



DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE ALIMENTARI E AMBIENTALI

CORSO DI LAUREA IN: SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

**RADIONUCLIDI E IL SISTEMA SUOLO-
PIANTA: CESIO 137**
radionuclids and the soil-plant system: cesium 137
TIPO TESI: compilativa

Studente:

MICHELANGELO PIERONI

Relatore:

PROF. CRISTIANO CASUCCI

ANNO ACCADEMICO 2021-2022

I met a blind child.
He asked me what the sun looked and I described it to him:
He asked me about the ocean and I described it.
He asked me about the world and, crying, I made it up
- Jim Morrison

SOMMARIO

ELENCO DELLE TABELLE	4
ELENCO DELLE FIGURE	5
INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI	6
CARATTERISTICHE DEL SUOLO E FERTILITÀ.....	9
INTERCETTAZIONE DEL RADIOCESIO	13
ASSORBIMENTO	17
3.1 assorbimento attraverso le radici.....	18
3.2 Effetto della simbiosi e delle micorrize sull'assorbimento	20
TRASLOCAZIONE ALL'INTERNO DELLA PIANTA	22
RESISTENZA E ADATTAMENTO	23
5.1 Studio su Pinus Sylvestris.....	27
CONCLUSIONI.....	31
BIBLIOGRAFIA	33

ELENCO DELLE TABELLE

Tabella 1: unità di centrali presenti per stato e il quantitativo in MW di energia prodotta..... 8

ELENCO DELLE FIGURE

Figura 1 Vegetazione attuale presente a Chernobyl.....	9
Figura 2 Risultati esperimenti su <i>Arabidopsis</i>	25
Figura 3 Cambiamenti morfologici nei <i>Pinus</i> cresciuti nei siti di sepoltura radioattivi.....	29

INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI

Lo scopo di questa tesi è quello di capire tramite la raccolta e l'analisi di alcuni articoli presenti nella letteratura scientifica recente, l'azione della vegetazione e le relazioni suolo – pianta in seguito a incidenti nucleari e conseguente liberazione di inquinanti formati da processi di fissione nucleare.

Tra questi ho prestato particolarmente attenzione al Cs 137 ovvero un isotopo radioattivo del metallo alcalino cesio che si forma principalmente come un sottoprodotto della fissione nucleare; questo nuclide può portare a conseguenze molto gravi sulla salute.

In questo elaborato ho approfondito la variazione del tasso di degradazione della sostanza organica post incidente, l'azione della vegetazione nell'intercettazione e deposizione dei radionuclidi in funzione della specie e la morfologia della pianta, l'assorbimento da parte delle foglie e delle radici ed eventuali meccanismi legati a simbiosi tra pianta e fungo e i meccanismi di adattamento molecolare della pianta in funzione delle radiazioni ionizzanti.

Ad oggi nel mondo sono in funzione 440 centrali nucleari in 32 paesi, il loro numero è abbastanza stabile, ma la potenza cresce e alla fine del 2019 la loro potenza era di 390 GW. L'energia nucleare in questo momento rappresenta il 10% dell'energia prodotta a livello mondiale.

I primi utilizzi dell'energia nucleare risalgono a metà degli anni '50. Nel 1957 fu istituita l'Agenzia Internazionale per l'Energia Atomica, della quale la Svizzera fu un membro fondatore.

Negli anni successivi ('70 – '80) in Svizzera e nel resto dell'Europa occidentale l'energia atomica diventò sempre più utilizzata e allo stesso tempo, in concomitanza all'avanzata dello sviluppo dell'energia nucleare, presero anche piede i movimenti anti-nucleare, che vennero sempre più sostenuti, anche a seguito degli incidenti di Three Mile Island nel 1979 e di Chernobyl nel 1986.

L'energia nucleare è sicuramente vantaggiosa per quanto riguarda la grande quantità di energia prodotta; un reattore con piccole quantità di uranio, infatti, riuscirebbe a soddisfare le

esigenze di varie città. In più le emissioni sono veramente poche e senza dubbio potremmo considerarla energia pulita.

I costi di produzione per l'energia nucleare sono bassi e inferiori a quelli delle centrali di carbone e una centrale nucleare può lavorare con stabilità per oltre 50 anni.

L'incidente nella centrale nucleare di Fukushima Daijichi nel marzo 2011, causato da un terremoto seguito da uno tsunami, ha scatenato in molti paesi numerose discussioni sulla sicurezza nell'utilizzazione dell'energia nucleare.

Country	Reactors in Operation	
	No of Units	Total MW(e)
ARGENTINA	2	935
ARMENIA	1	375
BELGIUM	7	5902
BRAZIL	2	1884
BULGARIA	2	1906
CANADA	18	12569
CHINA	11	8438
CZECH REP.	6	3678
FINLAND	4	2696
FRANCE	59	63260
GERMANY	17	20480
HUNGARY	4	1889
INDIA	18	3987
IRAN, ISL. REP.		
JAPAN	54	46823
KOREA REP.	20	17705
MEXICO	2	1300
NETHERLANDS	1	487
PAKISTAN	2	425
ROMANIA	2	1300
RUSSIA	31	21743
SLOVAKIA	4	1762
SLOVENIA	1	666
SOUTH AFRICA	2	1800
SPAIN	8	7450
SWEDEN	10	9036
SWITZERLAND	5	3238
UK	19	10137

TABELLA 1: sono riportati i numeri delle unità presenti per stato e il quantitativo in MW di energia prodotta

Nel caso del disastro di Fukushima (11 marzo 2011), i principali inquinanti sono originati dallo sfiato e dalle esplosioni di idrogeno nei reattori dal 12 al 15 di marzo.

Le deposizioni totali di ^{137}Cs sulle isole giapponesi sono state quantificate in $> 1,0 \text{ PBq}$ (Becquerel – ovvero l'unità di misura del sistema internazionale dell'attività di un radionuclide).

La deposizione degli inquinanti è stata influenzata significativamente dalle condizioni climatiche, in quanto i prodotti della fissione come ^{131}I , ^{137}C , ^{134}C , ^{137}C e $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{137}C sono stati trasportati da nord-est dal vento e depositati nel terreno tramite le precipitazioni. Inoltre le condizioni meteorologiche come la direzione del vento e le precipitazioni hanno causato variazioni di C , ^{131}I , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ e $^{129\text{m}}\text{Te}$ nel suolo superficiale.



Figura 1: Ripresa della vegetazione odierna a Chernobyl.

Capitolo 1 “CARATTERISTICHE DEL SUOLO E FERTILITÀ”

Per suolo si intende lo strato superiore della crosta terrestre ed è costituito da composti minerali, humus, e organismi viventi.

