



Ricerca di Sistema elettrico

Contributo alla piattaforma IGD-TP ed Indagini radioecologiche relative alla localizzazione in sicurezza del deposito nazionale – PAR 2017

A. Rizzo, A. Luce, B. Ferrucci, C. Telloli, P. Bartolomei

Contributo alla piattaforma IGD-TP ed Indagini radioecologiche relative alla localizzazione in sicurezza del deposito nazionale – PAR 2017

A. Rizzo, A. Luce, B. Ferrucci, C. Telloli, P. Bartolomei (ENEA)

Settembre 2018

Report Ricerca di Sistema Elettrico

Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico - ENEA

Piano Annuale di Realizzazione 2017

Area: Generazione di energia elettrica con basse emissioni di carbonio

Progetto: Sviluppo competenze scientifiche nel campo della sicurezza nucleare e collaborazione ai programmi internazionali per il nucleare di IV generazione - Linea Progettuale 1

Obiettivo: Metodi e analisi per verifiche di sicurezza

Responsabile del Progetto: Federico Rocchi, ENEA

Questo rapporto contiene i due seguenti Rapporti Tecnici ENEA:

- A. Rizzo, A. Luce, B. Ferrucci, C. Telloli, Contributo alla Piattaforma IGD-TP e altre iniziative internazionali sulla gestione dei rifiuti radioattivi, ADPFISS-LP1-117
- C. Telloli, A. Rizzo, B. Ferrucci, P. Bartolomei, Indagini radioecologiche relative alla localizzazione in sicurezza del deposito nazionale, ADPFISS-LP1-115



Titolo

**Contributo alla piattaforma IGD-TP e altre iniziative internazionali
sulla gestione dei rifiuti radioattivi**

Descrittori

Tipologia del documento:

Collocazione contrattuale: Accordo di programma ENEA-MSE su sicurezza nucleare e reattori di IV generazione

Argomenti trattati: ciclo del combustibile

Sommarlo

Nell'ambito dell'AdP MSE-ENEA, l'ENEA contribuisce alla discussione, in ambito europeo e internazionale, delle modalità di progettazione e gestione del deposito geologico, attraverso la partecipazione alla piattaforma tecnologica europea "Implementing Geological Disposal of Radioactive Waste Technology Platform (IGD-TP)" IGD-TP e ad altre iniziative internazionali.

La piattaforma IGD-TP rappresenta un luogo di condivisione di informazioni per tutte le attività di ricerca e di progettazione connesse alla realizzazione del deposito geologico e, più in generale, allo smaltimento dei rifiuti radioattivi.

ENEA partecipa alle attività della piattaforma IGD-TP, contribuendo con attività tecnico scientifiche sia ai working groups sia ai progetti EURATOM relativi e mantenendo e trasferendo le competenze sulla gestione dei rifiuti radioattivi alla comunità nazionale.

ENEA sintetizza annualmente le iniziative europee sulla tematica del deposito geologico per i rifiuti radioattivi, fornendo una visione strategica delle attività più strettamente collegate alla ricerca energetica italiana ed alle necessità del paese.



Note

Autori: Antonietta Rizzo, Alfredo Luce, Barbara Ferrucci, Chiara Telloi

Copia n.

In carico a:

2			NOME			
			FIRMA			
1			NOME			
			FIRMA			
0	EMISSIONE	26/11/18	NOME	A. Rizzo	P. Meloni	F. Rocchi
			FIRMA			
REV.	DESCRIZIONE	DATA		REDAZIONE	CONVALIDA	APPROVAZIONE

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 117	0	L	2	22

Sommario

1	LA PIATTAFORMA TECNOLOGICA IGD-TP	3
1.1	Premessa	3
1.2	Strategic Research Agenda	4
1.3	La visione strategica di IGD-TP per la futura ricerca collaborativa	5
1.3.1	Necessità di RD&D nelle diverse fasi di progettazione	6
1.3.2	Continuità degli investimenti europei in RD&D	8
1.4	L'Exchange Forum 2018	9
1.5	European Joint Programme (EJP)	11
2	AGGIORNAMENTI SUI DEPOSITI GEOLOGICI NAZIONALI	14
2.1	Aggiornamento nazionale della Finlandia	15
2.2	Aggiornamento nazionale della Svezia	16
2.3	Aggiornamento nazionale della Germania	18
3	Considerazioni conclusive	19
	ELENCO DELLE ABBREVIAZIONI	20
	BIBLIOGRAFIA	22

1 LA PIATTAFORMA TECNOLOGICA IGD-TP

1.1 Premessa

La piattaforma tecnologica europea “Implementing Geological Disposal of Radioactive Waste Technology Platform (IGD-TP)” (www.igdtp.eu), lanciata ufficialmente il 18 novembre 2009 a Bruxelles, con lo scopo di coinvolgere tutti gli stakeholders, che sono interessati a contribuire al dibattito tecnico, scientifico, economico e sociale relativo allo smaltimento geologico del combustibile nucleare esausto e dei rifiuti radioattivi ad alta attività e lunga vita, continua a perseguire gli obiettivi che si è data nel suo Vision Report [1], declinando le attività così come previste dalla relativa agenda strategica SRA, pubblicata nel 2011 [2].

Dal 2016 la gestione della piattaforma è direttamente finanziata dalle WMOs che partecipano all’ Executive Group, e nel 2018 la piattaforma ha formalizzato un Terms of Reference che ne specifica scopi, obiettivi e struttura organizzativa [3].

Attualmente (dati 2018) **136 organizzazioni** [4] hanno aderito all’iniziativa, fra **cui 6 istituzioni italiane** (in ordine di adesione):

- Agenzia Nazionale per l’energia, l’ambiente e lo sviluppo economico sostenibile - ENEA,
- Consorzio inter-universitario per la ricerca tecnologia sul nucleare- CIRTEN,
- Università di Milano,
- Istituto Nazionale fisica Nucleare - INFN,
- Istituto Nazionale di Oceanografia e di geofisica sperimentale -OGS
- Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia -INGV.

La Figura 1 riporta in rosso le istituzioni partecipanti per paese nell’anno 2017 ed in blu quelli relativi al 2018; si osserva che un cospicuo gruppo di paesi che già avevano un numero di istituzioni partecipanti superiori a cinque (come la Germania, la Spagna, il Regno Unito, la Finlandia e la Svezia) hanno ulteriormente aumentato la presenza di istituzioni, inoltre due paesi (Croazia e Russia) si sono aggiunti all’iniziativa IGD-TP nel corso del 2018. L’Italia rimane presente con 6 istituzioni di ricerca e sviluppo, ma non vi sono ancora adesioni da parte di industrie e di società direttamente coinvolte nella gestione dei rifiuti radioattivi.

L'ENEA, che aderisce alla piattaforma IGD-TP fin dal 2010, continua a partecipare al dibattito tecnico scientifico attraverso la partecipazione ai forum annuali e alle attività **dei working groups** e delle **joint actions** ed il presente documento intende aggiornare le attività realizzate nel periodo ottobre 2017- settembre 2018.

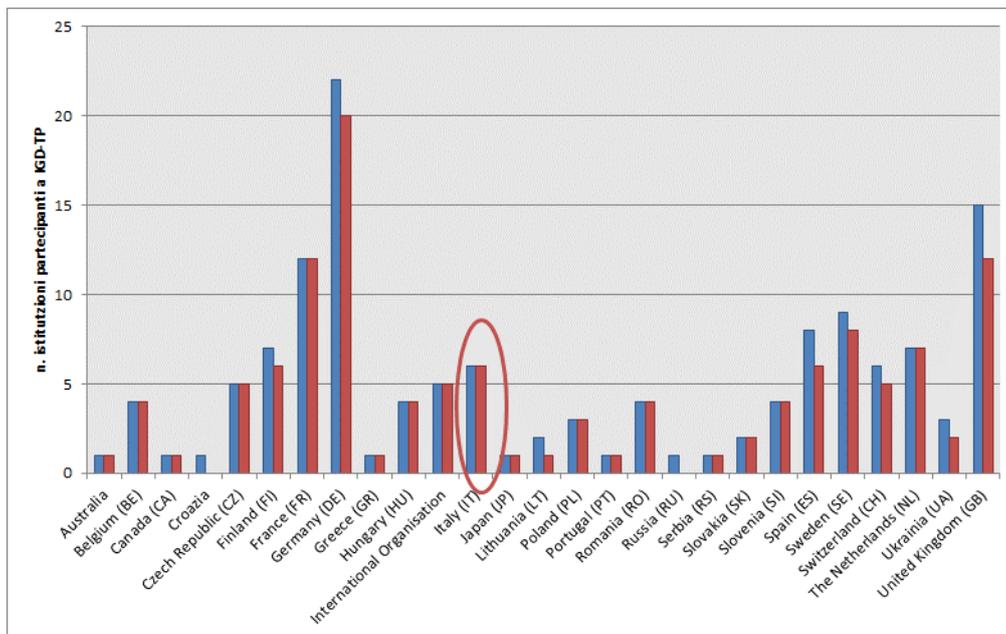


Figura 1 Paesi partecipanti ad IGD-TP con indicazione del numero di istituzioni coinvolte

1.2 Strategic Research Agenda

La **Strategic Research Agenda** (SRA), proposta nel 2011 [6] per identificare e razionalizzare le iniziative di ricerca, sviluppo e dimostrazione (RD&D) necessarie per realizzare la visione descritta nel Vision Report aveva identificato 7 tematiche principali (KEY TOPICS).

Di seguito la tabella aggiornata, delle tematiche suddivise per Key Topics , in cui sono evidenziate in arancio quelle che ENEA sta seguendo in maniera più specifica.

Tabella 1 Lista delle attività in corso relative alla Strategic Research Agenda

Key Topics	Title	Progetti EU
1	Post Closure Safety Case	CAST, BELBAR, First Nuclides, PEBS, FORGE
2	Understanding the wastes	CAST, CHANCE, First Nuclides, DISCO, MIND, THERAMIN, MICADO
3	Technical Feasibility and Long-term Performance	BEACON, CEBAMA, DOPAS, LUCOEX, MIND
4	Implementation and Optimization	
5	Construction and Operational Safety	
6	Monitoring	MODERN, MODERN2020
7	Cross Cutting Topic: Education and Training	ANNETTE, IGD-TP
8	Cross-cutting Topic: Knowledge Management	IGD-TP

1.3 La visione strategica di IGD-TP per la futura ricerca collaborativa

La piattaforma IGD-TP, nel 2018 si è data una visione strategica riguardo alla tematica della ricerca sviluppo e dimostrazione (RD &D) collaborativa, di cui si fornirà una sintesi nel presente paragrafo.

La gestione e lo smaltimento dei rifiuti dovrebbero essere chiaramente riconosciuti come la fase finale del ciclo del combustibile che non genera profitto, ma è fondamentale per sostenere l'utilizzo sostenibile dell'energia nucleare. L'inventario dei rifiuti che richiedono una gestione a lungo termine e, infine, lo smaltimento, include sia i rifiuti del programma nucleare nazionale, sia i materiali derivanti dallo smantellamento degli impianti desueti, sia quelli prodotti dalle attività correnti e future in ambito nucleare.

Il riuso degli attinidi nei sistemi di reattori avanzati (ad esempio i reattori di futura generazione IV) potrebbe massimizzare l'energia ottenibile dall'uranio estratto e questi sistemi avanzati potrebbero anche essere utilizzati per ottimizzare lo smaltimento geologico, riducendo gli inventari futuri dei residui radioattivi, ma non ne eliminano la necessità, come soluzione sicura per lo smaltimento dei rifiuti a lungo termine. Questi

nuovi sistemi di reattori continuerebbero in ogni caso a generare sostanziali quantità di rifiuti radioattivi, sebbene la proporzione (in termini di volume) di rifiuti ad alta attività sarebbe inferiore.

La piattaforma ha quindi chiaramente affermato che un programma di ricerca coordinato e collaborativo sulla gestione e lo smaltimento dei residui radioattivi sia vitale per garantire che tutti i paesi europei, a vari stadi di avanzamento in campo nucleare, continuino a progredire verso la realizzazione dello smaltimento geologico.

La piattaforma IGD-TP, nella sua visione, sottolinea l'importanza ed il valore che viene riposto nel coinvolgimento internazionale in programmi di RD & D collaborativa, da parte degli enti regolatori e dalle comunità locali (attuali, potenziali e future); pertanto gli investimenti in RD & D dovrebbero essere mantenuti per aiutare a costruire e mantenere la fiducia della società nello smaltimento geologico.

1.3.1 Necessità di RD&D nelle diverse fasi di progettazione

La ricerca e sviluppo in campo nucleare serve a diversi scopi: fornisce input per la progettazione e l'ottimizzazione del sistema e supporto essenziale per la localizzazione ed il monitoraggio dei depositi. Inoltre, contribuisce al raggiungimento di un livello sufficiente di conoscenza del sistema, tale da consentire un'adeguata valutazione della sicurezza.

In linea con la direttiva sui rifiuti Euratom/2011/70, è quindi di fondamentale importanza continuare ad indirizzare la ricerca e lo sviluppo verso la realizzazione di depositi geologici, in Europa, per i rifiuti ad alta attività e di lunga vita, per garantirne una gestione responsabile e sicura.

Le priorità del programma di ricerca e sviluppo cambiano man mano che il programma della gestione dei rifiuti radioattivi progredisce. L'attuale stato di avanzamento degli impianti di smaltimento per i rifiuti di alta attività e per il combustibile esaurito, è illustrato, nello schema seguente, per ciascuna delle WMO europee che aderiscono alla piattaforma IGD-TP.

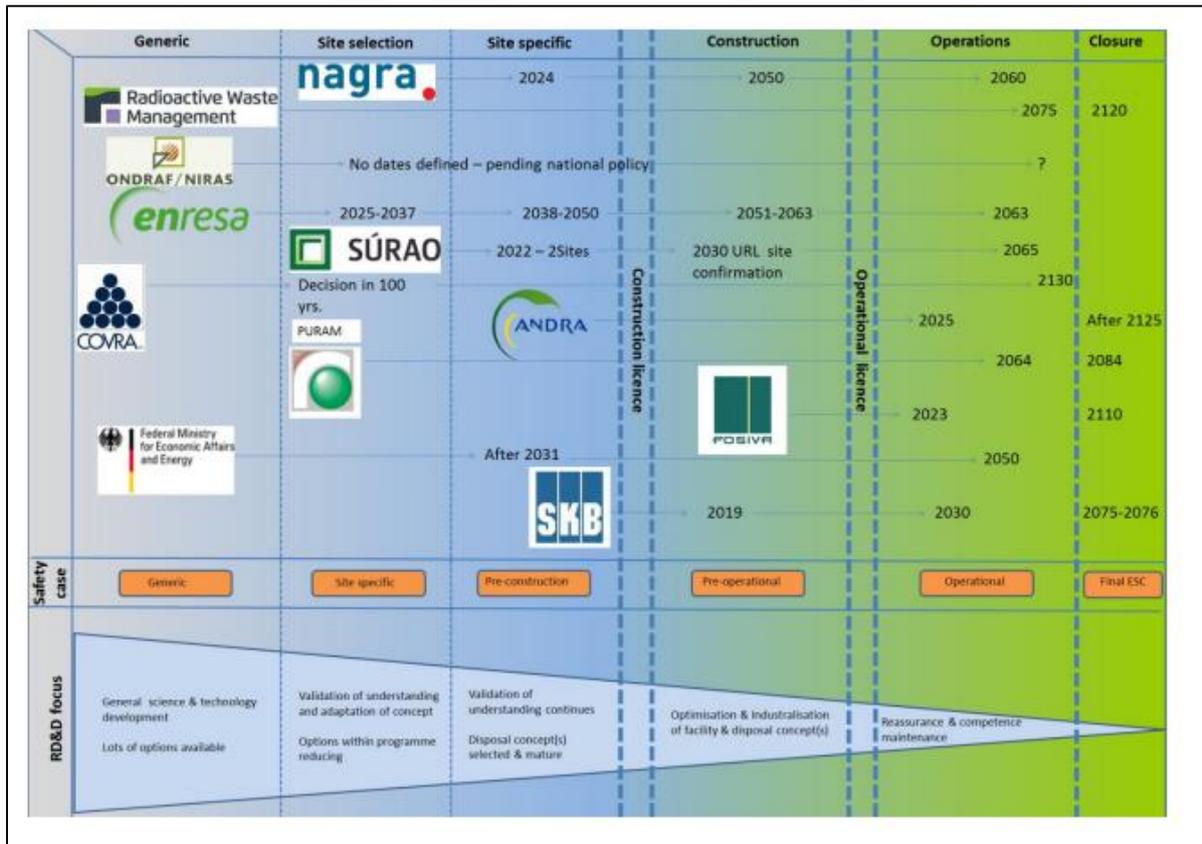


Figura 2 Stato di avanzamento delle attività per la realizzazione del deposito geologico e relativi focus di RD&D

Nelle prime fasi di selezione dei siti l'enfasi è posta sullo sviluppo di concetti di base, associato alla valutazione della sicurezza e della fattibilità tecnologica, tenendo conto delle specificità del paese e delle condizioni al contorno.

Questa fase iniziale è seguita da una fase più specifica, focalizzata sul sito selezionato, in cui lo sforzo di R&D si concentra sull'ottimizzazione del sistema, con particolare attenzione alla sicurezza post-chiusura e, corrispondentemente, sugli aspetti geologici e sulle metodologie di progettazione specifiche del sito in quanto le barriere ingegneristiche dovranno essere progettate adeguatamente alle condizioni geologiche specifiche. Nelle fasi successive (ad es. fase di costruzione) i problemi pratici diventano sempre più importanti, come le procedure di costruzione, la sicurezza operativa e l'ottimizzazione degli aspetti tecnologici (compresa l' "industrializzazione" dell'operazione di costruzione del deposito).

