیواره‌ها، به نچسبیدن و جدا شدن آنها کمک کند. همچنین فرایندهایی توسعه داده شده‌اند که بیشتر نیترات موجود در پسماندها به‌وسیله پیش‌آمایش با فرمالدئید یا اسید فرمیک ، تخریب می‌شود. اکثر مخلوط‌های تکلیس شده آنچنان که از اول تولید شده‌اند، همچنان حاوی مقادیر اندک تا مقادیر قابل توجهی از نمک‌های نیتراتی تجزیه نشده و نیز مقادیری جزئی آب باقی‌مانده می‌باشند. تکلیس به‌وسیله فرایند بستر باد افشان، به‌طور معمول دارای مقادیر بالایی از آلومینا یا زیرکینا می‌باشد. جدول ۱۷-۱۵ بعضی داده‌ها در مورد محصولات تکلیس را ارائه می‌کند.

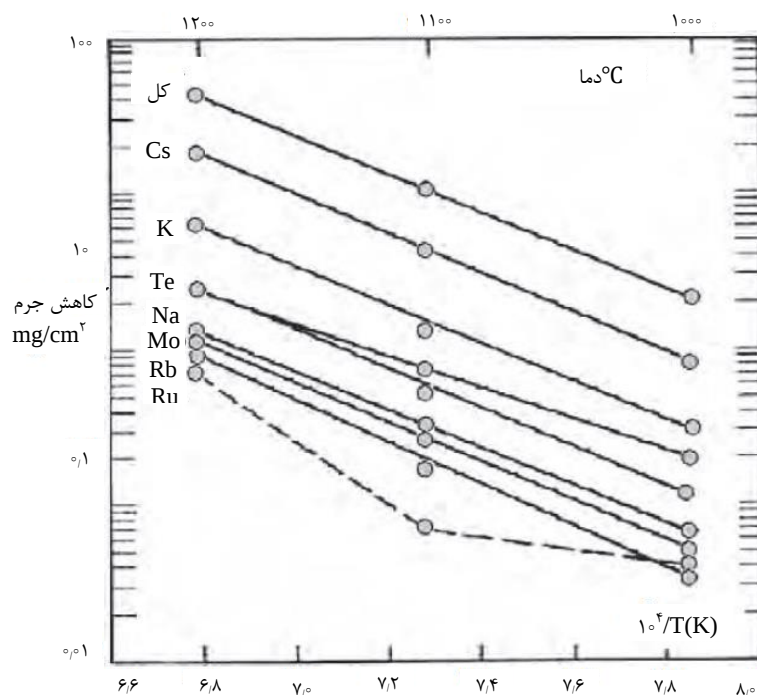
جدول ۱۷-۱۵. خواص انواع تکلیس.

نوع تکلیس				خواص
کوره دوار	افشانه	بستر بادافشان	دیگ	
۱/۰-۱/۳	۱/۰-۲/۴	۲/۰-۲/۴	۱/۱-۱/۴	دانشیته کل (g/cm^3)
۵۰۰	۷۰۰	۵۰۰-۶۰۰	۴۲۰	بالترین دمای عملیاتی ($^{\circ}\text{C}$)
۰/۲	۰/۲	۰/۲-۰/۳	۰/۳۵-۱/۰	هدایت حرارتی (W/mK)
۰/۱-۵/۰	۱۰-۲۰	۰/۱-۵/۰	۰/۱-۵/۰	سطح مخصوص (m^2/g)
۷۰-۸۰	۳۰-۷۵	۴۵-۸۰	۴۰-۸۵	تخلخل (%)

به‌طور آشکار، این خصوصیات به مقدار زیادی وابسته به فرم پسماندهای اولیه است که می‌تواند بسیار متغیر باشد. در حال حاضر اکثر واحدهای صنعتی شیشه‌ای کردن پسماند از تکلیس با کوره دوار استفاده می‌کنند.

۱۶-۱۷ فراریت هسته پرتوزا

بسیاری هسته‌های پرتوزای پسماند، و نیز عناصر غیر فعال ممکن است طی فرایند ذوب با درجات متفاوتی از دست بروند. شکل ۱۷-۱۸ رفتار فراریت معمول هسته‌های پرتوزا را به‌صورت تابعی از دما نشان می‌دهد.



شکل ۱۷-۱۸. فراریت نوکلیدها با دما.

به علت حضور هسته‌های پرتوزای ^{106}Ru و ^{134}Cs و ^{137}Cs در پسماند، روتنیم و سزیم با اهمیت‌ترین عناصر هستند. سزیم تا حدود 400°C فرار نیست. نیترات سزیم در 414°C با تشکیل اکسید سزیم، پروکسید سزیم و سزیم فلزی تجزیه می‌شود که شدیداً فرار هستند. برای جلوگیری از فراریت سزیم، اکسیدهای اسیدی افزوده می‌شود که تشکیل سیلیکات‌ها یا فسفات‌های پایدار می‌دهند. فراریت سزیم در مذاب شیشه به‌طور مؤثری به‌وسیله بور و اکسیدهای تیتانیم متوقف می‌شود.

طی شکافت سوخت هسته‌ای، هم روتنیم پرتوزا و هم روتنیم غیرپرتوزا تشکیل می‌شوند. Ru پسماند، چنانچه تبخیر شود، ممکن است سپس متراکم شده و مشکل گیرکردن را پدید آورد. تا 50% Ru موجود در عناصر سوخت اکسیدی مصرف شده ممکن است به‌صورت نامحلول در حل‌کننده‌های تأسیسات بازفرآوری باقی بماند. این ماده دیرگداز به شکل ذرات کلویدی RuO_2 می‌باشد. کسری از آن که به فاز محلول می‌رود، به‌صورت کمپلکس‌های نیتروزیل است. به نظر

می‌رسد که این کمپلکس‌های نیتروزیلی در فرایندهای تحت دمای بالا به اکسیدهای روتنیم بالاتر مانند RuO_4 تبدیل شوند، که عموماً فرض می‌شود که مسئول از دست رفتن Ru باشند، با این وصف نشان داده شده که در 1100°C و در دماهای بالاتر، RuO_4 نیز فرار می‌شود. اغلب در طی تکلیس یا ذوب کردن، قند اضافه می‌شود تا فراریت Ru را از بین ببرد.

تکنسیم نیز به راحتی تبخیر می‌شود. Tc می‌تواند در پسماند به دو حالت اکسیداسیون $4+$ و $7+$ حاضر باشد. Tc حتی طی مرحله تبخیر نیز می‌تواند فرار شود، یعنی وقتی که آب مازاد از پسماند با پرتوایی سطح بالا که حاوی محلول‌های اسیدی Tc^{7+} به صورت پرتکتات TcO_4^- است، جدا می‌شود. در حالی که Tc^{4+} در TcO_4^- ، به فراری Tc^{7+} نیست، دارای فشار بخار بالایی در دماهای ذوب شیشه است.

سایر هسته‌های پرتوای پسماند این چنین فرار نیستند. با این وجود، همچنین با اثرات مکانیکی و نیز انتقال غبار از ذوب کننده، از دست رفتن هسته‌های پرتوای تشدید می‌شود. برای مثال، حضور کلریدها سبب افزایش از دست رفتن محصولات خوردگی می‌شود در حالی که عوامل کاهنده مانند قند، فراریت هسته پرتوای را کم می‌کنند. گداختن (جداسازی فاز) نیز بر انتقال هسته‌های پرتوای تأثیر می‌گذارد. بعضی ذرات دیرگداز، از محلول‌های پسماند با پرتوایی سطح بالای باقی‌مانده در طی فرایند ذوب، به شکل حل نشده در بافت شیشه به‌عنوان مواد وارد شده مشارکت می‌کنند. این امر اثر مفیدی در متوقف کردن فراریت هسته پرتوای دارد. اتلاف معمول و قابل قبول هسته‌های پرتوای فرار از گدازنده‌ها در حدود 0.4% – 1% است.

۱۷-۱۷ معیارهای پذیرش

شیشه‌ای کردن پسماند هسته‌ای، حداکثر اطمینان از کاهش امکان رهاسازی هسته پرتوای به محیط را می‌دهد. متوسط فاکتورهای کاهش K_{wf} برای پسماند پرتوای آبی شیشه شده، در حد 10^4 – 10^5 است که برای تدارک انبارش ایمن دراز مدت پسماند با پرتوایی سطح بالا در تأسیسات روی زمینی و علاوه بر آن برای حمل و نقل و دفن نهایی، کافی است. برای پسماندهای با پرتوایی سطح پایین و متوسط، شیشه‌ای کردن این امکان را فراهم می‌کند که تأسیسات دفن نزدیک سطحی، دارای توانایی نگهداری بهتری برای هسته پرتوای، نسبت به سیمان و قیر باشند. هرچند که شیشه‌ای کردن یک فن پیچیده است، با این حال به علت مقادیر فاکتور کاهش حجم بالا و قابلیت های نگهداری بسیار عالی فرم پسماند، قابل رقابت است. معیارهای پذیرش پسماندهای تبدیل شده به شیشه، حداقل نیازهایی که فرم پسماند باید دارا باشد را مشخص می‌کند. برآوردن این معیارها، اطمینان از عملکرد ایمن تأسیسات دفن و انبارش را می‌دهد. جدول ۱۷-۱۶، معیارهای پذیرش

پسماند با پرتوزایی سطح بالا در روسیه را مطابق با استاندارد دولتی ۵۰۹۲۶-۹۶ GOST P، شرح می‌دهد.

جدول ۱۶-۱۷. حداقل نیازهای پسماند با پرتوزایی سطح بالای شیشه شده.

پارامتر	حدود
پایداری شیمیایی (روز، cm/g): ^{137}Cs ، ^{90}Sr ، Pu	$<10^{-5}$ ، $<10^{-6}$ ، $<10^{-7}$
همگنی توده شیشه: ساختار؛	همگن
ترکیب شیمیایی (% وزنی)	± 10
پایداری حرارتی (بدون تغییرات در ساختار و ترکیب شیمیایی) ($^{\circ}\text{C}$)	> 550
پایداری پرتوی	
نسبت به تابش β و γ (Gy)	$> 10^8$
نسبت به تابش α (g / تعداد واپاشی‌ها)	$> 10^{18} - 10^{19}$
مقاومت انعطافی Mpa	> 9
مقاومت فشاری Mpa	> 41
ضریب کشسانی Gpa	> 54
ضریب انبساط حرارتی (K^{-1})	$< 9 \times 10^{-6}$
هدایت حرارتی از 20°C تا 500°C (W/mK)	۱-۲
میزان مواد شکافت‌پذیر (% وزنی)	< 2

مراجع

- Appen, A. A. (1970). Chemistry of Glass (pp. 1–352). Leningrad: Khimiya.
- Bansal, N. P., & Doremus, R. H. (1986). Handbook of Glass Properties. Orlando: Academic Press.
- Bonnell, D. W., Plante, E. R., & Hastie, J. W. (1986). Vaporization of simulated nuclear waste glass. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 84, 268–275.
- Brow, R. K. (2000). Review: The structure of simple phosphate glasses. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 263/264, 1–28.
- Cable, M., & Parker, J. M. (1992). High-Performance Glasses. New York: Chapman & Hall.
- Chapman, C. C., Pope, J. M., & Barnes, S. M. (1986). Electric melting of nuclear waste glasses state of the art. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 84, 226–240.
- Christian, J.O., (2001). Fluidized Bed Calcination. In C. Ho Oh (Ed). Hazardous and Radioactive Waste Technologies Handbook. Boca Raton, CRC Press 4.8.1
- Donald, I. W., Metcalfe B. L., & Taylor, R. N. J. (1997). Review: The immobilization of high level radioactive wastes using ceramics and glasses. *Journal of Material Sciences*, 32, 5851–5887.
- Glass as a waste form and vitrification technology (1996). Summary of an International Workshop (pp. 1–110). Washington, DC: National Academy Press.
- Henry, N., Deniard, P., Jobic, S., Brec, R., Fillet, C., Bart, F., Grandjean, A., & Pinet, O. (2004). Heat treatment versus microstructure in a molybdenum-rich borosilicate. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 333, 199–205.
- Hespe, A. (1971). Leach testing of immobilized radioactive waste solids. *Atomic Energy Review*, 9, 195–207. (ISO 6961-1982, Geneva, 1982).
- IAEA. (1979). Characteristics of solidified high-level waste products. TRS-187, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1992). Design and operation of high level vitrification and storage facilities. TRS- 339, IAEA, Vienna.
- Jantzen, C. M. (1986). Systems approach to nuclear waste glass development. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 84, 215–225.
- Jouan, A. (2001). Waste vitrification: A contribution to safeguarding the earth. *Proceedings of the International Congress on Glass*, Vol. 1, Edinburgh, Scotland, 1–6 July 2001, pp. 286–291.
- Kim, C. W., Ra, C. S., Zhu, D., Day, D. E., Gombert, D., Aloy, A., Mogus-Milankovic, A., & Karabulut, M. (2003). Chemically durable iron-phosphate glasses for vitrifying sodium bearing waste (SBW) using conventional and

- cold crucible induction melting (CCIM) techniques. *Journal of Nuclear Materials*, 322, 152–164.
- Krylova, N. V., & Poluektov, P. P. (1995). Properties of solidified forms of high level wastes as one of barriers in the disposal system. *Atomic Energy*, 78, 93–98.
 - Kuryaeva, R. G. (2004). Degree of polymerization of aluminosilicate glasses and melts. *Glass Physics and Chemistry*, 30, 157–166.
 - Lifanov, F. A., Ojovan, M. I., Stefanovsky, S. V., & Burcl, R. (2003). Cold crucible vitrification of NPP operational waste. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 757, II5.13.1–II5.13.6.
 - Lutze, W. (1988). Silicate glasses. In W. Lutze & R. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 1–160). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
 - Marples, J. A. C. (1988). The preparation, properties, and disposal of vitrified high level waste from nuclear fuel reprocessing. *Glass Technology*, 29, 230–247.
 - Mazurin, O. V., Roskova, G. P., Averyanov, V. I., & Andropova, T. V. (1991). Two-phase glasses: Structure, properties and applications. Leningrad: Nauka.
 - Navrotsky, A. (1986). Thermodynamics of silicate melts and glasses. In C.M. Scarfe (Ed.), *Short Course in Silicate Melts* (pp. 130–153). Mineralogical Association of Canada.
 - Navrotsky, A. (1998). Thermochemistry of crystalline and amorphous phases related to radioactive waste. In P. A. Sterne, et al. (Eds.), *Actinides in Environment* (pp. 267–297). Netherland: Kluwer Academic Publishers.
 - Nikiforov, A. S., Kulichenko, V. V., & Zhikharev, M. I. (1985). *Rendering Harmless Liquid Radioactive Waste* (pp. 1–184). Moscow: Energoatomizdat.
 - *Nuclear Waste Materials Handbook (Test Methods)* (1981). Washington DC: DOE Technical Information Center (Report DOE/TIC-11400).
 - Ojovan, M. I. (Ed.). (1996). *SIA “Radon” Experience in Radioactive Waste Vitrification*. Moscow: Enomar.
 - Paul, A. (1990). *Chemistry of Glasses* (pp. 1–367). London: Chapman & Hall.
 - Pegg, I. L. (1996). Basic considerations in the application of vitrification technologies. In T. M. Gilliam & C. C. Wiles (Eds.), *Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive and Mixed Wastes* (Vol. 3, p. 3, ASTM STP 1240). West Conshohocken, PA.
 - Pegg, I. L., & Joseph, I. (2001). Vitrification. In C. Ho Oh (Ed.), *Hazardous and Radioactive Waste Treatment Technologies Handbook* (pp. 4.2.1–4.2.27). Boca Raton: CRC Press.
 - Perera, D. S., Vance, E. R., Trautman, R. L., & Begg, B. D. (2004). Current research on I-129 immobilization. *Proc. WM’04 Conference*, 4089.pdf.

- Petrov, Y. B. (1983). Induction Melting of Oxides (pp. 1–188). Moscow: Nauka.
- Plodinec, M. J. (1986). Vitrification chemistry and nuclear waste. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 84, 206–214.
- Plodinec, M. J. (2000). Borosilicate glasses for nuclear waste immobilisation. *Glass Technology*, 41, 186–192.
- Sales, B. C., & Boatner, L. A. (1988). Lead-iron phosphate glass. In *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 193–232). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Sobolev, I. A., Ojovan, M. I., Scherbatovala, T. D., & Batyukhnova, O. G. (1999). *Glasses for Radioactive Waste*. Moscow: Energoatomizdat.
- Stewart, D. C. (1985). *Data for Radioactive Waste Management and Nuclear Applications* (pp. 1–297). New York: Wiley.
- Strachan, D. M. (2001). Glass dissolution: Testing and modelling for long-term behaviour. *Journal of Nuclear Materials*, 298, 69–77.
- Van Iseghem, P. (Ed.). (2001). Glass in its disposal environment. *Proceedings of the International Topical Workshop. Journal of Nuclear Materials*, 298(1–2).
- Varshneya, A. (1994). *Fundamentals of Inorganic Glasses*. Boston: Academic Press.
- Vashman, A. A., Demine, A. V., Krylova, N. V., Kushnikov, V. V., Matyunin, Yu. I., Poluektov, P. P., Polyakov, A. S., & Teterin, E. G. (1997). *Phosphate Glasses with Radioactive Waste* (pp. 1–172). CNIIatominform, Moscow.
- Vogel, W. (1985). *Chemistry of Glass*. Columbus: American Chemical Society.
- Volf, M. B. (1984). *Chemical Approach to Glass* (pp. 1–594). Amsterdam: Elsevier.

فصل هجدهم

میزبان‌های نوین تثبیت‌کننده و فنون آن

۱۸-۱ رویکردهای نوین

فنون اصلی تثبیت پسماند، که در حال حاضر به‌صورت تجاری در دسترس‌اند و ثابت شده که ماندنی هستند شامل تثبیت با سیمان، تثبیت با قیر و شیشه‌ای کردن می‌باشند. بالاترین درجه کاهش حجم و ایمنی از طریق شیشه‌ای کردن به‌دست می‌آید با این وجود این شیوه پیچیده‌ترین و گران‌ترین روش بوده و نیازمند سرمایه‌گذاری اولیه نسبتاً بالایی است. فنون معمول تثبیت، سطح رضایت بخشی از ایمنی را تأمین می‌کنند هر چند که دارای محدودیت‌های مطرح شده در فصول ۱۵-۱۷ می‌باشند. علاوه بر این، معضل جریان‌های پسماند برجای مانده از قبل نشان داده است که فن‌آوری فعلی ناکافی است، بنابراین لازم است رویکردهای جدید توسعه داده شود. این رویکردها شامل توسعه فرم‌های جدید پسماند، مثل بلورین (شبه معدنی) و میزبان‌های مرکب هسته پرتوزا، و نیز فنون تثبیت جدید مانند روش‌های ترموشیمیایی و تثبیت در محل است. هدف رویکردهای جدید همچنین ایجاد مواد پایدار ژئوشیمیایی در تعادل با محیط دفن، جهت اطمینان از شیوه ایمن‌تر دفن پسماند هسته‌ای است.

پسماندها ممکن است بنا به دلایلی معضل باشند. این مواد ممکن است دارای سمیت شدید پرتو با نشر تابش پرانرژی، دارای نیمه‌عمرهای خیلی بالا، شدیداً سیار، به آسانی جذب بدن شده و دارای نیمه‌عمر زیستی درازمدتی باشند. علاوه بر این، بسیاری پسماندهای به‌جای مانده، ناقص توصیف شده‌اند. عناصری که تثبیت کردن آنها ذاتاً مشکل است شامل Tc، هالوژن‌ها (^{129}I ، ^{36}Cl) و ^{14}C هستند. در بریتانیا ^{99}Tc برای سال‌ها به دریا ریخته می‌شد ولی فرایندی جدید با استفاده از تترافنیل فسفونیوم برومید، ^{99}Tc را از پسماندهای مایع به‌صورت پرتکتانت، TcO_4^- جدا می‌کند. در حال حاضر هیچ فرم پسماند برای TcO_4^- در دسترس نیست. هالوژن‌ها ممکن است در هر پسماند هسته‌ای حضور داشته باشند، برای مثال؛ کلریدهای ناشی از انحلال اسیدکلریدریکی پسماندهای دفاعی، در کاربرد این اسید در عملیات رفع آلودگی در طول از کاراندازی تأسیسات هسته‌ای، در نمک‌های مذاب مورد استفاده در تصفیه الکتریکی، همچنین در جایگزینی آتی فن آوری فعلی پورکس و نیز در راکتور نسل ۴ نمک مذاب. ^{129}I ، یکی از محصولات شکافت در سوخت با نیمه‌عمر ۱۵/۷ میلیون سال است. هم کلر و هم ید، با روش‌های معمول شیشه‌ای کردن و تبدیل به سیمان، مهارشدنی نیستند و دارای قابلیت انحلال کم در فرم‌های پسماند شیشه‌ای بوده و در دماهای فرایندی مربوطه (فصل ۱۷) فرار هستند و آنیون‌های هالیدی نیز در آب موجود در خلل و فرج سیمان خیلی قابل حل‌اند. به‌علاوه، اجزای هالیدی از جنبه زیستی فعال‌اند، و ید (I)، به‌طور انتخابی توسط غده تیروئید جذب می‌شود و نیز در آب زیرزمینی خیلی محلول و سیار است. در سراسر جهان حجم‌های بزرگی از گرافیت تابش دیده گردآوری شده است (بخش ۱۱-۲). گرافیت پسماند تابش دیده، حاوی ایزوتوپ‌های پرتوزای مختلفی است، که مشکل سازترین آنها ^{14}C ، ^{36}Cl و ^3H می‌باشند. در حال حاضر هیچ روش مقبول بین‌المللی برای مواجهه با پسماند گرافیتی پرتودیده وجود ندارد، با این وجود دو گزینه اصلی (بسته‌بندی و دفن مستقیم یا سوزاندن و تثبیت خاکستر) در بخش ۱۱-۲ ذکر شده است. نهایتاً، پسماندها ممکن است مثل محصول لجن‌های ناشی از خوردگی که بد فرآوری شده‌اند (مثل $\text{Mg}(\text{OH})_2$) یا به‌عنوان لخته‌های خیلی فعال (مثل هیدروکسید آهن) به‌کار رفته برای زدایش اکتینیدها، دارای مشکل ریخت‌شناسی باشند. آنها ممکن است دارای عناصری از هر دو این موارد نظیر ^{14}C در قالب‌های حجمی بزرگ گرافیت یا پودرهای ساییده شده باشند. بسیاری از پسماندهای برجای مانده از قبل و آنچه در آینده می‌آیند و پسماندهای ناشی از راکتورهای نسل چهارم، دارای طرح تثبیت متداول و رضایت‌بخشی نیستند. در بعضی موارد طرح‌هایی برای جداسازی و تغلیظ اجزای مشکل پیشنهاد شده است اما هنوز میزبان‌های مناسبی برای آنها مورد نیاز است.

۱۸-۲ فرم‌های پسماند بلوری

از جنبهٔ ترمودینامیکی، گاهی مواد بلوری پایدار دارای مقادیر بالایی از هسته‌های پرتوزای طبیعی هستند که برای میلیون‌ها سال حفظ شده‌اند. بسیاری بلورهای پایدار دارای ظرفیت هم‌ریختی بالایی برای مشارکت عناصر، از جمله هسته‌های پرتوزای پسماند هسته‌ای هستند. ایدهٔ اساسی، استفاده از فرم‌های پسماند تثبیت‌کننده به کمک کانی‌های پایدار است که تحت شرایط طبیعی و طی دوره‌های زمین‌شناختی حفظ شده‌اند، و به مواد شبه طبیعی موسوم هستند. بعضی کانی‌ها که مستعد میزبانی‌اند، همراه با داده‌هایی در مورد هسته‌های پرتوزایی که به کاراترین شکل قابل تثبیت کردن هستند، و همچنین پایداری پرتوی و مشخصات سرعت فروشویی نرمال شده (NR)^۱، در جدول ۱۸-۱ ارائه شده است. پایداری پرتوی بر حسب dpa^۲ (تعداد جابه‌جایی‌ها بر اتم در نتیجه تابش) ارائه می‌شود.

مکانیسم‌هایی که به وسیلهٔ آنها هسته‌های پرتوزا استقرار می‌یابند، با اجزای و نوع بلور تغییر می‌کنند ولی شامل جانشینی مستقیم اجزای هم ظرفیت در مکان‌های خاص در شبکه، جایگزینی ظرفیت متغیر تسهیل شده با جبران بار به یک مکان مجاور، الحاق در کانال‌های باز درون ساختار بلور و مشارکت با ایجاد ناراستی‌های تخت مانند دوتایی‌ها و صفحات برش بلورشناسی می‌باشند.