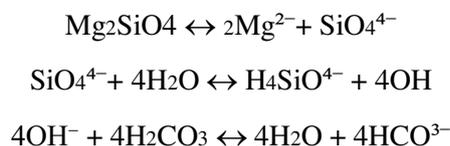
Tra le varie particelle di suolo sono presenti micropori per il passaggio dell'acqua e macropori per il passaggio dell'aria; entrambi possono rappresentare addirittura il 50 per cento del volume del suolo.

La fertilità del suolo si riferisce alla capacità dei terreni di fornire alle piante 14 nutrienti necessari per la crescita ottimale della vegetazione (azoto, fosforo, potassio, calcio, magnesio, zolfo, ferro, manganese, rame, molibdeno, zinco, boro, cloro e nichel).

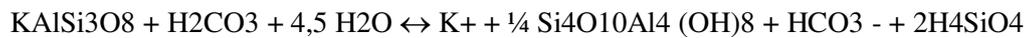
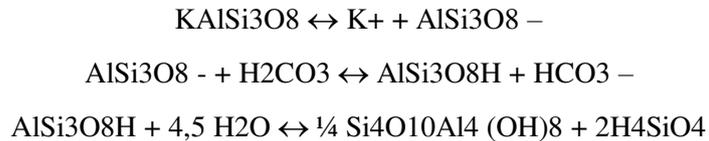
Lo strato che si trova al di sotto della lettiera ovvero l'orizzonte costituito prevalentemente da sostanza organica è chiamato orizzonte organico (O) al di sotto del quale si trova l'orizzonte minerale (B) o anche chiamato strato inerte e corrisponde a quella porzione di suolo dov'è particolarmente significativa la presenza di scheletro alla quale corrisponde la frazione di suolo con tessitura più grossolana e con più concentrazione di minerali da dove deriva la formazione della frazione inorganica del suolo tramite determinati processi di pedogenesi.

Una delle reazioni più importanti per la pedogenesi è l'idrolisi, una reazione relativa all'alterazione dei silicati; è sempre aiutata dalla presenza di H_2CO_3 e può essere di due tipi: parziale o totale.

Esempio di idrolisi totale a carico della fosterite:



Esempi di idrolisi parziale a carico dell'ortoclasio:



Altri fattori vanno a favorire la pedogenesi come, ad esempio, l'anidride carbonica che favorisce il processo idrolitico dei silicati, l'acqua carbonatica estrae potassio da determinati tipi di roccia (Ortogneiss ovvero un roccia metamorfico-scistosa derivata dai graniti di cui presenta analoga composizione) e la Sienite ovvero una roccia eruttiva intrusiva (ortoclasio, albite, anortite e miche).

L'ossigeno disciolto in acqua favorisce i processi di decomposizione, soprattutto a carico di rocce contenenti ioni ferrosi come ad esempio la fayelite.

La parte superficiale, ovvero la porzione a contatto con l'atmosfera, è costituita prevalentemente da sostanza organica formata dalla degradazione e dall'accumulo di cascami delle piante arboree o materiale vegetale di altra origine e deiezioni animali che subiscono processi di alterazione, più o meno rapidi di diversa natura: fisica, chimica e chimico – fisica e soprattutto un'intensa attività microbiologica.

La sostanza organica del terreno è quindi la risultante di una serie di processi di trasformazione che avvengono con differenti velocità che varia in funzione della disponibilità di acqua e ossigeno, che portano alla formazione di sostanze a diversa stabilità, tra le quali troviamo una frazione particolarmente interessante chiamata humus.

“L'humus del suolo e, in generale la sostanza organica nell'ambiente, è composto da un insieme di molecole eterogenee di peso molecolare relativamente modesto, di carattere prevalentemente idrofobico e sono tenute insieme da forze deboli più che da legami chimici stabili come quelli presenti nei veri e propri biopolimeri.

Il risultato è quello di un'associazione supramolecolare di dimensione molecolare solo apparentemente grande ma che in realtà è facilmente disaggregabile in frazioni di dimensioni

inferiori in presenza di particolari composti organici dei suoli e delle acque” (Piccolo et al, 1990).

Nell’articolo “Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas”, pubblicato sulla rivista *Oecologia* (2014) vengono riportati i dati raccolti in una ricerca svolta da Mousseau TA, Milinevsky G, Kenney-Hunt J, Møller AP il cui scopo era quello di comprendere se il tasso di decomposizione del materiale vegetale presente nella lettiera dei suoli forestali di Chernobyl in seguito all’incidente del 1986 fosse ridotto per via dell’assenza o della diminuita densità di invertebrati del suolo.

«Se i microrganismi sono i principali agenti responsabili della decomposizione – spiegano gli autori – l’esclusione dei grandi invertebrati del suolo non dovrebbe pregiudicare la decomposizione».

Per verificare ciò nel settembre 2007 i ricercatori hanno posizionato 572 sacchetti contenenti lettiera secca incontaminata, proveniente da 4 specie di alberi (*Quercus*, *Acer*, *Betula* e *Pinus*), nello strato di lettiera di 20 siti forestali vicino a Chernobyl nei quali i livelli di radiazione erano elevati, un quarto di questi sacchetti erano fatti di materiale che impedivano l’accesso alla lettiera degli invertebrati del suolo, ma non ai microbi ed alle spore dei funghi. Nel 2008 i sacchetti sono stati recuperati e pesati per stimare la perdita di massa che è stata inferiore del 40% rispetto ai siti con livello normale di radiazioni.

I ricercatori affermano che «Riduzioni simili di perdita di massa nella lettiera sono state stimate per i singoli sacchetti di lettiera in siti diversi e le differenze tra le coppie di sacchetti di lettiera di siti adiacenti differiscono per livello di contaminazione radioattiva.

La perdita di massa della lettiera era leggermente maggiore in presenza di grandi invertebrati del suolo che in loro assenza.

Lo spessore di sottobosco aumenta con il livello di radiazioni e quando diminuisce c’è una perdita proporzionale di massa in tutti i sacchetti di lettiera».

Questi risultati suggeriscono che la contaminazione radioattiva abbia ridotto il tasso di perdita di decomposizione della lettiera, in quanto in zone con concentrazioni di radiazioni maggiori, l’accumulo e lo spessore della lettiera è più alto rispetto a zone senza contaminazione.

In seguito sono stati osservati i sacchetti inaccessibili agli insetti e messi a confronto con quelli accessibili ed hanno constatato che gli insetti e i funghi hanno un ruolo molto più importante nella decomposizione della materia vegetale.

Mousseau conclude: «L’essenza dei nostri risultati è che la radiazione ha inibito la decomposizione microbica della lettiera di foglie sullo strato superiore del terreno.