È importante considerare che l'attività di RD & D, tuttavia, non si ferma dopo l'inizio della costruzione della struttura, ma dovrà continuare per tutto la fase di costruzione e per le successive fasi operative.

È quindi necessario uno sforzo di RD & D durante l'intero programma di gestione del ciclo di vita dei rifiuti radioattivi, per garantire l'ottimizzazione dei percorsi di gestione, in generale, e di soluzioni di smaltimento, in particolare, nonché per conformarsi alle normative vigenti. L'attività RD & D deve inoltre anche continuare per rispondere alle nuove eventuali richieste da parte degli stakeholder (società, cittadini, istituzioni,) e della legislazione.

1.3.2 Continuità degli investimenti europei in RD&D

La ricerca e sviluppo riveste un ruolo importante nel fornire supporto per le seguenti necessità:

1. **conoscenza di base**
2. **risorse umane ed infrastrutture**
3. **problematiche sociali, economiche, ecc...**
4. **sviluppo continuo della tecnologia**

1) In linea con la direttiva sui rifiuti Euratom/2011/70/, al fine di garantire una gestione responsabile e sicura dei rifiuti radioattivi è vitale che la comunità europea continui a sostenere la conoscenza di base che supporti la realizzazione dello smaltimento geologico e ne dimostri la sicurezza operativa nel lungo periodo. Questo è fondamentale per far crescere la fiducia dei cittadini e degli enti regolatori e supporta, inoltre, l'attuazione delle politiche nazionali.

2) Quando si stabilisce un programma RD & D, è necessario considerare attentamente il fabbisogno di personale e le infrastrutture necessarie per intraprendere il lavoro; in questo contesto, è molto utile stimolare opportunità di cooperazione con altre WMOs in un contesto bilaterale o multilaterale o nell'ambito di progetti e organizzazioni internazionali.

In particolare, l'IGD-TP offre molte opportunità per la collaborazione RD & D in modo coordinato ma flessibile.

Come indicato nella direttiva sui rifiuti, l'IGD-TP ha un ruolo nel trasferimento della conoscenza e della tecnologia verso paesi con programmi nazionali meno avanzati o in procinto di avviare un proprio programma nucleare.

Vi è un alto rischio di carenza, a livello europeo, nel breve e medio termine, di risorse umane qualificate e multidisciplinari necessarie per sviluppare, valutare, autorizzare e operare impianti di smaltimento geologico; questa rischio ricade non solo sulle WMO ma anche sulle autorità nazionali, le organizzazioni di ricerca, le università e l'industria di filiera. In aggiunta, questa carenza è relativamente circoscritta proprio alla comunità specifica che si occupa di gestione dei rifiuti radioattivi a causa, ad esempio, dell'utilizzo di altre forme di energia, dell'eliminazione progressiva del nucleare in alcuni paesi e alla lunga durata dei progetti per lo smaltimento geologico. Gli sforzi dedicati di RD & D hanno l'ulteriore scopo di contribuire a colmare questa carenza.

3) Le richieste e le preoccupazioni degli stakeholder in merito alla sicurezza dello smaltimento geologico e alla protezione dell'ambiente devono essere affrontate in modo sistematico e l'impegno delle comunità locali che ospiterà le strutture di smaltimento geologico dovrà essere mantenuto per molti anni. Una coerente attività di RD & D dedicata potrà probabilmente contribuire a risolvere eventuali problemi futuri.

4) Lo smaltimento geologico è una sfida pari ad altre attuali situazioni che richiedono soluzioni altamente tecnologiche e specializzanti. L'attività di RD & D dovrà quindi essere mantenuta costante attraverso programmi specifici di complessità via via maggiori, per essere in grado di fornire soluzioni per l'ottimizzazione degli impianti di smaltimento geologico. Questa necessità rimarrà, ovviamente, tale anche dopo la realizzazione della prima struttura europea di smaltimento geologico.

1.4 L'Exchange Forum 2018

Il VIII Exchange Forum si terrà dal 3 al 4 Dicembre 2018, a Berlino.

Quest'anno avrà per la prima volta una struttura con due focus principali, divisi in due giorni distinti.

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 117	0	L	10	22

Il primo giorno sarà dedicato al programma europeo congiunto (European Joint Programme on Radioactive Waste Management- EURAD) con sessioni dedicate a:

- Presentazione delle attività R&D, degli studi strategici e della gestione delle conoscenze che sono oggetto del programma EURAD;
- Presentazione della Strategic Research Agenda di EURAD
- Discussione di nuovi progetti futuri in ambito EURAD
- Aggiornamento sulla nuova call EURATOM WP219-2020

La scelta verso una programmazione congiunta europea per la ricerca finanziata dall'Europa ha portato ad una modifica nelle attività dell'Executive group dell' IGD-TP, che d'ora in poi si focalizzerà sul coordinamento di attività congiunte fra i membri su tematiche che non sono incluse in EURAD. Pertanto la sessione del secondo giorno sarà focalizzata su:

- Comunicazione dei cambiamenti delle priorità per la ricerca
- Aggiornamento delle attività di piattaforma nel 2017 e 2018
- Ricerca di opportunità collaborative fra i membri, su tematiche complementari ma diverse da quelle previste in EURAD, centrate su tre diverse topic:
 1. Problematiche tecniche relative alla recuperabilità dei rifiuti
 2. Contenitori innovativi per rifiuti che generano calore
 3. Tecniche avanzate per la caratterizzazione del sito

Quest'anno, in particolare, si focalizzerà sulla revisione dei progetti europei terminati nel 2018: **CAST** [7] e **JOPRAD**, per raccogliere i principali risultati e le azioni successive. Il Forum sarà anche l'occasione per monitorare lo stato di avanzamento di altri 6 progetti in corso: **BEACON**, **CHANCE**, **DISCO**, **THERAMIN**, **Modern2020**, **CEBAMA**.

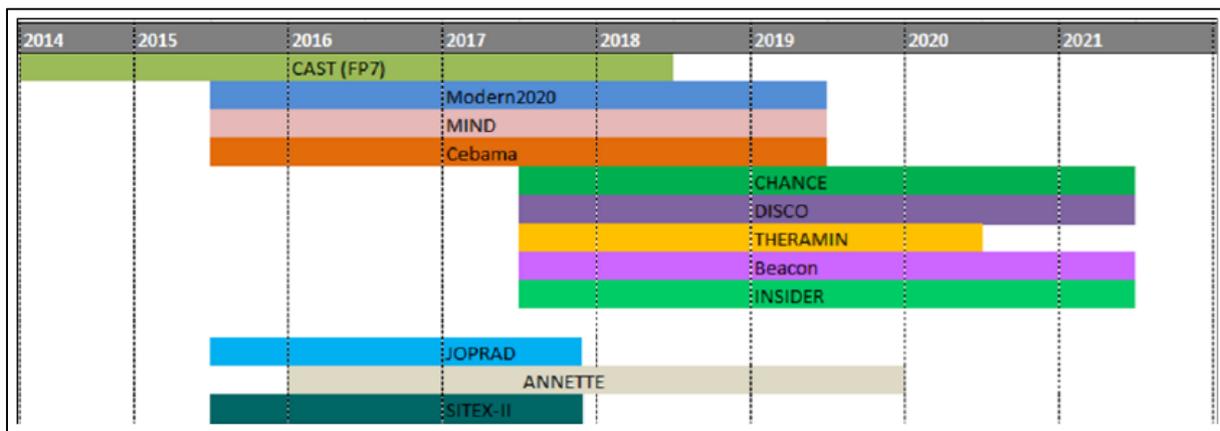


Figura 3 Progetti Europei nell'ambito della piattaforma IGD-TP

1.5 European Joint Programme (EJP)

L'obiettivo principale dell'iniziativa European Joint Programming, che si è sviluppato all'interno della piattaforma IGD-TP, è di realizzare in modalità collaborativa quegli aspetti di RD &D, previsti dai programmi nazionali per la gestione dei rifiuti radioattivi e comuni agli Stati membri. I principali obiettivi sono:

1. Sviluppare, mantenere e consolidare la conoscenza scientifica e tecnologica;
2. Condividere metodologie e strategie comuni
3. Preservare, capitalizzare, trasferire e disseminare la conoscenza acquisita
4. Interagire con le comunità sui temi tecnici e scientifici

Partecipano alla EJP le WMOs, le istituzioni di supporto tecnico, TSOs e gli enti di ricerca pubblici e privati (REs) che hanno un mandato governativo per essere coinvolti nella gestione dei rifiuti radioattivi (sia nella gestione diretta, sia nella RD & D e nel supporto agli enti regolatori). Nessuna organizzazione italiana, al momento, partecipa alla EJP.

I core group dell'EJP, coordinato da ANDRA, è stato fondato nel Gennaio 2017 ed è composto dalle organizzazioni coinvolte nel processo di programmazione congiunta: Andra, Bel V, CNRS, CV REZ, IRSN, JRC, MUTADIS e SKB. La sua funzione è stata quella di *facilitatore* nella fase di sviluppo della proposta per la call EURATOM (NFRP-2018-6: European Joint Research Programme in the management and disposal of radioactive waste) che si è chiusa il 27/09/2018 ed ha un budget di 26-32,5 M€.

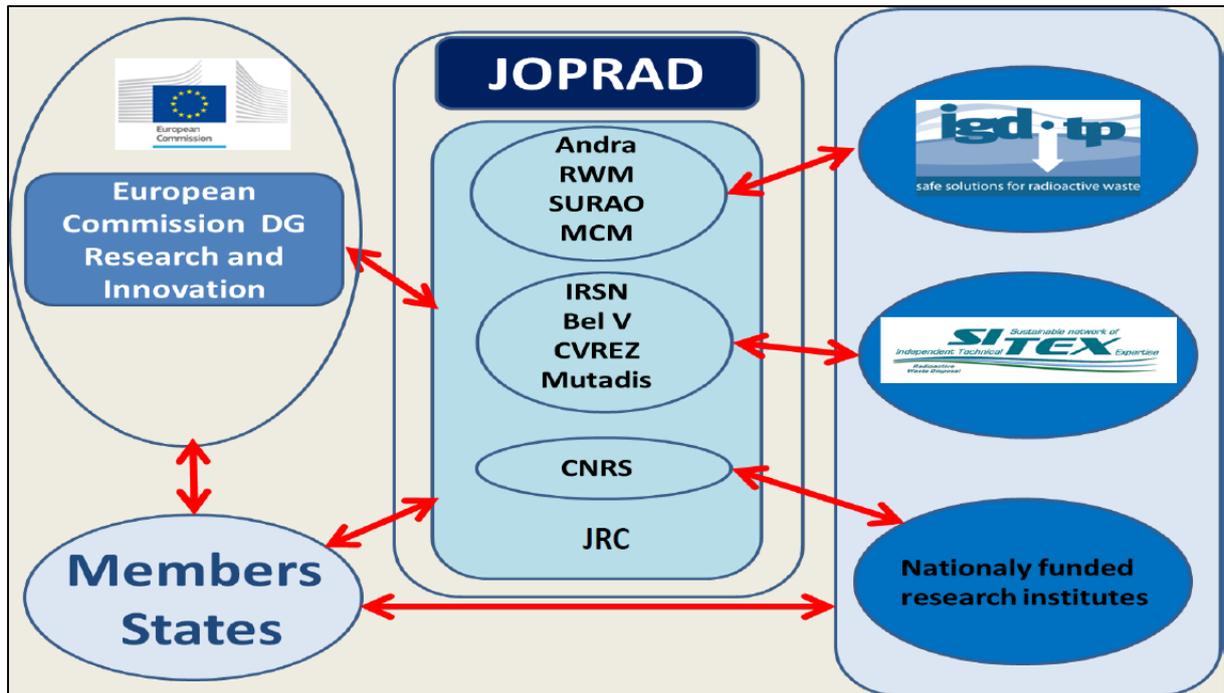


Figura 4 Interazioni della Joint Programming con i Paesi membri e le altre iniziative collegate alla

All'interno dell'iniziativa sono state selezionati, dopo un'attività di sondaggio fra tutti i partecipanti, 7 Working Groups di ricerca collaborativa, 4 per la gestione della conoscenza e 2 per le attività di networking (Figura 6).

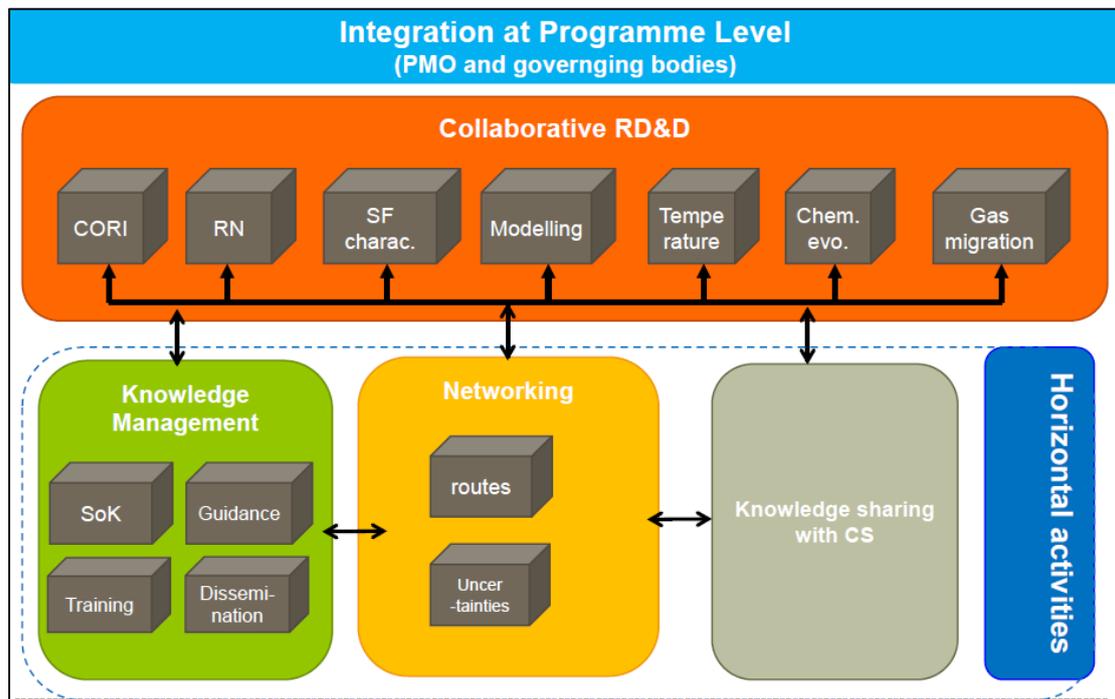


Figura 5 Proposte di attività all'interno della EJP

I sette Working Groups (WGs) di Rd &D selezionati sono:

1. Modelling of process couplings and numerical tools applied to PA
2. Assessment of chemical evolution of ILW and HLW disposal cell
3. Mechanistic understanding of gas migration (mainly in clay-based materials)
4. Influence of temperature on clay-based material behaviour
5. Cement-Organics-Radionuclide-Interactions
6. Fundamental understanding of radionuclide mobility
7. Spent Fuel characterization and evolution until disposal

I due WGs di networking selezionati sono:

1. Understanding of uncertainty, risk and safety
2. Waste management routes in Europe from cradle to grave

I quattro WGs di trasferimento della conoscenza selezionati sono:

1. Development of State-of-the-art documentation (e.g. text books), -
2. Development of guidance documents
3. Delivering of training courses - hands-on-training via mobility measures
4. Dissemination

La proposta di Joint Programming è stata sottoposta alla Commissione Europea per la successiva valutazione ed in caso di valutazione positiva, le attività dei Working Groups partiranno a metà 2019.

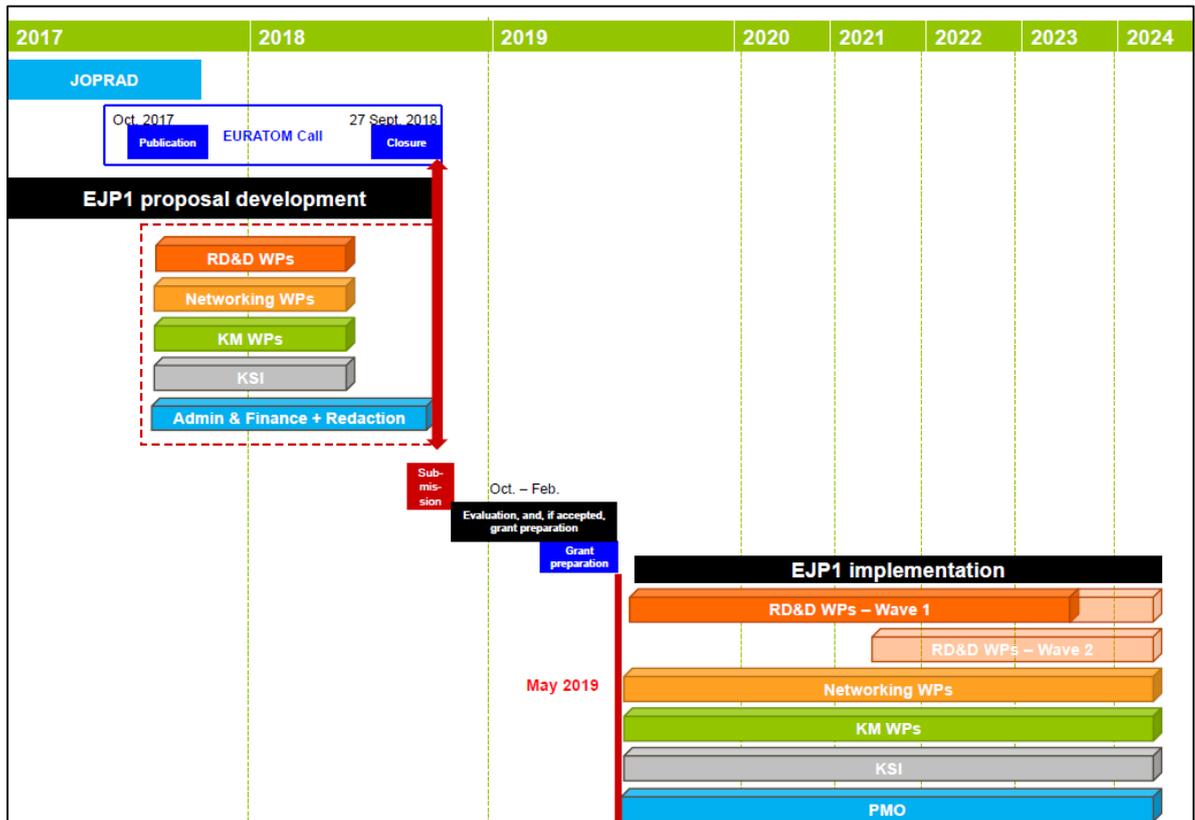


Figura 6 Sviluppo temporale della EJP

2 AGGIORNAMENTI SUI DEPOSITI GEOLOGICI NAZIONALI

Le conoscenze scientifiche e tecnologiche che sono state acquisite negli ultimi 40 anni di ricerca collaborativa sullo smaltimento geologico internazionale sono considerate sufficientemente robuste per supportare e giustificare il rilascio delle licenze per la costruzione di impianti di smaltimento geologico. Tuttavia, è di vitale importanza che questa conoscenza venga mantenuta, potenziata e aumentata durante la progettazione, la costruzione e l'operatività dei depositi che dureranno molti decenni. Ad oggi non esiste ancora un impianto di smaltimento geologico per rifiuti ad alta attività in Europa, tuttavia, si stanno compiendo notevoli progressi in diversi programmi europei. La prima licenza per un deposito di combustibile esaurito è stata recentemente concessa e la Finlandia ha iniziato la costruzione del suo deposito.