جدول ۱۸-۱. بعضی کانی‌های مستعد برای میزبانی پسماند هسته‌ای،

که Ln = لانتانیدها، و An = اکتینیدها است.

ماده معدنی/سرامیک	عناصر پسماند	پایداری پرتوی (dpa)	NR معمول (روز، cm/g ^۲)	ساختار
مونازیت: PO _۴ (Ce, La, Nd, Th)	Ln, An	>۱۰	۱۰ ^{-۷}	مونوکلینیک، P2 _۱ /n
زیرکن: ZrSiO _۴	Ln, An, Nb, Ta, Hf	۰٫۳-۰٫۴	۴×۱۰ ^{-۷}	چهاروجهی I4/Amd

^۱. Normalised leaching rates

^۲. Displacements per atom

ماده معدنی/سرامیک	عناصر پسماند	پایداری پرتوی (dpa)	NR معمول (روز: cm^2/g)	ساختمان
زیر کنولیت: $\text{CaZrTi}_2\text{O}_7$	Ln, An, Nb, Sc, Y, Hf	۰/۲-۰/۳	$۴/۵ \times 10^{-6}$	مونو کلینیک
پیروکلور: $\text{AB}_2\text{X}_2\text{Y}$ (A=Ca,Na,REE,An, Zr,Ti; B=Ti,Zr,Th,U, Nb,Ta,Sn,Al,Fe; X=O,F; Y=O,OH,F)	Na, Y, Ln, An, Ti, Nb, Ta, W, Cl, I	۰/۳-۰/۴	$۱/۵ \times 10^{-6}$	مکعبی، $\text{Fd}\bar{3}m$
زیر کنیا: ZrO_2	Zr, Ln, An	> 10		چندریختی متعدد، فرم ماده معدنی یادلیت، مونو کلینیک است، P2/C
گارت: $\text{A}^{\text{VIII}}\text{B}^{\text{VI}}[\text{SiO}_4]_2$	Cr, Mn, Fe, Co, Ni	۰/۲		مکعبی، $\text{Ia}\bar{3}d$
هولندیت: AB_2O_4 (A=Na,K,Rb,Cs,Sr, Ba,Pb; B=Co,Ni,Fe, Cr,Si,Ti,Mn)	Na,K,Rb,Cs,Sr,Ba,Ra Ti,Cr,Mn,Fe,Co,Ni, Mo,Pb,Bi,Ag	10^{-6}		مونو کلینیک، $\text{I}\bar{4}/m$
پرووسکیت: ABO_3 CaTiO_3	Nb,Fe,Ta,Ln,An,Na, Sr, Y	۰/۴-۱	$۲/۵ \times 10^{-8}$	مکعبی، $\text{Im}\bar{3}$
آپاتیت: $\text{Me}_{1-x}(\text{XO}_4)_x\text{Y}_2$	Na,Sr,Ln,An,S,I,Y,Mn	۰/۲۴	۲×10^{-7}	
بریتولیت: $\text{Ca}_7\text{Ln}_8(\text{SiO}_4)_6\text{O}_2$		۰/۳-۰/۴	$۲/۵ \times 10^{-6}$	
موراتائیت: $(\text{Y,Na})_6(\text{Zn,Fe})_8$ $\text{Ti}_{12}\text{O}_{24}(\text{O,F})_1\text{F}_2$ NZP: $\text{NaZr}_2(\text{PO}_4)_2$ An,Fe	Na,Ca,Al,Ti,Mn,Fe, Ni,Ln,Ce,Nd,An Na,K,Rb,Cs,Sr,Ln,	۰/۲	10^{-9}	مکعبی، $\text{F}\bar{4}3m$
ماده مرکب $\text{TiC-Al}_2\text{O}_3$	^{14}C		10^{-6}	مکعبی، $\text{Fm}\bar{3}m$ رومبوهدرال، $\text{R}\bar{3}c$

مونازیت یک ماده معدنی فسفاتی $[(\text{Ce}, \text{La}, \text{Nd}, \text{Th})\text{PO}_4]$ است که منبع تجاری اصلی Ce است. ایجاد بلورهای سنگین و کوچک آن در سنگ‌های دگرگونی و سنگریزه‌های آنها (موسوم به شن‌های مونازیتی)، سبب می‌شود که مونازیت دارای اکسیدهای U و Th تا ۲۷٪ وزنی باشد.

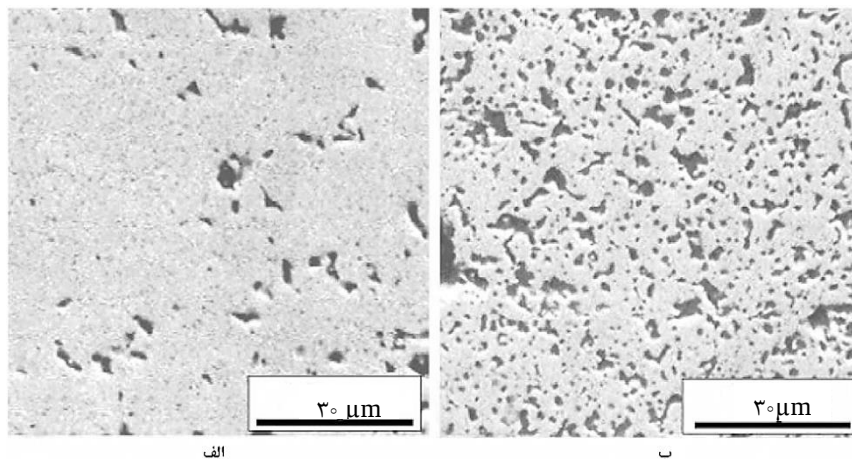
ذخایر معدنی موناژیت در برزیل دارای دو میلیارد سال قدمت بوده و همچنان هسته‌های پرتوزا را در خود نگهداری کرده و پایدار نگه داشته است. فسفات‌های لانتانید مصنوعی به چندین فرم بلوری وجود دارند که شامل انواع شش وجهی، مونوکلینیک (تک شیب) و چهاروجهی می‌باشند.

زیرکن یک ماده معدنی سیلیکاتی ($ZrSiO_4$) است، که منبع اصلی Zr می‌باشد. زیرکن به صورت یک ماده معدنی فرعی در سنگ‌های آذرین اسیدی پراکنده است؛ و همچنین در سنگ‌های دگرگون شده و در شن‌های ساحلی وجود دارد و ماده معدنی سنگین متداول در سنگ‌های رسوبی است. زیرکن حاوی اکسیدهای U و Th در غلظت‌های تا ۲۰٪ وزنی است. زیرکن معمولاً در عمرسنجی نمونه‌های معدنی (از نسبت موجود U/Pb) به کار می‌رود و به این ترتیب کانی شناسی آن به میزان زیاد مورد مطالعه قرار گرفته است. معلوم شده است که Pu می‌تواند به طور مستقیم با Zr جایگزین شود و به طور موفقیت‌آمیزی ترکیب $PuSiO_4$ سنتز شده است. چند نوع عملیات فرآوری در مقیاس آزمایشگاهی برای تهیه زیرکن و پودر زیرکن جایگزین شده با Pu اجرا شده که از طریق فن سل-ژل و رسوب هیدروکسیدی انجام شده است. سرامیک‌ها با پرس سرد و کلوخه‌سازی یا پرس داغ ساخته شده‌اند (شکل ۱۸-۱).

هولندیت دارای فرمول عمومی $A_2B_8O_{16}$ است که A یک اتم تک ظرفیتی یا دو ظرفیتی بوده، و B دارای ظرفیت بین ۲ و ۵ است. بعضی کانی‌های طبیعی با این ساختار تبلور می‌یابند. تفاوت بین آنها در جانشینی عناصر شیمیایی برای Ti بر روی مکان B رخ می‌دهد، برای مثال هولندیت (Mn) به طور کامل جایگزین Ti شده است)، و پریدریت (Fe^{2+})، هنری میریت (Fe^{2+})، ردلگیت (Cr) و آنکانگیت (Cr، V). یون‌های سزیم قادرند در داخل شیارها موازی با محور C تشکیل یافته به وسیله زنجیره‌های هشت وجهی $[(Ti, Al)O_6]$ آن‌طور که در $BaCs_{1/11}Al_{1/5}Ti_{6/5}O_{16}$ رخ می‌دهد جای گیرند. در این ساختار مکان A- توسط Ba^{2+} و Cs^+ و مکان B- به وسیله Ti^{3+} ، Al^{3+} و Ti^{4+} اشغال می‌شود. پودر هولندیت را می‌توان به وسیله فرایندی آلکوکسیدی سنتز کرد و سرامیک‌ها را با کلوخه‌سازی تحت فشار، در $1200^\circ C$ متراکم نمود.

زیرکنولیت دارای فرمول عمومی $CaZr_xTi_{(3-x)}O_7$ است که $0.8 < x < 1.35$ می‌باشد. زیرکنولیت طبیعی حاوی ThO_2 تا ۲۰٪ وزنی و UO_2 تا ۱۴٪ است. زیرکنولیت قادر به جای دادن لانتانیدها، Hf و اکتینیدهای سه و چهار ظرفیتی با قرارگیری در مکان‌های Ca و Zr (چند ده درصد جرمی از اکسید) می‌باشند. جبران بار با جابه‌جایی کاتیون‌های سه ظرفیتی (Al^{3+} ، Ti^{3+}) در مکان Ti^{4+} رخ می‌دهد. زیرکنولیت فاز اصلی سینروک است (بخش ۱۸-۳). دو فرایند سنتزی برای زیرکنولیت توسعه داده شده است. اولی یک فرایند سرامیک‌سازی است که در آن پودر با فرایند آلکوکسید

سنتز شده و سپس تحت هوا و در دمای 1400°C قرص می‌شود. دومین فرایند، ذوب اکسیدی با استفاده از دماهای بالا ($1700-1800^{\circ}\text{C}$) در یک بوتله سرد است.



شکل ۱۸-۱. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی مجهز به آشکارساز الکترون‌های برگشتی برای سرامیک‌های مبتنی بر (الف) زیرکن، $(\text{Zr,Pu})\text{SiO}_4$ ، نشانده شده با ۶۱٪ وزنی پلوتونیم. (ب) زیرکن مکعبی، $(\text{Zr,Gd,Pu})\text{O}_2$ نشانده شده با ۱۰۳٪ وزنی پلوتونیم. با اجازه بی. ای. بوراکوف، انستیتو رادیم.

آپاتیت‌ها شامل خانواده‌ای از ترکیبات شیمیایی با فرمول $\text{Me}_{10}(\text{XO}_4)_6\text{Y}_2$ است که Me یک کاتیون دو ظرفیتی (Ba^{2+} , Pb^{2+} , Ca^{2+}) و XO_4 یک آنیون سه ظرفیتی (SiO_4 , VO_4 , PO_4) و Y یک آنیون تک ظرفیتی (F^- , Cl^- , OH^- , Br^-) است. آپاتیت‌ها در سامانه شش وجهی متبلور می‌شوند. آپاتیت‌های طبیعی $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{F}, \text{OH}, \text{Cl})_2$ دارای پایداری شیمیایی، پرتوی و حرارتی بالایی هستند. ید-آپاتیت $(\text{Pb}_{10}(\text{VO}_4)_4(\text{PO}_4)_{1/2}\text{I}_2)$ از طریق واکنش حالت جامد PbI_2 و $\text{Pb}_3(\text{VO}_4)_4(\text{PO}_4)_2$ سنتز می‌شود. سپس این هسته غنی از ید، طی یک مرحله کلوخه‌سازی تحت فشار ۲۵ Mpa و دمای 700°C ، با لایه‌ای از $\text{Pb}_3(\text{VO}_4)_4(\text{PbO}_4)_{1/4}$ پوشیده می‌شود تا سرامیکی مرکب تشکیل گردد. Cs^+ دارای میل قوی برای ذرات آپاتیت کاملاً فسفات‌مانند $\text{Ca}_8\text{NdCs}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ و میل خیلی کمتری به بریتولیت‌ها (آپاتیت سیلیکاتی) با فرمول اسمی $\text{Ca}_7\text{Nd}_2\text{Cs}(\text{PO}_4)_5(\text{SiO}_4)\text{F}_2$ است.

بریتولیت در مجاورت راکتورهای شکافت طبیعی در سایت اوکلو در گابن یافت شده است، که زمان آن به بیش از یک هزار میلیون سال پیش برمی‌گردد. این محل در معرض دزهای پرتوی شدید

درونی ($\text{cm}^3/\text{ذره} \times 10^{16} > 3$) به علت خود پرتودهی آلفا، و نیز دزهای پرتوی شدید خارجی القا شده توسط نوترون‌های شکافت ($\text{cm}^2/\text{نوترون} \times 10^{21} > 1$) بوده است. بریتولیت مونوسیلیکات دارای فرمول $\text{Ca}_9\text{Nd}(\text{PO}_4)_5(\text{SiO}_4)\text{F}_2$ است و با حضور مقادیر اندک اکتینیدهای Am^{3+} و Cm^{3+} به جای Nd^{3+} طی واکنش جامد-جامد و کلوخه‌سازی در 1400°C سنتز می‌شود.

NZP یک نوع سدیم زیرکونیوم فسفات تک فازی با فرمول $\text{NaZr}_2(\text{PO}_4)_3$ است. ساختار NZP حاوی سه نوع مکان‌های بلورشناسی بوده و انعطاف‌پذیری ترکیبی بالایی نشان می‌دهد. در این ساختار، با استفاده از روش سل-ژل و فنون کلوخه‌سازی، ضمن حفظ یک ماده تک فازی، تا حد ۲۰٪ وزنی بارگذاری پسماند انجام شده است. برای ۲۰٪ بارگذاری پسماند، یک ماده دو فازی، با مونازیت به عنوان فاز دوم تشکیل شده است. جایگزینی Ti به جای Zr محصول NTP را می‌دهد که تحت شرایط مناسب قادر به بارگذاری پسماند تا ۶۰٪، در ساختار خود است.

پیروکلورها در طبیعت فراوانند و بیش از ۵۰۰ ترکیب سنتزی از آنها ساخته شده است که شامل زیرکانات، تیتانات‌ها و نیوبات‌ها می‌باشند. پیروکلورها در سینروک یافت شده و به عنوان میزبان‌هایی برای Pu نظامی، آزمایش شده است. هرچند که بسیاری ترکیبات پیروکلور مانند $\text{Gd}_2\text{Ti}_2\text{O}_7$ تحت تبدیلی القا شده با پرتو، از حالت بلوری به حالت بی شکل تغییر یافته‌اند، اما ترکیبات مقاوم به تابش مثل $\text{Gd}_2\text{Zr}_2\text{O}_7$ و $\text{Er}_2\text{Zr}_2\text{O}_7$ هم کشف شده‌اند.

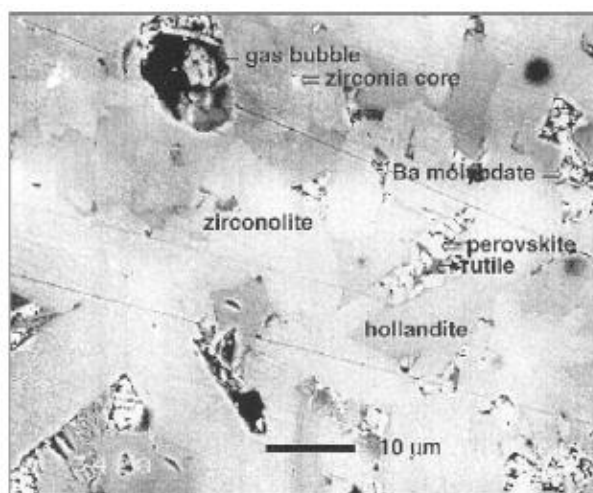
۱۸-۳ فرم‌های پسماند بلوری چند فازی: سینروک

کانی‌های تک فازی قادرند میزبان تعداد زیادی از نوکلیدها بوده و می‌توانند به عنوان یک فرم پسماند تک فاز مورد استفاده قرار گیرند. با این وجود، تهیه سرامیک‌های تک فازی مشکل است و ترکیب‌های چند فازی متداول‌ترند. ترکیب سرامیک چند فازی، مناسب برای حصول تثبیت کامل و قابل اطمینان اجزای متشکله پسماند است. مشهورترین سرامیک چند فازی برای تثبیت پسماند هسته‌ای، سینروک است. سینروک مخفف «سنگ سنتزی» است که در سال ۱۹۷۸ توسط تی رینگوود^۱ از دانشگاه ملی استرالیا اختراع شد. سینروک از کانی‌های تیتانات طبیعی پایدار ژئوشیمیایی ساخته شده است که اورانیم و توریم را برای میلیاردها سال تثبیت نموده است. انواع طبیعی حاوی U/Th از مواد متشکله سینروک- زیرکولیت‌های دنباله لانکا که به ۵۵۰ میلیون سال قبل بر می‌گردد، بی شکل مانده‌اند و با اینحال در برابر فرایندهای دگرگونی محیط طبیعی شان مقاومت کرده‌اند.

^۱ T. Ringwood

سینروک از طریق یک شیوه فرآوری شیمیایی ساخته می‌شود که متضمن آبکافت آلکوکسیدهای Zr و Ti در حضور NaOH برای تشکیل پودر سدیم تیتانات/زیرکانات است و به‌عنوان یک تبادله‌گر کاتیونی Al، Ba و Ca در محلول‌های پسماند نیتراتی عمل می‌کند. این ماده خشک شده و سپس تحت شرایط کاهنده تکلیس می‌شود و در $1100-1170^{\circ}\text{C}$ تحت پرس داغ واقع می‌شود و آنگاه Ti به میزان ۲٪ وزنی، برای کاهش فراریت مواد فرار و حفظ Mo فلزی برای پرهیز از تشکیل مولیدات‌های محلول در آب، افزوده می‌شود. سینروک همچنین از طریق یک روش اکسید-ذوب کردن، در گدازنده‌های بوته سرد (فصل ۱۷-۱۳) قابل تهیه است. شکل ۱۸-۲ ریزساختار چند فاز سینروک ساخته شده به‌وسیله ذوب کردن را نشان می‌دهد.

سینروک با توجه به کاربرد خاص خود قادر است اشکال مختلفی بگیرد و می‌تواند برای تثبیت اجزای متشکله پسماند با پرتوایی سطح بالا، مناسب باشد. شکل اولیه، سینروک-C، عمدتاً برای تثبیت پسماند مایع با پرتوایی سطح بالا، حاصل از بازفرآوری سوخت راکتور آب سبک مناسب بود. کانی‌های اصلی در سینروک-C شامل هولندیت ($\text{BaAl}_2\text{Ti}_2\text{O}_6$)، زیرکونولیت ($\text{CaZrTi}_2\text{O}_7$) و پرووسکیت (CaTiO_3) است. زیرکونولیت و پرووسکیت میزبان‌های اصلی برای اکتینیدهای دارای عمر طولانی مانند پلوتونیم هستند، هرچند که پرووسکیت در اصل میزبان استرانسیم و باریوم می‌باشد. هولندیت اساساً برای تثبیت سزیم همراه با پتاسیم، روبیدیوم و باریوم است.



شکل ۱۸-۲. ریزساختار سینروک-C ذوب شده در بوته سرد، حاوی ۲۰٪ وزنی از پسماند با پرتوایی سطح بالای تکلیس شده. با اجازه اس. وی. استفانوفسکی^۱، سیارادون.

¹ S.V. Stefanovsky

سینروک-C قادر است تا ۳۰٪ وزنی پسماند با پرتوزایی سطح بالا را در خود نگه دارد. سینروک-D حاوی نفلین $(Na, K)AlSiO_4$ ، به جای هولندیت به عنوان میزبانی برای Rb، Cs و Ba مطرح است. سینروک-F در پیروکلورها $(Ca, Gd, U, Pu, Hf)_2Ti_2O_7$ غنی شده است و برای دفن سوخت مصرف شده بازآوری نشده حاصل از راکتورهای آب سبک و راکتورهای کندو توسعه داده شده است. زیرکنولیت-سینروک غنی، برای تثبیت پلوتونیم مازاد توسعه داده شده است. گونه‌های زیرکنولیت حاوی هولندیت و روتیل، یا با کلوخه‌سازی در هوا در دمای $1375^\circ C$ یا با پرس کردن ایزواستاتیک داغ مواد تکلیس شده در $1280^\circ C$ و 150 Mpa تولید شده‌اند. معلوم شده است که پیروکلور-سینروک غنی، برای تثبیت اورانیوم در پسماند کارا تر است. پیروکلور همانند زیرکنولیت است و می‌تواند تا ۵۰٪ جرمی PuO_2 و UO_2 را در خود جای دهد.

یک واحد آزمایشی صنعتی ساخت سینروک با مواد مشابه غیرپرتوزا در ارتفاعات لوکاس در استرالیا کار می‌کند. در سال ۱۹۹۷، سینروک با پسماند با پرتوزایی سطح بالا، با استفاده از فن‌آوری مشترک توسعه یافته به وسیله ANSTO^۱ (سازمان علوم و فنون هسته‌ای استرالیا)، استرالیا و آزمایشگاه ملی آرگون^۲، ایالات متحده آمریکا آزمایش شد. جدول ۱۸-۲ پارامترهای پایداری فرم‌های پسماند با پرتوزایی سطح بالا را نشان می‌دهد.

جدول ۱۸-۲. مقایسه پارامترهای بافت سینروک با شیشه‌های پسماند هسته‌ای.

سینروک		شیشه بوروسیلیکاتی	شیشه فسفاتی	پارامتر
ذوب شده	قرص شده			
۳۸-۴۴	۴۳۵	۲۶	۲۶	چگالی (g/cm^3)
۱٫۷	۲٫۱	۱٫۱	۰٫۷۴	هدایت حرارتی (W/mK)
۸-۱۰	۱۰٫۵	۸٫۱	۱٫۵	ضریب انبساط حرارتی (K^{-1}) ($\times 10^{-6}$)
۰٫۵-۰٫۷	۰٫۵۵	۰٫۹	۰٫۹۶	ظرفیت گرمایی (J/gK)
۵۰۰-۶۰۰	۵۴۷	۸۰	۱۰	مقاومت فشاری (Mpa)
۸٫۰-۸٫۵	۸٫۴	۷٫۲		میکرو-سختی (Gpa) (روز: $NR/cm/g$)
5×10^{-5}	$< 3 \times 10^{-6}$	10^{-4}	$1/1 \times 10^{-6}$ *	Cs
10^{-6}	$6/5 \times 10^{-7}$	7×10^{-6}	4×10^{-7} *	Sr
$10^{-7}-10^{-8}$	$10^{-7}-10^{-8}$	10^{-5}		An

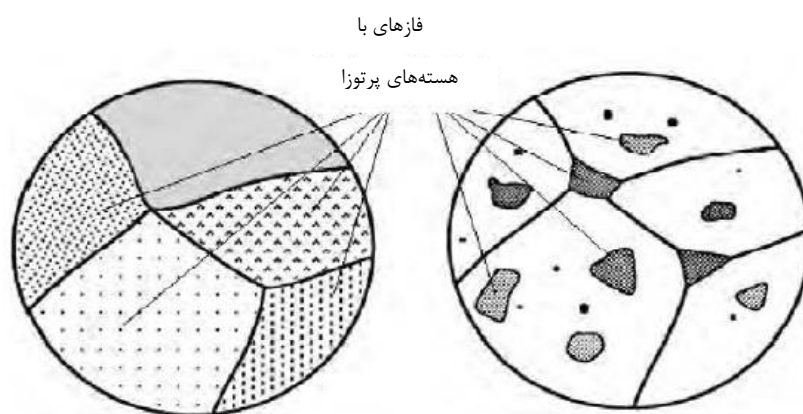
*. در دمای اتاق.

^۱. Australian Nuclear Science and Technology Organisation

^۲. Argonne National Laboratory

۱۸-۴ فرم‌های پسماند چند فازي: مواد مرکب

دو روش ممکن تثبیت هسته‌های پرتوزا در بافت‌های بلوری شامل موارد زیر است: مشارکت در ساختار بلوری فازهای معدنی، همان‌طور که در بخش ۱۸-۲ اشاره شد (شکل ۱۸-۳، سمت چپ) و دیگری، محصور کردن درون فازهای غیرپرتوزا (شکل ۱۸-۳، سمت راست).



شکل ۱۸-۳. طرحی از تثبیت هسته پرتوزا به وسیله میزبان‌های بلوری.