Ciò significa che i nutrienti non ritornano efficacemente nel suolo, il che potrebbe essere una delle cause alla base dei lenti livelli di crescita degli alberi intorno a Chernobyl»

Capitolo 2 “INTERCETTAZIONE DEL RADIOCESIO”

L'incidente alla centrale di Chernobyl del 26 aprile 1986 ha causato l'emissione nell'atmosfera di grandi quantità di sostanze radioattive, tra queste si è prestata un'attenzione considerevole al Radiocesio o Cs-137 che è un isotopo radioattivo del metallo alcalino cesio che si forma principalmente come un sottoprodotto della fissione nucleare, questo nuclide può portare a conseguenze molto gravi sulla salute.

La radioattività è stata trasportata dalle correnti d'aria che hanno raggiunto diversi paesi dell'Europa occidentale.

Dopo un anno dall'incidente quando l'assorbimento delle radici è diventato la via di contaminazione dominante, i prodotti agricoli hanno mostrato una radioattività relativamente bassa, mentre i valori più elevati sono stati spesso misurati nei prodotti naturali e seminaturali.

Negli ecosistemi naturali la maggior parte delle piante è in simbiosi con i funghi micorrizici, un fatto che complica molto i meccanismi di assorbimento e trasferimento dei radionuclidi dal suolo alle piante attraverso le radici.

Esistono tre vie note per la deposizione di radionuclidi dall'atmosfera al suolo:

- Precipitazioni gravitazionale di particelle di grandi dimensioni (> di 0,01 mm)
- Dilavamento di aerosoli radioattivi per precipitazione atmosferica
- Ricaduta secca di piccole particelle a causa della diffusione turbolenta in atmosfera.

L'intercettazione da parte della vegetazione può trattenere grandi quantità di depositi. In particolare, gli alberi sono efficienti intercettatori di aerosol.

La frazione di nucleotidi intercettati dall'albero, dal sottobosco e dagli strati organici è chiamata “frazione di intercettazione”.

I radionuclidi intercettati vengono quindi distribuiti tra questi compartimenti in proporzione alla biomassa di ciascun compartimento.

Negli ecosistemi forestali, pertanto, gli alberi corrispondono alla componente con biomassa maggiore e quindi sono tra i più efficienti intercettatori di particelle radioattive.

Tobler et.al (1988) sostengono che la concentrazione iniziale di radiocesio dipendeva dalla relativa superficie attiva esposta alla caduta.

Quindi in funzione di questo si dovrebbero trovare concentrazioni più elevate nelle conifere rispetto alle latifoglie, e concentrazioni maggiori negli arbusti rispetto alle annuali.

I tassi di intercettazione dipendono anche dalla morfologia fogliare, in quanto foglie pubescenti sono più efficaci di foglie lisce nella raccolta di particelle di aerosol.

Anche la struttura della chioma influenza l'adesione dei composti radioattivi, in quanto più densa è la chioma maggiore sarà la quantità d'acqua trattenuta dalle chiome degli alberi.

Le principali specie arboree europee possono essere disposte nel seguente ordine di crescente densità della chioma, e quindi crescente capacità di ritenzione: *Larix*, *Pinus*, *Betula*, *Quercus*, *Carpinus*, *Fagus*, *Abies*, *Piceas*.

Nelle foreste di latifoglie in inverno la ritenzione sarà minore per via della perdita di foglie e quindi presenterà una minore densità di chioma.

Feige et. Al (1988) lavorando nel sud della Germania, hanno riscontrato che nel 1988 alberi e arbusti che mostravano valori di radioattività più elevati erano quelli caratterizzati da fogliame precoce, mentre tutti gli altri erano meno contaminati.

Un'azione importante per quanto riguarda l'intercettazione e ritenzione da parte delle piante del sottobosco, ad esempio uno spesso tappeto di licheni e soprattutto muschi, è in grado di trattenere grandi quantità di acqua.

Le briofite in particolare, sono spesso una componente importante degli ecosistemi forestali, soprattutto nelle zone umide e piovose dove la loro biomassa è molto più elevata.

Secondo (Giovani et. Al 1994), tappeti spessi 2 cm di muschio *Ctenidium molluscum* possono trattenere 12l di acqua al metro quadro.

Le briofite presenti sul sottobosco possono trattenere una grande quota della deposizione totale, con un basso trasferimento al suolo.

Negli ecosistemi con un'importante componente di briofite, la misurazione della radioattività nel suolo non fornisce una buona stima della deposizione totale poiché la maggior parte della radioattività viene trattenuta dalle piante stesse.

Deposizione secondaria diretta (risospensione)

Non tutta la radioattività depositata è incorporata nell'ecosistema.

Dopo la deposizione sulle piante e sul suolo, inizia il processo continuo di rimozione dei radionuclidi.

I radionuclidi legati all'aerosol possono essere scossi dalla vegetazione dall'azione del vento. La risospensione può essere importante per prolungare la disponibilità di inquinanti nell'ambiente.

Le particelle di suolo minerale contaminate possono essere risospese nell'aria dal disturbo degli animali o dagli schizzi di gocce di pioggia.

Questo processo, secondo Miller & Hoffmann (1983), può portare ad una rapida perdita iniziale di materiale subito dopo la deposizione.

Deposizione indiretta

Negli ecosistemi con una struttura complessa solo una piccola parte della deposizione raggiunge immediatamente il suolo, una quota considerevole viene intercettata dalla vegetazione.

Parti di esse vengono adsorbite dalle foglie, parte vengono lavate via dalle precipitazioni. Il lavaggio può avvenire come flusso continuo, quando l'acqua gocciola dalle foglie o come flusso dello stelo.

La radioattività assorbita dalle piante raggiungerà infine il suolo.

La geometria ramificata degli alberi è responsabile della distribuzione; sulla base della geometria della ramificazione possiamo trovare: le conifere (es. *Picea*, *Abies*, *Taxus* ecc.) con una ramificazione monopodiale (centrifuga), data dalla crescita indefinita della gemma apicale, da cui nascono le gemme laterali a seguito della crescita degli alberi.

In questo caso i rami laterali tendono a crescere ad angoli ottusi rispetto al tronco.

Il risultato è che la pioggia tende a cadere a terra dai margini della chioma.

Quindi la radioattività del suolo è massima al di sotto dei margini della corona e più bassa vicino al tronco.

Nel caso delle latifoglie queste presentano una geometria simpoidale (centripeta), caratterizzata dal fatto che la gemma apicale principale viene rapidamente sostituita da una gemma secondaria, che mantiene la dominanza per un certo punto, fino a che non viene sostituita da un'altra gemma secondaria.

Il risultato è una ramificazione centripeta, in cui i rami secondari tendono a formare angoli acuti rispetto al tronco.

Il flusso in questo caso tende a concentrarsi dalla corona al tronco e la radioattività del suolo si concentra attorno al tronco, essendo più bassa al di sotto dei margini della corona.

Capitolo 3“ASSORBIMENTO”

Diversi ricercatori hanno riportato che numerose specie di piante vascolari, anche dello stesso ecosistema, assorbono il radiocesio a velocità diverse, facendo quindi intuire che l'assorbimento da parte delle piante sia specie-specifica.