2.1 Aggiornamento nazionale della Finlandia

Nel novembre 2015 il governo finlandese ha concesso a Posiva una licenza per la costruzione di un impianto di smaltimento finale per il combustibile esaurito. Dopo un ampio lavoro di ricerca e sviluppo multidisciplinare, Posiva può ora procedere alla costruzione della struttura di smaltimento finale a Olkiluoto, secondo il concetto che ha sviluppato. La decisione favorevole del governo per la domanda di licenza di costruzione di Posiva è il riconoscimento dell'ampio lavoro di ricerca e sviluppo svolto da Posiva, da oltre 40 anni, per sviluppare una soluzione di smaltimento finale sicura per il combustibile nucleare esaurito. Dopo aver ottenuto risultati di ricerca ed esperienza dall'impianto di caratterizzazione delle rocce sotterranee ONKALO™, Posiva sta per passare alla costruzione della struttura di smaltimento finale sull'isola di Olkiluoto a Eurajoki, in Finlandia.

Lo smaltimento definitivo del combustibile esaurito, generato nelle centrali nucleari di Olkiluoto e Loviisa, nel sottosuolo finlandese è previsto per l'inizio degli anni '20.



Figura 7 Impianto di smaltimento sotterraneo ONKALO™ per il combustibile nucleare esaurito.

Posiva Oy e YIT Construction Ltd hanno firmato un contratto a novembre 2016 per lo scavo delle prime gallerie per l'impianto di smaltimento finale di Posiva. Il valore del contratto è di circa 20 milioni di euro e l'impegno di risorse umane stimato, compresi i subappaltatori, è di circa 100-125 anni uomo.

YIT Construction Ltd ha iniziato gli scavi nel mese di dicembre del 2016. La durata totale di questa fase del progetto è stimata in circa due anni e mezzo. Il contratto copre, ad esempio, lo scavo delle prime gallerie centrali e le gallerie di accesso ai veicoli. Vengono, inoltre, effettuati scavi preparatori e lavori di impermeabilizzazione delle rocce in cui verrà successivamente installato un ascensore per i canister. Nel contratto sono anche considerati i lavori di scavo per la stazione di ricezione dei canister alla profondità di circa 430 metri.

Allo stesso tempo, Posiva sta preparando il test in situ del sistema completo (Full-scale in-situ system test “FISST”), che dimostra la fattibilità dell’installazione dei componenti del sistema di barriere ingegneristiche (engineered barrier system “EBS”), e fornisce i dati fin dall’inizio dei lavori.

2.2 Aggiornamento nazionale della Svezia

Nel marzo 2011, SKB ha presentato le richieste di licenze per la costruzione di un deposito per il combustibile esaurito a Forsmark e una struttura di incapsulamento a Oskarshamn. Tali strutture permetteranno di realizzare l’intero sistema che consentirà lo smaltimento finale del combustibile nucleare esaurito.

SKB si occuperà, quindi, della struttura in cui il combustibile nucleare esaurito verrà incapsulato prima dello smaltimento definitivo, dell’impianto di incapsulamento e della struttura finale in cui verrà collocato il deposito per il combustibile esaurito.

La documentazione presentata alle autorità per la loro revisione, che comprende oltre 10.000 pagine, si basa su oltre 40 anni di ricerca e sviluppo. L’obiettivo è dimostrare che SKB può soddisfare i requisiti legali per le nuove strutture che dovranno essere costruite e che le strutture possono essere utilizzate in sicurezza per molti anni.

Il processo di rilascio delle licenze ha richiesto diversi anni e la decisione finale sarà presa dal governo dopo che i comuni avranno dato risposta affermativa o negativa. Tuttavia, la Swedish Radiation Safety Authority (SSM) e il Land and Environment Court (MMD) hanno riesaminato le domande di SKB e presentato le loro osservazioni al governo nel gennaio 2018. Le osservazioni della Swedish Radiation Safety Authority hanno sostanzialmente confermato la proposta del SKB per lo smaltimento finale del combustibile nucleare esaurito e raccomanda al governo di concedere una licenza per un deposito finale per il combustibile nucleare esaurito a Forsmark e un impianto di

incapsulamento a Oskarshamn.. La Land and Environment Court è stata ugualmente favorevole sulla maggior parte degli aspetti importanti, ma ha richiesto una maggiore documentazione sui contenitori di rame che dovranno essere utilizzati.



Figura 8 Foto aerea e progettazione del deposito di combustibile esausto (al centro) nel sito scelto a Forsmark.

La Land and Environment Court ha, infatti, approvato le questioni relative al sito di Forsmark, al tipo di roccia, al buffer e alla dichiarazione di impatto ambientale, così come l'impianto di incapsulamento e l'aumento della capacità nel deposito provvisorio, Clab. Tuttavia, vuole che SKB presenti più documentazione sulle proprietà del contenitore e sulla sicurezza a lungo termine e uno studio sulla questione della responsabilità dopo la chiusura del deposito, che è stata richiesta anche dai comuni. Il fatto che le due autorità siano giunte a conclusioni diverse è in parte dovuto alle diverse legislazioni vigenti alla data di approvazione delle richieste: SSM ai sensi della legge sulle attività nucleari e MMD ai sensi del Codice ambientale. Le autorità hanno anche diverse procedure di licenza: SSM concede una licenza in più passaggi con aggiornamenti continui dell'analisi di sicurezza, MMD deve approvare o meno in base alla documentazione attualmente disponibile. La decisione ora spetta al Ministero dell'ambiente e dell'energia per ulteriori indagini. Tuttavia, prima che il governo prenda una decisione, i comuni interessati devono essere consultati in quanto hanno il diritto di veto: Comune di Östhammar per quanto riguarda il deposito per il combustibile esaurito ed il Comune di Oskarshamn per quanto riguarda l'impianto di

incapsulamento. SKB sta lavorando per sviluppare la documentazione sul contenitore di rame, richiesta dal tribunale. La raccolta di dati sul canister di rame era stata prevista per una fase successiva, cioè in occasione della redazione dell'analisi preliminare sulla sicurezza, ma SKB ora assegnerà la priorità a tale lavoro e lo completerà in anticipo secondo quanto previsto.

2.3 Aggiornamento nazionale della Germania

Con la recente ristrutturazione del quadro organizzativo e normativo, la Germania ha aperto la strada alla selezione di un sito idoneo per il deposito di rifiuti radioattivi di alta attività. L'adozione di due nuove leggi è stata un passo importante verso lo smaltimento sicuro delle scorie nucleari. L'atto, che riorganizza la responsabilità per la gestione dei rifiuti nucleari (VkeNOG, 16/06/2017), regola sia il finanziamento dello smaltimento nucleare che il quadro organizzativo. La legge sulla selezione del sito per il deposito (StandAG, 16/05/2017) definisce la procedura di selezione del sito per un deposito di rifiuti radioattivi di alta attività e tutte le procedure organizzative associate a questo processo. Inoltre, è stata definita una nuova struttura organizzativa costituita da una nuova autorità di vigilanza, l'Ufficio federale per la sicurezza della gestione dei rifiuti nucleari (Bundesamt für kerntechnische Entsorgungssicherheit "BfE"), e una nuova organizzazione per la gestione dei rifiuti, la Società federale per lo smaltimento dei rifiuti radioattivi (Bundes-Gesellschaft für Endlagerung mbH "BGE"). Le responsabilità per l'esercizio delle strutture del deposito temporaneo sono state riassegnate anche alla società di stoccaggio provvisorio federale (Gesellschaft für Zwischenlagerung mbH "BGZ").

Oltre al nuovo quadro normativo e organizzativo sopra descritto, è stata realizzata anche una parallela attività di ricerca. Il processo di selezione del sito e l'implementazione di un deposito per rifiuti radioattivi di alta attività si baseranno su un ampio supporto scientifico e sul continuo progredire dello stato dell'arte nella scienza e nella tecnologia. Per un processo di selezione imparziale è necessario raggiungere e mantenere uno stato di conoscenza avanzato:

- per tutte le diverse opzioni di substrato roccioso presente in Germania,
- per gli effetti dello stoccaggio temporaneo in appositi contenitori estesa fino allo smaltimento finale dei rifiuti

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 117	0	L	19	22

- per gli aspetti socio-tecnici della gestione per lo smaltimento dei rifiuti radioattivi.

Un altro aspetto importante è la comunicazione durante il processo di selezione del sito e tutti gli ulteriori passi per entrare in un dialogo con i cittadini su questa sfida multi-generazionale.

Per rispondere a queste sfide, il ministero federale dell'Economia (BMWFi) sta finanziando la ricerca sulla gestione dei rifiuti radioattivi, indipendentemente dalla scelta del sito, accompagnato da una ricerca di base finanziata dal Ministero federale dell'Istruzione e della ricerca (BMBWF). La società federale per lo smaltimento dei rifiuti radioattivi (BGE), invece, esegue gli esami specifici del sito e finanzia le necessarie e specifiche attività di ricerca e sviluppo. Questa modalità duale (sito specifica e non) aiuterà a sviluppare i metodi e le tecnologie necessarie a fornire conoscenze e competenze, mantenendo così la competenza tecnica nel campo e la promozione di giovani scienziati. La collaborazione internazionale è sempre stata parte integrante delle attività di ricerca nel settore della gestione dei rifiuti radioattivi in Germania: ora che è stato avviato il nuovo processo di selezione del sito, la cooperazione con esperti internazionali e lo scambio di know-how continueranno a giocare un ruolo chiave nella gestione dei rifiuti radioattivi e dello smaltimento geologico in Germania.

3 Considerazioni Conclusive

La piattaforma IGD-TP si è dotata ormai di una forte esperienza ed autonomia organizzativa e coinvolge un grande numero di soggetti coinvolti nella gestione dei rifiuti radioattivi. Essa rappresenta un luogo di condivisione di informazioni per tutte le attività di ricerca e di progettazione connesse alla realizzazione del deposito geologico e, più in generale, allo smaltimento dei rifiuti radioattivi. Da quest'anno rappresenta anche un forum unico per tutte le attività non appartenenti in senso stretto all'iniziativa congiunta del Joint Programming ma ad esse collegate ed è pertanto il riferimento per le istituzioni e per le realtà imprenditoriali e sociali che, pur non avendo uno specifico mandato per la gestione dei rifiuti radioattivi del proprio paese, tuttavia ne sostengono l'avanzamento e ne monitorano le attività, per un uso sostenibile dell'energia nucleare, nell'interesse dei cittadini e delle amministrazioni.

Nell'ambito delle priorità della piattaforma rimane ovviamente strategico lo sforzo di trasferire le conoscenze dalla generazione che ha progettato il concetto del deposito

e delle infrastrutture ad esso associate alle future generazioni che lo realizzeranno e lo utilizzeranno.

ENEA continua a partecipare alle attività della piattaforma IGD-TP, contribuendo con attività tecnico scientifiche sia ai working groups sia ai progetti EURATOM relativi e mantenendo e trasferendo le competenze sulla gestione dei rifiuti radioattivi alla comunità nazionale.

La partecipazione ai lavori della piattaforma richiede pertanto un investimento in termini di risorse umane e strumentazioni assolutamente necessario per poter partecipare attivamente alle programmazioni congiunte internazionali per assicurare una gestione sostenibile del ciclo di vita del combustibile nucleare e dei rifiuti radioattivi del Paese.

La mancata adesione, finora, della SOGIN, costituisce un handicap non trascurabile per la RD & D Italiana, in quanto non consente all'ENEA di garantire quella sinergia e collaborazione con la WMO nazionale che negli altri paesi europei è invece lo stato dell'arte. Questo ha impedito finora di entrare nello EJP con conseguente esclusione dalle associate opportunità.

ELENCO DELLE ABBREVIAZIONI

EC	European Commission
EF	Exchange Forum
EG	Executive Group IGD-TP

HLW	High Level Wastes
IEP	Information Exchange Platform
ILW	Intermediate Low Level Wastes
JA	Joint Action
LLW	Low Level Wastes
RE	Research Entity
R&D	Research and Development
RD&D	Research, Development and Demonstration
SRA	Strategic Research Agenda
TSO	Technical Support Organisation
WG	Working Group
WMOs	Waste Management Organizations

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 117	0	L	22	22

BIBLIOGRAFIA

1. **IGD TP**, . *VISION REPORT*. s.l. : European Commission - EURATOM, 2009.
2. **IGD TP**. *Strategic Research Agenda*. 2011.
3. **IGD-TP** ToR, Term of reference, 2018
4. **IGD TP**. [*RD&D Planning Towards Geological Disposal of Radioactive Waste - Guidance for less-advanced Programmes*, 2015](#)
5. IGD TP web page. [Online] <http://www.igdtp.eu/index.php/participants>.
6. **B. Ferrucci, R. Levizzari, A. Rizzo , C. Telloi, A. Luce**, ENEA, 2017. RSE-ADPFISS – LP1 – 099
7. **E.A.C. Neeft**, 2018 Final overview of CAST project (D7.23)
<https://www.projectcast.eu/cms-file/get/iFileId/2712>

Titolo

Indagini radioecologiche relative alla localizzazione in sicurezza del deposito nazionale

Descrittori
Tipologia del documento:
Collocazione contrattuale: Accordo di programma ENEA-MSE su sicurezza nucleare e reattori di IV generazione

Argomenti trattati: ciclo del combustibile

Sommario

Nell'ambito dell'Adp MSE-ENEA, l'ENEA contribuisce alla discussione sulle problematiche connesse alla chiusura del ciclo nucleare.

ENEA espone un quadro generale relativo alle indagini radioecologiche necessarie alla localizzazione in sicurezza del deposito nazionale.

Note

Autori: *Chiara Telloli, Antonietta Rizzo, Barbara Ferrucci, Paolo Bartolomei*

2			NOME			
			FIRMA			
1			NOME			
			FIRMA			
0	EMISSIONE	21/11/18	NOME	C. Telloli	P. Meloni	F. Rocchi
			FIRMA			
REV.	DESCRIZIONE	DATA		REDAZIONE	CONVALIDA	APPROVAZIONE

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	2	27

Sommario

Premessa.....	3
1. LA RADIOECOLOGIA.....	6
2. PRINCIPALI VIE DI DIFFUSIONE DEI RADIONUCLIDI.....	8
2.1. Percorsi chiave di diffusione dei radionuclidi: acque sotterranee e pozzetti	13
2.2. Trasferimento dei radionuclidi dalle acque sotterranee alle piante.....	17
2.3. Trasferimento dei radionuclidi alle piante tramite assorbimento delle foglie	19
3. PROTEZIONE DELL’AMBIENTE DAI RADIONUCLIDI UTILIZZANDO ANIMALI E PIANTE DI RIFERIMENTO	21
4. CONCLUSIONI.....	24
Bibliografia.....	25

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	3	27

Premessa

Il 5 dicembre 2013 è stata emanata la Direttiva 2013/59/EURATOM “*che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall’esposizione alle radiazioni ionizzanti*”. Questa normativa è entrata in vigore il 6 febbraio 2018, data entro la quale gli stati membri avrebbero dovuto recepirla nelle legislazioni nazionali. Questa direttiva impone, in generale, un miglioramento negli standard di radioprotezione con una revisione verso il basso di molti limiti di dose con delle novità sostanziali nel caso del controllo della radioattività nell’ambiente. Ci sono delle novità importanti: entrando nel dettaglio viene affrontato in maniera organica, ad esempio, il problema della radioprotezione dai NORM, questione attualmente trattata dalle disposizioni di cui al Capo III-bis del D. Lgs. 230/95, con un elenco delle attività lavorative che possono generare NORM, così come è affrontata in maniera organica la questione della radioattività ambientale. Ma la novità più importante è un’attenzione maggiore alla protezione dell’ambiente nella sua globalità e l’introduzione dell’obbligo di informazione alla popolazione.