فازهای بلوری قادر به تشکیل فرم پسماند سرامیکی هستند یا اینکه می‌توانند درون یک بافت شیشه‌ای محصور شده و آنگونه که در بخش ۱۷-۱۱ توصیف شد، تشکیل ماده مرکب شیشه‌ای دهند. این گزینه به‌طور مکرر در بسیاری کشورها از جمله آمریکا، فرانسه، استرالیا و روسیه لحاظ گردیده است. فرآوری، ترکیبات ساختاری، جمع‌آوری فازي و ریزساختارهای مواد مرکب شیشه‌ای (شامل سرامیک‌های شیشه‌ای، بخش ۱۸-۵ را ببینید) ممکن است جهت حصول پارامترهای مورد نیاز، طراحی گردند. مواد مرکب شیشه‌ای ممکن است برای تثبیت هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی (مثل اکتینیدها، An) با یک‌پارچه کردن آنها در فازهای بلوری پایدارتر، مورد استفاده قرار گیرند، در حالی که می‌توان هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه را در فازهای شیشه‌ای با پایداری کمتر نیز جای داد. مثالی از چنین ماده مرکب شیشه‌ای، سینروک شیشه‌ای است که یک ماده مرکب شیشه‌ای با فازهای بلوری سینروکی در بافت شیشه‌ای می‌باشد.

۱۸-۵ رویکردهای فنی جدید

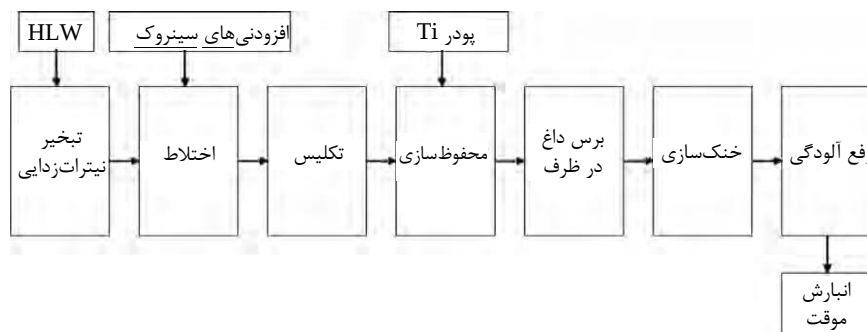
تعدادی فرایندهای فنی، برای تولید مواد تثبیت‌کننده پسماند مرکب و بلوری، توسعه داده شده‌اند. بعضی از آنها با جریان‌های پسماند حقیقی و برخی تحت شرایط آزمایشگاهی آزمایش شده‌اند، با این وجود اکثراً محدود به انجام آزمایشات با مواد مشابه بوده است. روش‌های فنی جدید و جالب سنتر عبارتند از: ذوب کردن، کلوخه‌سازی و فنون ترموشیمیایی.

فنون نوین ذوب، از رویکرد قدیمی شیشه‌ای کردن پیروی می‌کند ولی قابلیت‌های آن را برای جریان‌های پسماند مشکل یا جدید، گسترش می‌دهد. ذوب کردن (جدول ۱۸-۳) می‌تواند برای سنتر کانی‌هایی که از مواد مذاب تشکیل می‌شوند، مثل زیرکنولیت، پیروکلور، گارنت، پرووسکیت، زیرکینا و موراتایت، به کار رود. با این وصف، زیرکن را نمی‌توان از ذوب مستقیم مخلوط‌های ناپیوسته به‌دست آورد. یک روش نوین ذوب، شامل تهیه باری از پسماند و افزودنی‌های تشکیل کانی‌ها و در پی آن ذوب کردن در یک ذوب‌کنندهٔ بوتۀ سرد است (بخش ۱۷-۱۳). سرامیک‌های شیشه‌ای با گداختن شیشه‌های اصلی مناسب و تبلور کنترل شده و متوالی تولید می‌شوند. سرامیک‌های شیشه حاوی فازهای بلوری شبه-بازالت، طی سرد کردن کنترل شده سنگ‌های بازالتی یا سرباره مذاب کوره بلند تهیه می‌شوند. مواد مرکب شیشه‌ای برای تثبیت اجزای دیرگداز پسماند هسته‌ای با پخش ذرات ریز ماده دیرگداز در مذاب شیشه تولید می‌شوند. فاز زرد ممکن است با امولسیون‌سازی در مذاب شیشه، قبل از ریختن از ذوب‌کننده به داخل محفظه‌های فولادی تثبیت گردد.

سرامیک‌سازی سادهٔ مشتمل بر تهیهٔ مقدماتی مواد اولیه، مثلاً با استفاده از روش‌های شیمیایی مانند سل-ژل است. سپس پودرها به‌طور سرد فشرده شده و به‌دنبال آن کلوخه‌سازی مواد اولیه متراکم شده انجام می‌شود. نیز ممکن است کلوخه‌سازی با استفاده از پرس تک محوری داغ یا ایزواستاتیک انجام شود. معمولاً مکانیسم کلوخه‌سازی شامل ایجاد مقادیر کوچکی از مایع (کلوخه‌سازی فاز مایع) است، به‌خصوص وقتی پسماند مشارکت داشته باشد. یک مورد این است که این مایع به یک فاز شیشه‌ای مرز دانه‌ای با پایداری کمتر سرد می‌شود. شکل ۱۸-۴ فرایند کلوخه‌سازی مورد استفاده برای تولید سینروک در سازمان علوم و فنون هسته‌ای استرالیا را ارائه می‌دهد.

جدول ۱۸-۳. دماهای گداخت برای بعضی سرامیک‌های میزبان.

سینروک B و C	زیرکینا	موراتایت	زیرکنولیت	مادهٔ معدنی
۱۴۰۰-۱۵۵۰	۲۵۰۰	۱۴۰۰-۱۵۰۰	۱۵۳۰	دما (°C)



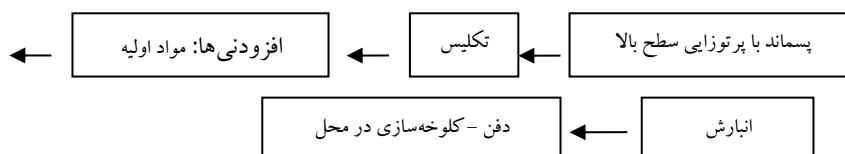
شکل ۱۸-۴. طرحی از تولید سینروک.

بعضی داده‌های کلی در مورد فرایندهای کلوخه‌سازی به کار رفته برای تولید کانی‌های تثبیت کننده در جدول ۱۸-۴ خلاصه شده است.

کلوخه‌سازی در محل فرم‌های پسماند در یک پسمان‌گور خیلی عمیق، ممکن است برای تولید مواد معدنی از جنبه ژئوشیمیایی پایدار در تعادل با محیط دفن مورد استفاده قرار گیرد که در مقایسه با رویکردهای معمول، درجه ایمنی بالاتری را ارائه می‌کند. به علاوه، تثبیت در محل، به طور قابل ملاحظه‌ای هزینه‌ها و مخاطرات همراه با تثبیت پیش از دفن را کاهش می‌دهد. طرحی از این رویکرد در شکل ۱۸-۵ ارائه شده است.

جدول ۱۸-۴. پارامترهای کلوخه‌سازی برای بعضی سرامیک‌های میزبان.

کانی	مونازیت	زیرکن	زیرکنولیت	زیرکینیا	آپاتیت	سینروک
دما (°C)	۹۰۰-۱۲۰۰	۱۴۵۰	۱۳۰۰-۱۸۰۰	۱۴۰۰-۱۶۰۰	۷۰۰	۱۱۰۰-۱۳۰۰
فشار (Mpa)	۲۹		۱۵۰	۸۰	۲۵	۱۴-۲۱



شکل ۱۸-۵. طرحی از رویکرد کلوخه‌سازی در محل.

مخلوط‌های پسماند و مواد اولیه سازنده بافت ممکن است در یک پسمان‌گور بسیار عمیق در زیر زمین قرار داده شوند که فشار سنگ ایستایی P وارده بر بسته‌بندی‌های پسماند، متناسب با عمق دفن H و متوسط چگالی ρ ذخایر قرار گرفته در روی آن است:

$$P = \rho g H \quad (1-18)$$

فشارهای بالای $25-30$ Mpa در عمق $H=1$ km معمول است. در یک رخداد، این مخلوط‌ها در این عمق در معرض پیوسته فشارها و دماهای بالا ناشی از واپاشی هسته‌های پرتوزا و دمای طبیعی بالای صخره‌ها واقع می‌شوند. این عوامل سبب فرایند کلوخه‌سازی چگال و نفوذی می‌شود که حاصل آن فرم‌های پسماند پایدار و مستحکم می‌باشد. کلوخه‌سازی در محل، همانند مکانیسم‌های طبیعی تشکیل صخره‌های دگرذیس است ولی به‌علت حرارت ذاتی پسماندهای با پرتوزایی سطح بالا، نسبتاً طی زمان‌های کوتاه‌تری انجام شده و سبب ایجاد دماهای بالاتری می‌شود.

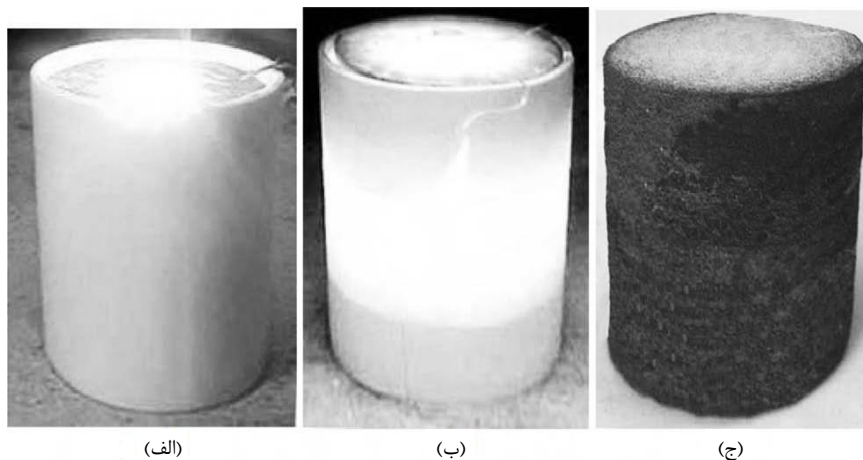
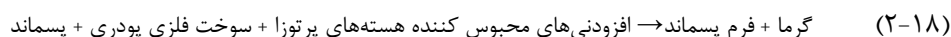
سرامیک‌های دمای پایین، در مرز بین سیمان‌های دمای اطاق (فصل ۱۵) و سرامیک‌های دمای بالای مورد بحث در اینجا قرار می‌گیرند. به‌خصوص تعدادی از سیمان‌های CSA (کلسیم سولفوآلومینات)، ژئوپلیمرها (آلومینوسیلیکات‌های فعال شده قلیایی) و سرامیک‌های فسفاتی پیوند شده- شیمیایی، مستعد تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح متوسط و احتمالاً پسماند با پرتوزایی سطح بالا در بافت‌های تهیه شده در دماهای پایین (و بنابراین ارزان) می‌باشند. ضرایب کاهش حجم احتمالاً باید کوچک باشند و بنابراین چنانچه چنین سامانه‌هایی به‌طور موفقیت آمیزی توسعه یابند شاید بتوانند فقط برای بعضی پسماندهای سخت و به‌جای مانده از قبل، که برای آنها در حال حاضر بافت‌های تثبیت مناسب وجود ندارد مورد استفاده قرار گیرند.

روش‌های ترموشیمیایی شامل «سنتز دمای بالای خود اتکا» (SHS)^۱ و «تثبیت‌سازی خود اتکا» (SSA)^۲ می‌باشند. در شیوه سنتز دمای بالای خود اتکا، پیش ماده‌ها فراهم می‌گردند تا در واکنش‌های گرمازای خود اتکا شرکت نمایند. شکل ۱۸-۶، سنتز دمای بالای خود اتکا را برای سرامیک‌های نوع کروندوم- کاربید (Al_2O_3-TiC) به منظور تثبیت ^{14}C با نیمه‌عمر طولانی حاصل از گرافیت راکتور تابش دیده شرح می‌دهد. سنتز دمای بالای خود اتکا، نیازمند تأمین صحیح غلظت مواد اولیه با حدود معین است و به‌طور معمول سرامیک‌های متخلخل تولید می‌کند.

^۱ Self-sustaining high-temperature synthesis

^۲ Self-sustaining immobilisation

تثبیت‌سازی خود اتکا از واکنش‌های گرمای خود اتکا تهیه شده به‌وسیله سوخت‌های فلزی پودری (PMF)^۱ و افزودنی‌های محبوس کننده هسته‌های پرتوزا (RCA)^۲ استفاده می‌کند. تثبیت‌سازی خود اتکا مثل سنتز دمای بالای خود اتکا است ولی از افزودنی‌های محبوس کننده هسته‌های پرتوزای بیشتری برای تثبیت آلاینده‌های پسماند استفاده می‌کند. افزودنی‌های محبوس کننده هسته‌های پرتوزا بخاطر میل آنها به هسته‌های پرتوزای پسماند انتخاب می‌شوند، برای مثال زیرکن طبیعی می‌تواند برای تثبیت اورانیم و پلوتونیم مورد استفاده قرار گیرد. سوخت‌های فلزی پودری دماهای باندازه کافی بالا تأمین می‌کنند تا واکنش‌های شیمیایی که هسته‌های پرتوزا را در محصول نهایی پیوند می‌دهد را تسهیل نمایند که می‌تواند یک ماده شبه معدنی یا ماده مرکب شیشه‌ای باشد. علاوه بر این، سنتز دمای بالای خود اتکا از طریق تشکیل مذاب و ایجاد فرم‌های پسماند مونولیتی پدید می‌آید. واکنش‌های شیمیایی تثبیت‌سازی خود اتکا را می‌توان به صورت زیر توصیف کرد:

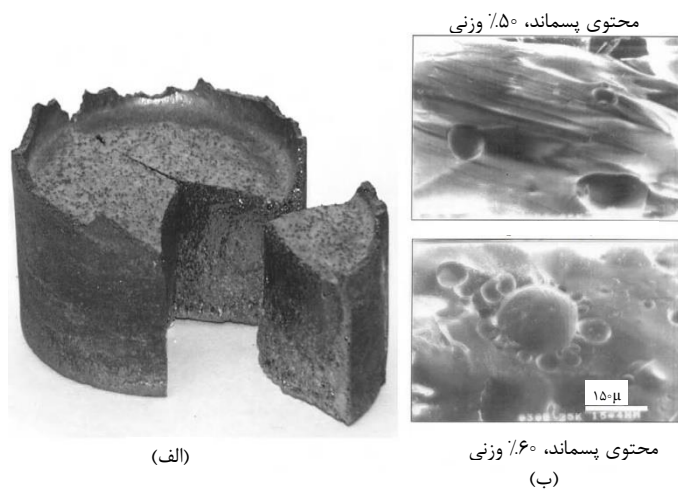


شکل ۱۸-۶. سنتز دمای بالای خود اتکا سرامیک کوروندوم- کربید تثبیت کننده ^{14}C دارای عمر طولانی از گرافیت پرتودیده: (الف) احتراق سنتز دمای بالای خود اتکا، (ب) واکنش سنتز دمای بالای خود اتکا و (ج) محصول نهایی.

^۱. powder metal fuels

^۲. Radionuclide confining additives

تثبیت‌سازی خود اتکا از واکنش‌های گرمازا برای تأمین دماهای بالا، و افزودنی‌های محبوس‌کننده هسته‌های پرتوزا برای نگهداری هسته‌های پرتوزا در فرم پسماند حاصل استفاده می‌کند. هم سنتز دمای بالای خود اتکا و هم تثبیت‌سازی خود اتکا از انرژی حاصل در طی واکنش‌های شیمیایی گرمازا بهره می‌برند که آنها را همانند واکنش مشهور ترمیت^۱ می‌سازد. با این وصف، واکنش‌های شیمیایی در سنتز دمای بالای خود اتکا و تثبیت‌سازی خود اتکا تحت رژیم‌های کنترل شده و پایدار و به‌دقت انتخابی ادامه می‌یابند. اینها به کمک مدل‌سازی ترمودینامیکی و آزمون‌های شبیه‌ساز تعیین می‌شوند. تثبیت‌سازی خود اتکا توسط پارامترهای مخلوط اولیه (افزودنی‌های محبوس‌کننده هسته‌های پرتوزا + سوخت فلزی پودری + پسماند) کنترل می‌شود. برخلاف ترکیب ترمیتی، ترکیب‌های تثبیت‌سازی خود اتکا این اطمینان را می‌دهند که اجزای خطرناک در فرم پسماند نهایی به نحوی کارا تثبیت شوند. به‌علاوه طی تثبیت‌سازی خود اتکا، رهاسازی آلاینده‌ها به‌علت فراریت و یا از طریق رهاسازی غبارهای آلاینده به حداقل می‌رسد. شکل (۱۸-۷ الف)، یک قالب ماده مرکب شیشه‌ای تثبیت‌کننده باقی‌مانده خاکستر را پس از سوزاندن پسماند پرتوزای جامد، نشان می‌دهد. مزایا و معایب این روش‌های سنتزی نوین در جدول ۱۸-۵ خلاصه شده است.



شکل ۱۸-۷. ماده مرکب شیشه‌ای به‌دست آمده از طریق واکنش‌های گرمازا خود اتکا در مخلوطی از خاکستر حاصل از سوختن با سوخت فلزی پودری و افزودنی‌های قرار دهنده هسته‌های پرتوزای تشکیل-شیشه: (الف) نمایی از قالب ماده مرکب شیشه‌ای و (ب) ریز ساختار ماده مرکب شیشه‌ای با ۵۰٪ وزنی پسماند اضافه شده (بالا) و ۶۰٪ وزنی پسماند اضافه شده (پایین).

^۱. Thermite

جدول ۱۸-۵. مقایسه روش‌های نوین سنتز.

روش سنتز	مزایا	معایب
گداختن سرامیک‌ها	ساده، پیش‌آمایش نیاز ندارد، ظرفیت بالا	اغلب محصول نهایی زبر و ناهمگن، دمای بالا
ماده مرکب شیشه	ساده، پیش‌آمایش نیاز ندارد، بارگذاری بالایی پسماند، ظرفیت زیاد	ابزار اختلاط اضافی در ذوب کننده
سرامیک‌های شیشه‌ای	ساده، پیش‌آمایش نیاز ندارد	دستورکار اضافی آمایش حرارتی
سرامیک‌سازی	محصول با کیفیت بالا	پودرها؛ پیش‌آمایش پیچیده، مثل سل-ژل؛ به همگن‌سازی خوب نیاز است؛ فازهای ثانوی بالقوه شیشه‌ای
ترموشیمیایی تثبیت‌سازی خود اتکا	فرایند مستقل؛ نیازی به منبع تغذیه و ذوب‌کننده نیست	پودرها؛ به تکلیس نیاز است
سنتز دمای بالایی خود اتکا	فرایند مستقل؛ نیازی به منبع تغذیه و ذوب‌کننده نیست	پودرها؛ پیش‌آمایش نیاز است، مثل تکلیس؛ کیفیت ضعیف محصول نهایی؛ محدودیت‌های ترکیبی

۱۸-۶ تثبیت در بافت فلزی

تثبیت در بافت فلزی، در سال‌های ۱۹۷۰ در مول بلژیک، به‌عنوان بخشی از برنامه پاملا برای تبدیل‌سازی پسماند با پرتوایی سطح بالا به شیشه، ابداع شد. ویترومت ماده‌ای مرکب ساخته شده از دانه‌های شیشه پسماند هسته‌ای پخش شده در یک بافت میزبان فلزی از جنس سرب است. این ماده دارای خواص نگهداری برتر برای هسته‌های پرتوزا بوده و دارای قابلیت انتقال حرارت فوق العاده‌ای توسط میزبان فلزی از هسته‌های پرتوزای واپاشی کننده می‌باشد. سرعت کم خوردگی سرب (کمتر از $1 \mu\text{m}$ در سال) اطمینان از سرعت فروشویی خیلی کم هسته پرتوزا، و نیز عدم آلودگی زیست محیطی می‌دهد. آژانس بین‌المللی انرژی اتمی روش تثبیت در بافت فلزی را برای چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده توصیه می‌کند، درحالی‌که دیگر مواد تثبیت کننده از جمله شیشه قادر به نگهداری دزهای پرتوی فزاینده و تولید کننده حرارت از چنین چشمه‌های پرتوزای پرقدرتی نمی‌باشند. به‌علاوه، تثبیت در بافت فلزی، روشی عالی برای منزوی ساختن چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده دارای عمر طولانی، برای نگهداری ایمن و دفن می‌باشد. فن‌آوری تثبیت در بافت فلزی در اواسط سال‌های ۱۹۸۰ توسعه داده شد تا از دفن ایمن چشمه‌های پرتوزای بسته در پسمان‌گورهای گمانه‌ای (بورهول) در اتحاد شوروی سابق اطمینان حاصل شود و مورد مطالعه و

بررسی قرار گرفت تا میله‌های سوخت هسته‌ای مصرف شده معیوب به‌جای مانده از راکتورهای هسته‌ای نوع-کانالی روسی (RBMK) را تثبیت نماید. سرب به علت ثبات بالای پرتوی، توانایی تحمل تغییر شکل بدون از دست رفتن کلیت آن، مقاومت بالا در برابر خوردگی، هدایت حرارتی بالا، پرکردن مؤثر فضای خالی بین چشمه‌ها و سازگاری با دیگر مواد ساختاری، یک بافت تثبیت‌کننده مناسب به حساب می‌آید. سرب همچنین به‌علت غیر فعال بودن بالا و خوردگی کند، آب زیرزمینی را آلوده نمی‌کند. شکل ۸-۱۸ فرم‌های پسماند تولیدی از طریق تثبیت در بافت فلزی را نشان می‌دهد.



(الف)



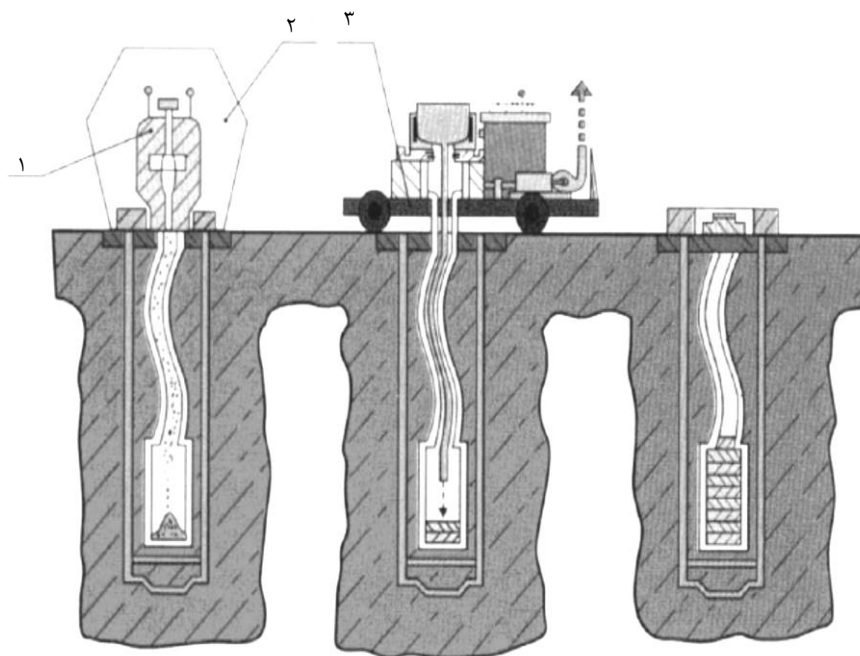
(ب)

شکل ۸-۱۸. فرم‌های پسماند فلزی: (الف) یک نمونه مشابه از ویترومت تثبیت‌کننده پسماند با پرتوایی سطح بالا، (ب) یک بلوک سربی از چشمه‌های پرتوای بسته شبیه‌سازی شده.

تثبیت چشمه پرتوای بسته از دو مرحله تشکیل شده است. در مرحله اول حجم بزرگی از فلز مذاب بر روی چشمه‌های پرتوزا در یک مخزن در پسمان‌گور زیرزمینی ریخته می‌شود. به‌علت چگالی کمتر، چشمه‌ها به سطح مذاب آمده و وقتی جامد شد در فلز تثبیت می‌گردد. در مرحله دوم فرایند فنی، یک لایه نازک از مذاب بر سطح بلوک فلزی ریخته می‌شود. ممکن است از تأسیسات سیار، مستقیماً برای تثبیت چشمه‌های پرتوای بسته در مخازن زیرزمینی در پسمان‌گورها استفاده شود. بافت مذاب فلزی در خارج از پسمان‌گور و در یک واحد فنی ویژه آماده می‌شود، به نحوی که اثر حرارتی بر چشمه‌های پرتوای بسته مصرف شده به حداقل برسد.