I due principali meccanismi di assorbimento avvengono tramite assorbimento radicale e assorbimento fogliare.

E' dimostrato che l'assorbimento dei nutrienti avviene tramite superficie fogliare.

Come descritto da Muller et al. (1983), gli elementi assorbiti dalla foglia sono utilizzati dalla pianta e quelli in eccesso vengono ricollocati nel floema, nelle foglie in crescita o nelle radici.

Il livello di contaminazione dipende da più fattori: dallo stadio di crescita della vegetazione e dalle condizioni climatiche.

Una ricerca svolta da Rauret et al. (1994) ha riscontrato che giovani foglie di *Quercus Ilex* erano più efficienti nella ritenzione dell'aerosol rispetto le foglie vecchie per via del numero maggiore di tricomi nella pagina fogliare.

Quando le particelle che si depositano nella superficie fogliare vengono bagnate dalla precipitazione, gli ioni di radiocesio vengono adsorbiti dalle cellule epidermiche.

A questo punto le “vie d'ingresso” possibili per l'assorbimento sono due: per diffusione passiva, ovvero attraverso “lo spazio libero apparente” della parete cellulare, e per trasporto attivo attraverso il plasmalemma.

Una volta superata la barriera simplastica, potrebbe esserci un ulteriore trasporto fino ai vacuoli. In condizioni asciutte l'assorbimento avviene principalmente tramite gli stomi. Nelle foreste a foglia il principale assorbimento iniziale di radionuclidi da una fonte atmosferica è da parte del fogliame.

Il radiocesio viene rapidamente traslocato nell'albero e appare nella nuova crescita del foglia, anche se come dimostrato da Withford (1968) solo il 4% della quantità di radiocesio applicata alle foglie delle piante del sottobosco in una foresta mesica è stata assorbita e traslocata in fusto e radici, la maggior parte della contaminazione è stata trasferita al suolo dalle precipitazioni.

3.1 Assorbimento attraverso le radici

L'assorbimento di radiocesio può avvenire anche attraverso le radici; i principi alla base del trasferimento suolo – pianta sono paragonabili a quelli utilizzati per i nutrienti.

La relazione tra le proprietà del suolo e il trasferimento suolo pianta è una questione complicata in cui sono coinvolti molti parametri, tra cui troviamo: frazione argillosa, tipo di minerali argillosi, contenuto di sostanza organica, pH, contenuto di umidità nel suolo e quantità di ioni scambiabili.

Altri fattori, sono legati alle caratteristiche della pianta, come la regolazione dei meccanismi di assorbimento, e lo stadio di crescita della pianta.

Come già riportato in precedenza l'assorbimento da parte delle radici potrebbe essere influenzato dal pH poichè come affermato da Adriano et. Al (1984), Frissel et al. (1990) l'assorbimento del cesio da parte delle radici è più elevato a pH basso.

Secondo Kerpen (1986,1988), l'acidità è anche il principale fattore che influenza la disponibilità di radiocesio nei suoli, i suoli più acidi sono quelli in cui il radiocesio è il più disponibile.

Tuttavia, ci sono delle opinioni contrastanti sull'effetto del pH in quanto altri autori (ad es. Fredriksson et al. 1966, Bergeijk et. al 1992) affermano che il pH non ha quasi alcun effetto sul trasferimento suolo-pianta del radiocesio nell'intervallo di pH da 3,9 – 8,4.

Infatti come spiegato da Wauters et al. (1994), il pH stesso ha poca influenza sui tassi di assorbimento del radiocesio e il suo ruolo è stato sovrastimato nella lettura precedente, a causa di una interpretazione errata dei risultati.

Sembra che il pH, essendo direttamente correlato alla concentrazione di Ca – Mg del suolo, non abbia alcun effetto di scambio ionico diretto sulla disponibilità del cesio a breve termine, ma sia indirettamente efficace attraverso un miglioramento a lungo termine del potenziale di fissazione del cesio del terreno, arricchito da un elevato rapporto $(Ca + Mg)/K$.

Un altro fattore che va ad influenzare l'assorbimento radicale è l'effetto della sostanza organica e del contenuto dell'argilla.

Diversi studi hanno mostrato che la vegetazione presente su suoli organici si presenta più suscettibile alla contaminazione sistematica da radiocesio rispetto a quella che cresce su suoli ricchi di argilla.

L'influenza della materia organica sull'assorbimento del radiocesio nel *Lolium perenne* è stata dimostrata anche in esperimenti in vaso svolti da (Barber 1964).

Andolina & Guillitte (1990) hanno trovato una correlazione tra la contaminazione delle piante che crescono in ciascuna stazione e le misurazioni della disponibilità di radiocesio negli orizzonti organici.

Rommelt et al (1990) hanno analizzato le specie di sottobosco tramite delle misurazioni e hanno scoperto che il rapporto di cesio corrisponde a quello degli orizzonti organici; ciò sta ad indicare che le piante assorbono cesio principalmente da lì, sebbene le radici penetrino anche attraverso l'orizzonte minerale.

La distribuzione dei radionuclidi all'interno della soluzione solida e liquida di un terreno può essere alterata dalla presenza di altri ioni inorganici, materia organica o chelati; tra questi troviamo NH_4^+ , K^+ , Rb^+ , e Cs^+ .

Ciò significa che la disponibilità e il comportamento del radiocesio nel suolo dipende anche dalle concentrazioni di altri cationi, che hanno un effetto doppio e contrastante nell'assorbimento del cesio; da una parte facilitano la biodisponibilità del cesio attraverso processi di scambio cationico, mentre dall'altro concorrono per l'assorbimento da parte delle radici.

Come riconosciuto da (Menzel, 1964) il potassio esercita una depressione nell'assorbimento del radiocesio, presumibilmente come risultato della competizione per l'assorbimento di ioni.

L'assorbimento da parte delle radici è influenzato anche dalla profondità di radicamento; Livens et al. (1991), studiando il trasferimento da suolo a pianta nelle aree montane dell'Europa, hanno scoperto che le attività del radiocesio nelle vegetazioni in massa riflettono quelle nella zona di radicazione dei profili del suolo.

Infatti come confermato da Guillitte et al. (1994) “le specie con radici profonde hanno mostrato una contaminazione molto inferiore rispetto alle specie con apparato radicale superficiale.”

3.2 Effetto delle simbiosi e delle micorrize sull'assorbimento

Le micorrize sono delle simbiosi mutualistiche tra pianta e fungo appartenenti alla famiglia degli Ascomiceti e Basidiomiceti.

La maggior parte delle specie delle piante vascolari si è evoluta con una dipendenza dalle micorrize come le parti metabolicamente attive dell'apparato radicale.

I funghi micorrizici sono molto utili per la pianta in quanto svolgono delle azioni di cooperazione in determinate funzioni vitali.