La legislazione nazionale vigente assegna compiti e obblighi agli esercenti delle attività che rientrano nel suo campo di applicazione, ma anche alle amministrazioni locali (Prefetture, Regioni e Province autonome) e nazionali (Enti e Ministeri). Il controllo sulla radioattività ambientale è articolato in reti di sorveglianza regionali e reti di sorveglianza nazionali. All’Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA) sono affidate le funzioni di coordinamento tecnico delle reti nazionali, sulla base delle direttive dei Ministeri competenti, al fine di assicurare l’omogeneità dei criteri di rilevamento e delle modalità dei prelievi e delle misure, nonché la diffusione dei dati rilevati e la loro trasmissione alla Commissione europea.

È evidente che risulta di forte rilevanza mantenere le competenze di sicurezza nucleare e di radioprotezione ad alto livello e condurre le attività di controllo e di monitoraggio delle attività connesse alla disattivazione delle installazioni nucleari e all’uso di radioisotopi artificiali, della radioattività nell’ambiente e negli alimenti su tutto il territorio nazionale, al fine di prevenire e proteggere lavoratori, popolazione e ambiente da esposizioni indebite alle radiazioni ionizzanti.

La disattivazione (*decommissioning*) di un impianto nucleare ha l’obiettivo di consentire la rimozione di alcuni o di tutti i vincoli normativi radiologici, garantendo la sicurezza a lungo termine della popolazione e dell’ambiente.

L’Agenzia Internazionale per l’Energia Atomica (International Atomic Energy Agency “IAEA”) ha istituito il “Waste Management Safety Standards Committee” (WASSC) per identificare la diffusione di standard di sicurezza in varie aree tematiche relative al nucleare, compresa la gestione dei rifiuti radioattivi (<http://wwwns.iaea.org/standards/>).

Sebbene siano diverse centinaia i radionuclidi prodotti nei reattori nucleari, nelle esplosioni nucleari ecc., solo un numero limitato contribuisce all’esposizione della popolazione ed all’impatto ambientale su una scala temporale medio- lunga. In accordo a quanto riportato dalla IAEA, i radionuclidi di interesse sono i prodotti di fissione ed i prodotti di attivazione. Sono anche da considerare i materiali fissili e fertili (uranio, torio) ed i transuranici.

È importante considerare i radionuclidi di specifico interesse nei diversi comparti ambientali (aria, acqua, latte, carni, altri alimenti, vegetazione, suolo) in modo da tener conto dei potenziali processi di accumulo in presenza di rilasci.

Lo scopo più importante del monitoraggio e di un'eventuale diffusione dei radionuclidi nello spazio e nel tempo è finalizzato alla analisi e valutazione dell'esposizione della popolazione alle radiazioni attraverso tutte le potenziali vie di esposizione, che possono esterne o interne a causa dell'assorbimento di radionuclidi.

In figura 1 si riporta una rappresentazione schematica delle possibili vie di esposizione della popolazione ai rilasci di radioattività nell'ambiente (IAEA, 2005).

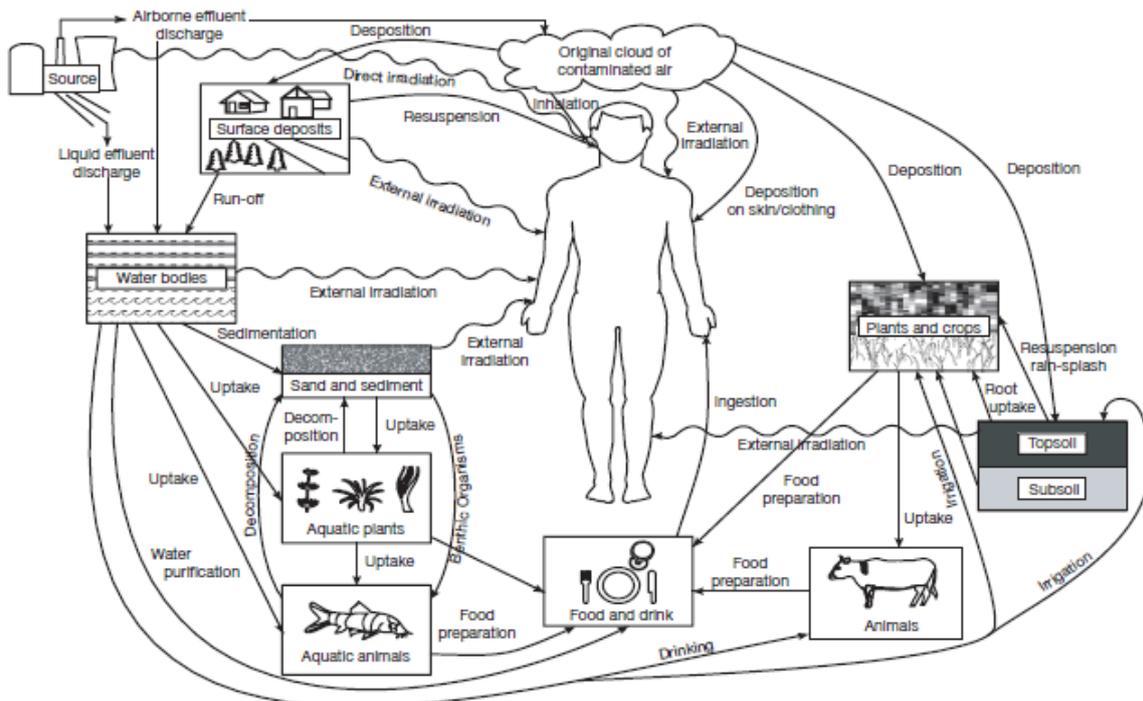


Figura 1 Possibili vie di esposizione della popolazione ai rilasci di radioattività nell'ambiente (IAEA, 2005).

I radionuclidi prodotti per decadimento nei rifiuti radioattivi non dovrebbero fuori uscire dalle barriere ingegneristiche o dai cask in cui sono stoccati i rifiuti all'interno di in un deposito. Ma se ciò dovesse accadere è necessario conoscerne la migrazione per poter individuare tempestivamente eventuali zone di pericolo di inquinamento ed evitare così che questi radionuclidi possano entrare nella biosfera e causare seri problemi all'ambiente.

Questa preoccupazione ha permesso di sviluppare un particolare ramo dell'ecologia che si chiama radioecologia, che *studia l'azione delle radiazioni, naturali o provocate, sia dal punto di vista dei loro effetti (occupandosi, per es., degli inquinamenti radioattivi, dell'accumulo degli elementi radioattivi in particolari organismi), sia da quello delle loro possibili applicazioni, come quella dei radioisotopi usati come traccianti nello studio del ciclo naturale di certi elementi, in quello del metabolismo minerale di animali e piante, in quello dei movimenti delle acque, dei sedimenti ecc.* (definizione da Zanichelli).

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	5	27

Nel caso del deposito nazionale per i rifiuti radioattivi, le indagini radioecologiche possono offrire un valido supporto fin dall'inizio, nella fase dell'individuazione del sito e della sua caratterizzazione geologica.

Lo studio della migrazione dei radionuclidi nei suoli, del trasferimento agli acquiferi, delle interfacce suolo-aria e suolo-pianta sono importanti per valutare le conseguenze dei rilasci di esercizio e di eventuali situazioni incidentali durante l'esercizio del deposito. Questa caratterizzazione radiologica è importante anche per la fase post-esercizio del deposito, nella quale la tenuta delle barriere artificiali non è più garantita e quindi si può fare affidamento solo su quelle naturali.

Si tratta di uno spettro di attività molto vario e articolato che varierà in funzione della tipologia di deposito (geologico o superficiale), dell'inventario e della tipologia di rifiuti radioattivi che verranno conferiti.

Nel corso di questa annualità dell'accordo di programma tra ENEA e Ministero dello Sviluppo Economico si è proceduto all'analisi in dettaglio della definizione di radioecologia nel contesto di un deposito previsto nel nostro Paese.

1. LA RADIOECOLOGIA

La Radioecologia studia il comportamento dei radionuclidi nei diversi comparti ambientali (aria, acqua, suolo, biota). In base all'ambiente in cui i radionuclidi vengono immessi (Figura 2), infatti, essi sono soggetti a processi di natura chimico-fisica diversi, che influiscono sia sui meccanismi di migrazione da un compartimento all'altro, sia sulla loro interazione con l'ambiente stesso e, quindi, sul modo in cui entrano a far parte delle catene alimentari. Le valutazioni radioecologiche sono generalmente condotte attraverso l'analisi di campioni ambientali ed esperimenti di laboratorio, finalizzati alla caratterizzazione del sito oggetto di studio. La fase di caratterizzazione, infatti, è necessaria per individuare e quantificare i parametri che influiscono sul comportamento dei radionuclidi nel sito di riferimento e sviluppare quindi modelli di simulazione previsionali (come ad esempio Robinson et al., 2003; Orucoglu et al., 2018).

La Radioecologia, pertanto, è una disciplina multi- e interdisciplinare, finalizzata alla determinazione delle vie d'esposizione derivanti dall'immissione di radionuclidi nell'ambiente esterno e alla valutazione delle conseguenze per la salute umana e l'ambiente.

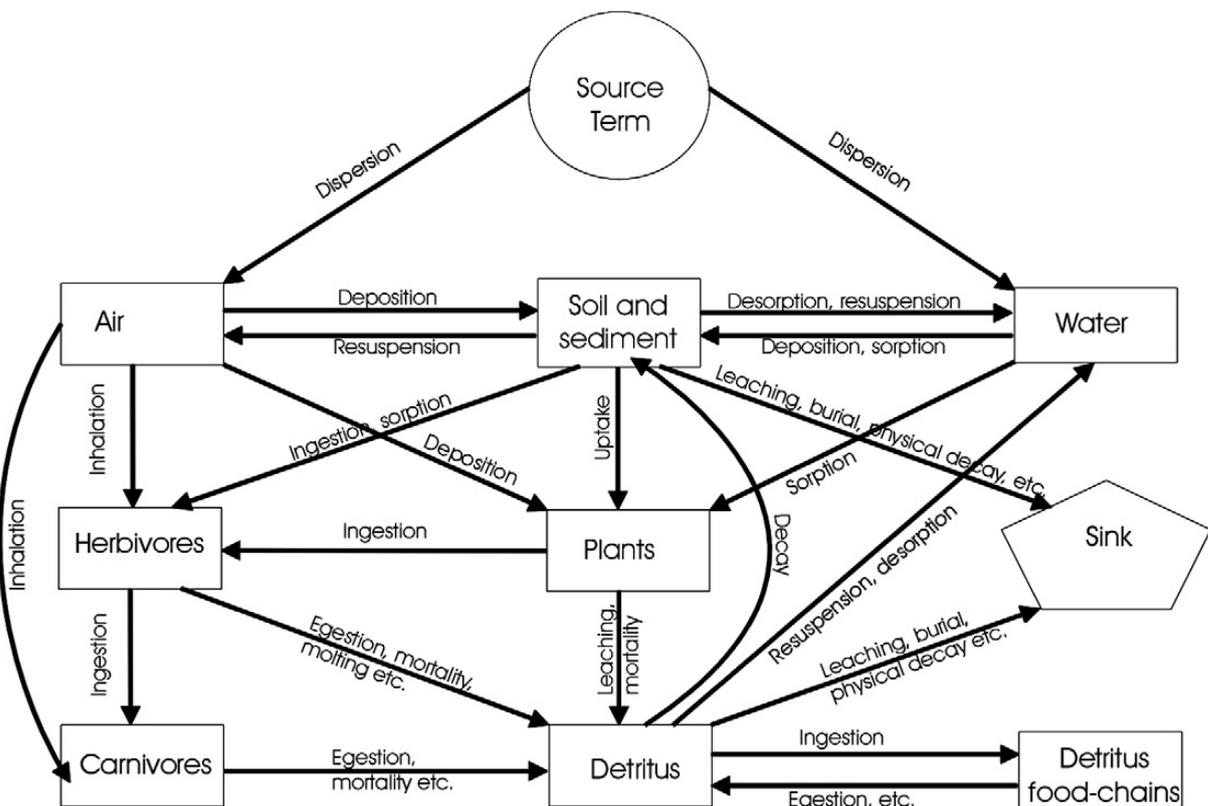


Figura 2. Processi che influenzano il comportamento dei radionuclidi negli ecosistemi (Whicker and Schultz, 1982).

L'interesse verso la Radioecologia è aumentato dopo l'incidente nella centrale nucleare di Chernobyl, avvenuto il 26 aprile del 1986 a Prypjat, nel Nord dell'Ucraina, che causò il rilascio in atmosfera di decine di tonnellate di sostanze radioattive, la

maggior parte sotto forma di gas, aerosol condensati e particolato, che in poco tempo raggiunsero anche l'Europa e in minor misura tutto il resto dell'emisfero settentrionale.

L'incidente di Chernobyl mise in evidenza come la protezione dell'uomo dalle radiazioni ionizzanti fosse strettamente connessa alla protezione dell'ambiente dalle stesse radiazioni, e che le misure di salvaguardia adottate in radioprotezione così come i principi fondamentali e l'individuazione delle vie d'esposizione, fossero necessarie non solo per l'uomo, ma anche per gli altri organismi biologici.

Di conseguenza, la radioecologia post-Chernobyl si è resa sempre più indipendente dalla radioprotezione, e ha focalizzato sempre più l'interesse sugli ecosistemi naturali. A seguito di una contaminazione su larga scala, infatti, per poter stimare la dose alla popolazione, la radioprotezione applicata solo all'uomo non è più sufficiente, ma è necessario estenderne i principi ai diversi ambienti in cui l'uomo vive (Figura 3), tenendo conto degli scenari evolutivi della contaminazione della vegetazione e delle colture in generale, che rappresentano il primo anello della catena alimentare (IAEA, 1992).

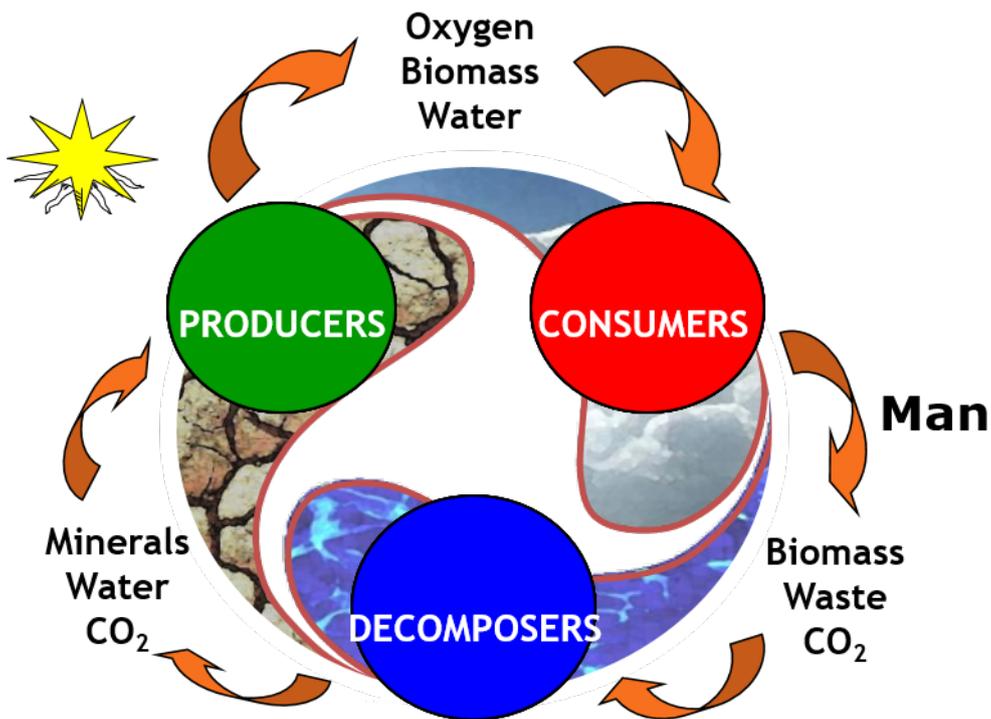


Figura 3. Ciclo della radioecologia.

Uno dei primi problemi che si sono resi evidenti subito dopo l'incidente di Chernobyl è stata la grande variabilità dei dati di radioattività in suoli, piante ed animali di ecosistemi naturali che era, ed è tuttora, un serio handicap nella formulazione di modelli predittivi affidabili.

Dopo il 1986, la comunità scientifica internazionale ha avviato una serie di progetti di ricerca finalizzati alla comprensione dei processi che influenzano i percorsi dei radionuclidi nella biosfera e alla determinazione dei parametri che li caratterizzano. Anche se da allora sono stati fatti molti passi avanti, soprattutto grazie all'ampia mole

di dati derivanti dalle campagne di monitoraggio nelle aree dell'ex Unione Sovietica e in quelle Europee interessate dal passaggio della nube radioattiva, il problema delle incertezze legate ai modelli matematici radioecologici rimane tutt'oggi un argomento chiave di molti studi di impatto ambientale. La dinamica dei radionuclidi nei diversi comparti ambientali, infatti, dipende da molteplici variabili, come ad esempio le condizioni al contorno (che per loro natura sono variabili nel tempo e nello spazio), le interazioni di fattori fisici, chimici, biologici ed ecologici e la specie chimica dei radionuclidi stessi, di cui però non è sempre possibile effettuare valutazioni deterministiche.

Nel caso di radionuclidi a lunga vita, per esempio, esso è composto da molti cicli stagionali nei quali il contenuto dell'elemento varia sia in relazione all'età, ai tassi di crescita, alla richiesta di nutrienti e di acqua, ecc. degli organismi che compongono l'ecosistema stesso, sia in relazione alla concentrazione ed alla chimica degli elementi nella matrice pedologica. La dettagliata conoscenza di questi meccanismi è il prerequisito fondamentale per lo sviluppo di modelli predittivi affidabili. Da tutto ciò risulta, quindi, che è indispensabile per la radioecologia capire pienamente le cause ed i fattori coinvolti nell'alta variabilità dei dati raccolti in ecosistemi naturali.