مذاب تهیه شده به وسیله یک لوله انعطاف‌پذیر مقاوم به حرارت و از طریق کانال بارگذاری چشمه‌های پرتوزای بسته در گمانه، به داخل پسمان‌گور تزریق می‌شود. وجود حفاظت زیستی بر عملگرهای پسمان‌گور به شکل مانع تابش یون‌ساز، درجه بالایی از ایمنی عملکرد را تضمین می‌دهد. شکل ۹-۱۸ فن تثبیت در بافت فلزی را شرح می‌دهد.

فن‌آوری تثبیت در بافت فلزی از سال ۱۹۸۶ برای تثبیت چشمه‌های پرتوزای بسته مصرف شده در روسیه مورد استفاده قرار گرفته است و این شیوه در حال حاضر در سایر کشورها مورد استفاده قرار می‌گیرد.



شکل ۹-۱۸. طرحی از تثبیت چشمه‌های پرتوزای بسته بافت فلزی در محل.

۱. مخزن حمل و نقل، ۲. واحد تصفیه گاز، ۳. واحد محصورسازی.

مراجع

- Adelhelm, C., Bauer, C., Gahlert, S., & Ondracek, G. (1988). TiO₂ – a ceramic matrix. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 393–426). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Aloy, A. S., Kovarskaya, E. N., Koltsova, T. I., Samoylov, S. E., Rovnyi, S. I., Medvedev, G. M., & Jardine, L. (2001). Immobilisation of Am-241, formed under plutonium metal conversion into monazite type ceramics. *Proc. ICEM'01 Int. Conf., Brugge, Belgium*, 104.pdf.
- Anderson, E. B., & Burakov, B. E. (2004). Ceramics for the immobilization of plutonium and americium: Current progress of R&D of the V.G. Khlopin Radium Institute. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 807, 207–212.
- Boatner, L. A., & Sales, B. C. (1988). Monazite. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 495–564). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Boccaccini, A. R., Bernardo, E., Blain, L., & Boccaccini, D. N. (2004). Borosilicate and lead glass matrix composites containing pyrochlore phases for nuclear waste encapsulation. *Journal of Nuclear Materials*, 327, 148–158.
- Burakov, B. E., & Anderson, E. B. (2001) Crystalline ceramics developed for the immobilization of actinide wastes in Russia. *Proc. ICEM'2001, Bruges, Belgium*, 39-121.pdf.
- Burakov, B. E., Hanchar, J. M., Zamoryanskaya, M. V., Garbuzov, V. M., & Zirlin, V. A. (2002). Synthesis and investigation of Pu-doped single crystal zircon, (Zr, Pu)SiO₄. *Radiochimica Acta*, 89, 95–97.
- Dacheux, N., Thomas, A. C., Brandel, V., & Ganet, M. (2001). Immobilisation of plutonium and actinides in the thorium phosphate-diphosphate ceramics. *Proc. ICEM'01 Int. Conf., Brugge, Belgium*, ASME 62-277.pdf.
- Digeos, A. A., Valdez, J. A., Sickafus, K. E., Atiq, S., Grimes, R. W., & Boccaccini, A. R. (2003). Glass matrix/pyrochlore phase composites for nuclear wastes encapsulation. *Journal of Material Sciences*, 38, 1597–1604.
- Donald, I. W., Metcalfe, B. L., & Greedharee, R. S. (2002). A glass-encapsulated ceramic wasteform for the immobilization of chloride-containing ILW: Formation of halite crystals by reaction between the glass encapsulant and ceramic host. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 713, JJ2.1.1–JJ2.1.7.
- Donald, I. W., Metcalfe, B. L., & Taylor, R. N. J. (1997). Review. The immobilization of high level radioactive wastes using ceramics and glasses. *Journal of Material Sciences*, 32, 5851–5887.

- Ewing, R. C. (1988). Novel waste forms. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 589–634). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Gahlert, S., & Ondracek, G. (1988). Sintered glass. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 161–192). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Gibb, F. G. F. (2000). A new scheme for the very deep geological disposal of high-level radioactive waste. *Journal of Geological Society of London*, 157, 27–36.
- Glagovskii, E. M., Yudintsev, S. V., Kuprin, A. V., Pelevin, L. P., Konovalov, E. E., Velichkin V. I., & Myasoedov, B. F. (2001). Crystalline host phases for actinides, obtained by self-propagating high-temperature synthesis. *Radiochemistry*, 43, 632–638.
- Gong, W. L., Lutze, W., & Ewing, R. C. (2000). Reaction sintered glass: A durable matrix for spinel-forming nuclear waste compositions. *Journal of Nuclear Materials*, 278, 73–84.
- Gong, W. L., Lutze, W., & Ewing, R. C. (2000). Zirconia ceramics for excess weapons plutonium waste. *Journal of Nuclear Materials*, 277, 239–249.
- Harker, A. B. (1988). Tailored ceramics. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 335–392). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Hayward, P. J. (1988). Glass-ceramics. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 427–494). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- IAEA. (1990). Handling, conditioning and disposal of spent sealed sources. *TECDOC-548*, IAEA, Vienna.
- Kulyako, Yu. M., Perevalov, S. A., Vinokurov, S. E., Myasoedov, B. F., Petrov, G. A., Ozhovan, M. I., Dmitriev, S. A., & Sobolev, I. A. (2001). Properties of host matrices with incorporated U and Pu oxides prepared by melting of a zircon-containing heterogeneous mixture (by virtue of exo effect of burning metallic fuel). *Radiochemistry*, 43, 626–631.
- Lee, W. E., & Rainforth, W. M. (1994). *Ceramic Microstructures: Property Control by Processing* (pp. 1–590). Chapman & Hall. London, UK.
- Loiseau, P., Caurant, D., Majerus, O., & Baffier, N. (2003). Crystallization study of (TiO₂, ZrO₂)-rich SiO₂–Al₂O₃–CaO glasses. *Journal of Materials Science*, 38, 843–852, 853–864.
- Metcalfe B.L., Donald I.W. (2004). Candidate wasteforms for the immobilisation of chloridecontaining radioactive waste. *J. Non-Crystalline Solids*, 348, 225–229.

- Lumpkin, G. R. (1999). Physical and chemical characteristics of baddeleyite (monoclinic zirconia) in natural environments: An overview and case study. *Journal of Nuclear Materials*, 274, 206–217.
- Navrotsky, A. (1998). Thermochemistry of crystalline and amorphous phases related to radioactive waste. In P. A. Sterne, et al. (Eds.), *Actinides in Environment* (pp. 267–297). Netherland: Kluwer Academic Publishers.
- Ochkin, A. V., Stefanovsky, S. V., & Rovny, S. I. (2003). Selection of matrices for immobilization of actinide fraction of HLW. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 757, II3.29.1–II3.29.6.
- Ojovan, M. I., & Lee, W. E. (2003). Self sustaining vitrification for immobilisation of radioactive and toxic waste. *Glass Technology*, 44(6), 218–224.
- Ojovan, M. I., Gibb, F. G. F., & Lee, W. E. (2004). In situ sintering of waste forms in an underground disposal environment. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 807, 949–954.
- Ojovan, M. I., Karlina, O. K., Klimov, V. L., & Pavlova, G. Yu. (2000). Graphite processing with carbon retention in a waste form. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 608, 565–570.
- Ojovan, M. I., Lee, W. E., Sobolev, I. A., Dmitriev, S. A., Karlina, O. K., Klimov, V. L., Petrov, G. A., & Semenov, C. N. (2004). Thermochemical processing using powder metal fuels of radioactive and hazardous waste. *Journal of Process Mechanical Engineering*, 218, 1–9.
- Ojovan, M. I., Lee, W. E., Sobolev, I. A., Karlina, O. K., & Arustamov, A. E. (2004). Metal matrix immobilisation of sealed radioactive sources for safe storage, transportation and disposal. *Proc. WM'04, Tucson, Arizona*, 4085.pdf.
- Orlova, A. I. (2002). Isomorphism in crystalline phosphates of the $\text{NaZr}_2(\text{PO}_4)_3$ structural type and radiochemical problems. *Radiochemistry*, 44, 423–445.
- Ringwood, A. E., Kesson, S. E., Reeve, K. D., & Levins, D. M. (1988). SYNROC. In W. Lutze & R. C. Ewing (Eds.), *Radioactive Waste Forms for the Future* (pp. 233–334). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Sobolev, I. A., Stefanovsky, S. V., & Lifanov, F. A. (1995). Synthetic melted rock-type wasteforms. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 353, 833–840.
- Sobolev, I. A., Stefanovsky, S. V., Omelianenko, B. I., Ioudintsev, S. V., Vance, E. R., & Jostons, A. (1997). Comparative study of Synroc-C ceramics produced by hot-pressing and inductive melting. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 465, 371–378.
- Wagh, A.S., (2004). *Chemically Bonded Phosphate Ceramics* (pp 217–243). Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

- Weber, W. J., & Ewing, R. C. (2002). Radiation effects in crystalline oxide host phases for the immobilization of actinides. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ3.1.1–JJ3.1.12.
- Weber, W. J., Ewing, R. C., Catlow, C. R. A., Diaz de la Rubia, T., Hobbs, L. W., Kinoshita C., Matzke, H., Motta, A. T., Nastasi, M., Salje, E. K. H., Vance, E. R., & Zinkle, S. J. (1998). Radiation effects in crystalline ceramics for the immobilization of high-level nuclear waste and plutonium. Journal of Material Research, 13, 1434–1484.

فصل نوزدهم

دفن پسماند هسته‌ای

۱۹-۱ مفاهیم دفن/انبارش

دفن^۱ پسماند آخرین مرحله مدیریت پسماند است و به‌طور ایده‌آل شامل قراردادن پسماند پرتوزا در یک محل دفن اختصاصی است هر چند که تخلیه سیال خروجی در محیط‌زیست، با حدود مجاز نیز یک گزینه دفن به حساب می‌آید. اولین دفن پسماند پرتوزا در سال ۱۹۴۴ در اوک ریج، تنسی^۲، ایالات متحده آمریکا انجام شد. این محل دفن پسماند (دارای ظرفیت ۶۷۰۰ m^3)، یک معبر خاکی ساده واقع در سایت اوک ریج بود و با پسماند فرآوری نشده پر گردید. رویکرد مشابهی طی اولین مراحل توسعه نیروی هسته‌ای توسط دیگر تأسیسات هسته‌ای و تولید کننده‌های پسماند هسته‌ای در بسیاری کشورها انجام گردید. با این وصف، از آن زمان راهکارهایی برای دفن پسماند پرتوزا توسعه داده شد و در حال حاضر توجه اصلی به زمان‌های ماند لازم و ظرفیت‌های نگهداری برای انواع مختلف پسماند تولید شده در پسمان‌گورهای بسیار توسعه یافته و تأسیسات دفن در حال طراحی معطوف می‌شود.

^۱. Disposal

^۲. Oak Ridge, Tennessee

۱۹-۲ دوره‌های نگهداری

لازم است برای حفظ ایمنی عمومی، حفاظت از محیط‌زیست و تضمین امنیت بواسطه تعدی عمدی یا حادثه‌ای، کلیه انواع پسماند پرتوزا به‌دقت نگهداری شوند. دفن پسماندهای پرتوزا در یک محل دفن، قادر است پسماند را هم از فعالیت انسانی و هم از فرایندهای پویای طبیعی مجزا نماید. آن‌طور که در فصل ۱۲ ذکر شد مهم است که بین دفن (حذف پسماند به‌طور دائمی و غیر قابل بازگشت) و انبارش (جای دادن موقتی با امکان بازیافت) تفاوت قائل شویم. متأسفانه، صنعت هسته‌ای به بحث در باره دفن در یک پسمان‌گور عادت کرده است. این امر با بسیاری طرح‌های عملی برای پسمان‌گورهایی که تأسیسات دفن دائمی می‌شوند بیشتر دچار ابهام می‌شود. نهایتاً اینکه لازم است رهاسازی هسته‌های پرتوزا از یک پسمان‌گور یا محل دفن، در چنان غلظت‌های کوچکی باشد که خطری برای سلامت بشر و محیط‌زیست طبیعی نداشته باشد.

زمان لازم t_{ret} ، برای منزوی ماندن پسماند هسته‌ای (دفن یا انبارش)، براساس لزوم عدم پرتوزایی، پس از زمان $1 < I_p(t > t_{ret})$ محاسبه می‌شود. شاخص سمیت پرتوی بالقوه پسماند هسته‌ای، مجموع کلیه هسته‌های پرتوزای پسماند است (بخش ۳-۳):

$I_p(t) = \sum_i C_i(0) \exp(-\lambda_i t) / MPC_i$ ، که $C_i(0)$ غلظت اولیهٔ آلاینده هسته پرتوزا، MPC_i بیشینه غلظت مجاز یا سطح مداخله IL_i و λ_i ثابت واپاشی است. بعد از t_{ret} ، پسماند هسته‌ای بی‌خطر شده، در نتیجه غلظت هر هسته پرتوزایی کمتر از بیشینه مجاز می‌شود. برای این معادله برآوردی از زمان ماند t_{ret} (سال) می‌توان پیدا کرد:

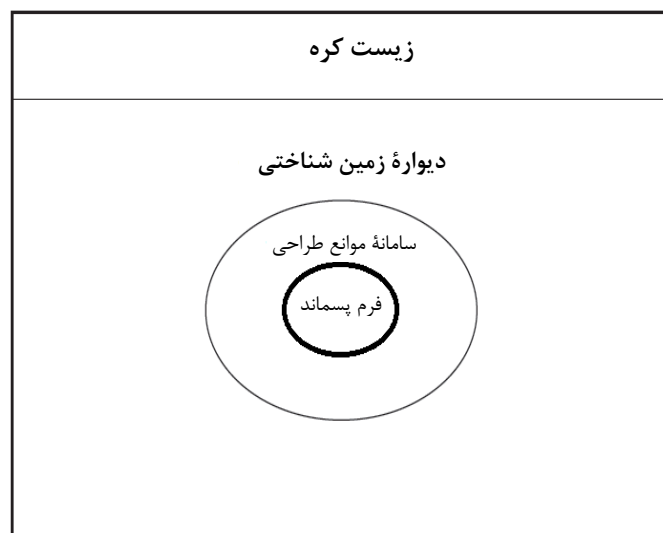
$$t_{ret} = \max_i \{ 1 / 44 T_{1/2,i} \ln \left(\frac{C_{\circ,i}}{C_{ex,i}} \right) \} \quad (1-19)$$

که $T_{1/2,i}$ نیمه‌عمرهای هسته‌های پرتوزای پسماند، $C_{\circ,i}$ (Bq/g)، غلظت‌های اولیه هسته‌های پرتوزا در پسماند و $C_{ex,i}$ (Bq/g) سطوح معافیت آنها است. در این ارزیابی MPC_i یا IL_i با سطوح معافیت جایگزین می‌شود، چون که وقتی میزان هسته پرتوزا کمتر از سطوح معافیت می‌شود دیگر این پسماند، پرتوزا تلقی نمی‌گردد.

۱۹-۳ مفهوم موانع چندگانه

پسمان‌گورهای نگهداری/دفن پسماند پرتوزا، به منظور منزوی‌سازی پسماند از زیست کره عموماً مبتنی بر سامانهٔ موانع چندگانه هستند (شکل ۱۲-۴). این سامانه موانع چندگانه به‌طور معمول

شامل لایه زمین شناختی طبیعی مهیا شده توسط صخره میزبان و یک سامانه موانع طراحی شده (EBS)^۱ توصیف شده در شکل ۱-۱۹ هستند.



شکل ۱-۱۹. طرحی از دو مانع اصلی سامانه موانع چندگانه در یک پسمان‌گور پسماند هسته‌ای.

سامانه موانع طراحی شده شامل تعدادی اجزاء مانند بافت پسماند، مخزن یا بسته‌بندی بیرونی، بافر^۲ یا پرکننده^۳، دیواره‌های پسمان‌گور و روکش دیواره است. انواع دیواره‌ها و موانع به اتفاق، در درجه اول برای جای دادن هسته‌های پرتوزا و سپس برای محدود کردن رهاسازی آنها به محیط زیست در دسترس عمل می‌کنند. وظایف کلیدی یک پسمان‌گور عمیق عبارتند از:

۱. منزوی ساختن پسماند از فرایندهای نزدیک به سطح و فعالیت‌های انسانی، ۲. محافظت از زیست کره، ۳. محدودسازی رهاسازی از سامانه موانع طراحی شده به تدریج تجزیه شونده و ۴. پخش و رقیق‌سازی جریان هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی. ایمنی کلی و مقبولیت چنین سامانه‌ای از طریق توازن معقول از این عملگرها قابل دست یافتن است.

مهم است دریابیم که برای پسماند با پرتوایی سطح بالا، کلیه مراحل یا سطوح تثبیت کننده، از مشارکت سطح اتمی هسته‌های پرتوزا در شیشه یا ساختار سرامیک از طریق ریز ساختار، تا بسته‌بندی در محیط پسمان‌گور نزدیک به سطح از جمله سامانه موانع طراحی شده، و ژئوسفر دور از سطح، دارای اهمیت هستند.

^۱.Engineered barrier system

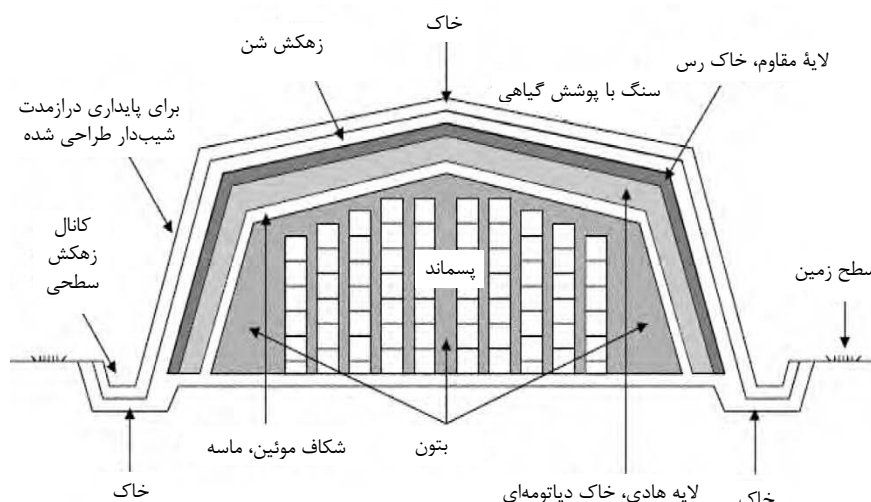
^۲.Buffer

^۳.Backfill

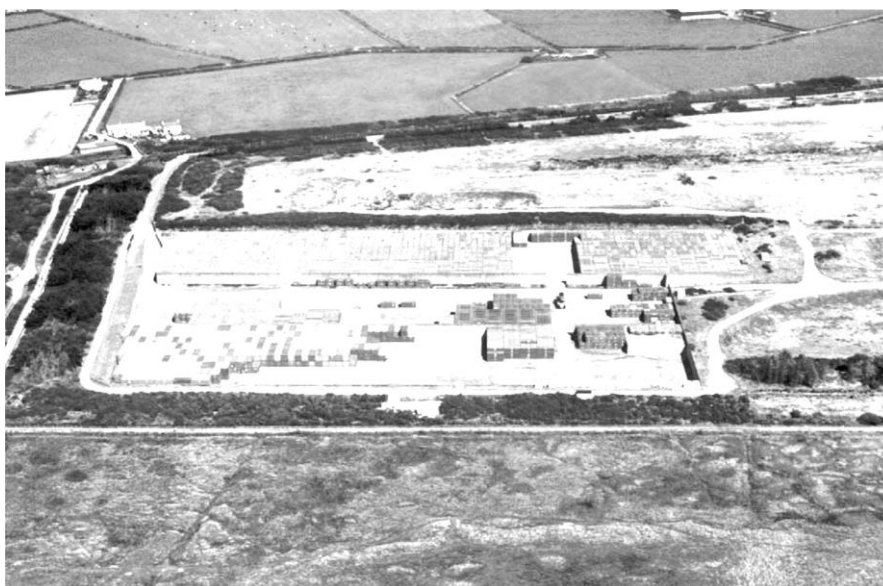
۴-۱۹ گزینه‌های دفن/انبارش

سامانه طبقه‌بندی پسماند پرتوزای آژانس بین‌المللی انرژی اتمی (فصل ۹ را ببینید) گزینه‌های مستعد دفن پسماند برای انواع طبقه‌بندی‌های پسماند را تعیین می‌کند که بر مبنای مشخصات ویژه آنها، شامل پرتوزایی ویژه، و طول عمر اجزای پرتوزا که مشخصه‌های کلیدی هستند استوار است. دفن نزدیک به سطح، یک انتخاب مناسب برای دفن پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین تا متوسط حاوی هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه به حساب می‌آید که طی چند دهه یا قرن، تا رسیدن به سطوح پرتوی ناچیز، واپاشی می‌کنند. مطابق واژگان آژانس بین‌المللی انرژی اتمی، دفن نزدیک به سطح می‌تواند شامل انواع مختلف تأسیسات دفن باشد، مانند واحدهای دفن توأم با یا بدون انواع مختلف سامانه‌های موانع طراحی شده واقع بر سطح، در عمق‌های از چند متر، تا تأسیساتی که پسماند را در عمق ده‌ها متر در گودال‌های صخره‌ای و گمانه‌ها جای می‌دهند (شکل ۲-۱۹).

آلاینده اصلی دارای عمر کوتاه در پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، ^{137}Cs است که دارای $C_{\text{ex}} = 10 \text{ Bq/g}$ (جدول ۷-۱ را ببینید) است در حالی که بالاترین C_{ex} ممکن برای پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، 10^7 Bq/g است که دارای زمان ماند (t_{ret}) تقریبی 600 سال می‌باشد. به علاوه در غلظت‌های معمول ^{137}Cs در پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، $C_{\text{ex}} = 3 \times 10^3 \text{ Bq/g}$ (برای مثال، 10^{-4} Ci/kg) است، بنابراین زمان ماند آن در حدود 250 سال می‌شود.



شکل ۲-۱۹. طرحی از یک پسمان گور سطحی.



شکل ۱۹-۳. سایت نزدیک سطحی دریگ^۱ در بریتانیا برای دفن پسماند با پرتوزایی سطح پایین. تصویر اهداء از BNFL.

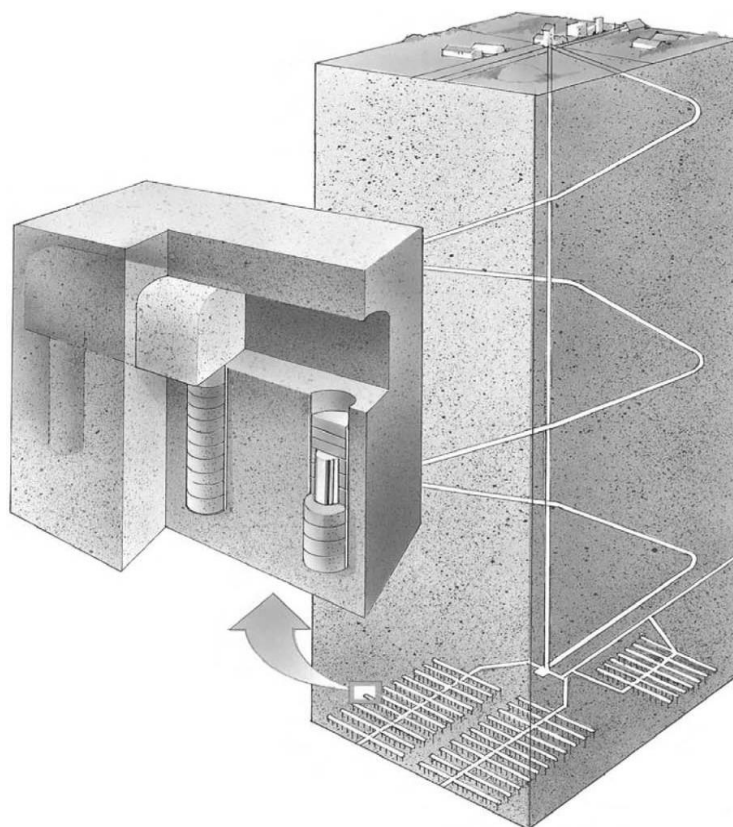
بنابراین زمان ماند (انبارش- دفن) پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط دارای عمر کوتاه، در محدوده از ده‌ها تا صدها سال است. برای چنین قالب‌های زمانی، تغییر شکل سامانه موانع طراحی شده در شرایط نزدیک سطحی را می‌توان با درجه بالایی از اطمینان ارزیابی کرد. پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، که حاوی غلظت‌های محدودی از هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی هستند نیز ممکن است در تأسیسات نزدیک سطحی دفن شوند. شکل ۱۹-۳، تأسیسات دریگ برای پسماند با پرتوزایی سطح پایین در بریتانیا را نشان می‌دهد، که اکنون حاوی صدها مخزن پسماند با پرتوزایی سطح پایین، از نوعی که در شکل ۱۵-۴ توصیف شده می‌باشد، به‌علاوه گودال‌های قدیمی‌تری که در آنها پسماند به‌طور مستقیم دفن گردیده‌اند. این گودال‌ها نهایتاً آن‌طور که در شکل ۱۹-۲ شرح داده شده، با خاک و پوشش گیاهی پوشانده خواهند شد.