Tra i vari compiti che svolgono le micorrize uno dei più importanti è l'amplificazione dell'apparato radicale con lo scopo di aumentarne il raggio d'azione e permettere quindi una colonizzazione più ampia.

Questo tipo di simbiosi è vantaggiosa sia per l'una che per l'altra parte, poiché la micorriza fornisce alla pianta nutrienti, traendo in cambio carboidrati.

Un altro esempio di rapporto vantaggioso è lo "scambio" di glucidi – acqua, ovvero la pianta fornisce apporti di zuccheri al fungo, il micelio di questi offre la capacità di assorbire acqua e sali minerali; molte specie arboree, infatti, non riescono sopperire allo stress idrico senza l'aiuto di simbiosi mutualistiche.

Esistono due tipi principali di micorrize: le Ectomicorrize, che sono le micorrize dei tartufi, colonizzano un numero relativamente limitato di specie arboree per lo più specie vegetali, in cui il fungo sviluppa una guaina di ife intorno alla radice dell'ospite, detto mantello.

A seconda dell'ospite, il reticolo è più o meno sviluppato e può raggiungere il cilindro centrale (conifere), o raggiungere i primi strati cellulari della corteccia (latifoglie), ma mai all'interno della corteccia.

Le Endomicorrize, invece, interessano il 90% delle specie vegetali e il fungo penetra all'interno delle cellule corticali della radice.

E' stato dimostrato da (Bowen & Smith 1981) che il fungo, allevato in coltura pura è in grado di utilizzare il fosforo sia in forma organica che in forma inorganica, contrariamente a quanto accade per le piante superiori (Gianinazzi – Pearson & Gianinazzi 1980).

E' interessante il comportamento svolto dalle ectomicorrize per quanto riguarda l'assorbimento e il trasferimento dei metalli pesanti alle piante ospiti, in quanto in alcuni casi il fungo induce maggiori concentrazioni all'interno della pianta, mentre in altri la guaina della micorriza esterna funge da barriera, impedendo il trasferimento dei metalli alla pianta.

Secondo quanto riportato da un'indagine bibliografica Leising (1986), si è giunti alla conclusione che all'interno della pianta il cesio e il potassio si comportano allo stesso modo, ma Cs presenta una discriminazione rispetto al potassio durante la fase di assorbimento.

Sulla base di questo non è improbabile che il cesio venga discriminato una seconda volta durante il trasferimento dal micelio micorrizico alle cellule radicali dell'ospite, in questo caso i funghi accumulerebbero più cesio rispetto a quello necessario quanto più intensamente forniscono nutrienti ai loro ospiti. (Wirth et al. 1994).

Come riportato da Olsen et al. (1990) “se le radici della pianta hanno una preferenza maggiore per il potassio rispetto al cesio rispetto al micobionte, agirebbero come un pozzo di potassio relativamente selettivo nel terreno, il che aumenterebbe il rapporto Cs/K dei cationi disponibili per il micobionte; sembra probabile che anche piccole differenze di selettività tra pianta e micobionte possano avere un grande impatto sul livello di cesio in entrambi i partner della simbiosi micorrizica”.

Capitolo 4 “TRASLOCAZIONE ALL’INTERNO DELLA PIANTA”

La traslocazione del radiocesio all’interno delle piante, è stata studiata per la prima volta sperimentalmente andando ad inoculare artificialmente Cs-137 all’interno di alberi o piante coltivate.

Olson (1965), Waller & Olson (1967), Hoffman (1972) studiarono la velocità di traslocazione del radiocesio dopo l’assorbimento fogliare della pianta di fagiolo e scoprirono che nei fagioli in pochi giorni l’85% del cesio depositato veniva assorbito dalla pianta; circa metà era stata trasferita in altre parti della pianta e anche le radici mostravano concentrazioni considerevoli.

Furono fatte anche numerose ricerche basate sulle traslocazioni che avvenivano all’interno di piante forestali.

Ad esempio una ricerca svolta da Witherspoon (1962, 1964) ha rilevato che nelle querce bianche Cs-134 era presente in tutte le parti della corona 1,5 ore dopo l’inoculazione nel tronco, il movimento discendente era più veloce di quello ascendente.

Questi risultati stanno ad indicare che il radiocesio come il potassio dal momento in cui viene assorbito dalla pianta è molto mobile.

Ci sono prove che il cesio e il potassio si comportino in modo simile all’interno delle piante. Il potassio è uno dei nutrienti più assorbiti dalla pianta ed è importante in un’ampia varietà di processi vegetali, come ad esempio il trasporto dello zucchero, la funzione enzimatica, l’equilibrio osmotico e la neutralizzazione della carica per le macromolecole strutturali. Wirth et.al (1994) hanno dimostrato che la concentrazione di radiocesio nelle foglie, negli steli e nei frutti era variabile, ma il rapporto K/Cs nei diversi organi è più o meno lo stesso, indicando che la distribuzione del radiocesio all’interno della pianta segue quella del potassio.

In un bosco di abeti, gli aghi costituiscono il principale serbatoio di potassio (44%) il tronco (legno e corteccia) è al secondo posto (34%) e i rami (22%).

Se le distribuzioni di cesio e potassio seguono gli stessi schemi negli alberi, si deve concludere che le foglie, dopo la deposizione, sono i principali serbatoi di radiocesio.

CAPITOLO 5 “RESISTENZA E ADATTAMENTO”

L'esposizione costante a mutageni, come UV e radiazioni ionizzanti, costringe le piante ad adattarsi o morire.

La vegetazione, a differenza degli altri esseri viventi, merita un'attenzione particolare in quanto questa è impossibilitata nel movimento e quindi stazionaria; ciò determina una notevole vulnerabilità per quanto riguarda l'esposizione a contaminanti.

Le radiazioni ionizzanti hanno effetti generali sulla crescita e sullo sviluppo delle piante; a dosi molto basse, hanno effetti stimolatori, a livelli intermedi producono effetti sempre più dannosi per la crescita vegetativa e, ad alti livelli di radiazione, determinano diminuzioni pronunciate dell'idoneità riproduttiva e delle rese.

La gravità degli effetti varia tra le diverse piante e dipende dalla specie, dall'età, dalla morfologia della pianta, dalla fisiologia e dall'organizzazione del genoma. (Holst e Nagel, 1997).

“ L'adattamento è un processo complesso mediante il quale le popolazioni di organismi si adattano alle radiazioni ionizzanti e rispondono a stress ambientali a lungo termine tramite un cambiamento genetico o epigenetico permanente. ”

I meccanismi in grado di spiegare un rapido adattamento all'esposizione cronica alle radiazioni sono i cambiamenti epigenetici che controllano l'espressione di geni e stabilità del genoma.

Il cambio di metilazione può anche portare a cambiamenti nell'espressione di vari geni allo stress, quindi ottenendo piante “più forti”.