Le principali vie di trasferimento dei radionuclidi all'uomo ed alle altre specie viventi è principalmente quella dell'acqua. I radionuclidi, infatti, possono defluire nelle acque sotterranee contaminando l'ambiente circostante e attraverso il defluire delle acque sotterranee raggiungere località molto distanti dal luogo di rilascio. La presenza di radionuclidi nelle acque di falda implica anche il gravoso effetto del trasferimento di tali radionuclidi nelle piante per effetto di assorbimento tramite l'apparato radicale.

2. PRINCIPALI VIE DI DIFFUSIONE DEI RADIONUCLIDI

I radionuclidi presi in considerazione saranno quelli rilasciati da rifiuti radioattivi stoccati nel sottosuolo in depositi superficiali e/o profondi, considerando:

- i rifiuti a media attività (Intermediate Level Waste "ILW"): rifiuti che, pur non avendo una significativa potenza termica, hanno una concentrazione di radionuclidi a lunga vita, in particolare alfa emettitori, superiore a quella normalmente ammessa per un deposito di superficie;
- i rifiuti ad alta attività (High Level Waste "HLW") e combustibile esaurito: rifiuti con un contenuto di radioattività tale da generare una significativa potenza termica per effetto del processo di decadimento oppure con un alto contenuto di radionuclidi a lunga vita.

Non vengono considerati, in questo report, i rifiuti a bassa attività (Low Level Waste "LLW"), perchè contengono radionuclidi a concentrazione superiore ai livelli di rilascio, ma con un limitato contenuto di radionuclidi a lunga vita.

I radionuclidi presenti in un rifiuto sono da caratterizzare innanzitutto in termini di:

- radioisotopo (numero atomico o simbolo chimico e numero di massa),
- vita media (emivita in anni y),
- modo di decadimento,
- energia della particella liberata,
- emissione gamma e suoi livelli energetici,
- intensità di dose.

Questi dati sono già disponibili nel database NuDat2 (NuDat2 Database, <http://www.nndc.bnl.gov/nudat2/>).

Va, inoltre, ricordato che i radionuclidi presenti in un ambiente sono distinti in cosmogenici qualora la loro origine sia dovuta alla radiazione cosmica; primordiali ovvero generati dalle catene di decadimento naturali del torio e dell'uranio (serie del torio Th-232, uranio U-238, attinio U-235 e nettunio Np-237) e antropogenici ovvero introdotti nell'ambiente dalle attività dell'uomo connesse con lo sviluppo delle tecnologie nucleari.

I radionuclidi presenti nei rifiuti radioattivi sono molteplici (Nirex and Defra, 2006), ma non tutti hanno un'importante significato radioecologico nelle valutazioni di possibili rilasci e trasporto nei suoli o nelle acque sotterranee, una volta stoccati nel deposito. Alcuni radionuclidi hanno vita breve (inferiori a dieci anni) e decadono completamente in tempi inferiori a quelli richiesti per il rilascio da un deposito, altri, invece, sono associati ad attività molto basse e non sono progenie di prima generazione o di generazione successiva di altri radionuclidi inizialmente presenti.

In questo report, verranno presi in considerazione i principali radionuclidi a vita media (maggiore di dieci anni) presenti nei rifiuti ILW e HLW, che possono essere considerati rilevanti per la biosfera e per cui sarà importante limitarne l'esposizione (Thorne, 2007).

Thorne (2006) ha osservato come alcuni radionuclidi gassosi assumano un ruolo chiave nel contesto di un deposito di rifiuti radioattivi, soprattutto H-3, C-14 e Rn-222.

H-3 è probabilmente meno significativo nel contesto di un deposito di rifiuti a vita medio-lunga rispetto ad un deposito di rifiuti a vita breve, perché ci si aspetta che H-3 decada in situ all'interno dei contenitori sigillati, nonostante ciò potrebbe essere utilizzato come radionuclide di avvertimento "early warning", qualora venga rinvenuto anche in un deposito di rifiuti a vita medio-lunga.

Per quanto riguarda gli altri due radionuclidi gassosi, invece, saranno da tenere in considerazione perché possono influire sull'ecosistema se rilasciati in ambiente.

Ulteriori radionuclidi chiave che possono influire sulla biosfera se rilasciati in ambiente sono gli attinidi con emivita superiori a 10 anni. Questi elementi hanno elevata radiotossicità e dovrebbero essere ben conservati all'interno del deposito per evitare che entrino nei percorsi delle acque sotterranee (Metz et al., 2003; Novikov et al., 2018). Se ciò dovesse accadere, potrebbero esserci seri danni alla biosfera.

Thorne (2006) ha quantificato il valore di dose alla biosfera per molti radionuclidi, moltiplicando la stima dell'inventario 2004 di ciascun radionuclide per il fattore di biosfera calcolato per le acque sotterranee e per i pozzetti. Tabella 1 mostra i valori dei radionuclidi prodotti dai rifiuti ILW, mentre tabella 2 per i rifiuti HLW e combustibile esaurito. Da notare che la vita media rappresentata in tabella 1 (Half life) di 65,000 anni è oggi ritenuta essere vita breve (Chu, et al., 1999). Per ILW, si è ipotizzato che barriere ingegneristiche e contenitori (cask) possano limitare solo il contaminante del rifiuto, viceversa, per HLW e combustibile esaurito, si considera che barriere ingegneristiche e cask mantengano la propria integrità per molto tempo.

Per i radionuclidi che decadono direttamente in prodotti stabili, l'inventario diminuisce monotonicamente nel tempo, mentre per le catene di radionuclidi, l'attività dei membri inferiori della serie può aumentare con il tempo. Tenendo conto di questo, l'inventario per i rifiuti HLW e combustibile esaurito viene calcolato a 0, 100, 1.000, 10.000 e 100.000 anni dopo il momento in cui è stato definito l'inventario. Questi valori sono mostrati in tabella 2.

Tabella 1. Prodotto di inventario e fattore di dose alla biosfera (Sv) per radionuclidi in rifiuti ILW (Thorne, 2006).

Radionuclide	Half Life (y)	Product of Inventory and Reference Dose Factor (Sv)		
		Combined Natural Groundwater and Well	Natural Groundwater	Well
C-14	5.73E+03	1.59E+03	8.15E+01	1.51E+03
Cl-36	3.02E+05	7.26E-01	7.98E-02	6.46E-01
Ni-59	7.49E+04	5.92E+00	2.12E-01	5.71E+00
Ni-63	1.00E+02	5.55E+02	6.77E-01	5.54E+02
Se-79	6.50E+04*	2.23E+01	3.30E+00	1.90E+01
Sr-90	2.91E+01	2.92E+03	8.02E+00	2.91E+03
Zr-93	1.53E+06	9.44E-01	2.53E-02	9.19E-01
Nb-93m	1.64E+01	2.46E-01	1.64E-05	2.46E-01
Nb-94	2.03E+04	1.34E+02	1.82E+01	1.15E+02
Mo-93	3.50E+03	3.48E+00	1.54E-01	3.32E+00
Tc-99	2.13E+05	3.28E+00	7.45E-02	3.20E+00
Pd-107	6.50E+06	2.27E-04	6.40E-06	2.21E-04
Ag-108m	4.18E+02	1.62E+02	8.76E+00	1.53E+02
Sn-121m	5.00E+01	2.03E+00	1.35E-03	2.03E+00
Sn-126	1.00E+05	9.79E+00	1.24E+00	8.55E+00
I-129	1.57E+07	5.08E-01	1.04E-02	4.97E-01
Cs-135	2.30E+06	1.05E+00	1.10E-01	9.41E-01
Cs-137	3.00E+01	1.52E+04	7.04E-01	1.51E+04
Sr-151	8.87E+01	1.28E+00	3.16E-04	1.28E+00
Eu-152	1.33E+01	1.22E+00	3.87E-04	1.22E+00
Ho-166m	1.20E+03	1.48E+00	5.31E-02	1.43E+00
Pb-210	2.23E+01	5.28E+02	2.83E-03	5.28E+02
Ra-226	1.60E+03	2.80E+02	5.30E-01	2.79E+02
Ac-227	2.18E+01	1.09E+01	3.88E-04	1.09E+01
Th-228	1.91E+00	4.11E+00	1.28E-05	4.11E+00
Ra-228	5.75E+00	3.49E+00	2.51E-05	3.49E+00
Th-229	7.34E+03	3.67E-01	3.72E-03	3.63E-01
Th-230	7.54E+04	2.20E+00	2.36E-01	1.96E+00
Pa-231	3.28E+04	7.41E+00	3.65E-01	7.05E+00
Th-232	1.40E+10	7.85E+00	8.53E-01	7.00E+00
U-232	6.89E+01	9.15E-01	6.14E-03	9.08E-01
U-233	1.59E+05	3.81E-01	8.68E-03	3.73E-01
U-234	2.46E+05	9.51E+00	2.18E-01	9.29E+00
U-235	7.04E+08	5.78E-01	1.11E-02	5.67E-01
U-236	2.34E+07	6.60E-01	1.05E-02	6.50E-01
U-238	4.47E+09	9.26E+00	1.47E-01	9.11E+00
Np-237	2.14E+06	7.77E+01	1.28E+00	7.65E+01
Pu-238	8.77E+01	3.46E+03	5.68E-01	3.46E+03
Pu-239	2.41E+04	2.02E+04	3.00E+02	1.99E+04
Pu-240	6.56E+03	2.06E+04	1.71E+02	2.05E+04
Pu-241	1.44E+01	1.91E+01	3.07E-02	1.90E+01
Pu-242	3.74E+05	1.33E+01	2.69E-01	1.30E+01
Am-241	4.32E+02	5.56E+04	6.04E+01	5.55E+04
Am-242m	1.41E+02	4.28E+02	2.83E-01	4.27E+02
Am-243	7.36E+03	4.44E+01	7.24E-01	4.37E+01
Cm-243	3.00E+01	1.31E+01	4.45E-04	1.31E+01
Cm-244	1.81E+01	6.81E+00	3.30E-04	6.81E+00
Cm-245	8.50E+03	1.92E-01	3.61E-03	1.88E-01
Cm-246	4.73E+03	2.45E-01	3.70E-04	2.45E-01

Tabella 2. Prodotto di inventario e fattore di dose alla biosfera (Sv) per radionuclidi in rifiuti HLW e combustibile esaurito (Thorne, 2006).

Radionuclide	Product of Inventory and Combined Biosphere Dose Factor (Sv)				
	0 y	100 y	1000 y	10000 y	100000 y
C-14	2.30E+03	2.27E+03	2.04E+03	6.86E+02	1.28E-02
Cl-36	3.44E-01	3.43E-01	3.43E-01	3.36E-01	2.73E-01
Ni-59	1.89E+00	1.89E+00	1.88E+00	1.73E+00	7.51E-01
Ni-63	4.13E+02	2.06E+02	4.03E-01	3.26E-28	3.85E-299
Se-79	2.46E+03	2.46E+03	2.44E+03	2.22E+03	8.49E+02
Sr-90	3.14E+06	2.90E+05	1.42E-04	1.12E-97	0.00E+00
Zr-93	7.45E+00	7.45E+00	7.45E+00	7.42E+00	7.12E+00
Nb-93m	6.44E-01	7.94E-01	8.02E-01	7.99E-01	7.67E-01
Nb-94	3.52E+01	3.51E+01	3.40E+01	2.50E+01	1.16E+00
Mo-93	4.41E-02	4.33E-02	3.62E-02	6.09E-03	1.11E-10
Tc-99	2.66E+01	2.66E+01	2.65E+01	2.57E+01	1.92E+01
Pd-107	1.09E-02	1.09E-02	1.09E-02	1.09E-02	1.08E-02
Ag-108m	1.79E-01	1.51E-01	3.40E-02	1.12E-08	1.72E-73
Sn-121m	1.33E+00	3.34E-01	1.27E-06	8.31E-61	0.00E+00
Sn-126	5.07E+02	5.07E+02	5.04E+02	4.73E+02	2.54E+02
I-129	3.42E+00	3.42E+00	3.42E+00	3.42E+00	3.40E+00
Cs-135	5.03E+01	5.03E+01	5.03E+01	5.01E+01	4.88E+01
Cs-137	7.99E+06	7.93E+05	7.39E-04	3.63E-94	0.00E+00
Sm-151	2.12E+01	9.71E+00	8.57E-03	2.45E-33	0.00E+00
Eu-152	3.38E+01	1.84E-01	7.86E-22	1.55E-225	0.00E+00
Pb-210	3.11E-02	2.54E-01	1.12E+01	4.29E+02	3.32E+03
Ra-226	3.57E-02	1.88E-01	6.42E+00	2.33E+02	1.79E+03
Ac-227	0.00E+00	1.08E-01	5.40E-01	4.64E+00	2.81E+01
Th-228	0.00E+00	8.53E-07	7.39E-06	8.47E-05	1.03E-03
Ra-228	0.00E+00	1.21E-06	1.02E-05	1.17E-04	1.43E-03
Th-229	3.01E-04	3.84E-03	3.61E-01	4.52E+01	1.02E+03
Th-230	2.91E+00	6.67E+00	4.61E+01	4.26E+02	2.59E+03
Pa-231	5.57E-02	8.80E-02	3.78E-01	3.17E+00	1.91E+01
Th-232	7.01E-07	2.90E-06	2.32E-05	2.63E-04	3.21E-03
U-233	2.44E-03	1.16E-02	1.87E-01	2.76E+00	2.35E+01
U-234	7.83E+01	9.12E+01	1.04E+02	1.02E+02	8.31E+01
U-235	8.06E-01	8.07E-01	8.18E-01	9.09E-01	1.20E+00
U-236	1.21E+01	1.22E+01	1.28E+01	1.62E+01	1.83E+01
U-238	1.83E+01	1.83E+01	1.83E+01	1.83E+01	1.83E+01
Np-237	3.60E+01	5.15E+01	1.24E+02	1.47E+02	1.43E+02
Pu-238	3.34E+05	1.65E+05	4.30E+02	1.44E-16	0.00E+00
Pu-239	6.78E+04	6.76E+04	6.60E+04	5.16E+04	3.93E+03
Pu-240	1.26E+05	1.25E+05	1.14E+05	4.39E+04	3.20E+00
Pu-241	1.68E+05	7.13E+03	3.06E-01	1.47E-01	9.66E-05
Pu-242	5.31E+02	5.31E+02	5.30E+02	5.22E+02	4.42E+02
Am-241	8.51E+05	9.33E+05	2.30E+05	6.97E+00	4.47E-03
Am-242m	6.76E+03	4.25E+03	6.53E+01	4.77E-17	0.00E+00
Am-243	4.39E+03	4.35E+03	4.00E+03	1.71E+03	3.60E-01
Cm-243	1.72E+03	2.78E+02	2.07E-05	0.00E+00	0.00E+00
Cm-244	7.71E+04	5.25E+03	1.65E-07	0.00E+00	0.00E+00
Cm-245	2.01E+01	1.99E+01	1.85E+01	8.89E+00	5.85E-03
Cm-246	3.35E+00	3.30E+00	2.89E+00	7.72E-01	1.42E-06

Legenda colori usati nelle tabelle 1 e 2:

- grigio: valore dell'indice di prodotto < 1*10⁻³
- giallo: valore dell'indice di prodotto > 1
- arancione: catena a singolo membro non eliminata
- azzurro: catena di Zr-93
- blu: catene di Cm-243 e Am-243
- viola: catene di U-232 e Cm-244
- carne: catena di Cm-245
- rosa: catene di Cm-246 e Am-242m

Si assume che il periodo minimo di rilascio dei radionuclidi da rifiuti radioattivi stoccati in un deposito sia di 100 anni e che tale rilascio avvenga costantemente nel tempo. Trascurando il decadimento radioattivo dei radionuclidi, il tasso di rilascio viene considerato pari a 0,01 dell'inventario all'anno. In considerazione di ciò, tutte le catene riportate nella tabella 2 devono essere incluse nella valutazione di impatto radioecologico post-chiusura. Tuttavia, nel definire i principali radionuclidi da monitorare è necessario tenere presente le seguenti considerazioni:

- è improbabile che i tempi di ritorno delle acque sotterranee da un deposito all'ambiente circostante siano inferiori a poche centinaia di anni. Per tale motivo, prendendo in considerazione il Ni-63 (vita media pari a 30 anni) probabilmente si volatilizzerà in un tempo molte volte inferiore alla metà della loro vita; Ni-63 e Ag-108m hanno valori molto bassi pertanto non costituiranno fattori determinanti primari dell'impatto radioecologico post-chiusura attraverso il rilascio in acque sotterranee;
- sia Mo-93 che Ni-59 si trovano a sinistra del Tc-99. Poiché il Tc-99 può essere trasportato in forma anionica come pertecnato e può essere soggetto a un assorbimento limitato, mentre Mo-93 e Ni-59 possono essere soggetti a un grado significativo di assorbimento, la valutazione del Tc-99 nelle previsioni ha una priorità maggiore rispetto a Mo-93 o Ni-59;
- Am-241 ha un'emivita piuttosto breve (432 anni) ed è probabile che la sua immissione in ambiente sia ritardata. Poiché decade a Np-237, con una radiotossicità e una lunga emivita relativamente elevata, sarà opportuno considerare il decadimento dell'Am-241 nel deposito a Np-237.

Tenendo conto di questi criteri, tabelle 1 e 2 si possono ridurre a tabella 3 per ILW e tabella 4 per HLW e combustibile esaurito.

Tabella 3. Radionuclidi chiave considerati per ILW.