دفن/ انبارش در پسمان‌گور عمیق، محتمل‌ترین گزینه برای پسماند با پرتوزایی سطح بالا، سوخت‌های هسته‌ای مصرف شده، چشمه‌های پرتوزای مصرف شده و پسماندهای دارای عمر طولانی سطح پایین و متوسط است. سه راهکار اساسی دفن در پسمان‌گور عمیق شامل دفن مرطوب، دفن به‌صورت خشک و دفن در عمق زیاد است. گزینه دفن به‌صورت مرطوب، در یک

¹. Drigg

پسمان‌گور طراحی و حفر شده در عمقی در حدود ۵۰۰ m واقع است، بنابراین احتمال دخول آب و اشباع شدن از آن اجتناب‌ناپذیر خواهد بود. انواع مختلفی از سنگ میزبان مطرح است که عمدتاً توسط زمین‌شناسی محلی تعیین می‌گردد، که شامل صخره سخت (برای مثال گرانیت، در روش سوئدی SKB-۳، شکل ۴-۱۹) و صخره‌های نرم (برای مثال سنگ‌های رسی و خاک رس در بلژیک) است.

راهکار پسمان‌گور طراحی و حفر شده خشک در آمریکا مورد توجه است که شامل پسمان‌گور خشک و بلند (کوه یوکا، نوادا)^۱ و پسمان‌گور کم عمق و خشک (طرح صنعتی منزوی‌سازی پسماند در نمک در کارلسبد^۲، نیومکزیکو، شکل ۵-۱۹) می‌باشد.



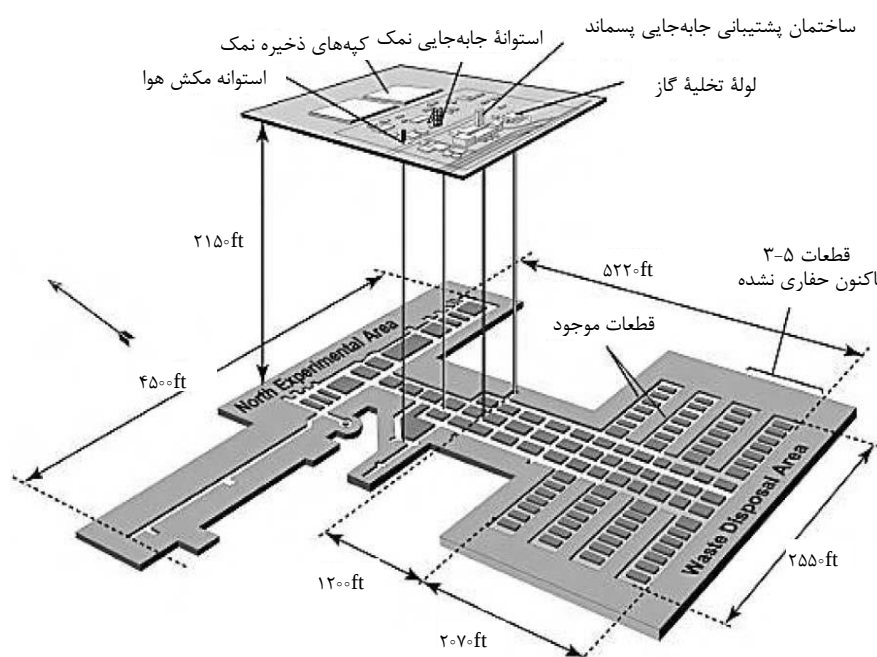
شکل ۴-۱۹. طرحی از یک پسمان‌گور عمیق. با اجازه ال. ورمی^۳، SKB، سوئد.

^۱. Yucca Mountain, Nevada

^۲. Carlsbad, New Mexico

^۳. L.Werme

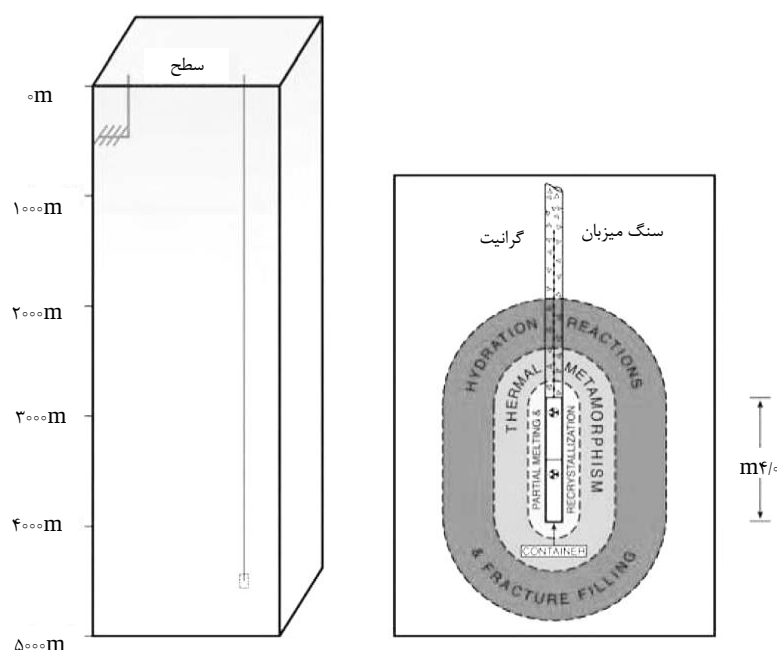
راهکار دیگر، دفن (دائمی) در عمق خیلی زیاد است. در این شیوه پسماند در اعماق ۳ km یا بیشتر قرار می‌گیرد و هرگونه انتقال هسته‌های پرتوزا از طریق ژئوسفر فوق‌العاده محدود است. به‌علاوه این پسمان‌گور چنانچه در صخره مناسب (گرانیت) واقع باشد، گرمای ایجاد شده در اثر پرتوزایی از پسماند با پرتوزایی سطح بالا می‌تواند سبب واکنش با صخره‌های محیطی شده و منجر به ایجاد تابوتی آهکی یا گرانیتی گردد که پسماند را برای همیشه مهر و موم می‌سازد (شکل ۱۹-۶).



شکل ۱۹-۵. تأسیسات منزوی‌سازی پسماند در کارلسبد، امریکا که از سال ۱۹۹۹ فعال گردید.

لازم است که زمان ماند برای پسماند با پرتوزایی سطح بالا، سوخت هسته‌ای مصرف شده و چشمه‌های پرتوزای مصرف شده در چنین تأسیسات پسمان‌گور یا دفن، به‌علت غلظت اولیه خیلی بالاتر هسته‌های پرتوزا، طولانی‌تر باشد. به‌علاوه این پسماندها ممکن است دارای مقادیر بزرگی از هسته‌های پرتوزا با نیمه‌عمرهای طولانی‌تر $T_{1/2,i}$ و $C_{ex,i}$ کمتر باشند. برای مثال، ^{237}Np دارای نیمه‌عمری برابر با 2.1×10^6 سال و سطح معافیت پرتوی 1 Bq/g است. بنابراین پسماند حاوی ^{237}Np باید برای میلیون‌ها سال منزوی نگهداری شود. چنان مقیاس‌های زمانی، مقیاسی زمین شناختی نامیده می‌شوند زیرا آنها مشخصه تغییرات زمین شناختی بر روی زمین هستند. طی

دوره‌های زمین‌شناختی، عدم اطمینان‌ها در محیط و سیر تحول سامانه موانع طراحی شده تحت شرایط نزدیک سطحی، به‌طور غیر قابل قبولی زیاد شد. بنابراین برای پسماند با پرتوزایی سطح بالا، سوخت هسته‌ای مصرف شده، چشمه‌های پرتوزای مصرف شده و پسماند دارای عمر طولانی، دفن در پسمان‌گور عمیق تنها گزینه قابل قبول است. جدول ۱۹-۱ خصوصیات و محدودیت‌های بعضی گزینه‌های در دسترس را به‌طور مختصر بیان می‌کند.



شکل ۱۹-۶. راهکار دفن در گمانه دمای بالای خیلی عمیق (اهداء اف جی اف گیپ، ISL، دانشگاه شفیلد).

براساس ارزیابی‌های عمومی، گزینه‌های جایگزین دفن مثل دفن در امتداد نواحی مرز صفحات تکتونیک زمین، یا در کوه‌های یخی اقیانوس منجمد/گرینلند، یا در خارج از جو رد شده‌اند. در حال حاضر دفن بسته‌های پسماند در پسمان‌گور عمیق در رسوبات غنی از خاک رس زیر کف اقیانوس، علیرغم نتایج فوق‌العاده امید بخش مطالعات بین‌المللی انجام شده در سال‌های دهه ۱۹۸۰، گزینه‌ای عملی برای دفن تلقی نمی‌شود و به‌وسیله معاهده لندن منع شده است.

جدول ۱۹-۱. خصوصیات و محدودیت‌های بعضی گزینه‌های دفن/انبارش.

گزینه دفن	خصوصیات	محدودیت‌ها
نزدیک به سطح بدون سامانه‌های موانع طراحی شده	گودال‌های حفر شده پوشیده با لایه‌ای از خاک. ساده و ارزان	مناسب فقط برای پسماند دارای عمر کوتاه و پسماند پرتوزای سطح پایین، فرسایش، نفوذ، و تراوش آب باران ممکن است بر عملکرد آن اثر بگذارد.
نزدیک به سطح با سامانه‌های موانع طراحی شده	رویکرد چند لایه برای بالا بردن ایمنی دفن. مناسب برای پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط. تجربه کار طولانی	مقدار محدودی پسماند دارای عمر طولانی. فرسایش، نفوذ، و تراوش آب باران ممکن است بر عملکرد آن اثر کند.
گمانه و گودال‌ها در عمق متوسط	عمق برای حذف خطر فرسایش، نفوذ و تراوش آب باران کافی است. امکان استفاده از گودال‌های غیر قابل استفاده و معادن موجود. ساده و ارزان (گمانه‌ها).	موانع زمینی وابسته به محل است.
دفن عمیق (شامل گمانه)	مناسب برای همه رده‌های پسماند. محدودیت فزاینده.	سایت وابسته به سازندهای زمین شناختی است. هزینه بالا. فن‌آوری پیچیده. ایمنی زیاد و نیاز به تجزیه تحلیل اجرا.

۱۹-۵ نقش سامانه موانع طراحی شده

نقش سامانه موانع طراحی شده در سامانه دفن/انبارش، اطمینان از محدود بودن کامل هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه است. بنابراین در یک پسمان‌گور نزدیک به سطح، سامانه موانع طراحی شده مهمترین دیواره محافظ محیط‌زیست و انسان‌ها است. فرم‌های پسماند نظیر سیمان، قیر و شیشه، هسته‌های پرتوزا را در بر گرفته و به مقدار قابل توجهی رهاسازی هسته پرتوزا به وسیله فروشویی با آب زیر زمینی را محدود می‌سازند. مواد پرکننده نباید با مخزن پسماند (معمولاً فلز) واکنش کنند و لازم است در رهاسازی هسته پرتوزا به محیط‌زیست تأخیر ایجاد نمایند. مخزن، علاوه بر اینکه مانع از فرار هسته‌های پرتوزا می‌شود همچنین جابه‌جایی پسماند را تسهیل می‌کند. در یک سامانه دفن در پسمان‌گور عمیق/انبارش، موانع طراحی شده و طبیعی قادرند هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه و با پرتوزایی سطح بالا را به‌طور کامل و تا وقتی که پرتوزایی آنها تا سطوح ناچیزی واپاشی نماید در خود نگه دارند. این دوره می‌تواند در حد چند صد سال تا چند هزار سال باشد. اتفاق نظر گسترده‌ای بر این امر وجود دارد که اکثر شیوه‌های مبتنی بر انبارش پسماند، نمی‌تواند دلالت بر حفظ کامل همه هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی موجود در آنها

نماید. بنابراین پسمان‌گورهای عمیق عمدتاً از جنبه زمین‌شناختی بر سازندهای پایدار متکی هستند. با این وصف، در برخی از تأسیسات دفن/انبارش پسماند (فنلاند، ژاپن، سوئد و ایالات متحده آمریکا) سامانه موانع طراحی شده نقش اصلی را در تأمین کارایی لازم برای دفن در پسمان‌گور عمیق/انبارش پسماند ایفاء می‌کند. جدول ۱۹-۲ اجزای اصلی سامانه موانع طراحی شده در بعضی سامانه‌های زمین‌شناختی را ارائه می‌دهد در حالی که جدول ۱۹-۳ اطلاعاتی در مورد کارکرد و طول عمر قابل انتظار آنها را نشان می‌دهد.

پرکننده، برای پرکردن حجم فضاهای خالی در یک پسمان‌گور و به منظور محدودسازی دخول آب و تثبیت سامانه دفن/انبارش مورد استفاده قرار می‌گیرد. زهکشی پرکننده با موادی که آب اطراف پسمان‌گور را جابه‌جا خواهد نمود نیز به‌طور معقولی در نظر گرفته می‌شود. بعضی از مواد پرکننده احتمالاً حاوی افزودنی‌های عمدی ذرات اکسید یا سیلیکات با پراکندگی مناسب است که ترجیحاً برای جذب در نظر گرفته شده است تا از رهاسازی هر گونه هسته پرتوزایی که در هزاره‌های بعدی نشت می‌کند، جلوگیری نماید.

جدول ۱۹-۲. اجزای سازنده سامانه موانع طراحی شده تأسیسات دفن در پسمان‌گور عمیق/انبارش برنامه‌ریزی شده یا واقعی.

کشور	پسماند	بافت	مخزن	پرکننده	انواع دیگر
بلژیک	HLW ^۱	شیشه	فولاد ضد زنگ	خاک رس، بنتونیت شن کوارتز، گرافیت	لوله دفن، روکش تونل
	SNF ^۲	-	-	-	-
کانادا	SNF		فولاد کربنی، مس	بنتونیت، شن، خاک رس، خرده سنگ	آببندکننده ^۳ تونل و ستون
جمهوری چک	ILW ^۱	بتن	فولاد	بنتونیت	آببندکننده خاک
	HLW	شیشه	-	-	-
	SNF	-	-	-	-
فنلاند	SNF	-	مس، آهن	بنتونیت، سنگ میزبان خردشده	بنتونیت، بتن
فرانسه	ILW	گوناگون	فولاد ضد زنگ، بتن	روکش بتن	بنتونیت، بتن

^۱. High level waste

^۲. Spent nuclear fuel

^۳. Seals

کشور	پسماند	بافت	مخزن	پرکننده	انواع دیگر
	HLW	شیشه	فولاد ضدزنگ، فولاد	بنتونیت	بنتونیت، آب‌بندکننده بتن ^۱
	SNF	-	فولاد ضدزنگ	بنتونیت، لوله دور ریز	آب‌بندکننده بنتونیت
آلمان	LILW, SRS ^۱	نه به فرم EBS	نه به فرم EBS	بتن نمک	آب‌بند (مورسلین)،
ژاپن	HLW	شیشه	فولاد کربنی	بنتونیت، شن	آب‌بند تونل و ملاط
کره	SNF	-	فولاد، مس	بنتونیت، شن	-
روسیه	HLW	شیشه	فولاد ضدزنگ	بنتونیت، بتن	بنتونیت، بتن
اسپانیا	SNF	-	فولاد کربنی	بنتونیت	بتن، بنتونیت
سوئد	SNF	-	مس، آهن	بنتونیت	پرکننده تونل
سوئیس	HLW	شیشه	فولاد	بنتونیت	-
بریتانیا	LILW	سیمان	فولاد، بتن	مبتنی بر سیمان	آب‌بند
امریکا	TRU/ ^۲ WIP	گوناگون	فولاد ^۳	MgO	-
	SNF/ ^۴ YMP		فولاد ضدزنگ، آلیاژ پایه نیکلی	-	بتن، آب‌بند ستون
	HLW/YMP	شیشه	-		-

(TRU) پسماند عناصر ترانس اورانیوم، (WIP) واحد صنعتی منزوی‌سازی پسماند،

(YMP) تأسیسات کوهستان یوکا

جدول ۱۹-۳. نقش بافت و مخزن به‌عنوان سامانه موانع طراحی شده.

کشور	نقش بافت	نقش مخزن
بلژیک	۱۰،۰۰۰ سال مقاومت در برابر فروشویی	تسهیل کردن جابه‌جایی
کانادا	۱۰،۰۰۰ سال پایداری هسته پرتوزا	۱۰۰،۰۰۰ سال محدودسازی
جمهوری چک	۱۰،۰۰۰ سال پایداری هسته پرتوزا	۵۰۰-۱۰۰۰ سال محدودسازی
فنلاند	سرعت کم رهاسازی	۱۰۰،۰۰۰ سال محدودسازی

^۱ آب‌بندکننده بتن (Concrete Seal) یک بتونه شفاف، مقاوم و بادوام است که برای محافظت از سطوح بتنی به‌کار می‌رود. این ماده با نفوذ در بتن، تشکیل پوششی مقاوم می‌دهد که باعث دفع آب، روغن، گریس و غیره می‌شود.

^۲ Waste Isolation Pilot Plant

^۳ Transuranic waste

^۴ Yucca Mountain Plant

کشور	نقش بافت	نقش مخزن
فرانسه	۱۰۰,۰۰۰ سال مقاومت	تسهیل جابه‌جایی
آلمان (مورسلین)	جزیی از EBS نیست	جزیی از EBS نیست
ژاپن	بیشتر از ده هزار سال محدودسازی و رهاسازی آهسته	۱۰,۰۰۰ سال محدودسازی، ایجاد شرایط کاهنده
کره	مقاومت در برابر فروشویی	۱۰۰۰ سال محدودسازی
اسپانیا	سرعت کم رهاسازی	۱۰۰۰ سال محدودسازی
سوئد (KBS-۳)	سرعت کم رهاسازی	۱,۰۰۰,۰۰۰ سال منزوی‌سازی
سوئیس	۱۵۰,۰۰۰ سال رهاسازی کم	محدودسازی کامل اولیه
بریتانیا/نیپرس	۳۰۰-۵۰۰ سال رهاسازی محدود	۵۰۰-۳۰۰ سال یکپارچگی فیزیکی، رهاسازی محدود
امریکا	WIPP: جزیی از EBS نیست؛ YMP: کاهش سرعت رهاسازی	WIPP: جزیی از EBS نیست؛ YMP: بیشتر از ده هزار سال مقاومت در برابر خوردگی

۱۹-۶ اهمیت زمین شناسی

سازند زمین شناختی (صخره میزبان) که در آن پسماند جای می‌گیرد، مانع منزوی‌سازی مهمی را در یک پسمان‌گور تشکیل می‌دهد. لازم است که تشکیلات زمین شناختی انتخاب شده برای جانمایی پسمان‌گورهای پسماند هسته‌ای، در منزوی‌سازی پسماند و محدود کردن رهاسازی هسته‌های پرتوزا مشارکت نمایند تا اثرات معکوس بالقوه بر محیط‌زیست به حداقل برسد. فاکتورهایی که در انتخاب سازندهای زمین شناختی مناسب در نظر گرفته می‌شوند عبارتند از:

۱. **پایداری:** انتظار می‌رود که محل مورد نظر دارای زمین شناسی پایدار همراه با قابلیت پیش‌بینی کلی سیر تحول محل مورد نظر باشد.

۲. **بررسی قابل قبول آب‌های زیرزمینی:** تماس محدود بین پسماند و آب زیرزمینی برای به حداقل رسانی تحرک و انتقال هسته‌های پرتوزا ارجحیت دارد.

۳. **ژئوشیمی مناسب:** مشخصاتی که عامل بالقوه مهاجرت هسته پرتوزا را به حداقل می‌رسانند، مثل شرایط کاهنده (جدول ۳-۲ را ببینید).

۴. **لرزش کم:** عامل بالقوه زلزله برای تأثیر بر محل باید در نظر گرفته شود.

شاید برای دفن در پسمان‌گور عمیق پسماند پرتوزا، سازند زمین شناختی قابل اطمینان‌ترین و اساسی‌ترین مانع باشد. برای مثال، محل‌های دفن مورسلین (آلمان) و تأسیسات منزوی‌سازی پسماند (ایالات متحده آمریکا) به‌خاطر سامانه موانع طراحی شده اهمیت ندارند بلکه بر ویژگی‌های

منزوی‌سازی سازند زمین شناختی متکی هستند. جدول ۱۹-۴ نمونه‌هایی از تشکیلات زمین شناختی منتخب یا مطرح شده برای دفن در پسمان‌گور عمیق پسماندهای هسته‌ای را ارائه می‌دهد.

جدول ۱۹-۴. تشکیلات زمین شناختی برای دفن زیر زمینی عمیق پسماند هسته‌ای.

کشور	مکانیسم انتقال هسته پرتوزا	مشخصات سنگ	سنگ میزبان
کانادا، چین، فنلاند روسیه، سوئد	حرکت افقی و مقداری نفوذ	شکستگی، جریان آب زیرزمینی در شکستگی‌های باز	گرانیت، گنیس
آلمان، امریکا (WIPP)	عدم جابه‌جایی	بدون شکستگی باز، بدون آب زیرزمینی	بستر نمکی گنبد
امریکا (YMP) بریتانیا	آب نفوذی	شکستگی‌ها و منافذ، اشباع نشده	خاکستر آشفشانی و گدازه
بلژیک، مجارستان فرانسه، روسیه، سوئیس	نفوذ	بدون شکستگی باز، آب منفذی ایستا	خاک رس و شن و گل سخت شده، پلاستیک

۱۹-۷ انتقال هسته‌های پرتوزا

یکی از مهمترین پارامترها (در بخش ۱۹-۶ قسمت ۲ اشاره شد)، سرعت جریان/قابلیت عبوردهی آب از میان/اطراف پسمان‌گور است که حتی الامکان باید پایین باشد. برای این مورد درجه‌ای از پایداری قابل پیش‌بینی مثلاً برحسب تغییر آب و هوای ناشی از گرمایش زمین، اهمیت دارد. محتمل‌ترین منبع ورود مجدد هسته پرتوزا به بیوسفر از طریق آب است. جابه‌جایی زیرسطحی آلاینده‌های آبی، موضوع تحقیق گسترده واقع شده که ناشی از علاقه قابل درک عمومی در حفاظت از منابع آبی است. سرعت درون شبکه‌ای آب در محیط متخلخل، v (cm/s)، با شیب هد هیدرولیک^۱ ∇H (cm/cm)، ضریب هدایت هیدرولیک (یا نفوذپذیری) K (cm/s) و تخلخل مؤثر n_e محیط، مطابق با قانون دارسی^۲ تعیین می‌شود:

$$v = -\frac{K}{n_e} \nabla H \quad (۱۹-۲)$$

^۱ Gradient of hydrolic head

^۲ Darcy

هرچه هدایت آب بیشتر و تخلخل سنگ کمتر باشد، سرعت درون شبکه‌ای آب در سنگ بیشتر است. شکل ۷-۱۹ هدایت کلی آب در خاک‌ها و صخره‌ها را شرح می‌دهد. مهم است توجه داشته باشیم که مثلاً در گرانیات و بازالت و اکثر سنگ‌های دگرگونی، هدایت هیدرولیکی (سنگ واقعی) خیلی کم است. با این وجود، به علت اینکه آنها تمایل به گذر از ترک‌ها و شیارها دارند، هدایت توده‌ای یک حجم معین از سنگ، به علت جریان آب از میان شکاف‌ها خیلی بزرگ‌تر است. خاک‌های رسی و سنگ‌های رسی دارای مزیت هدایت آب خیلی کمی بوده و قادرند به‌طور قابل ملاحظه‌ای در انتقال آب وقفه ایجاد کنند. انتقال آلاینده‌ها در محیط متخلخل، با معادله ضریب پخش برای غلظت اجزای مشخص C_i توصیف می‌شود:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \frac{1}{B_i} \frac{\partial}{\partial x_m} D_{m,n} \frac{\partial C_i}{\partial x_n} - \frac{1}{B_i} v_m \frac{\partial C_i}{\partial x_m} - \lambda_i C_i + \lambda_{s,i} C_s \quad (3-19)$$

که n, m مربوط به سه مختصه دکارتی بوده و وقتی تکرار شوند جمع می‌گردند. در اینجا D ضریب پراکندگی انتقالی است که عملاً همواره فرض می‌شود که محور اصلی آن هم تراز با جهت سرعت آب v باشد. λ_i ثابت واپاشی و $\lambda_{s,i}$ سرعت تولید نوکلید i از واپاشی نوکلید s است. فاکتور تأخیر B_i اجزای جذب شده بر سنگ برابر است با:

$$B_i = 1 + \frac{\rho_b K_{d,i}}{n_e} \quad (4-19)$$

که ρ_b چگالی کلی سنگ (g/cm^3)، و $K_{d,i}$ ضریب توزیع اجزای i (cm^3/g)، و تخلخل مؤثر n_e مقدار حجمی آب در سنگ (cm^3/cm^3) را نشان می‌دهد. همان‌طور که اکثر هسته‌های پرتوزا میل جذبی نسبتاً بالایی برای بعضی مواد خاک‌ها و سنگ‌ها دارند (فصل ۱۰ و ۱۱ را ببینید) آنها نسبت به آب زیرزمینی کندتر جابه‌جا می‌شوند. میزان تأخیر آلاینده جلویی با B_i معین می‌شود، بنابراین هرچه $K_{d,i}$ بزرگ‌تر باشد، آلاینده آهسته‌تر حرکت می‌کند.