Attualmente le zone limitrofe alla centrale di Chernobyl sono utilizzate come “campo di applicazione” per studi più dettagliati relativi all'adattamento delle specie vegetali a costanti concentrazioni di IR.

Per comprendere in maniera ottimale gli studi riportati in seguito, bisogna approfondire due concetti: quello dell'epigenetica e quello della metilazione.

“L'epigenetica studia i cambiamenti ereditari nell'espressione genica che a differenza delle mutazioni non dipendono da cambiamenti nella sequenza del DNA. Questa scienza si basa sul presupposto che intensi stimoli ambientali siano in grado di attivare o spegnere determinati geni.”

La metilazione del DNA, corrisponde ad un'aggiunta di un gruppo metilico nella posizione di carbonio 5 dell'anello cito sinusoidale, è la modifica epigenetica del DNA più comune nelle piante ed è utilizzata come strategia dalle piante per stabilizzare i loro genomi.

Di conseguenza al disastro di Chernobyl del 1986, sono sorte sempre più domande sul potenziale delle piante nell'adattarsi all'esposizione alle radiazioni.

Una ricerca svolta da Igor Kovalchuk, Vladimir Abramov, Igor Pogribny, Olga Kovalchuk, “Aspetti molecolari dell'adattamento delle piante alla vita nella zona di Chernobyl”, pubblicata sulla rivista scientifica “Fisiologia Vegetale” nel 2004, ha analizzato l'adattabilità delle piante relative alla specie *Arabidopsis* presenti nelle vicinanze della centrale nucleare di Chernobyl dal 1986 al 1992. Queste piante hanno resistito a concentrazioni più elevate dei mutageni Rosa Bengala e metil metano solfonato.

I semi delle piante studiate relative alla specie *Arabidopsis* a crescita naturale, sono stati raccolti ogni anno dalle aree con diversi livelli di contaminazione intorno alla centrale nucleare di Chernobyl dal 1986 al 1992.

Durante questa ricerca, per l'osservazione di eventuali processi di adattamento, le piante sono state sottoposte alla resistenza al metilmetanosolfonato (MMS) e all'agente produttore di radicali liberi Rosa Bengala (RB).

Le piante inizialmente sono state fatte germinare su un terreno solido e in condizioni sterili, all'età di 10 giorni sono state trasferite in un mezzo liquido preparato in laboratorio contenente concentrazioni note e differenti di Rosa Bengala e Metilmetanosolfonato.

Dall'osservazione della ricerca è interessante notare che la progenie di piante coltivate in aree ad alta concentrazione erano più resistenti ai mutageni, riuscendo a sopravvivere a concentrazioni che hanno ucciso la progenie di piante di controllo coltivate nell'area con più bassa contaminazione (10 μ M RB)

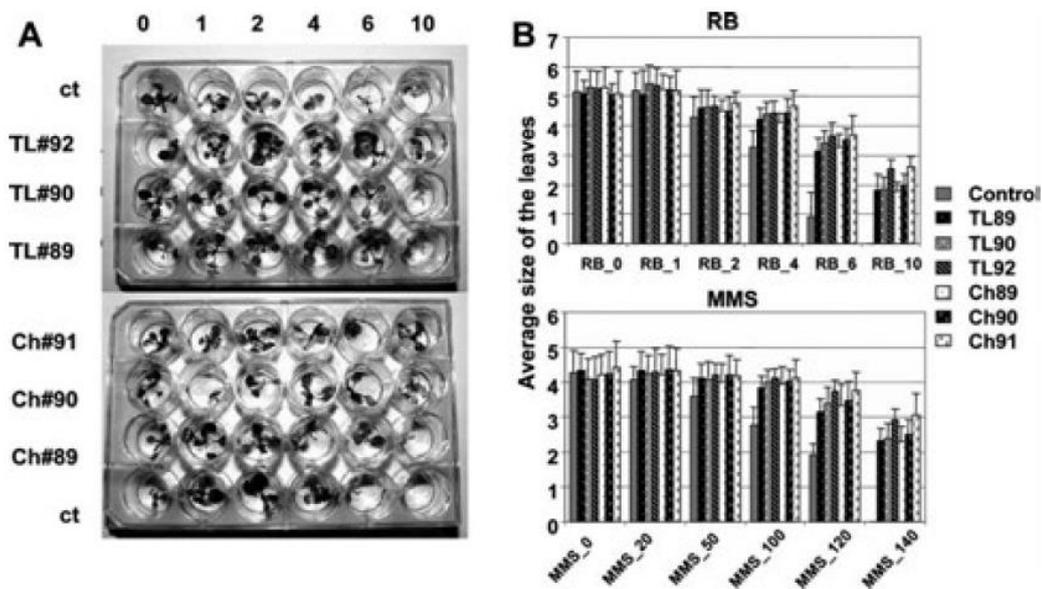


Figura 2: Progenie di piante raccolte a Tolsty Les plot nel 1989, 1990 e 1992 (TL#89, TL#90 e TL#92) e a Chernobyl plot nel 1989, 1990 e 1991 (Ch#89, Ch#90, Ch #91) o nell'area di controllo sono stati inizialmente germinati su terreno sterile solido e all'età di 10 giorni sono stati trasferiti nel mezzo liquido contenente 0, 1, 2, 4, 6 e 10 μ M RB o 0, 20, 50, MMS DA 100, 120 e 140 μ m . La vitalità delle piante dopo il trattamento è stata analizzata misurando la dimensione (perpendicolare alla nervatura mediana) della terza e della quarta foglia vera. Vengono mostrate le piante coltivate su RB (A). Viene mostrata la dimensione media (da 5 a 6 piante) delle foglie in mm (B). Le barre rappresentano SD .

La progenie delle piante che sono state raccolte nell'appezzamento sperimentale relativo al sito di Tolsty Les o Chernobyl negli anni 1991 e 1992 era più resistente ai mutageni rispetto alla progenie di piante raccolte nel 1989 e 1990.

Le piante possono regolare il loro adattamento agli stimoli ambientali attraverso un meccanismo di controllo epigenetico, che può comportare il cambiamento dei modelli di metilazione.

Lo studio in oggetto ha valutato la metilazione del DNA del genoma in due generazioni di controllo e piante di Arabidopsis esposte alle radiazioni di Chernobyl.

La prima generazione è stata coltivata in laboratorio da semi raccolti nella zona dell'incidente, mentre la seconda generazione è stata coltivata da semi della prima generazione.

Si è scoperto che il DNA genomico di entrambe le generazioni di piante di Arabidopsis era considerevolmente ipermetilato rispetto alle piante di controllo.

Le piante della prima generazione raccolte nel sito di Tolsty Les nel 1989 avevano un livello di metilazione del DNA del genoma globale significativamente più alto rispetto a quelle raccolte nel 1991 e nel 1992.