C-14
Cl-36
Se-79
Zr-93 → Nb-93m
Nb-94
Tc-99
Sn-126
I-129
Cs-135
Pu-239 → U-235 → Pa-231 → Ac-227
Th-232 → Ra-228 → Th-228
Np-237 → U-233 → Th-229
Pu-242 → U-238 → U-234 → Th-230 → Ra-226 → Pb-210 → Po-210

Tabella 4. Radionuclidi chiave considerati per HLW e combustibile esaurito.

C-14
Cl-36
Se-79
Zr-93 → Nb-93m
Nb-94
Tc-99
Sn-126
I-129
Cs-135
Pu-239 → U-235 → Pa-231 → Ac-227
Pu-240 → U-236 → Th-232 → Ra-228 → Th-228
Np-237 → U-233 → Th-229
Pu-242 → U-238 → U-234 → Th-230 → Ra-226 → Pb-210 → Po-210

Unendo le due tabelle otteniamo tabella 5.

Tabella 5. Radionuclidi chiave considerati per ILW, HLW e combustibile esaurito.

C-14
Cl-36
Se-79
Zr-93 → Nb-93m
Nb-94
Tc-99
Sn-126
I-129
Cs-135
Th-232 → Ra-228 → Th-228
Np-237 → U-233 → Th-229
Pu-239 → U-235 → Pa-231 → Ac-227
Pu-240 → U-236 → Th-232 → Ra-228 → Th-228
Pu-242 → U-238 → U-234 → Th-230 → Ra-226 → Pb-210 → Po-210

2.1. Percorsi chiave di diffusione dei radionuclidi: acque sotterranee e pozzetti

Per i radionuclidi elencati in tabella 5, Thorne (2007) ha analizzato il loro percorso nelle acque sotterranee (tabella 6) e in pozzetti (tabella 7). Per i membri di una catena di decadimento, i risultati sono forniti separatamente per ogni nuclide, in entrambe le tabelle.

Tabella 6. Risultati per il percorso nelle acque sotterranee.

Radionuclide	External	Resuspension	Soil Ingestion	Drinking Water	Plant Ingestion	Animal Produce Ingestion	Fish Ingestion	Total
C-14	7.79E-16	0.00E+00	4.60E-16	6.32E-10	1.98E-12	1.34E-10	1.41E-07	1.42E-07
Cl-36	1.39E-13	0.00E+00	7.38E-16	1.01E-09	9.51E-09	1.52E-08	5.66E-10	2.63E-08
Se-79	1.31E-12	1.44E-12	2.80E-12	2.97E-09	1.20E-07	5.94E-06	4.98E-08	6.12E-06
Zr-93	0.00E+00	2.50E-11	5.02E-12	1.19E-09	6.48E-11	3.76E-11	2.65E-10	1.58E-09
Nb-93m	3.47E-11	1.80E-12	5.48E-13	5.25E-10	7.06E-11	5.91E-12	1.76E-10	8.14E-10
Nb-94	6.49E-07	9.84E-12	1.56E-12	1.51E-09	2.01E-10	1.69E-11	5.07E-10	6.51E-07
Tc-99	9.20E-15	5.98E-16	6.42E-16	6.98E-10	2.76E-10	2.17E-11	2.34E-10	1.23E-09
Sn-126	1.76E-06	5.68E-12	4.62E-12	5.33E-09	1.98E-09	5.42E-10	1.78E-07	1.95E-06
I-129	9.70E-12	7.46E-14	1.13E-12	1.20E-07	1.45E-09	1.09E-08	6.70E-08	1.99E-07
Cs-135	2.55E-11	1.71E-11	1.82E-11	2.15E-09	2.35E-08	9.67E-08	2.40E-08	1.46E-07
Th-232	2.64E-10	1.67E-07	1.60E-09	2.51E-07	6.86E-09	4.85E-09	2.80E-06	3.23E-06
Ra-228	3.03E-06	2.43E-08	4.79E-09	6.90E-08	6.17E-07	1.49E-07	3.85E-08	3.93E-06
Th-228	5.17E-06	6.62E-08	9.92E-10	1.56E-07	4.26E-09	3.01E-09	1.74E-06	7.14E-06
Np-237	4.28E-09	5.75E-10	5.92E-12	1.21E-07	7.63E-10	5.22E-10	1.35E-08	1.41E-07
U-233	3.75E-15	7.48E-14	1.87E-15	7.55E-11	2.41E-13	1.70E-13	8.43E-12	8.44E-11
Th-229	3.36E-12	1.63E-12	1.79E-14	2.70E-12	7.68E-14	5.42E-14	3.01E-11	3.80E-11
Pu-239	3.76E-11	4.58E-08	4.36E-10	1.92E-07	1.87E-09	2.19E-09	6.42E-08	3.06E-07
U-235	1.53E-14	4.97E-16	1.30E-17	5.26E-13	1.68E-15	1.19E-15	5.87E-14	6.03E-13
Pa-231	1.22E-15	2.69E-15	6.24E-17	1.73E-14	2.68E-16	1.45E-15	9.64E-15	3.26E-14
Ac-227	1.29E-14	1.09E-14	1.06E-16	3.53E-14	4.56E-16	2.59E-15	1.97E-14	8.20E-14
Pu-240	9.96E-12	2.44E-08	2.32E-10	1.07E-07	9.98E-10	1.18E-09	3.58E-08	1.69E-07
U-236	7.23E-17	8.51E-15	2.17E-16	8.75E-12	2.79E-14	1.97E-14	9.77E-13	9.78E-12
Th-232	3.53E-22	2.23E-19	2.13E-21	3.22E-19	9.17E-21	6.47E-21	3.60E-18	4.16E-18
Ra-228	4.05E-18	3.25E-20	6.40E-21	8.86E-20	8.26E-19	1.99E-19	4.95E-20	5.26E-18
Th-228	6.92E-18	8.86E-20	1.33E-21	2.00E-19	5.70E-21	4.03E-21	2.24E-18	9.45E-18
Pu-242	2.29E-11	5.91E-08	5.89E-10	2.55E-07	2.53E-09	2.96E-09	8.54E-08	4.05E-07
U-238	5.01E-16	1.02E-16	2.91E-18	1.17E-13	3.76E-16	2.65E-16	1.31E-14	1.32E-13
U-234	7.57E-22	5.15E-20	1.26E-21	5.09E-17	1.63E-19	1.15E-19	5.68E-18	5.69E-17
Th-230	6.19E-22	1.53E-19	1.47E-21	2.22E-19	6.32E-21	4.46E-21	2.48E-18	2.87E-18
Ra-226	5.70E-18	1.45E-20	1.95E-21	2.70E-20	2.52E-19	6.07E-20	1.51E-20	6.07E-18
Pb-210	3.11E-21	1.52E-20	1.32E-20	4.10E-19	1.70E-18	1.49E-17	9.15E-19	1.80E-17

Tabella 7. Risultati per il percorso in pozzetti.

Radionuclide	External	Resuspension	Soil Ingestion	Drinking Water	Plant Ingestion	Animal Produce Ingestion	Fish Ingestion	Total
C-14	1.25E-16	0.00E+00	7.36E-17	3.48E-10	9.29E-10	7.22E-11	7.77E-08	7.91E-08
Cl-36	2.22E-14	0.00E+00	1.18E-16	5.58E-10	3.01E-09	2.52E-09	3.12E-10	6.40E-09
Se-79	2.19E-13	2.40E-13	4.68E-13	1.74E-09	2.47E-08	1.00E-06	2.91E-08	1.06E-06
Zr-93	0.00E+00	4.03E-12	8.11E-13	6.60E-10	1.77E-09	7.01E-12	1.47E-10	2.59E-09
Nb-93m	5.29E-12	2.74E-13	8.35E-14	0.00E+00	1.08E-11	7.37E-13	0.00E+00	1.71E-11
Nb-94	1.20E-07	1.81E-12	2.88E-13	1.02E-09	2.76E-09	4.62E-12	3.42E-10	1.24E-07
Tc-99	1.47E-15	9.57E-17	1.03E-16	3.84E-10	1.07E-09	5.55E-12	1.29E-10	1.59E-09
Sn-126	2.90E-07	9.32E-13	7.58E-13	3.04E-09	8.44E-09	1.21E-10	1.02E-07	4.03E-07
I-129	1.55E-12	1.19E-14	1.80E-13	6.60E-08	1.76E-07	5.54E-09	3.69E-08	2.85E-07
Cs-135	4.12E-12	2.77E-12	2.94E-12	1.20E-09	7.00E-09	1.60E-08	1.34E-08	3.76E-08
Th-232	4.23E-11	2.67E-08	2.55E-10	1.38E-07	3.69E-07	8.60E-10	1.54E-06	2.08E-06
Ra-228	4.85E-07	3.89E-09	7.66E-10	0.00E+00	9.87E-08	2.37E-08	0.00E+00	6.12E-07
Th-228	8.26E-07	1.06E-08	1.59E-10	0.00E+00	6.81E-10	4.60E-10	0.00E+00	8.38E-07
Np-237	6.85E-10	9.20E-11	9.47E-13	6.66E-08	1.78E-07	2.52E-10	7.44E-09	2.53E-07
U-233	2.11E-16	4.21E-15	1.05E-16	0.00E+00	1.36E-14	9.30E-16	0.00E+00	1.90E-14
Th-229	1.77E-13	8.63E-14	9.44E-16	0.00E+00	4.05E-15	2.74E-15	0.00E+00	2.71E-13
Pu-239	7.73E-12	9.42E-09	8.96E-11	1.50E-07	4.01E-07	5.97E-10	5.03E-08	6.11E-07
U-235	8.84E-16	2.88E-17	7.54E-19	0.00E+00	9.73E-17	6.66E-18	0.00E+00	1.02E-15
Pa-231	6.42E-17	1.41E-16	3.27E-18	0.00E+00	1.41E-17	7.02E-17	0.00E+00	2.93E-16
Ac-227	6.78E-16	5.73E-16	5.57E-18	0.00E+00	2.39E-17	1.24E-16	0.00E+00	1.40E-15
Pu-240	3.27E-12	8.01E-09	7.62E-11	1.50E-07	4.01E-07	5.38E-10	5.03E-08	6.09E-07
U-236	4.49E-18	5.28E-16	1.34E-17	0.00E+00	1.73E-15	1.19E-16	0.00E+00	2.40E-15
Th-232	1.86E-23	1.17E-20	1.12E-22	0.00E+00	4.82E-22	3.25E-22	0.00E+00	1.27E-20
Ra-228	2.13E-19	1.71E-21	3.36E-22	0.00E+00	4.33E-20	1.04E-20	0.00E+00	2.69E-19
Th-228	3.63E-19	4.65E-21	6.97E-23	0.00E+00	2.99E-22	2.02E-22	0.00E+00	3.68E-19
Pu-242	3.74E-12	9.63E-09	9.60E-11	1.44E-07	3.85E-07	6.18E-10	4.82E-08	5.87E-07
U-238	2.82E-17	5.77E-18	1.64E-19	0.00E+00	2.12E-17	1.45E-18	0.00E+00	5.68E-17
U-234	3.96E-23	2.69E-21	6.61E-23	0.00E+00	8.52E-21	5.84E-22	0.00E+00	1.19E-20
Th-230	3.22E-23	7.99E-21	7.67E-23	0.00E+00	3.30E-22	2.23E-22	0.00E+00	8.65E-21
Ra-226	2.97E-19	7.55E-22	1.02E-22	0.00E+00	1.31E-20	3.15E-21	0.00E+00	3.14E-19
Pb-210	1.62E-22	7.94E-22	6.86E-22	0.00E+00	8.85E-20	7.71E-19	0.00E+00	8.61E-19

A seguito di questo lavoro di dettaglio, Thorne (2006) ha fatto delle considerazioni specifiche per i radionuclidi più importanti:

- C-14: l'elevato rapporto di concentrazione riscontrato per i pesci denota che il percorso di tale radioisotopo nei pesci è dominante. Concettualmente, questo percorso è alquanto discutibile e soprattutto la probabilità di diffusione per questa via dall'area contaminata è piuttosto piccola (sebbene ci sia la possibilità di un tale flusso in un laghetto da cui potrebbero essere catturati i pesci). Se questo fosse il caso, i fattori di dose per entrambi i percorsi diminuirebbero di circa due ordini di grandezza.
- Cl-36: l'elevato rapporto di concentrazione nel suolo rende dominante la via di diffusione in piante e prodotti animali. I prodotti animali hanno un'importanza paragonabile ai prodotti vegetali, perché gli animali possono consumare foraggi contenenti tale radioisotopo.
- Se-79: le vie di diffusione attraverso gli animali sono dominanti a causa di elevati fattori di trasferimento nell'animale in combinazione con una biodisponibilità relativamente elevata del selenio alle piante. Al contrario, zirconio e niobio sono solo scarsamente assorbiti dal tratto gastrointestinale, quindi l'ingestione di prodotti animali ha poca importanza.
- Zr-93/Nb-93m: considerando la diffusione nelle acque sotterranee, l'acqua potabile risulta essere la via dominante per ingestione degli animali. Al contrario, poiché sia zirconio che niobio sono fortemente bioesclusi dalla pianta, l'ingestione della pianta non è importante.
- Nb-94: al contrario di Zr-93/Nb-93m, Nb-94 è un potente gamma-emettitore. In questo caso, l'irradiazione esterna è la via dominante. Questa irradiazione deriva da Nb-94 fortemente assorbito dai terreni superficiali.
- Tc-99: è altamente mobile in forma anionica e viene per tal motivo facilmente assorbito dalle piante. Benché ben assorbito dal tratto gastrointestinale degli animali viene rapidamente espulso, quindi i fattori di trasferimento negli animali sono piccoli. Pertanto, il consumo di acqua potabile e di prodotti vegetali sono i percorsi dominanti.
- Sn-126: come Nb-94, è un potente gamma-emettitore. È fortemente assorbito dal suolo. Pertanto, l'irradiazione esterna è la via dominante. Tuttavia, poiché lo stagno viene anche bioaccumulato dai pesci, questo è un importante percorso secondario, in particolare per la via di diffusione in pozzetti.
- I-129: il suo limitato grado di bioaccumulo e la sua bassa energia di emissione fanno sì che il consumo di acqua potabile sia la via preferenziale dominante per la sua diffusione nelle acque sotterranee, mentre il pesce una via secondaria di esposizione importante. Per quanto riguarda la possibile diffusione in pozzetti, la contaminazione esterna delle piante fa sì che l'ingestione delle piante domini, anche se limitatamente, l'acqua potabile e l'ingestione di pesce.

- Cs-135: rapporti di concentrazione relativamente alti nel terreno, alti fattori di trasferimento per gli animali e alti rapporti di concentrazione per i pesci denotano larga diffusione di tale radionuclide sia nei prodotti vegetali che animali.
- Th-232: è fortemente bioescluso dalle piante e dagli animali domestici. Tuttavia, è significativamente bioaccumulato dai pesci, quindi questa via di esposizione è dominante per il percorso del radionuclide nelle acque sotterranee. Al contrario, Ra-228 è altamente biodisponibile per le piante ed è ben assorbito dagli animali, quindi i percorsi di diffusione in piante e animali sono predominanti. Il Th-228 e la sua progenie di breve durata danno origine a forti emissioni gamma, in questo caso l'irradiazione esterna è la via dominante di esposizione. Per la via diffusiva nei pozzetti, la contaminazione esterna delle piante aumenta l'importanza dell'ingestione delle piante, ma rimane secondaria all'ingestione di pesce.
- Np-237: è generalmente un povero bioaccumulatore e l'acqua potabile è la via predominante all'esposizione per il percorso nelle acque sotterranee, mentre l'accumulo nei pesci rappresenta una via secondaria. Per il percorso nel pozzetto, l'acqua potabile passa in secondo piano rispetto al contaminante esterno.
- Pu-239: generalmente un povero bioaccumulatore e l'acqua potabile è la via predominante all'esposizione per il percorso nelle acque sotterranee, mentre l'accumulo nei pesci rappresenta una via secondaria. Tutti i radionuclidi sono fortemente bioesclusi, perciò l'acqua potabile è la via di esposizione dominante per il percorso nelle acque sotterranee. Per quanto riguarda U-235 nel pozzetto la contaminazione esterna delle piante è più rilevante. Poiché ciò si riferisce alla contaminazione della prima stagione, la crescita della progenie è meno importante rispetto al caso della diffusione nelle acque di falda.
- Pu-240: come Pu-239, è generalmente un povero bioaccumulatore e l'acqua potabile è la via predominante all'esposizione per il percorso nelle acque sotterranee, mentre l'accumulo nei pesci rappresenta una via secondaria. La lunghissima emivita del Th-232 fa sì che Th-232, Ra-228 e Th-228 siano tutti contributi trascurabili. Per l'U-236, l'acqua potabile è la via di esposizione predominante per il percorso nelle acque sotterranee. Tuttavia, anche la contaminazione esterna della pianta è una via di esposizione rilevante rispetto all'acqua potabile per quanto riguarda la diffusione tramite pozzetto.
- Pu-242: come Pu-239 e Pu-240, è un povero bioaccumulatore e l'acqua potabile è la via predominante all'esposizione per il percorso nelle acque sotterranee, mentre l'accumulo nei pesci rappresenta una via secondaria. Per il percorso nel pozzetto, l'acqua potabile passa in secondo piano rispetto al contaminante esterno. Per quanto riguarda l'U-238, come per l'U-236, l'acqua potabile è la via di esposizione predominante per il percorso nelle acque sotterranee. Tuttavia, anche la contaminazione esterna della pianta è una via di esposizione rilevante rispetto all'acqua potabile per quanto riguarda la

diffusione tramite pozzetto. Il contributo dell'U-234 e la sua progenie sono piccoli rispetto a quelli dell'U-238. Nonostante ciò, per l'U-234, essendo fortemente bioescluso, l'acqua potabile è la via di esposizione predominante per il percorso nelle acque sotterranee. Per quanto riguarda il pozzetto, invece, la contaminazione esterna delle piante è l'esposizione più rilevante rispetto all'acqua potabile, come per l'U-235. Sia per l'acqua di falda naturale (acque sotterranee) che per i pozzetti, l'ingestione di pesce è di grande importanza per il Th-230, l'esposizione esterna per il Ra-226 e l'ingestione di prodotti animali per il Pb-210. La principale via di esposizione per il Ra-226 è nel percorso nelle acque sotterranee; a seguito di tale diffusione il Ra-226 viene ingerito da animali, pesci, piante e potrebbe finire nell'acqua potabile. C'è anche un importante contributo secondario dovuto all'irradiazione esterna dal Ra-226. Per quanto riguarda il Pb-210, la sua presenza nelle acque sotterranee fa sì che venga assorbito dai pesce; mentre nei pozzetti favorisce l'ingestione delle piante a causa della sua contaminazione esterna (sia il Pb-210 che il Po-210 sono fortemente bioesclusi dalle piante e non sono assorbiti dalle radici).