درجه هدایت	خیلی پایین	پایین	متوسط	بالا	خیلی بالا							
هدایت Cm/s	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-1}	۱	۱۰	۱۰۰
نوع سنگ	← سنگ رسی ←											
	← ماسه سنگ ← خرد شده ←											
	→ خرد نشده ← سنگ آهک و دولومیت ← حفره‌های محلول ←											
	← سنگ‌های آذرین به استثناء بازالت ← خرد شده ←											
	← متراکم ← بازالت ← غارمانند، خرد شده ←											
	← سنگ دگرگونی ← فرسوده ←											
نوع خاک	← نمک رسوب شده ←											
	← گرانیت ← فرسایش یافته ←											
نوع خاک	رس همگن زیر ناحیه هوازدگی											
	ماسه خیلی ریز، گل و لای ماسه، مخلوط گل و لای و رس آبرفت یخچالی، رس											
نوع خاک	ماسه ماسه و ریگ مخلوط											
	ریگ											

شکل ۱۹-۷. هدایت توده آب خاک و سنگ در 20°C .

جدول ۱۹-۵ قابلیت‌های جذبی بعضی سنگ‌های میزبان بالقوه را ارائه می‌دهد و نشان دهنده ظرفیت‌های نگهداری بالای سازندهای رسی، و نیز قابلیت‌های به‌سازی ذاتی و نفوذپذیری خیلی کم آب در آن است. این مشخصات، سازندهای خاک رس را جزء مهم‌ترین سنگ‌های میزبان برای دفن در پسمان‌گور عمیق می‌کند.

جدول ۱۹-۵. ضرایب توزیع متوسط عناصر در بعضی مواد در 22°C .

$K_{di}(\text{cm}^2/\text{g})$									ماده
Am	Pu	U (VI)	Eu	Ce	Ba	Cs	Tc (VII)	Sr	
۲۶۰۰	۱۳۰۰	۹	۹۶۰	۷۴۰	۱۶۰	۴۴۰	<۸۰	۲۰	کوارتز مونازیت
			$>5 \times 10^4$	$>4 \times 10^4$	۱۹۰۰	۲۵۰۰	<۴۰	۱۳۰	خاک رس لایه لایه

$K_{di}(\text{cm}^2/\text{g})$									ماده
Am	Pu	U (VI)	Eu	Ce	Ba	Cs	Tc (VII)	Sr	
	>1000	۱۰	$>2 \times 10^4$	$>2 \times 10^4$	۵۰۰۰	۷۰۰۰		۲۰۰	آبرفت
۱۷۰	۱۷۰		۳۰	۴۰	۵۰۰۰	1.5×10^4		1.3×10^4	توف ^۱ شیشه شده
۱۱۰	۱۱۰		۹۰	۸۰	۴۰۰	۱۲۰		۶۰	توف شیشه زدایی شده
۵۹۰	۲۸۰		۶۰۰۰		۷۵۰	۶۰۰		۲۴۰	توف+ زئولیت

۱۹-۸ تجربه دفن/انبارش

در حال حاضر تجربه شایانی در دفن و انبارش پسماند پرتوزا در حال گردآوری است. محل‌های دفن برای محدوده پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط، شامل تأسیسات نزدیک سطحی تا مکان‌های طراحی و ساخته شده دفن در پسمان‌گور عمیق می‌باشند. در حال حاضر بیش از ۱۰۰ مورد تأسیسات دفن/انبارش پسماند با پرتوزایی سطح پایین و متوسط در حال کار هستند، یا اینکه قبلاً فعالیت داشته‌اند و بیش از ۴۲ پسمان‌گور در مرحله توسعه قرار دارند. طی ۵۰ سال گذشته راهکارهای دفن پسماند پرتوزا به میزان قابل ملاحظه‌ای توسعه یافته‌اند که اکثر این تجارب برای تأسیسات نزدیک به سطح حاصل شده‌اند. درس‌های آموخته شده از تجربه اجرای دفن پسماند، منجر به توسعه و پذیرش راهکارهای پیشرفته دفن/انبارش و فن‌آوری‌های به‌کار رفته در تأسیسات نزدیک سطحی در حال کار مانند دوکووانی^۲ در جمهوری چک، مرکز اوب^۳ در فرانسه، روکاشو-مورا^۴ در ژاپن، والپوتس^۵ در آفریقای جنوبی، الکابریل در اسپانیا، دریگ در بریتانیا (شکل ۱۹-۲)، و برانول و ریچلند^۶ در آمریکا شده‌اند. جدول ۱۹-۶، داده‌هایی در مورد این تأسیسات را ارائه می‌دهد.

^۱. سنگ آتشفشانی ساخته شده از خاکستر (Tuff).

^۲. Dukovany

^۳. Centre de l'Aube

^۴. Rokkasho-mura

^۵. Vaalputs

^۶. Barnwell and Richland

جدول ۱۹-۶. وضعیت بعضی تأسیسات نزدیک سطحی پسماندهای با پرتوزایی سطح پایین.

پسمان‌گور، کشور	نوع	دوره کاری	ظرفیت (m ^۳)
دوکووانی، جمهوری چک	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۹۵	۵,۵۲×۱۰ ^۴
مرکز اوب، فرانسه	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۹۲	۱×۱۰ ^۶
روکاشو، ژاپن	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۹۲	۴×۱۰ ^۴
سیا رادون، روسیه	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۶۱	۱,۹×۱۰ ^۵
ال-کابرل، اسپانیا	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۹۲	۵×۱۰ ^۴
دریگ، بریتانیا	ساخته شده در نزدیک سطح زمین	از ۱۹۵۹	۱,۸×۱۰ ^۶

در مورد توسعه و اعتبار پسمان‌گورهای عمیق برای پسماند با پرتوزایی سطح بالا و دارای عمر طولانی، پیشرفت مهمی به‌دست آمده است. استفاده از شیشه‌ای کردن برای تبدیل دوغاب‌های ناپایدار مایع و لجن‌ها به جامدات پایدار، ایمنی نگهداری موقتی را افزایش داده است، بنابراین مجالی فراهم می‌کند تا توافق نظر بهبود یافته‌ای برای موضوعات مربوط به دفن این پسماند فراهم شود. پسمان‌گور پسماند عناصر ترانس اورانیوم تأسیسات جداسازی پسماند در امریکا تأیید شده و از سال ۱۹۹۹ شروع به کار کرده است. تقریباً ۲۰,۰۰۰ بشکه پسماند حاوی عناصر ترانس اورانیوم، قبلاً در آنجا دفن شده بود. تأسیسات انبارش کوه یوکا در امریکا به‌عنوان مکانی مستعد به‌عنوان پسمان‌گور پسماند با پرتوزایی سطح بالا مورد نظر است و ساخت آن برای سال ۲۰۰۸ طرح‌ریزی شده و پیش‌بینی شده است که اولین جایگزینی پسماندها در سال ۲۰۱۰ رخ دهد هر چند که بروز وقفه‌هایی به‌نظر اجتناب ناپذیر می‌آید.

۱۹-۹ معیارهای پذیرش

پسماند پذیرفته شده برای دفن در یک تأسیسات دفن باید مطابق با معیارهایی باشد که سازگار با موارد عملیاتی و ایمنی پس از خاتمه عملیات است. معیارهای پذیرش تأسیسات دفن، مخصوص آن محل است. نیاز عمومی این است که پسماند باید به فرمی جامد با خواص شیمیایی و فیزیکی پایدار بوده و سازگار با موانع ساخته شده و طبیعی باشد. معیارهای پذیرش پسماند، معمولاً هسته‌های پرتوزا و حدود پرتوزایی آنها و بافت پسماند یا لزوم محصورسازی آن و خصوصیات مخزن را مشخص می‌کند. جدول ۱۹-۷ نمونه‌ای از بعضی معیارهای پذیرش پسماند برای پسمان‌گور تأسیسات جداسازی پسماند در امریکا را ارائه می‌کند.

جدول ۱۹-۷. بعضی معیارهای اصلی پذیرش برای پسمان‌گور تأسیسات جداسازی پسماند، امریکا.

عامل	حدود پذیرش
مخزن	نوع A
تهویه مخزن	با فیلتر جذب کننده ذرات با کارایی بالا صاف شده باشد
تثبیت	باید تثبیت شده باشد: ذرات با قطر $< 10 \mu\text{m}$ ۱٪ وزنی > ذرات با قطر $< 200 \mu\text{m}$ ۱۵٪ وزنی >
مایعات	۱٪ حجمی مخزن <
مواد: خورنده، سوختنی، واکنش پذیر، آتش‌زا و منفجره؛ گازهای فشرده	ممنوع شده
هیدروژن و دیگر گازهای منفجره	$< 5\%$ حد پایین‌تر انفجار طی نگهداری و حمل و نقل
پرتوزایی ویژه	100 nCi/g برای عناصر با عدد اتمی بزرگ‌تر از اورانیوم <
مواد شکافت پذیر	200 هم ارز گرم ^{239}Pu شکافت پذیر بر بشکه 208 L <
نرخ دز سطحی	تماس با بشکه‌های جابه‌جا شده: 2 mSv/h در سطح < و 1 Sv/h در 2 m ؛ به علاوه نیازمند بسته‌بندی در بشکه انتقال از راه دور است
سازگاری	مواد شیمیایی ناسازگار منع شده است
برچسب گذاری	مورد نیاز است

چالش فنی مهم یک تأسیسات دفن پسماند، حفظ و نگهداری اطلاعات (سوابق) است. داده‌های مربوط به پسماندهای دفن شده، مؤلفه اصلی ایمنی کلی هستند. لازم است این داده‌ها به شکلی قابل بازیافت و قابل درک برای هزاره‌های آینده نگهداری شوند.

مراجع

- Allan, C. J., & McMurry, J. (1995). Disposal concepts and disposal alternatives. TECDOC-853, IAEA, Vienna, pp. 191–205.
- Arustamov, A. E., Ojovan, M. I., & Kashcheev, V. A. (1990). Experience in constructing repositories of radioactive waste. Moscow: CNIIAtominform.
- Batandjieva, B., & Metcalf, P. (2003). Borehole disposal of disused sealed sources and other radioactive waste. Proc. First All African IRPA Regional Radiation Protection Congress, 5–8 May 2003, Muldersdrift, Gauteng, South Africa.
- Byalko, A. V. (1994). Nuclear Waste Disposal: Geophysical Safety. London: CRC Press.
- Chapman, N., & Gibb, F. (2003). A truly final waste management solution. Radwaste Solutions, July/August, pp. 26–37.
- Chapman, N., & McCombie, C. (2003). Principles and Standards for the Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes. Amsterdam: Elsevier.
- Chapman, N. A., & McKinley, I. G. (1987). The Geological Disposal of Radioactive Waste. New York: John Wiley & Sons.
- D'Allessandro, M., & Bonne, A. (1981). Radioactive Waste Disposal into a Plastic Clay Formation. Brussels and Luxemburg: Harwood Academic Publishers.
- Dayal, R. (2004). Disposal options for disused radioactive sources. Proc. Int. Conf. WM'04, Tucson, Arizona, USA, 4013.pdf.
- Gibb, F.G.F. (2000). A new scheme for the very deep geological disposal of high-level radioactive waste. J. Geolog. Soc. London, 157, 27–36.
- Han, K. W., Heinonen, J., & Bonne, A. (1997). Radioactive waste disposal: Global experience and challenges. IAEA Bulletin, 39(1), 33–41.
- IAEA. (1992). Review of available options for low level radioactive waste disposal. TECDOC-661, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1994). Reference design for a centralised waste processing and storage facility. TECDOC-776, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1996). Application of quality assurance to radioactive waste disposal facilities. TECDOC-895, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1996). Requirements and methods for low and intermediate level waste package acceptability. TECDOC-864, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). Procedures and techniques for closure of near surface disposal facilities for radioactive waste. TECDOC-1260, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Determining the suitability of materials for disposal at sea under the London convention 1972: A radiological assessment procedure. TECDOC-1375, IAEA, Vienna.

- IAEA. (2003). Safety considerations in the disposal of disused sealed radioactive sources in borehole facilities. TECDOC-1368, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Safety indicators for the safety assessment of radioactive waste disposal. TECDOC-1372, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Scientific and technical basis for geological disposal of radioactive wastes. TRS-413, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Scientific and technical basis for near-surface disposal of low and intermediate level waste. TRS-412, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Consideration in the development of near surface repositories for radioactive wastes. TRS-417, IAEA, Vienna.
- Kerry Rowe, R., Quigley, R. M., & Booker, J. R. (1995). Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities. London: E&FN Spon.
- Koplik, C. M., Kaplan, M. F., & Ross, B. (1982). The safety of repositories for radioactive wastes. Review of Modern Physics, 54, 269–312.
- McKinley, I., Kawamura, H., Neall, F. B., & Ando, K. (2001). Repository design optimization for long-lived ILW. Materials Research Society Symposium Proceedings, 663, 8.
- Miller, W., Alexander, R., Chapman, N., McKinley, I., & Smellie, J. (1994). Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Wastes. Amsterdam: Elsevier.
- NEA Nuclear Energy Agency of OECD. (1998). Update on waste management policies and programmes. Nuclear Waste Bulletin #13, NEA, December.
- OECD. (2003). Engineered barrier systems and the safety of deep geological repositories (Report EUR 19964 EN). Issy-les-Moulineaux: OECD.
- Ojovan, M.I., Gibb, F.G.F. (2005). Feasibility of very deep self-disposal for sealed radioactive sources. Proc. WM'05 Conference. 5072 pdf.
- Push, R. (1994). Waste Disposal in Rock, Amsterdam: Elsevier.
- Sahimi, M. (1993). Flow phenomena in rocks: From continuum models to fractals, percolation, cellular automata, and simulated annealing. Review of Modern Physics, 65, 1393–1534.
- Savage, D. (1995). The Scientific and Regulatory Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste. Wiley London.
- Stefanova, I. (2003). Disposal of low and intermediate level waste. Termit 97, Sofia.

فصل بیستم

ارزیابی عملکرد

۲۰-۱ ایمنی و ارزیابی عملکرد

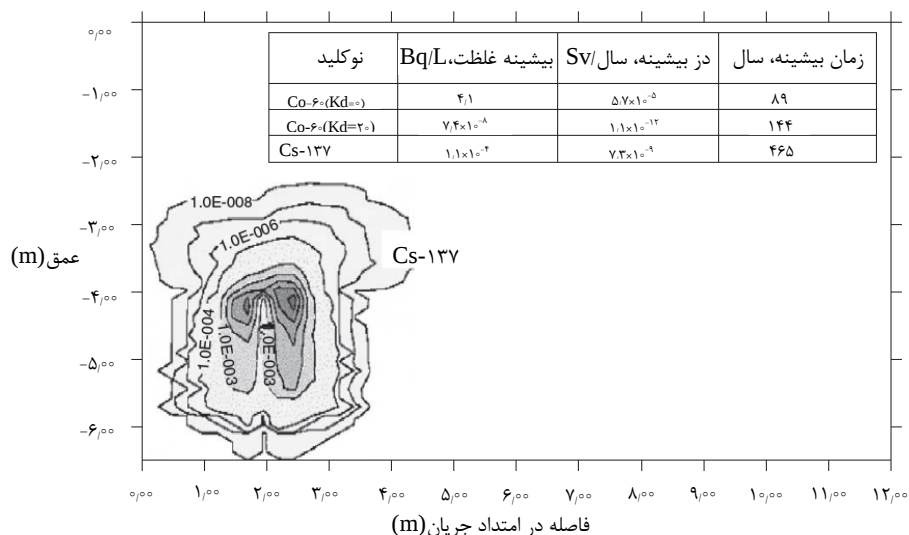
ارزیابی نهایی هر شیوه مدیریت پسماند با استفاده از ارزیابی ایمنی و ارزیابی عملکرد آن انجام می‌شود. ارزیابی ایمنی دفن پسماند هسته‌ای، عملکرد پسمان‌گور و تأثیر رادیولوژیکی آن را بر محیط‌زیست و انسان‌ها مشخص می‌کند. نتایج ارزیابی ایمنی در ارائه داده‌ها یا با استانداردهای ایمنی مقبولیت دارد یا اینکه رویکرد ارائه شده پذیرفتنی نیست. ارزیابی عملکرد، داده‌هایی را در مورد کارکرد همه زیر مجموعه‌های پسمان‌گور و خود پسمان‌گور مهیا می‌کند. ارزیابی عملکرد، داده‌هایی را نتیجه می‌دهد که برای توسعه ایمنی کلی و نمایش مقبولیت با استانداردهای ایمنی و اهداف اجرا مورد استفاده قرار می‌گیرد. ارزیابی عملکرد شامل توسعه سناریو و محاسبات تأثیر بالقوه است. معمولاً تأثیر، به وسیله محتمل‌ترین دزهای ناشی از هسته‌های پرتوزایی که ممکن است منتشر شده و با بیوسفر برهم‌کنش نمایند، مشخص می‌شود. سناریوهای در نظر گرفته شده محدود به محتمل‌ترین آنها نیست بلکه شامل وقایع استثنایی نیز می‌شود. الگوهای ریاضی، اجزای کلیدی ارزیابی ایمنی و ارزیابی عملکرد دفن پسماند می‌باشند. برای توصیف تحول درازمدت موانع طراحی شده و رهاسازی نهایی هسته‌های پرتوزا به آب زیرزمینی و انتقال آنها به بیوسفر، یک مجموعه الگوهای ریاضی مورد استفاده قرار می‌گیرند. تاکنون کلیه مطالعات نشان داده‌اند که دفن پسماند

پرتوزا مبتنی بر دفن در پسمان‌گور عمیق، می‌تواند ایمن بوده، و می‌توان مطمئن بود که برای صدها هزار سال منزوی‌سازی کافی از محیط‌زیست فراهم شود و پس از آن رهاسازی هسته پرتوزا در مقایسه با پرتوگیری طبیعی قابل صرف‌نظر باشد.

۲۰-۲ الزامات ایمنی

لازمه اساسی برای کلیه شیوه‌های دفن پسماند این است که مطابق با اصول آژانس بین‌المللی انرژی اتمی در مورد مدیریت پسماند پرتوزا (فصل ۸ را ببینید) باشند. کفایت ایمنی یک سامانه دفن پسماند با مقایسه نتایج ارزیابی ایمنی با معیارهای ملی مناسب که عموماً بر مبنای استانداردهای پذیرفته شده بین‌المللی مرتب شده، قضاوت می‌شوند. به‌طور کلی تأکید اصلی بر معیارهای رادیولوژیک است مانند:

۱. دزهای پرتوگیری محدود (سال/μSv) یا مخاطرات (نسبی)،
 ۲. سطوح دست یافتنی حفاظت رادیولوژیکی برای نسل‌های آینده قابل قیاس با مواردی که در حال حاضر به‌دست آمده،
 ۳. اطمینان از اینکه تأثیر افزایشی سامانه دفن، بر زمینه تابش طبیعی محدود است.
- نشریه سال ۱۹۹۸ کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی در مورد دفن پسماند پرتوزا، بر کنترل پرتوگیری عمومی از دفن پسماند از طریق بهینه‌سازی اجباری حفاظت، توصیه می‌کند. لازم است که دزهای برآورد شده و خطرات، با یک محدودیت دز کمتر از (سال/μSv) ۳/۰ یا خطر هم ارز آن مقایسه گردد. شکل ۲۰-۱، برآوردی از حداکثر غلظت هسته پرتوزا و دزی که در نتیجه رهاسازی بعد از ۱۰۰ سال، تحت شرایط بالقوه سیل در مجاورت یک گمانه پسمان‌گور چشمه پرتوزای مصرف شده حادث می‌شود را نشان می‌دهد.
- توصیه سال ۲۰۰۰ کمیسیون بین‌المللی حفاظت رادیولوژیکی برای ارزیابی هسته‌های پرتوزای دارای عمر طولانی، بین فرایندهای طبیعی مسبب رهاسازی (با محدودیت دز، سال/μSv) ۳/۰ و مواردی که به‌علت دخالت انسان پدید می‌آید فرق قائل می‌شود. اگر دز برآورد شده یک سامانه دفن پسماند کمتر از سال/μSv ۱۰ باشد پیامدهای رادیولوژیکی دخالت انسانی را می‌توان به‌طور وسیعی قابل اغماض در نظر گرفت در صورتی که ابزار مشخصی برای کاهش آنها وجود ندارد. چنانچه دزهای ارزیابی شده بزرگ‌تر از، سال/μSv ۱۰ باشد، در طراحی پسمان‌گور تجدیدنظر می‌شود تا احتمال دخالت انسانی کاهش یابد (مثلاً با استقرار پسمان‌گور در عمق زیادتر) یا اثرات آن (برای مثال با رقیق‌سازی هسته‌های پرتوزا در آب) کم شود.



شکل ۲۰-۱. غلظت هسته‌های پرتوزا (Ci/m^3) پس از ۱۰۰ سال برای یک جریان آب نفوذ کرده از طریق گمانه پسمان‌گور چشمه پرتوزای مصرف شده.

۲۰-۳ مفاد ارزیابی جامع ایمنی

ارزیابی‌های جامع ایمنی، منطق و صحت طراحی سامانه کلی دفن پسماند و طیف وسیعی از جنبه‌های گوناگون را ارائه می‌دهد که اطمینان در طراحی و جنبه‌های کمی ارزیابی تأثیر ایمنی را فراهم می‌سازد. ارزیابی جامع ایمنی معمولاً شامل تعاریف زیر است:

- توانایی طراحی برای توصیف خصوصیات ایمنی منفعل تصویب شده،
- مکانیسم‌هایی که برای مهار پسماند و منزوی‌سازی آن از محیط فراهم شده،
- اطمینان از ویژگی‌های مختلف طبیعی و مهندسی طراحی و ارزیابی عملکرد آنها.

ارزیابی جامع ایمنی شرح می‌دهد که چگونه سامانه موانع چندگانه مورد استفاده قرار می‌گیرد و چه ویژگی‌هایی موانع چندگانه یا سطوح ایمنی را مقرر می‌کند. همچنین حاشیه‌های ایمنی طرح شده در تأسیسات را توصیف می‌کند. ارزیابی عملکرد جامع پسمان‌گور (به‌عنوان بخشی از ارزیابی جامع ایمنی) شامل مقداری عدم قطعیت است. جدول ۲۰-۱ مفاد یک گزارش ارزیابی ایمنی توصیه شده توسط سازمان همکاری اقتصادی و توسعه/آژانس انرژی هسته‌ای را نشان می‌دهد.

جدول ۲۰-۱. مفاد یک ارزیابی جامع ایمنی.