Per la seconda generazione, questa tenenza è stata meno pronunciata e la differenza nei livelli di metilazione è stata significativa solo tra le piante raccolte nel 1989 e nel 1990. Cambiamenti molto interessanti nella metilazione globale del DNA sono stati osservati nelle piante nel sito di Chernobyl.

La prima generazione di piante raccolte nel 1987 aveva livelli di metilazione significativamente inferiori rispetto alle piante raccolte nel 1988 e nel 1989.

Nel 1991, i livelli di metilazione sono diminuiti. In particolare, sono state osservate tendenze comparabili anche nella seconda generazione.

Le piante della prima generazione coltivate nel sito di Yanov nel 1988 avevano livelli di metilazione più elevati rispetto a quelli dal 1990 al 1991.

Nella seconda generazione, la situazione era del tutto opposta: le piante coltivate nel 1990 e nel 1991 avevano DNA genomico meno metilato.

Ciò potrebbe essere dovuto al fatto che i livelli di contaminazione nel sito di Yanov erano i più alti nei primi anni.

Complessivamente, nella maggior parte dei casi, il DNA delle piante raccolte negli anni precedenti (1988 -1990) era più ipermetilato rispetto a quello delle piante raccolte negli anni successivi (1991 – 1992).

Ciò potrebbe suggerire che l'ipermetilazione del DNA della progenie è una risposta immediata della pianta alle radiazioni, mentre il lento ritorno dei modelli di metilazione alla normalità suggerisce l'adattamento delle piante cresciute più a lungo nelle aree contaminate. In alternativa, è possibile che la ridotta intensità della radiazione abbia portato al ripristino dei normali schemi di metilazione.

Come precedentemente accennato, le radiazioni ionizzanti influiscono sulle piante in molti modi e in misura variabile, a seconda della specie, della fisiologia della pianta e, naturalmente, dell'organizzazione del genoma.

Sebbene il quadro dell'adattamento sia tutt'altro che completo, riteniamo che la regolazione epigenetica che porta alla stabilità del genoma svolga un ruolo importante nell'adattamento.

L'ipermetilazione in questo caso potrebbe essere considerata come una risposta allo stress e un meccanismo di difesa generale delle piante che previene il riarrangiamento

del genoma. In effetti, abbiamo osservato livelli significativamente più bassi di riarrangiamento transgenico nella progenie di piante raccolte da aree contaminate.

Il fatto che la metilazione del DNA e la ricombinazione omologa abbiano mostrato una tendenza a tornare lentamente ai livelli di controllo nelle piante raccolte negli anni successivi suggerisce che le piante abbiano acquisito ancora un altro meccanismo di protezione non identificato. Tuttavia, è possibile che questo sia un riflesso di una diminuzione del livello di contaminazione presente.

Effetti analoghi sono stati trovati nei pini originari della zona di Chernobyl: è stata osservata una tendenza a rilasciare l'ipermetilazione con la diminuzione della dose assorbita dalle piante (Kovalchuk et al., 2003b).

La stabilizzazione del genoma come parte del processo di adattamento è stata osservata anche per virus, organismi con genomi altamente instabili (Holland et al., 1992).

Sono chiaramente necessari ulteriori studi per analizzare la capacità di adattamento delle popolazioni vegetali naturali coltivate a Chernobyl e per comprendere l'entità del controllo epigenetico nel genoma di queste piante.

5.1 Studio su *Pinus Silvestris*

L'obiettivo dello studio era quello di individuare i meccanismi molecolari all'origine della risposta adattativa dei pini.

Tali meccanismi potrebbero essere basati su cambiamenti a livello del DNA e possono includere un aumento della mutazione dei geni essenziali, tali che mutazioni favorevoli potrebbero portare a una maggiore tolleranza alle radiazioni.

Per monitorare gli effetti dell'irraggiamento sui popolamenti di pino silvestre (*Pinus silvestris*), gli stessi sono stati suddivisi in diversi gruppi in base alle dosi di radiazioni assorbite nel 1986 e al grado di danno da radiazioni: acuto (> 60Gy), alto (10-60 Gy), medio (1-10 Gy), basso (0,1 -1,0 Gy) e nessuno infortunio, controllo (< 0,1 Gy), laddove per Gy si intende l'unità di misura gray che indica la dose assorbita di radiazione.

Questi criteri si basavano sulla valutazione del numero di alberi morti e del grado di lesioni della chioma, nonché sulle dosi di radiazione assorbita.

I semi sono stati raccolti da alberi geneticamente simili appartenenti al gruppo del danno acuto (>60 Gy), al gruppo del danno elevato (10-60 Gy) e il gruppo di controllo.

I semi del gruppo della lesione acuta (>60 Gy), sono stati piantati nel terreno pulito di controllo.

Sfortunatamente, i genitori del gruppo 1 esposto, che ha ricevuto >60 Gy nel 1986, sono morti a causa delle alte dosi assorbite e del danno.

I semi ottenuti da alberi di controllo geneticamente simili sono stati piantati nel terreno estremamente contaminato nei siti di sepoltura radioattivi, dove la contaminazione superficiale ha superato i 4000 Ci/km² e i livelli di radioattività del suolo hanno raggiunto milioni di Bq/kg (gruppo 2 esposto).

Sono stati raccolti dagli alberi dei genitori e piantati in prossimità dei genitori in terreno contaminato (Fig. 2).

Due generazioni di alberi geneticamente simili cresciuti nell'area pulita sono state monitorate in parallelo e sono servite da controllo.

Tutti i semi (la seconda generazione) sono stati piantati nel 1992 e la loro crescita è stata attentamente monitorata.

Tutte le piante sono state coltivate nelle stesse condizioni climatiche e del suolo. Gli aghi sono stati raccolti nel 2002.

Sono stati prelevati da 10 diverse parti della corona e sono stati studiati in ciascun gruppo.

Sono stati studiati i tassi di mortalità, vitalità e ristabilimento dei popolamenti di pini e si è dimostrato che dipendono dalle dosi assorbite.

Enormi dosi di radiazioni dopo la catastrofe di Chernobyl hanno provocato lesioni e morte di pini vicino al reattore di Chernobyl.

Quasi tutti i boschi di pini che hanno ricevuto dosi superiori a 60 Gy sono morti dopo l'esposizione, sono diventati marroni e sono stati chiamati "la foresta rossa".

I semi sono stati raccolti da alberi di pino altamente irradiati e piantati in terreno contaminato o pulito.

Parallelamente, i semi ottenuti da alberi non esposti sono stati piantati in luoghi di sepoltura altamente contaminati e in terreno controllato e non contaminato.

Contemporaneamente, i semi di alberi esposti, ma sopravvissuti, sono stati piantati nelle immediate vicinanze di popolamenti esposti.

Cambiamenti morfologici atipici si sono verificati negli anni di crescita, tuttavia, dopo alcuni anni questi alberi sono apparsi più normali.