Questa lista definisce i radionuclidi da monitorare sia per depositi di rifiuti ILW che HLW.

Nel determinare le priorità per il monitoraggio dei contaminanti chiave, può essere utile notare che ci sono molti punti in comune tra Ci-36, Tc-99 e I-129, per quanto riguarda la loro interazione con la materia organica e l'alta biodisponibilità. Ciò suggerisce che questi tre radionuclidi potrebbero essere trattati assieme.

Inoltre, le forti somiglianze tra chimica e biochimica di zirconio e niobio e la relazione tra Zr-93 e Nb-93m attraverso il decadimento radioattivo indicano che Zr-93 / Nb-93m e Nb-94 devono anch'essi essere trattati assieme.

Al contrario, tutti gli altri (C-14, Se-79, Sn-126, Cs-135, Pb-210 e la catena di Ra-226) sono radioisotopi di elementi con caratteristiche biogeochimiche distintive e complesse. Pertanto, ha senso trattare ciascuno di questi separatamente.

Lo stesso vale per gli attinidi e i suoi discendenti. Sebbene vari radioisotopi dello stesso elemento siano presenti nelle diverse catene di decadimento, sarà più coerente trattare ciascuna catena individualmente.

Le vie di esposizione per questi diversi radionuclidi possono essere utilizzate per determinare il grado di dettaglio richiesto nello sviluppo dei vari aspetti legati alla via di esposizione più importante per ogni singolo radionuclide. Inoltre, per alcune delle catene di decadimento, i contributi dei membri inferiori della catena possono avere un significato poco radiologico rispetto al membro superiore. Tuttavia, si dovrebbe tenere presente che l'importanza relativa dei vari membri della catena dipenderà dalle quantità e dalle concentrazioni dei vari radionuclidi nella catena che raggiungono la biosfera.

2.2. Trasferimento dei radionuclidi dalle acque sotterranee alle piante

La stima dell'assorbimento dei radionuclidi nelle piante, rappresenta tutt'oggi una sfida a livello scientifico, poichè le piante sono il primo anello di catene alimentari che possono portare a concentrazioni elevate di radionuclidi nei tessuti degli animali, incluso l'uomo (Bonetti, 1998). Inoltre, la modellazione di tali meccanismi non può

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	18	27

prescindere dalla caratterizzazione del sito d'interesse. Per le piante, infatti, anche se appartenenti alla stessa specie, le modalità di intercettazione, assorbimento e metabolizzazione dei radionuclidi dipendono da un ampio spettro di parametri che devono essere misurati in sito e che non possono essere generalizzati, così come i modelli matematici nei quali vengono implementati.

In seguito alla contaminazione radioattiva dell'aria, del suolo o dell'acqua, la vegetazione costituisce il comparto ambientale più critico dal punto di vista dell'impatto radiologico. Infatti, qualunque sia la forma fisica del materiale radioattivo immesso nell'ambiente esterno, i radionuclidi in esso contenuti possono essere assorbiti nelle piante attraverso una serie di meccanismi influenzati da molte variabili, come, ad esempio, la specie chimica dei radionuclidi (anionica o cationica) e la specie, la morfologia e la fase di sviluppo della pianta.

In presenza di un suolo già contaminato (per deposizione o a causa dell'irrigazione con acqua contaminata, o per migrazione di radionuclidi provenienti dal sottosuolo), le piante possono essere contaminate attraverso l'assorbimento radicale e successiva traslocazione. Ciascun radionuclide è caratterizzato da uno specifico fattore di trasferimento che esprime l'intensità dei processi di passaggio dal suolo alla pianta, in relazione anche alla capacità del suolo stesso di trattenere gli elementi in questione e la loro localizzazione nel profilo pedologico. Il tasso di assorbimento radicale di uno specifico radionuclide, dipende anche dalla profondità alla quale esso si trova e quindi dall'estensione verticale delle radici.

Nella valutazione del trasferimento di radionuclidi dal suolo alle piante è fondamentale conoscere la composizione del suolo superficiale, quindi il suo contenuto di humus, sabbie, fanghi e argille. Tali sostanze influiscono sia sui processi di migrazione dei radionuclidi nel substarto, sia in quelli di assorbimento radicale. L'humus, per esempio, ha un discreto potere adsorbente per la presenza di prodotti carboniosi; le sabbie, a differenza dei fanghi, hanno uno scarso potere filtrante; mentre le argille sono rilevanti per gli scambi ionici, che influenzano la ritenzione e il trasporto dei radionuclidi. Dopo lo scambio ionico con le argille, questi risultano poco disponibili per l'assorbimento radicale.

Nell'assorbimento radicale rivestono grande importanza anche le caratteristiche chimiche degli isotopi, infatti se presentano affinità chimica con gli elementi normalmente metabolizzati dalla pianta, possono essere assorbiti e metabolizzati per una sorta di errore, come nel caso di Ca e Sr o di K e Cs (Gelmini, SILAQ).

L'assorbimento dei radionuclidi dal suolo mediante il sistema radicale può protrarsi anche per parecchi anni e dipende dalla quantità di radionuclidi in soluzione nel suolo. La relazione tra proprietà del suolo e trasferimento dal suolo alla pianta dei radionuclidi è alquanto complessa e coinvolge numerosi parametri; frazione argillosa, tipo di argille, contenuto in sostanza organica, tenore idrico, ecc. (Nahmani et al., 2007; Velasco et al., 2009; IAEA, 2010). Il trasferimento è dipendente anche da fattori relativi alla pianta stessa, che possono interagire in vario modo con le proprietà del suolo (Charro and Moyano, 2017; Wu et al., 2018).

Il grande numero di parametri coinvolti e le interazioni fra essi rende estremamente difficile determinare gli effetti di un singolo fattore sul trasferimento.

Molti autori hanno comunque tentato di quantificare l'entità del processo di assunzione di radionuclidi tramite l'apparato radicale mediante dei fattori di trasferimento (FT), cioè dei coefficienti specifici per ogni radionuclide che esprimono l'entità del trasferimento suolo-pianta (Gil-García et al., 2009; Hossain et al., 2012).

Figura 4 fornisce un esempio dello studio del trasferimento del C-14 dal suolo ad alcune tipologie di piante, quali sedano, carota e pak-choi (o cavolo cinese) (Li et al., 2018).

Nell'ambito degli studi di radioecologia, la definizione delle contromisure da adottare per proteggere dalle radiazioni ionizzanti l'ambiente, e in particolar modo la vegetazione, necessita quindi della conoscenza approfondita dei processi che portano alla contaminazione dei diversi comparti ambientali. Tali processi devono poter essere quantificati attraverso l'utilizzo di modelli matematici predittivi, utili a scopi applicativi di validità generale. Tuttavia per una stima deterministica è necessario servirsi di modelli molto dettagliati che tengano conto delle variabili proprie dei diversi recettori naturali interessati dal ciclo dei radioelementi. Tale impostazione richiede un'elevata sitospecificità dei modelli e dei parametri utilizzati. In questo contesto, riveste quindi un'importanza fondamentale la caratterizzazione dei siti a rischio radiologico.

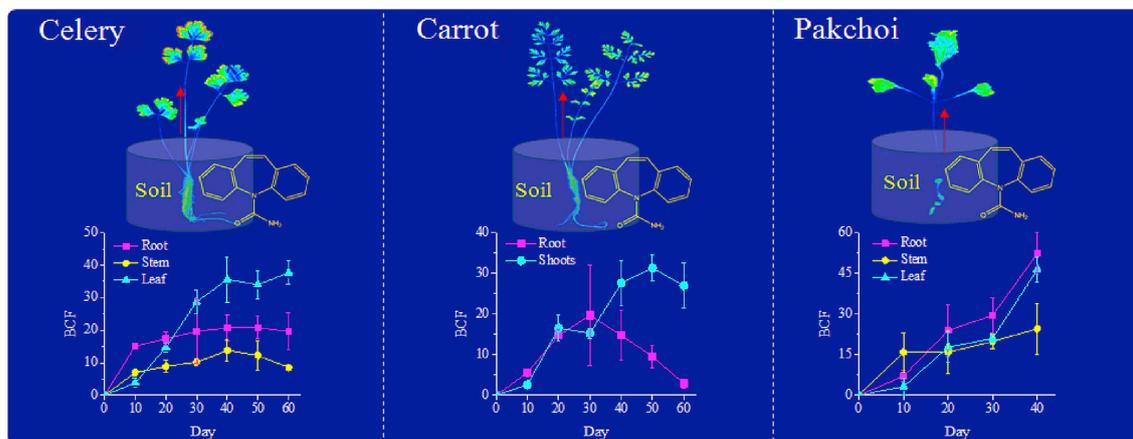


Figura 4. Esempio di trasferimento del C-14 dal suolo ad alcuni tipi di piante (Li et al., 2018).

2.3. Trasferimento dei radionuclidi alle piante tramite assorbimento delle foglie

Fin dagli inizi dell'era nucleare, la possibilità di accumulo di radioisotopi da parte dei tessuti vegetali è stata oggetto di studio per il ruolo che le piante hanno quale primo anello di catene alimentari che possono portare a concentrazioni elevate di radionuclidi nei tessuti degli animali, incluso l'uomo.

La deposizione fogliare è, almeno potenzialmente, la fonte principale di ingresso dei radionuclidi nella catena alimentare (Zehnder et al., 1996), in quanto questi possono venire trasferiti direttamente agli animali che consumano il fogliame contaminato. Nonostante l'assorbimento alla superficie fogliare dipenda da molti fattori, la maggior parte dei radionuclidi che si depositano alla superficie fogliare può venire assorbita metabolicamente in tempi rapidi (Levi, 1970a; Charro & Moyano, 2017).

L'assorbimento fogliare è rilevante nella fase di ricaduta e per i radionuclidi a vita media breve (es. I-131) (Koranda and Robinson, 1978; Coughtrey et al., 1983).

I radionuclidi immessi in atmosfera sotto forma di gas, particolato, vapore o aerosol possono raggiungere il suolo attraverso processi di deposizione secca o

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	20	27

umida. Nel primo caso una parte dei radionuclidi presenti nella nube radioattiva viene trasferita al suolo senza l'intervento dell'umidità presente in atmosfera; nel secondo caso, invece, i gas o le particelle radioattive vengono catturate dall'acqua presente nell'aria in prossimità del suolo, pertanto la deposizione umida è legata ai fenomeni idrometrici, quali precipitazioni piovose e nevose, nuvole e nebbia.

Durante un fenomeno di deposizione la vegetazione si comporta come un filtro, intercettando parte del materiale che altrimenti si depositerebbe al suolo. La frazione di radionuclidi intercettata dalle foglie dipende da diversi fattori, come ad esempio il rapporto tra la superficie fogliare e la superficie del suolo, generalmente indicata con il parametro adimensionale LAI (Leaf Area Index), ma anche dal tipo di deposizione (umida o secca).

Dati sperimentali (Coughtrey, 1983) hanno mostrato che, nel caso di particolato con diametro dell'ordine di qualche micron, i vegetali hanno una maggiore capacità di intercettare il particolato rispetto al terreno. A seguito di esperimenti condotti sul campo, Chamberlain (1970) propose che la frazione di deposizione totale intercettata dalla vegetazione poteva essere messa in relazione alla biomassa della vegetazione stessa, attraverso un parametro misurabile direttamente denominato coefficiente di intercettazione μ (m^2/kg). I valori sperimentali di μ variano generalmente nell'intervallo tra 2.3 e 3.3 m^2/kg (Peterson, 1983), ma in condizioni di umidità relativa alta il valore di μ può aumentare fino a 2.25 volte (Miller, 1980).

Parte del materiale radioattivo inizialmente intercettato dalle foglie ricade al suolo a causa delle precipitazioni, o del vento o del passaggio di animali.

Le sostanze radioattive trattenute dalle foglie dipendono da diversi parametri, uno dei quali è legato alla tessitura delle foglie stesse e dal fatto che la deposizione avvenga durante il giorno o durante la notte. Durante le ore notturne, infatti, i pori delle foglie si chiudono e la loro capacità di intercettazione tende a diminuire (Chamberline, 1970).

La deposizione di materiale radioattivo sulle foglie può essere anche indiretta e avvenire per effetto dei processi di risospensione che riportano in aria i radionuclidi depositati al suolo (Krmr et al., 2017). Generalmente si tratta di meccanismi attribuibili al vento, ma anche al passaggio di animali o ad attività antropiche, come lavorazioni agricole o il traffico. Tali meccanismi possono essere l'origine della persistenza di alte concentrazioni in aria di radionuclidi anche dopo la fine del rilascio, con un conseguente rischio di inalazione e di ricontaminazione di piante che in precedenza avevano subito processi di dilavamento (Smith, 2015).

Il processo di risospensione varia con la grandezza delle particelle, per diametri al di sotto dei 50 μm , esse possono essere riportate in aria dal vento e rimanervi per tempi abbastanza lunghi; al contrario particelle con diametro dell'ordine dei 0.1 μm difficilmente sono soggette a risospensione (IAEA, 1992). Il trasferimento dei radionuclidi alla superficie delle piante attraverso la risospensione rappresenta un meccanismo di contaminazione rilevante, soprattutto per radionuclidi con vita relativamente lunga, come gli attinidi che non vengono facilmente assorbiti dalle piante attraverso le radici. Parte dei radionuclidi intercettati e trattenuti dalle foglie a seguito della deposizione può essere assorbita all'interno dei tessuti; il grado di assorbimento dipende dalle caratteristiche specifiche della pianta e dal suo stadio di sviluppo al momento dell'esposizione.

Figura 5 mostra uno studio di Ikka et al. (2018) sull'assorbimento del radionuclide Cs-137 da parte delle foglie della pianta del the.

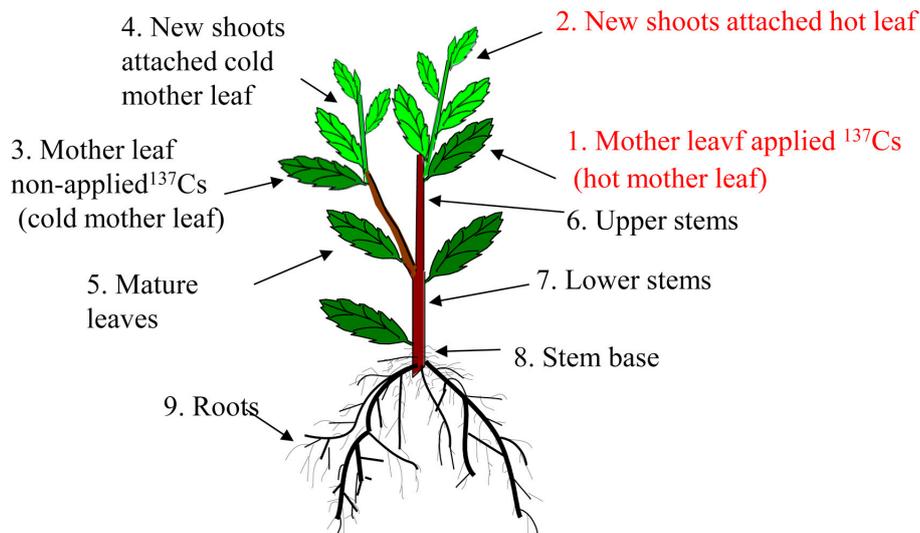


Figura 5. Esempio di trasferimento del Cs-137 nelle foglie della pianta del the (Ikka et al., 2018).

3. PROTEZIONE DELL'AMBIENTE DAI RADIONUCLIDI UTILIZZANDO ANIMALI E PIANTE DI RIFERIMENTO

“Sebbene l'obiettivo principale della protezione dalle radiazioni ionizzanti sia il conseguimento e il mantenimento di condizioni appropriatamente sicure per le attività che comportano l'esposizione umana, il livello di sicurezza richiesto per la protezione di tutti gli individui umani è probabile che possa essere lo stesso per proteggere altre specie. Pertanto, se l'uomo è adeguatamente protetto, è probabile che anche altri esseri viventi siano sufficientemente protetti” (ICRP, 1977).

La Commissione Internazionale sulla Protezione Radiologica (ICRP) ritiene che *“lo standard di controllo ambientale necessario per proteggere l'uomo nella misura attualmente auspicabile assicurerà che altre specie non siano messe a rischio. Occasionalmente, i singoli membri di specie non umane potrebbero essere danneggiati, ma non al punto di mettere in pericolo le specie intere o creare squilibri tra le specie. Al momento attuale, la Commissione si occupa dell'ambiente umano solo per quanto riguarda il trasferimento di radionuclidi attraverso l'ambiente, poiché ciò influenza direttamente la protezione radiologica dell'uomo”* (ICRP, 1991).