عنوان	توصیف
سابقه برنامه	چشم‌انداز تاریخی، زمینه نظارتی، توصیف مختصر شیوه دفن پسماند
معیارهای نظارتی	معیارهای راهنمایی، کمی و کیفی
منظور و هدف از ارزیابی	مربوط به سابقه برنامه
توصیف سامانه در سطح مفهومی	سطح لازم ایمنی، مثل رویکرد موانع چندگانه، عملگرهای ایمنی
اظهار محدودیت‌ها	مقیاس زمانی طولانی، عدم قطعیت
رویکرد ارزیابی ایمنی	علاج عدم قطعیت، الگو با استفاده از توانایی قابل ردیابی
توصیف مفصل سامانه دفن	فرم پسماند، سامانه دیواره ساخته شده، مشخصات مکانی
تفسیر وابستگی مجموعه داده‌ها	روش‌های توصیف، استفاده از متخصصان برای درک داده‌ها
توسعه روش اجرا	روش‌شناسی، توصیف، فرضیات، توجیه
توصیف الگوها	مفهومی و ریاضی، فضایی و زمانی
نتایج و تفسیر	برای زیر سامانه‌های انفرادی و سامانه کلی، عدم قطعیت حساسیت
اعتماد در استدلال‌های کلیدی	فرایندهای کلیدی، مدل، داده‌ها و فرضیات بازبینی شده و اساس آزموده شده
مقبول با معیارهای نظارتی	مطلوبیت کلی با معیارهای نظارتی
نتایج	نمایش نواحی که توسعه بیشتر لازم است، که اهداف محقق شده است.

پیامدهای مهم عبارتند از کفایت، تناسب و اعتبار فرایند طرح شده و الگوهای استفاده شده. سطح اطمینان وابسته به ایمنی پسمان‌گور در مراحل خاص توسعه آن باید معلوم شود. هرچند که در مقیاس‌های زمانی دراز مدت، داده‌های قابل قیاس در دسترس، محدود هستند با این حال در موارد خاص می‌توان الگوها را طی مقایسه با فرایندهای مشابه طبیعی که در سامانه‌های طبیعی رخ می‌دهند آزمایش کرد. مثالی از جابه‌جایی عناصر پرتوزا را می‌توان در راکتورهای هسته‌ای طبیعی در معادن غنی از اورانیم اوکلو در گابن، آفریقا که به‌طور خودبه‌خود از ۲۰۰۰ میلیون سال پیش آغاز شده مشاهده کرد. انتقال این هسته‌های پرتوزا مطابق با پیش‌بینی‌های انجام شده در مورد ارزیابی ایمنی پسمان‌گورهای نمونه است. مثال دیگر ذخیره معدنی ۱۳۰۰ میلیون ساله اورانیم در نزدیکی دریاچه سیگر^۱ در کانادا است. این توده معدنی فوق‌العاده غنی در عمق ۴۳۰ m قرار گرفته و توسط لایه‌ای از رس به ضخامت ۳۰-۵ متر احاطه شده که معدن را مجزا کرده است. این ذخیره معدنی اورانیم، به طرق مختلف مشابه با چند طرح پسمان‌گور برای دفن نهایی سوخت هسته‌ای مصرف

^۱. Cigar Lake

شده است. آزمایش‌های کمی بیشتر الگوها را می‌توان از فرایندهای به‌ویژه قابل قیاسی همچون خوردگی مخزن (مثل مطالعات باستان شناسی مصنوعات فلزی)، و تخریب پرکننده (مثل رس‌های بنتونیتی دگرگون شده با فرایندهای گرمایی طبیعی) و انتقال مواد حل شده (جابه‌جایی مجموعه هسته‌های پرتوزای طبیعی) کسب کرد.

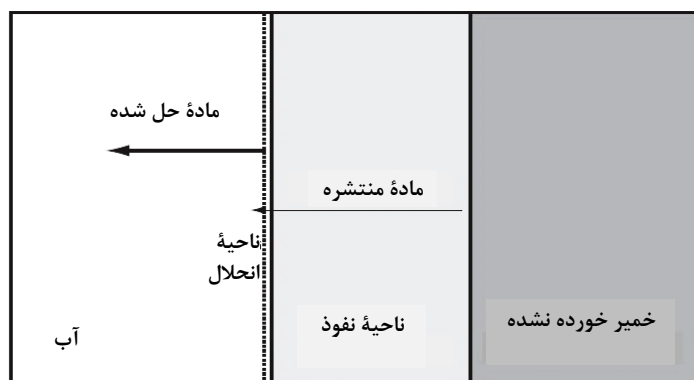
۲۰-۴ کارایی سیمان

کسر هسته پرتوزای منتشر شده از فرم پسماند Φ_i به این شکل تعریف می‌شود:

$$\Phi_i = \frac{A_i(t)}{A_i(^{\circ})} \quad (۱-۲۰)$$

که $A_i(^{\circ})$ و $A_i(t)$ پرتوزایی اولیه و پرتوزایی هسته‌های پرتوزای شسته شده از فرم پسماند در زمان t است.

فرم‌های پسماند تثبیت شده با سیمان برای تثبیت هسته‌های پرتوزای دارای عمر کوتاه مورد استفاده قرار می‌گیرند و فرض می‌شود که هسته‌های پرتوزا را برای چند صد سال نگهداری نمایند. داده‌های تجربی موجود امکان ارزیابی رفتار سیمان‌ها طی این گستره زمانی را فراهم می‌کنند. تخریب آبی ساختارهای مبتنی بر سیمان با دو مکانیسم انجام می‌شود. اولین مکانیسم از افت غلظت نشأت می‌گیرد و با فرایند نفوذ کنترل می‌گردد. مکانیسم دوم از انحلال لایه‌های سطحی در تماس با آب ناشی می‌شود. این انحلال باعث انقباض سطح تماس، و به موجب آن تعدیل در ترکیب سیمان می‌شود (شکل ۲۰-۲). در عمل این دو مکانیسم با یکدیگر توأم می‌شوند.



شکل ۲۰-۲. طرحی از تخریب یک فرم پسماند تثبیت شده با سیمان.

سرعت انحلال وابسته به تفاوت بین غلظت‌های واقعی و تعادلی اجزای متشکله سیمان است. وقتی لایه سطحی سیمان در تعادل ترمودینامیکی نیست، سینتیک انحلال آن تخریب سیمان را تعیین می‌کند که چنانچه لایه سطحی محلول‌تر باشد مقدارش بزرگ‌تر خواهد بود و آب تحت تماس، اجزای یونی را از محلول آبی درون شبکه‌ای خمیر سیمانی بر می‌دارد. چون انحلال‌پذیری کلسیم معمولاً حداکثر است، انحلال آن باعث غنی شدن خمیر سیمان با آهن سه ظرفیتی می‌شود. مشارکت آن در لایه سطحی ژل CSH، انحلال‌پذیری کلسیم را کاهش می‌دهد. سپس لایه سطحی به تعادل ترمودینامیکی رسیده و حل نمی‌شود. در این حالت فرایندهای نفوذی کنترل شده بر خوردگی سیمان حاکم شده و رهاسازی هسته‌های پرتوزا از پسماند تثبیت شده با سیمان را می‌توان همانند نفوذ مؤثر هسته‌های پرتوزا از بافت سیمانی توصیف کرد. سرعت فروشویی بهنجار (روز، $NR_i(g/cm^2)$ هسته پرتوزای (i) از پسماند تثبیت شده با سیمان را می‌توان به این صورت بیان کرد:

$$NR_i = \rho \sqrt{\frac{D_i}{\pi t}} \quad (2-20)$$

که $\rho(g/cm^3)$ چگالی فرم پسماند و $D_i(cm^2/روز)$ ضریب نفوذ مؤثر هستند. D_i را می‌توان با رسم مقدار اتلاف ناشی از فروشویی بهنجار $NL_i(g/cm^2)$ بر حسب ریشه دوم زمان فروشویی $t^{1/2}(روز^{1/2})$ پیدا کرد. مقدار کل هسته‌های پرتوزای منتشر شده $A_i(t)$ (Bq) از یک فرم پسماند تثبیت شده با سیمان با سطح تماس $S(cm^2)$ در زمان t (روز) در آینده را می‌توان با این رابطه نشان داد:

$$A_i(t) = \frac{A_i(0)S}{\rho V} \int_0^t NR_i \exp(-\lambda_i t) dt \quad (3-20)$$

که $A_i(0)$ (Bq) پرتوزایی هسته پرتوزای اولیه، $V(cm^3)$ حجم و $\lambda_i(روز^{-1})$ ثابت واپاشی است. بنابراین برای یک پسماند تثبیت شده با سیمان، کسر هسته‌های پرتوزای منتشر شده با این رابطه معین می‌شود:

$$\Phi_i = \frac{S}{V} \sqrt{\frac{D_i}{\lambda_i}} \phi(\sqrt{\lambda_i t}) \quad (4-20)$$

که ϕ انتگرال خطاست:

$$\phi(\sqrt{\lambda t}) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{\sqrt{\lambda t}} \exp(-x^2) dx \quad (5-20)$$

در زمان‌های خیلی بزرگ‌تر از نیمه‌عمر واپاشی، $(\ln 2)/\lambda_i = T_{\circ/\Delta,i}$ ، انتگرال خطا به سمت واحد میل می‌کند و بنابراین حداکثر کسر ممکن از هسته‌های پرتوزای منتشر شده از یک فرم پسماند تثبیت شده با سیمان را می‌توان به صورت معادله زیر برآورد کرد (نیز فصل ۳ را ببینید):

$$(\Phi_i)_{max} = \frac{S}{V} \sqrt{1/44 D_i T_{\circ/\Delta,i}} \quad (6-20)$$

آزمون‌های تجربی انجام شده بر سیمان‌ها تحت شرایط دفن مرطوب نشان می‌دهد که سرعت فروشویی پایین با درجه، روز- 10^{-6} g/cm^2 پس از گذشت τ در حدود 10^6 سال از زمان دفن پسماند (10^6 سال) Φ کمتر از 0.04% است.

۵-۲۰ کارایی قیر

رها سازی هسته‌های پرتوزا از پسماند تثبیت شده با قیر را می‌توان به صورت نفوذ مؤثر هسته‌های پرتوزا از طریق بافت قیر (مانند پسماند تثبیت شده با سیمان) توصیف نمود که دارای ضریب نفوذی است که معمولاً چندین برابر کوچک‌تر از سیمان است. بنابراین کسر هسته‌های پرتوزای منتشر شده با این رابطه تعیین می‌شود:

$$\Phi_i = \frac{S}{V} \sqrt{\frac{D_i}{\lambda_i}} \phi(\sqrt{\lambda_i t}) \quad (7-20)$$

و

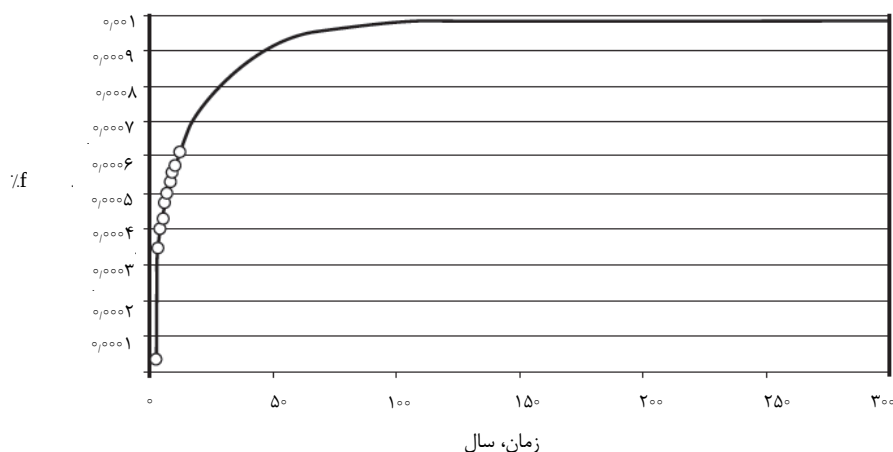
$$(\Phi_i)_{max} = \frac{S}{V} \sqrt{1/44 D_i T_{\circ/\Delta,i}} \quad (8-20)$$

که D_i ضریب نفوذ مؤثر هسته‌های پرتوزا در قیر است. شکل ۲۰-۳، درصد (f) هسته‌های پرتوزای رها شده از پسماند پرتوزای تثبیت شده با قیر که به کمک معادلات مشابه تعیین و محاسبه شده‌اند را ارائه می‌دهد و نشان می‌دهد که $1.07\% < \Phi_{max}(\infty)$ است.

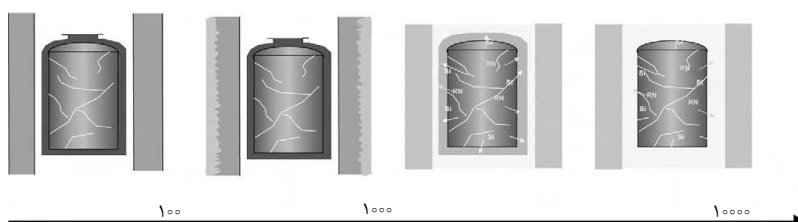
۶-۲۰ کارایی شیشه

از آنجا که شیشه‌ها قبلاً برای تثبیت پسماند با پرتوزایی سطح بالا مورد استفاده قرار گرفته‌اند و مقرر شده که در پسمان‌گور عمیق قرار گیرند، برهم‌کنش آنها با محیط محتمل، خیلی بیشتر از

ساختارهای سیمانی و قیری که در بخش‌های قبلی توصیف شده‌اند مورد مطالعه قرار گرفته است. شکل ۲۰-۴ به صورت خلاصه تغییراتی که احتمالاً در طول زمان برای فرم پسماند شیشه‌ای پسماند با پرتوایی سطح بالای بسته‌بندی شده در محیط پسمان‌گور، با احتمال اشباع شدن با آب حادث می‌شود را شرح می‌دهد. توجه کنید که شیشه از زمان فرآوری اولیه اش ترک برداشته است. در چند صد سال اول، مقادیر قابل توجهی گرمای ناشی از پرتوایی، فرم پسماند را در دماهای چند صد درجه سلسیوس نگه داشته و آسیب تابشی زیادی حادث خواهد شد (بخش ۲۰-۷). پس از این دوره و هنگامی که ماده سازنده مخزن فلزی دچار خوردگی گردید، آب در تماس با شیشه آن را دچار تغییر و دگرگونی کرده و نهایتاً باعث رهاسازی هسته پرتوزا می‌شود.



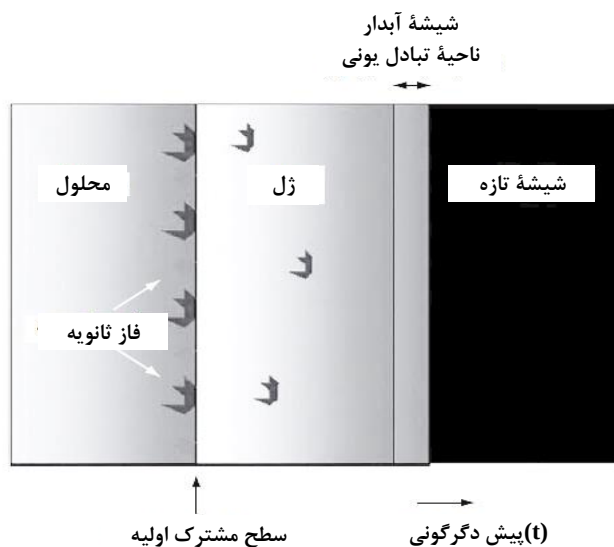
شکل ۲۰-۳. درصد (f) محاسبه شده (خط) و تعیین شده (دایره‌ها) هسته‌های پرتوزای منتشر شده از پسماند پرتوایی تثبیت شده با قیر با زمان، تحت شرایط دفن نزدیک سطحی.



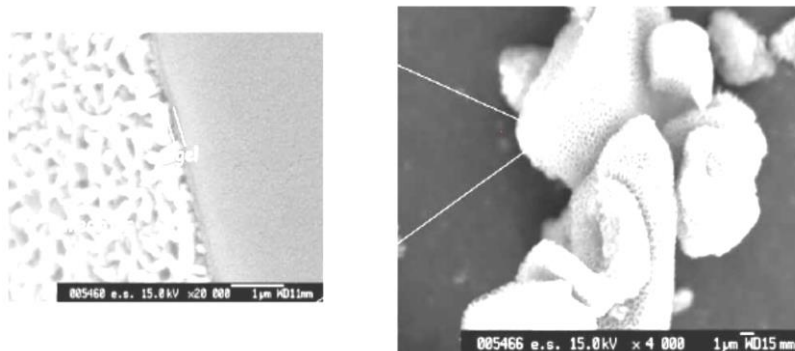
شکل ۲۰-۴. طرحی از دگرگونی در فرم پسماند شیشه‌ای بسته‌بندی شده، در محیط پسمان‌گور مرطوب با زمان (سال). با اجازه استفان جین^۱، CEA، فرانسه.

^۱. Stephane Gin

وقتی آب (و محصول خوردگی مخزن) با شیشه تماس یابد، تغییرات سریع و سراسری در سطح آن رخ خواهد داد که منتهی به تشکیل لایه‌های سطحی می‌شود که ترکیب ساختار و ریخت شناسی آن نسبت به توده شیشه متفاوت خواهد بود (شکل ۲۰-۵). در ابتدا، انتظار می‌رود به صورت لایه‌ی ژله‌ای باشد و بعداً ممکن است ایجاد محصولات دگرگونی یا فازهای ثانویه مانند آلومینوسیلیکات‌های شبه رس نماید (شکل ۲۰-۶).



شکل ۲۰-۵. طرحی از تغییرات در شیشه در تماس با آب، تشکیل لایه ژله‌ای و رشد فازهای ثانویه. اهدای استفان جین، CEA، فرانسه.



شکل ۲۰-۶. محصولات دگرگونی شبه رس (اسمکتیت) بر سطح شیشه‌های پسماند پرتوزا مشابه پس از تماس متمادی با آب. اهدای استفان جین، CEA، فرانسه.

دو مکانیسم اصلی خوردگی شیشه، فروشویی (مثل تبادل یون) و انحلال است. فروشویی فرایندی نامتجانس است و بنابراین اجزایی متفاوت با سرعت‌های مختلف از شیشه زدوده می‌شوند در صورتی که انحلال به صورت یکنواخت انجام می‌شود و در نتیجه اجزای شیشه با همان نسبت سازنده شیشه در آب یافت خواهند شد. فروشویی شیشه‌ها از طریق تبادل یون نفوذی- کنترل شده انجام می‌شود و با رابطه سرعت بهنجار زیر مشخص می‌شود:

$$NR_{X,i} = \rho \left(\frac{D_i}{\pi t} \right)^{\frac{1}{2}} = \rho \times 10^{-pH/2} \left(\frac{\kappa D_{\cdot H}}{C_i(\cdot) \pi t} \right)^{\frac{1}{2}} \exp \left(\frac{-E_{di}}{2RT} \right) \quad (9-20)$$

که ρ (g/cm³) چگالی شیشه، D_i (cm²/روز) ضریب نفوذ درونی مؤثر، E_{di} (J/mol) انرژی فعال سازی نفوذ درونی، $D_{\cdot H}$ (cm²/روز) جمله پیش نمایی در ضریب نفوذ پروتون‌ها در شیشه، $C_i(\cdot)$ (L/mol) غلظت کاتیون در مرز شیشه و K ثابتی است که غلظت پروتون‌ها در شیشه را با غلظت پروتون‌ها در آب، مثلاً با pH مربوط می‌کند. انحلال شیشه از طریق آبکافت رخ داده و با رابطه سرعت بهنجار زیر مشخص می‌گردد:

$$NR_H = \rho r_c = \rho k a_{H^+}^{-\eta} \left[1 - \left(\frac{Q}{K} \right)^{\sigma} \right] \exp \left(\frac{-E_a}{RT} \right) \quad (10-20)$$

که r_c سرعت فروشویی بهنجار اندازه‌گیری شده در واحد (روز/cm)، k ثابت سرعت ذاتی، a_{H^+} فعالیت یون هیدروژن، η ضریب قدرت pH، و E_a انرژی فعال سازی، Q حاصل ضرب فعالیت یونی واکنش کنترل کننده سرعت، K ثابت تعادل این واکنش و σ درجه واکنش کامل است. اصطلاح میل ترکیب، مشخص کننده کاهش میل تهاجمی محلول نسبت به شیشه است وقتی که غلظت عناصر حل شده در آن به‌طور فزاینده‌ای زیاد شود و هنگامی که حاصل ضرب فعالیت یونی Q اجزای واکنش پذیر به حاصل ضرب انحلال‌پذیری ماده نزدیک می‌شود. سرعت خوردگی بهنجار شیشه NR_i به وسیله مجموع دو جمله از دو مکانیسم ارائه می‌شود:

$$NR_i = NR_{X,i} + NR_H \quad (11-20)$$

فروشویی مشخصه مراحل اولیه خوردگی است در حالی که انحلال مشخصه مراحل بعدی است. عواملی که خوردگی شیشه را کنترل می‌کنند را می‌توان با کاربرد دستورالعمل‌های آزمایشی

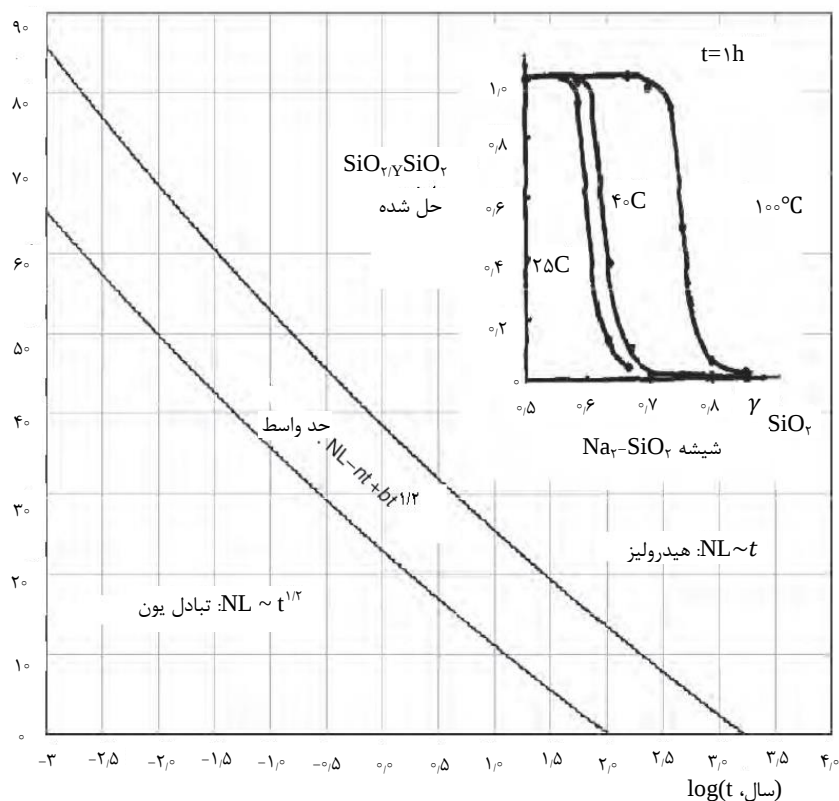
استاندارد (بخش ۱۷-۳) پیدا کرد. زمان لازم برای انتقال از یک مکانیسم (تبادل یون) به دیگری (آبکافت) بستگی به ترکیب شیشه و شرایط زیست محیطی نظیر pH و دما دارد. شکل ۲۰-۷ مکانیسم‌های خوردگی را برای یک شیشه قلیایی بوروسیلیکات روسی (۲۶-K)، به صورت تابعی از زمان پرتوگیری و دما همراه با داده‌های تجربی انتقال از فروشویی به انحلال برای شیشه‌های $\text{Na}_2\text{O}-\text{SiO}_2$ را در آب (زمان در معرض گذاری ۱ ساعت) و در دماهای مختلف نشان می‌دهد. کسر هسته‌های پرتوزای منتشر شده از شیشه در زمان t با رابطه زیر مشخص می‌شود:

$$\Phi_i = \frac{S}{V} \sqrt{\frac{D_i}{\lambda_i}} \phi(\sqrt{\lambda_i t}) + \frac{Sr_c}{V\lambda_i} [1 - \exp(-\lambda_i t)] \quad (12-20)$$

در زمان‌های خیلی بزرگ‌تر از نیمه‌عمر واپاشی ($t \gg T_{1/2,i} = \ln 2 / \lambda_i$)، حداکثر کسر ممکن از هسته‌های پرتوزای منتشر شده از یک فرم پسماند شیشه‌ای را می‌توان با این رابطه برآورد کرد (فصل ۳ را نیز ببینید):

$$(\Phi_i)_{\max} = \frac{S}{V} \sqrt{1/44 D_i T_{1/2,i}} + \frac{1/44 \times Sr_c T_{1/2,i}}{V} \quad (13-20)$$

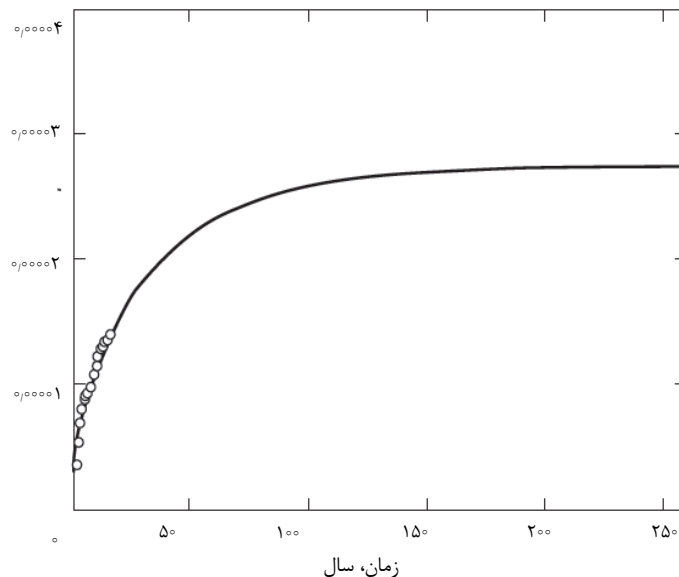
شکل ۲۰-۸ مثالی از داده‌های محاسبه شده و اندازه‌گیری شده در مورد هسته‌های پرتوزای منتشر شده از شیشه ۲۶-K در شرایط دفن نزدیک سطحی را نشان می‌دهد.



شکل ۷-۲۰. مکانیسم‌های خوردگی شیشه‌های قلیایی-بوروسیلیکات. شکل الحاقی، انتقال از فروشویی به انحلال را برای شیشه‌های $\text{Na}_2\text{O}-\text{SiO}_2$ در دماهای مختلف نشان می‌دهد.

۷-۲۰ اثرات تابش

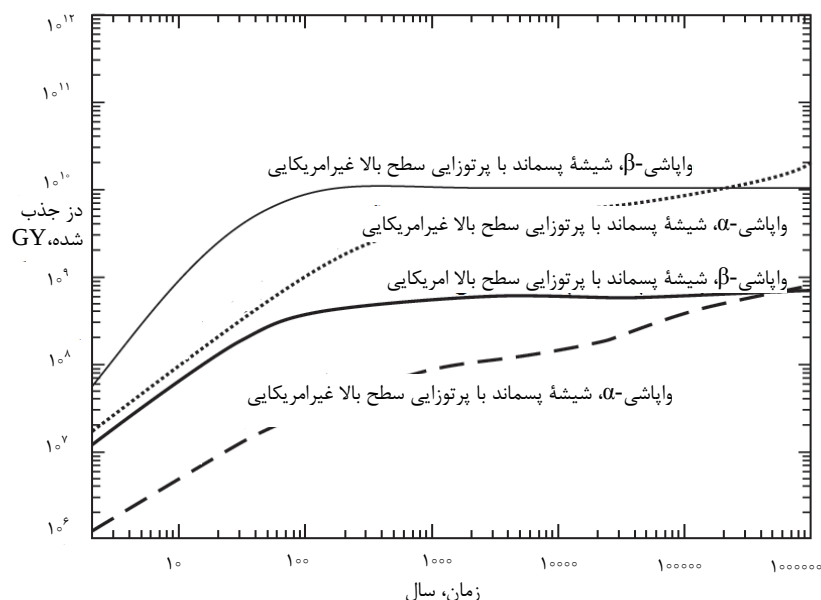
مادام که شیشه برای تثبیت پسماند با پرتوایی سطح بالا مورد استفاده قرار می‌گیرد، لازم است که اثرات خطر بالقوه تابش در نظر گرفته شود. منابع اصلی تابش در پسماند با پرتوایی سطح بالا شامل محصولات شکافت واپاشی کننده نظیر ^{137}Cs و ^{90}Sr و عناصر دنباله اکتینید مثل U ، Np ، Pu ، Am و Cm (فصل ۲ را ببینید) هستند. واپاشی بتا محصولات شکافت، ایجاد ذرات پر انرژی β ، هسته‌های پس زده بسیار کم انرژی و تابش‌های γ (فصل ۱۰ را ببینید) می‌کند. واپاشی آلفای اکتینیدها ایجاد ذرات پرانرژی α (۴/۵-۵/۵ MeV)، هسته‌های پس زده پرانرژی (۷۰-۱۰۰ keV) و بعضی تابش‌های γ (فصل ۱۱ را ببینید) می‌کند.



شکل ۲۰-۸. کسر (f) محاسبه شده (منحنی پر) و اندازه‌گیری شده (دایره‌ها) هسته‌های پرتوزا منتشر شده از شیشه K-۲۶ در شرایط دفن نزدیک سطحی.

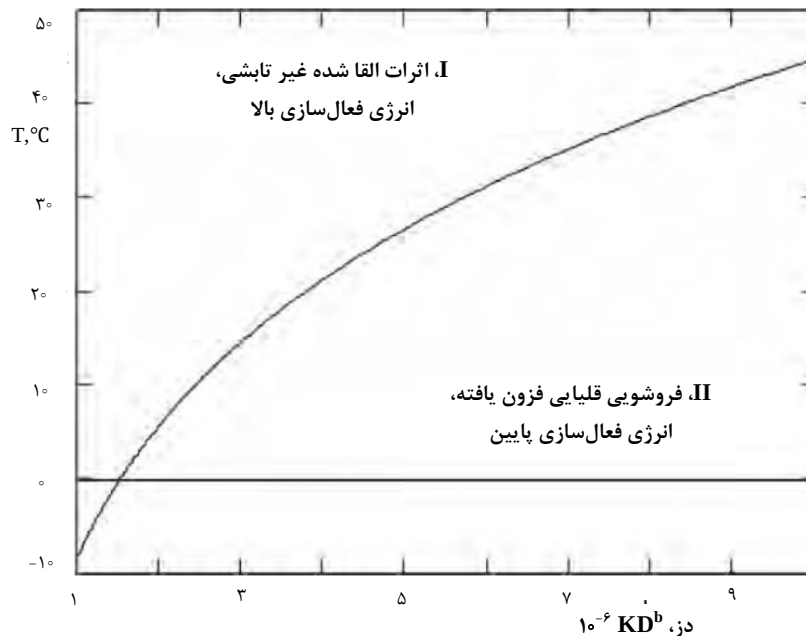
واپاشی بتا و آلفا، از طریق برهم‌کنش‌های ذرات β ، ذرات α ، هسته پس زده و تابش‌های γ با شیشه، بر فرم‌های پسماند شیشه‌ای اثر می‌گذارند. برآورد شده است که دزهای جذب شده برای شیشه پسماند با پرتوژایی سطح بالا و تجاری غیر امریکایی باید در حدود 10^1 Gy برای واپاشی بتا و حدود 2×10^1 Gy برای واپاشی آلفا باشد. دزهای جذب شده برای شیشه پسماند با پرتوژایی سطح بالای دفاعی در امریکا در حدود 7×10^8 Gy برای واپاشی بتا و حدود 8×10^8 Gy برای واپاشی آلفا برآورد شده است (شکل ۲۰-۹).

واضح‌ترین نتیجه پرتودهی، خودگرمی شیشه است (مقادیر Q را در جدول ۲-۱ ببینید). در مورد شیشه پسماند با پرتوژایی سطح بالای تجاری غیر امریکایی در یک پسمان‌گور، خودگرمی در نتیجه واپاشی α محصولات شکافت می‌تواند در دماهای انبارش اولیه بزرگ‌تر از 200°C حادث شود و صدها سال پس از استقرار، افت دما تا زیر 15°C رخ می‌دهد. برای شیشه پسماند با پرتوژایی سطح بالای دفاعی در ایالات متحده، دماهای اولیه در پسمان‌گور کوه یوکا ممکن است تا 25°C برسد، اما پس از چند صد سال تا کمتر از 10°C کاهش خواهد یافت.



شکل ۲۰-۹. دزهای جذب شده کلی برای شیشه‌های پسماند هسته‌ای.

علاوه بر خود گرمی، یونش و برانگیختگی‌های الکترونی تعداد زیادی نقاط شکست در ساختار شیشه و زوج‌های الکترون-حفره ایجاد می‌کند و می‌تواند سبب گسیختگی پیوند یونی و کووالانسی و نفوذ فزاینده شود. گسیختگی پیوندها و برانگیختگی‌های الکترونی متمرکز می‌تواند منجر به تشکیل نقص‌های اکسیژنی غیرپولی و تجزیه موضعی شیشه (پرتوکافت) گردد. پرتودهی باعث گردآمدن فزاینده نقص‌ها و اتصالات شکسته شبکه‌ای شده و بر سرعت رهایی هسته‌های پرتوزا از شیشه‌های پسماند، در ابتدا با افزایش سرعت تبادل یون، و سپس با افزایش سطح مستعد برای رهایی هسته پرتوزا (ریز شکست)، و با تغییر سرعت انحلال شیشه بواسطه تغییرات القا شده با تابش در شیمی ریزساختار و پیوند شبکه تأثیر می‌گذارد. شکل ۲۰-۱۰ اثر تابش بر فروشویی عناصر قلیایی از شیشه به صورت تابعی از دمای پرتودهی و دز تابش کلی را نشان می‌دهد. تابش می‌تواند منجر به فروشویی زیادی در دزهای بالا شود به شرط آن که دمای پرتودهی خیلی زیاد نباشد.



شکل ۲۰-۱۰. افزایش تابش القا شده فروشویی قلیاها از شیشه‌های تحت تابش.

انتظار نمی‌رود که تغییرات پرتوی القا شده در ساختار شیشه پسماند با پرتوایی سطح بالا، سبب افزایش سرعت فروشویی بیش از 10° برابر شود به شرط آنکه هیچ جدایی فازی القا شده با تابش وجود نداشته باشد. آزمایشات در محل، مانند آزمایشات انجام شده در مول بلژیک، این فرضیه را تأیید می‌کند که دز تابش، سبب افزایش بزرگی در سرعت‌های فروشویی هسته پرتوزا نمی‌شود. با این وجود، اثرات تابش بر پایداری شیشه نیازمند بررسی‌های منظم بیشتری است.

تأثیرات آسیب پرتوی در میزبان‌های سیمانی و سرامیکی نیز با اهمیت است. به‌ویژه در سرامیک‌ها برای حالت پسماند با پرتوایی سطح بالا (شامل Pu)، ایجاد آیش‌های جابه‌جایی به‌وسیله هسته‌های پس زده آلفا و نتیجتاً تشکیل نقص شبکه‌ای و حفره‌ها یا ایجاد بی‌شکلی مستقیم می‌شود که منجر به بادکردگی گسترده شده و بر طول عمر فرم پسماند اثر می‌کند.

۲۰-۸ آزمایشگاه‌های تحقیقاتی

مقیاس‌های زمانی برای پسمان‌گورهای پسماند هسته‌ای عظیم بوده و صدها و هزاران و میلیون‌ها سال را در بر می‌گیرد. احتمالات پیش‌گویانه با گذر زمان کاهش می‌یابد، در نتیجه عدم

قطعیته‌های جدیدی پدیدار می‌شود که ممکن است اساساً طرح تحول را تغییر دهد. جدول ۲-۲۰ مقیاس‌های زمانی را برای اتفاقات مهم در پسمان‌گورهای پسماند هسته‌ای مقایسه می‌کند.

جدول ۲-۲۰. مقیاس‌های زمانی فرایندها.

فرآیند	مقیاس‌های زمانی (سال)
پرتوزایی سوخت هسته‌ای مصرف شده، پسماند دارای پرتوزایی سطح بالا، چشمه‌های پرتوزای بسته دارای عمر طولانی	۱۰ ^۶
چرخه‌های آب و هوایی (دوره‌های یخبندان)	۱۰ ^۴
مراقبت سازمانی غیر فعال (علائم)	۱۰ ^۳
پرتوزایی چشمه‌های پرتوزای بسته دارای عمر کوتاه، پسماند دارای پرتوزایی سطح متوسط	۱۰ ^۳
مراقبت سازمانی فعال	۱۰ ^۲
پرتوزایی پسماند دارای پرتوزایی سطح پایین و متوسط دارای عمر کوتاه	۱۰ ^۲

نتایج مهمی که اطمینان ما را در ارزیابی عملکرد افزایش می‌دهد به‌وسیله آزمایش‌های طبیعی (یا میدانی) فرم‌های پسماند شبیه‌سازی شده یا واقعی مهیا می‌شود. کشورهای زیادی چنین آزمایشاتی را انجام می‌دهند که شامل بلژیک، کانادا، فنلاند، فرانسه، آلمان، ژاپن، روسیه، اسپانیا، سوئد، سوییس، بریتانیا و ایالات متحده آمریکا می‌باشند. برای مثال روسیه از اواخر سال‌های دهه ۱۹۶۰، آزمایشات میدانی را بر روی پسماندهای تثبیت شده با سیمان، قیر و شیشه انجام داده است (سیا رادون، ناحیه مسکو). به‌علاوه کشورهایی که اخیراً پسمان‌گورهای عمیق را برای دفن پسماند با پرتوزایی سطح بالا توسعه داده‌اند، رویکردی مرحله‌ای را پذیرفته‌اند که شامل یک دوره بررسی و آزمایش زیرزمینی فشرده و متمرکز می‌باشد. جدول ۳-۲۰ فهرستی از تأسیسات اصلی تحقیقی زیرزمینی موجود را ارائه می‌نماید.

جدول ۳-۲۰. تأسیسات پژوهشی زیرزمینی اصلی مربوط به دفن در پسمان‌گور عمیق پسماند هسته‌ای.

کشور	محل	نام، نوع	سنگ	دوره زمانی
بلژیک	مول	هادس، پراکلای ^۱	رس پرمایه	از ۱۹۸۰
کانادا	لاک دوپونت، مانیتوبا ^۲	URL	گرانیت	از ۱۹۸۴

^۱. HADES, PRACLAY

^۲. Lac du Bonnet, Manitoba

کشور	محل	نام، نوع	سنگ	دوره زمانی
فنلاند	اولکیلوتو ^۱	تونل تحقیقاتی	گرانیت	از ۱۹۹۳
فرانسه	فانای، اوگرس/تنلز ^۲	دالان‌هایی در معادن اورانیم	گرانیت	۱۹۸۰-۹۰
	آملی ^۳	دالان‌هایی در معادن پتاسیم	بستر نمکی	۱۹۸۶-۹۴
	تورنمیر ^۴	دالان‌های آزمایشی	سنگ رسی	از ۱۹۹۰
آلمان	آسی ^۵	دالان‌هایی آزمایشی در معدن پتاسیم/نمک	گنبد نمکی	۱۹۷۷-۸۰
	گورلبن ^۶	URL	گنبد نمکی	از ۱۹۹۷
	کونراد ^۷	دالان‌هایی آزمایشی در معدن آهن	سنگ رسی	از ۱۹۸۰
ژاپن	تونو ^۸	دالان‌هایی در معدن اورانیم	ماسه سنگ	از ۱۹۸۶
	کامایشی ^۹	دالان‌هایی در معدن آهن مس	گرانیت	۱۹۸۸-۹۸
سوئد	استریپا ^{۱۰}	دالان‌هایی در معدن آهن	گرانیت	۱۹۷۶-۹۲
	آسپو ^{۱۱}	HRL	گرانیت	از ۱۹۹۰
سوئیس	گریمسل ^{۱۲}	GTS در تونل سد	گرانیت	از ۱۹۸۳
سوئیس	مونت تری ^{۱۳}	دالان‌هایی در تونل راه	سنگ رسی	از ۱۹۹۵
امریکا	سایت آزمایش نوادا	کلیماکس ^{۱۴}	گرانیت	۱۹۷۸-۸۳
	سایت آزمایش نوادا	G-تونل	تافس	۱۹۷۹-۹۰
	کارلسبد	تأسیسات جدایی پسماند	بستر نمکی	از ۱۹۸۲
	کوه یوکا	ESF	تافس	از ۱۹۹۳
	کوه یوکا	تپه فرسوده	تافس	از ۱۹۹۷

1. Olkiluoto

2. Fanay, Augeres/Tenelles

3. Amelie

4. Tournemire

5. Asse

6. Gorleben

7. Konrad

8. Tono

9. Kamaishi

10. Stripa

11. Aspo

12. Grimsel

13. Mont Terri

14. CLIMAX

۹-۲۰ نتیجه گیری

این کتاب نشان داده است که جهان در حال حاضر مقادیر بزرگی پسماند هسته‌ای دارد ولی ما در وضعیتی حساس از جنبه زیست محیطی، دارای توانایی تثبیت، جای دادن، انبارش و سرانجام دفن آن هستیم. ما نسبت به توانایی‌مان در مراقبت از «معضل پسماند» خوشبین هستیم و شکل ۱۱-۲۰، ساخت تأسیسات در دست احداث رفع آلودگی در سایت هانفورد در امریکا را نشان می‌دهد. همان‌طور که توصیف کردیم، طرح‌هایی برای این قبیل تأسیسات و پسمان‌گورهای مناسب برای پسماند، به‌خوبی پیشرفته بوده و نیز در دست ساخت هستند. در حالی‌که نمی‌توانیم از کار خود رضایت داشته باشیم، سرانجام معلوم می‌شود که بدترین دوره استفاده نادرست از مواد هسته‌ای را پشت سر گذاشته‌ایم.



شکل ۱۱-۲۰. واحد صنعتی در دست ساخت شیشه‌ای کردن پسماند با پرتوزایی کم
هانفورد (اگوست ۲۰۰۴). اهدا بی. پی مک گریل^۱، PNNL، ایالات متحده امریکا.

^۱. B.P. McGrail

مراجع

- Abrajano Jr., T. A., Bates, J. K., & Byers, C. D. (1986). Aqueous corrosion of natural and nuclear waste glasses I. Comparative rates of hydration in liquid and vapor environments at elevated temperatures. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 84, 251–257.
- Antropova, T. V. (2004). Kinetics of corrosion of the alkali borosilicate glasses in acid solutions. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 345/346, 270–275.
- Appen, A. A. (1970). *Chemistry of Glass* (pp. 1–352). Leningrad: Khimiya.
- Apted, M., Miller, I., & Smith, P. (2001). The high isolation safety concept (Pangea Technical Report PTR-01-04). Baden: Pangea.
- Belyustin, A. A., & Shultz, M. M. (1983). Interdiffusion of cations and concomitant processes in near surface layers of alkali-silicate glasses treated by water solutions. *Physics and Chemistry of Glass*, 9(1), 3–27.
- Chaix, P., Camaro, S., Simondi, B., Vistoli, P. P., & Blanc, V. (2001). Long-term behaviour of bituminised waste: Modelling of auto-irradiation and leaching. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 663, 9.
- Faucon, P., Adenot, F., Cabrillac, R., Pineau, F., & Jorda, M. (1997). Long term behaviour of cement pastes under water attack. *Proc. WM'97*, 21–31.pdf.
- Hedin, A., Kautsky, U., Moren, L., Sellin, P., & Selroos, J.-O. (2002). The SR 97 safety assessment of a KBS 3 repository for spent nuclear fuel – overview, review comments and new developments. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, 713, JJ4.2.1–JJ4.2.12.
- IAEA. (1995). Preparation of safety analysis reports (SARs) for near surface radioactive waste disposal facilities. *TECDOC-789*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (1995). Requirements for the safe management of radioactive waste. *TECDOC-853*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2001). The use of scientific and technical results from underground research laboratory investigation for the geological disposal of radioactive waste. *TECDOC-1243*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Issues relating to safety standards on the geological disposal of radioactive waste. *TECDOC-1282*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Safety indicators for the safety assessment of radioactive waste disposal. *TECDOC-1372*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2002). Scientific and technical basis for geological disposal of radioactive wastes. *TRS-413*, IAEA, Vienna.
- IAEA. (2003). Scientific and technical basis for near-surface disposal of low and intermediate level waste. *TRS-412*, IAEA, Vienna.
- ICRP. (1998). Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste (ICRP Publication No. 77). ICRP.

- ICRP. (2000). Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste (ICRP Publication No. 81). ICRP.
- Lemmens, K., & Van Iseghem, P. (2001). The effect of gamma radiation on the dissolution of high-level waste glass in Boom clay. Materials Research Society Symposium Proceedings, 663, 9.
- Mann, F. M., Puigh, R. J., Finfrock, S. H., Khaleel, R., Bacon, D. H., Bergerson, M. P., McGrail, B. P., & Wurstner, S. K. (2002). Immobilised low-activity waste performance assessment: 2001 version. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ7.3.1–JJ7.3.12.
- Marivoet, J., Sillen, X., Mallants, D., & Preter, P. De (2002). Performance assessment of geological disposal of high-level radioactive waste in a plastic clay formation. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ4.4.1–JJ4.4.12.
- McGrail, B. P., Kumar, A., & Day, D. E. (1984). Sodium diffusion and leaching of simulated nuclear waste glass. Journal of American Ceramic Society, 67, 463–467.
- McGrail, B.P., Bacou, D.H., Isenhower, J.P., Mann, F.M., Puigh, R.J., Schaef, H.T., Mattigog, S.V. (2001). Near-field performance assessment for a low activity waste glass disposal system: laboratory testing to modelling results. J. Non-Crystalline Solids 298, 95–111.
- Metcalf, P., & Barraclough, I. (2002). A common framework for the safe disposal of radioactive waste. TECDOC-1282, 23–37, IAEA, Vienna.
- Miyahara, K., Makino, H., Kato, T., Wakasugi, K., Sawada, A., Ijiri, Y., & Takasu, A. (2002). An overview of the H12 performance assessment in perspective. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ4.3.1–JJ4.3.12.
- Ojovan, M. I., & Lee, W. E. (2004). Alkali ion exchange in gamma-irradiated glasses. Journal of Nuclear Materials, 335, 425–432.
- Ojovan, M. I., Gousskov, A. V., Prozorov, L. B., Arustamov, A. E., Poluektov, P. P., & Serebriakov, B. E. (2000). Safety assessment of bore-hole repositories for sealed radiation sources disposal. Materials Research Society Symposium Proceedings, 608, 141–146.
- Ojovan, M. I., Hand, R. J., Ojovan, N. V., & Lee, W. E. (2005). Corrosion of alkaliborosilicate waste glass K-26 in non-saturated conditions. Journal of Nuclear Materials 340, 12–24.
- Ojovan, M. I., Ojovan, N. V., Startceva, I. V., & Barinov, A. S. (2002). Some trends in radioactive waste form behaviour revealed in long-term field tests. Proc. WM'02, 385.pdf.
- Pescatore, C., & Voinis, S. (2002). Safety case: An international perspective. TECDOC-1282, IAEA, Vienna, pp. 65–74.

- Rechar, R. P. (2002). General approach used in the performance assessment for the Waste Isolation Pilot Plant. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ4.6.1–JJ4.6.14.
- Sholze, H. (1991) Glass. Nature, Structure and Properties. Springer-Verlag, New York.
- Small, J. S., Abraitis, P. K., Beadle, I. R., Johnstone, T. L., Kelly, P., Pettit, C. L., & Stevens, G.A. (2004). Comparison of site characterisation data and modelling results from a radiological assessment of the Drigg low level radioactive disposal site. Materials Research Society Symposium Proceedings, 807, 905–910.
- Sobolev, I. A., Barinov, A. S., Ojovan, M. I., Volkov, A. S., Ojovan, N. V., Starceva, I. V., & Golubeva, Z. I. (2000). LILW bitimization programme at SIA “Radon”: Waste form performance. Proc. WM’00, 21–31.pdf.
- Van Iseghem, P. (Ed.). (2001). Glass in its disposal environment. Proc. Int. Topical Workshop on Glass in its Disposal Environment. Journal of Nuclear Materials, 298(1), 2.
- Weber, W. J., Ewing, R. C., Angel, C. A., Arnold, G. W., Cormack, A. N., Delaye, J. M., Griscom, D. L., Hobbs, L. W., Navrotsky, A., Price, D. L., Stoneham, A. M., & Weinberg, M. C. (1997). Radiation effects in glasses used for immobilization of high-level waste and plutonium disposition. Journal of Materials Research, 12(8), 1946–1978.
- Wellman, D.M., Isenhover, J.P., Weber, W.J. (2005) Elemental dissolution study of Pu-bearing borosilicate glasses. Journal of Nuclear Materials, 340, 149–162.
- Werme, L., King, F., Ahonen, L., Taxen, C., & Vuorinen, U. (2004). KBS-RT-90 twenty five years on – progress in the understanding the long-term corrosion behaviour of copper canisters. Materials Research Society Symposium Proceedings, 807, 417–422.
- Wicks, G. G. (1986). Nuclear waste vitrification-the geology connection. Journal of Non- Crystalline Solids, 84, 241–250.
- Wilson, M. L., Swift, P. N., McNeish, J. A., & Sevougian, S. D. (2002). Total-system performance assessment for the Yucca Mountain Site. Materials Research Society Symposium Proceedings, 713, JJ4.1.1–JJ4.1.12.