La preoccupazione della società per i rischi ambientali ha messo sotto pressione i responsabili politici e i regolatori per definire strategie di protezione che includano specificamente ed esplicitamente l'ambiente, come evidenziato da un numero crescente di impegni legali internazionali e nazionali, quali ad esempio la Dichiarazione di Rio (Nazioni Unite, 1992).

Per rispondere a tali preoccupazioni, era sempre più necessario che le strategie per la protezione dell'ambiente fossero applicabili alle radiazioni e ad altri inquinanti.

Nel 2007, ICRP ha definito un approccio sistematico per la valutazione radioecologica delle specie non umane per sostenere la gestione degli effetti delle radiazioni nell'ambiente (ICRP, 2007). Sono stati definiti animali e piante di riferimento, per servire come base per la comprensione e interpretazione delle relazioni tra esposizione e dose, e tra dose e certe categorie di effetti, per alcuni tipi di animali e piante chiaramente definiti.

Tale insieme di informazioni dovrebbe servire come base da cui sviluppare approcci numerici per la valutazione e la gestione dei rischi per le specie non umane, in base alle esigenze e alle situazioni nazionali.

Le comunità e gli ecosistemi sono costituiti da popolazioni che interagiscono in molti modi complessi e chiaramente non è possibile conoscere tutte le specie all'interno di qualsiasi ecosistema. Nonostante ciò, ICRP (2008) ha individuato animali piante di riferimento per il monitoraggio di tali specie alle radiazioni ionizzanti, basati sulla loro rappresentatività "tipica", oltre che ai loro effetti biologici:

- Grandi mammiferi terrestri: cervi
- Piccoli mammiferi terrestri: ratto
- Uccello acquatico: anatra
- Anfibi: rana
- Pesce d'acqua dolce: trota
- Pesce marino: pleuronettiforme (comunemente noto come pesce piatto)
- Insetto terrestre: ape
- Crostaceo marino: granchio
- Anellide terrestre: lombrico
- Grande pianta terrestre: albero di pino
- Piccola pianta terrestre: erba selvatica
- Alghe: alga marrone

Definire animali e piante di riferimento serve a stabilire i livelli di riferimento per la protezione ambientale, individuando organismi rappresentativi all'assunzione di radionuclidi e/o ad esposizione esterna. Grazie a ciò sarà possibile individuare situazioni di esposizione pianificata, esistente e di emergenza (Figura 6).

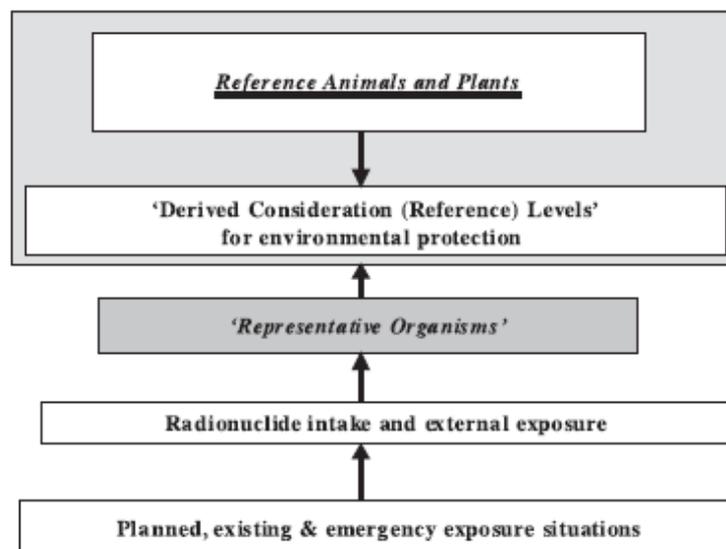


Figura 6. Relazioni tra i vari punti di riferimento per la protezione dell'ambiente (ICRP, 2008).

Le piante e gli animali possono essere esposti a radiazioni ionizzanti provenienti da fonti diverse nell'ambiente e in diversi tipi di situazioni di esposizione (Figure 7 e 8). A causa di tutti questi fattori, quelli che influenzano le dosi ricevute varieranno enormemente.

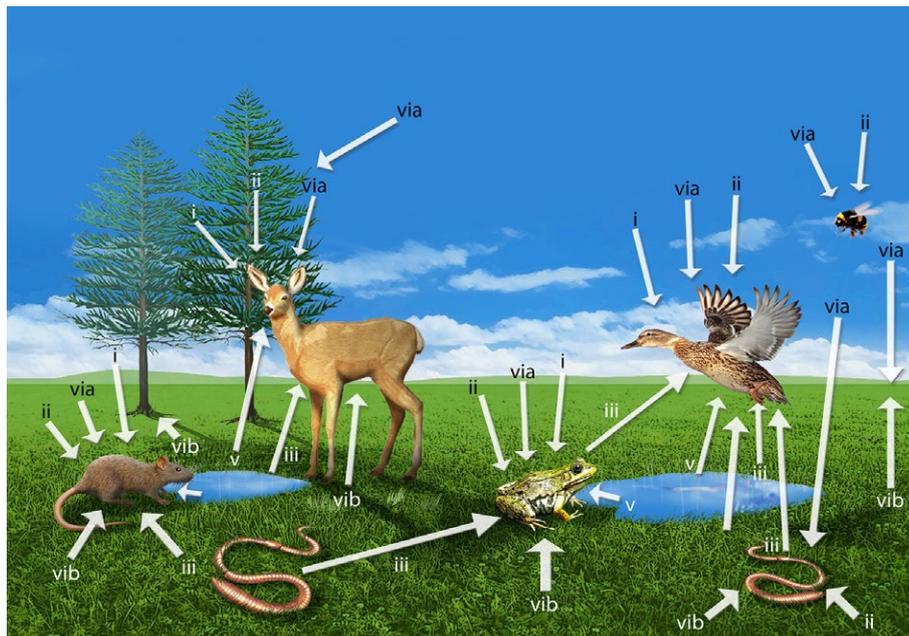


Figura 7. Percorsi di esposizione terrestre: (i) Inalazione di particelle o gas; (ii) Contaminazione di pellicce / piume / pelle; (iii) Ingestione di animali con livelli trofici inferiori; (v) Bere acqua contaminata; (vi) Esposizione esterna attraverso (a) aria o (b) suolo (ICRP, 2009).

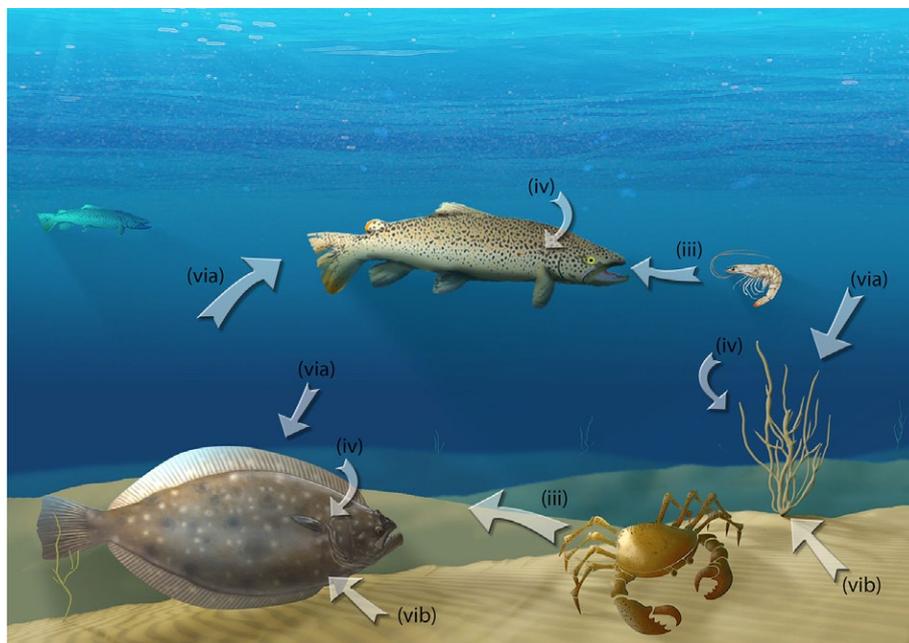


Figura 8. Percorsi di esposizione acquatica per pesci e alghe: (iii) Ingestione di animali con livelli trofici inferiori; (iv) Assorbimento diretto dall'acqua; (vi) Esposizione esterna da (a) acqua e (b) sedimento (ICRP, 2009).

I radionuclidi distribuiti nell'ambiente provocheranno un'esposizione alle radiazioni esterne degli organismi che vivono nel mezzo contaminato o vicino ad esso; la dose ricevuta sarà il risultato delle interazioni complesse e non lineari di vari fattori, tra cui: i livelli di contaminazione nell'ambiente; le proprietà di decadimento specifiche del

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	24	27

radionuclide caratterizzate dal tipo di radiazione, energie emesse e resa; la relazione geometrica tra sorgente della radiazione e bersaglio; la composizione e le proprietà schermanti dei materiali e la natura del mezzo circostante; la posizione e le dimensioni dell'organismo in ogni particolare fase del suo ciclo di vita.

L'esposizione interna, invece, risulta dall'accumulo di radionuclidi nei tessuti e negli organi degli organismi e da radionuclidi che possono passare attraverso l'intestino o entrare temporaneamente nelle cavità all'interno di un organismo. L'esposizione interna dipende sia dalle proprietà fisiche di decadimento e dalle caratteristiche del radionuclide, sia dall'emivita biologica del radionuclide a livello di tutto il corpo o di un organo specifico.

Per calcolare, quindi, l'esposizione radiologica di animali e piante, bisogna conoscerne il grado di assimilazione.

4. CONCLUSIONI

In decenni di ricerca sono stati sviluppati numerosi modelli riguardanti il trasferimento ambientale dei radionuclidi e sono state raccolte molte informazioni sui parametri coinvolti. I valori di questi parametri, e di conseguenza i risultati dei modelli, mostrano ancora un grado elevato di incertezza.

L'incremento delle ricerche in ecosistemi naturali e semi-naturali seguito all'incidente di Chernobyl ha evidenziato l'enorme variabilità dei dati radioecologici riguardanti questi ecosistemi.

La scelta del tipo di parametri da tenere sotto controllo è legata al contesto ambientale nel quale è inserito il deposito, alla tipologia di barriere definita in fase di progetto e all'inventario dei rifiuti presenti. Per quello che riguarda i nuclidi da monitorare si è indicato il criterio della mobilità degli stessi come uno dei principali da cui partire.

Per evitare, però, di confondere eventi estranei al deposito con rilasci di radionuclidi dal deposito, che potrebbero causare ingiustificati, sono fondamentali una caratterizzazione ambientale molto approfondita sia prima, per identificare lo stato zero, che in fase d'opera e nel periodo di sorveglianza. In aggiunta alle misure preliminari altrettanto approfondite nelle diverse matrici ambientali.

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	25	27

Bibliografia

Bonetti M., 1998. La contaminazione da radionuclidi in un ecosistema forestale presso Passo Pura (Udine, Alpi Carniche). *Biologia Ambientale* 3, 27-40.

Chamberline A.C., 1970. *Interception and retention of radioactive aerosol by vegetation*. *Atmos. Environ.* 4: 57-58.

Charro E. and Moyano A., 2017. *Soil and vegetation influence in plants natural radionuclides uptake at a uranium mining site*. *Radiation Physics and Chemistry* 141, 200-206.

Chu S.Y.F., Ekstrom L.P., Firestone R.B. (1999). *WWW Table of Radioactive Isotopes*. Database version 1999.02.28 from URL <http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi/>

Coughtrey P.J.T., 1983. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystem*. A critical review of data, volume I. Rotterdam.

Decreto Legislativo n.45 del 4 marzo 2014, art. 5. *Classificazione dei rifiuti radioattivi* (15A06407). *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* n.191 del 19.08.2015.

Decreto Legislativo n.230 del 17 marzo 1995. *Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 92/3/Euratom e 96/29/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti*. *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* n.136 del 13.06.1995. Suppl. Ordinario n.74.

Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio, del 5 dicembre 2013. *Norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti*, e che abroga le direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea* L13/1 del 17 gennaio 2014.

Gelmini F. *La contaminazione ambientale da sostanze radioattive*. SILAQ.

Gil-García C., Rigol A., Vidal M., 2009. *New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils, Part 1: radiostrontium and radiocesium*. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 690-696.

Guida tecnica n.26, 1987. *Gestione dei rifiuti radioattivi*. ENEA-DISP (oggi ISPRA), Sicurezza e Protezione n.14.

Hossain M.A., Shamsuzzaman M., Ghose S., Hossain A.K.M.A., 2012. *Characterization of local soils and study the migration behaviour of radionuclide from disposal site of LILW*. *Journal of Environmental Radioactivity* 105, 70-75.

Koranda J.J. and Robinson W.L., 1978. *Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system*. *Environm. Health Perspect.* 27, 165-179.

Krmar M., Radnović D., Hansman J., Repić P., 2017. *Influence of broadleaf forest vegetation on atmospheric deposition of airborne radionuclides*. *Journal of Environmental Radioactivity* 177, 32-36.

IAEA, 1992. *Modelling of resuspension, seasonability and losses during food processing - part of the IAEA/CEC Co-ordinated Research Programme on the Validation of Environmental Model Prediction (VAMP)*. IAEA-TECDOC-857. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2005. *Safety Standards, Environmental and Source Monitoring for purposes of radiation protection*, Safety Guide RS-G-1.8. Vienna.

IAEA, 2010. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. IAEA Technical Report Series No. 472.

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	26	27

ICRP, 1977. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1(3).

ICRP, 2007. *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2–4).

ICRP, 2008. *Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants*. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38(4–6).

ICRP, 2009. *Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants*. ICRP Publication 114, Ann. ICRP 39(6).

Ikka T., Nishina Y., Kamoshita M., Oya Y., Okuno K., Morita A., 2018. *Radiocesium uptake through leaf surfaces of tea plants (Camellia sinensis L.)*. Journal of Environmental Radioactivity 182, 70-73.

Legge 31 dicembre 1962 n. 1860. *Impiego pacifico dell'energia nucleare*. Gazzetta Ufficiale n.27 del 30 gennaio 1963.

Levi E., 1970a. *Penetration, retention and transport of foliar applied single salt of Na, Rb and Cs*. Physiol. Plant. 23, 811.

Li M., Ding T., Wang H., Wang W., Li J., Ye Q., 2018. *Uptake and translocation of ¹⁴C-Carbamazepine in soil-plant systems*. Environmental Pollution 243B, 1352-1359.

Metz V., Kienzler B., Schüßler W., 2003. *Geochemical evaluation of different groundwater–host rock systems for radioactive waste disposal*. Journal of Contaminant Hydrology 61, 265-279.

Miller C.W., 1980. *An analysis of measured values for a fraction of a radioactive aerosol intercepted by vegetation*. Health Physic. 38, 705-712.

Nahmani J., Hodson M.E., Black S., 2007. *A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms*. Environ. Pollut. 145, 402–424.

Nirex and Defra, 2006. *The 2004 UK Radioactive Waste Inventory*. CD-ROM available from Nuclear Decommissioning Authority, Radioactive Waste Management Directorate.

Novikov A.P., Vlasova I.E., Sofonov A.V., Ermolaev V.M., Zakharova E.V., Kalmykov St.N., 2018. *Speciation of actinides in groundwater samples collected near deep nuclear waste repositories*. Journal of Environmental Radioactivity 192, 334-341.

Orucoglu E., Tournassat C., Robinet J-C., Madé B., Lundy M., 2018. *From experimental variability to the sorption related retention parameters necessary for performance assessment models for nuclear waste disposal system: the example of Pb adsorption on clay minerals*. Applied Clay Science 163, 20-32.

Peterson H.T., 1983. *Terrestrial and aquatic food chain pathways in radiological assessment*. A textbook on environmental dose analysis. U.S. Department of Commerce: NTIS. Washington, D.C. (NUREG/CR-3332).

Robinson B.A., Chunhong L., Clifford H.H., 2003. *Performance assessment model development and analysis of radionuclide transport in the unsaturated zone, Yucca Mountain, Nevada*. Journal of Contamination Hydrology 62-63, 249-268.

Smith S.J., 2015. *The methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to environment used in PC-CREAM 08*. Luxembourg.

Thorne M.C., 2007. *A guide to the spreadsheet model used for groundwater and well calculations for generic performance assessments*. Report to UK Nirex Limited, MTA/P0011c/2006-4: Issue 2, March 2007.

 Ricerca Sistema Elettrico	Sigla di identificazione	Rev.	Distrib.	Pag.	di
	ADPFISS – LP1 – 115	0	R	27	27

Thorne M.C., 2006. *Screening of radionuclides for inclusion in post-closure biosphere assessment calculations*. Report to UK Nirex Limited, MTA/P0011c/2006-3: Issue 2, November 2006.

Velasco H., Juri Ayub J., Sansone U., 2009. *Influence of crop types and soil properties on radionuclide soil-to-plant transfer factors in tropical and subtropical environments*. J. Environ. Radioact. 100, 733–738.

Whicker F.W. and Schultz V., 1982. *Radiocology: Nuclear Energy and the Environment, Volume 1*. CRC Press, Boca Raton, FL.

Wu C-M., Adetona O., Naeher L., Viner B.J., Jannik T., Hepworth A., Doman E., Eddy T., 2018. Radionuclide distribution in soil and undecayed vegetative litter samples in a riparian system at the Savannah River Site, SC. Journal of Environmental Radioactivity 192, 604-620.

Zehnder H-J., Kopp P., Eikenberg J., et al., 1996. *Uptake and transport of radioactive cesium and strontium into strawberry plants and grapevines after leaf contamination*. In: Desmet, G., Howard, B.J., Heinrich, G., Schimmack, W. (Eds.), Proceedings of the International Symposium on Radioecology, 22–24 April 1996, Vienna, pp. 155–161. Austrian Soil Science Society & Federal Environment Agency, Vienna.