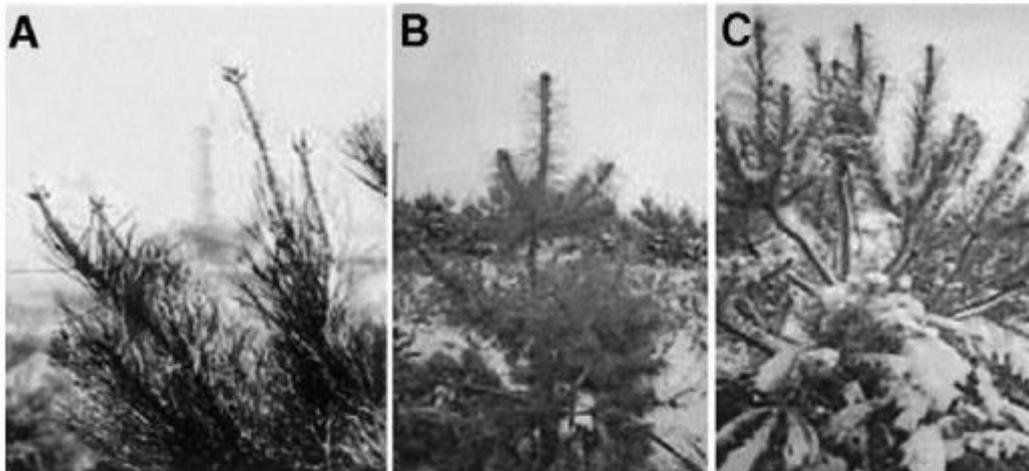


Figura 3: Cambiamenti morfologici nei pini cresciuti nei siti di sepoltura radioattivi. (A) Assenza di aghi; (B) aghi giganti, depressione generale della crescita; (C) 'corona cespugliosa', disturbo dell'orientamento dei germogli.

Sono stati studiati e confrontati i livelli di metilazione del genoma globale in pini di 10 anni cresciuti sotto l'influenza di radiazioni ionizzanti nella zona di esclusione di Chernobyl e sono state profilate piante geneticamente simili.

Un gruppo è stato coltivato in un terreno pulito dai semi dei pini della "Foresta Rossa", che hanno subito danni molto gravi nell'incidente di Chernobyl e in seguito sono morti a causa delle enormi dosi accumulate di radiazioni (gruppo 1 esposto).

Il secondo gruppo (gruppo 2 esposto), originato da semi di piante non esposte geneticamente simili, è stato coltivato nei siti di sepoltura radioattivi, dove la contaminazione del suolo ha raggiunto milioni di Bq/m² e la contaminazione superficiale ha superato i 4000 Ci/km². Alberi di controllo geneticamente simili sono stati piantati in terreno pulito (gruppo di controllo 2).

Gli alberi del gruppo esposto 1 avevano ricevuto una dose di circa 10 Gy, allo stadio di semina.

Gli alberi del gruppo esposto 2 cresciuti in terreni altamente contaminati sono stati costantemente esposti a radiazioni ionizzanti durante la loro vita e avevano ricevuto una dose totale di ~ 80 Gy.

Gli impianti di controllo hanno ricevuto <0,1 Gy. Complessivamente, sono stati profilati 8-10 alberi per gruppo.

Dai dati dello studio si evince che i meccanismi alla base dell'adattamento sono probabilmente basati su cambiamenti a livello di DNA e possono includere un aumento dei

tassi di mutazione nei geni essenziali; mutazioni favorevoli potrebbero pertanto portare ad una maggiore tolleranza alle radiazioni.

Tuttavia un tale evento sarebbe molto raro, è difficile immaginare che ciò possa portare ad un adattamento sufficiente e rapido di tutti gli alberi nella popolazione entro diversi anni, anche se le radiazioni aumentano i tassi di mutazione.

Un più probabile meccanismo per spiegare il rapido adattamento all'esposizione cronica alle radiazioni sarebbe tramite i cambiamenti epigenici che controllano la stabilità del genoma.

Le specie legnose sembrano inoltre essere generalmente più sensibili all'irradiazione acuta rispetto alle specie erbacee (Holst e Nagel, 1997).

Pertanto, l'irradiazione acuta (60 Gy) di pini (*Pinus sylvestris*) ha provocato la morte di alberi di pino vicino alla centrale nucleare di Chernobyl (Arkhipov et al., 1994).

Al contrario, la dose letale per *Arabidopsis* è stata stimata in più di 150 Gy.

CONCLUSIONI

L'obiettivo di questa tesi è stato quello di comprendere il comportamento della vegetazione in correlazione all'interazione con radionuclidi e studiare il rapporto suolo -pianta e le eventuali modificazioni dovute all'assorbimento di nuclidi, nello specifico al Cesio, ovvero un isotopo radioattivo del metallo alcalino cesio, che si forma tramite processi di fissione nucleare.

In primis mi sono chiesto se la composizione e la fertilità del suolo erano rimaste invariate in seguito all'incidente di Chernobyl, oppure avessero subito una riduzione o alterazione del tasso di decomposizione del materiale vegetale.

Come rilevato in una ricerca svolta da Mousseau TA, Milinevsky G, Kenney-Hunt J, Møller AP intitolata "Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas" di conseguenza al disastro di Chernobyl la radiazione ha inibito la decomposizione microbica della lettiera.

Ciò significa che i nutrienti non ritornano efficacemente nel suolo, il che potrebbe essere una delle cause della lenta crescita degli alberi intorno a Chernobyl.

Un altro importante risultato è stato quello relativo dell'assorbimento da parte della pianta; gli aerosol circolanti in atmosfera, trasportati dal vento si depositano sulla superficie delle foglie o nel suolo trasportate verso il basso dalle precipitazioni.

Queste particelle di radionuclidi vengono poi assorbite dalle foglie tramite passaggio tra gli spazi cellulari o aperture stomatiche, oppure dalle radici tramite assorbimento radicale che è paragonabile all'assorbimento che avviene per i nutrienti.

Il tasso di assorbimento dipende da vari fattori: frazione argillosa, tipo di minerali argillosi, contenuto di sostanza organica, pH, contenuto di umidità nel suolo e quantità di ioni scambiabili e profondità di radicazione.

Anche le simbiosi con micorrize hanno un'azione importante sull'assorbimento di cesio, in quanto i rapporti tra pianta e fungo vanno ad amplificare l'esplorazione da parte delle radici aumentando così l'assorbimento.

Infatti come dimostrato dalle ricerche analizzate, le radici delle piante hanno una preferenza maggiore per il potassio rispetto al cesio, questo comportamento da parte della pianta aumenterebbe il rapporto Cs/K dei cationi disponibili per il fungo.

Una volta avvenuto l'assorbimento del radiocesio da parte delle due vie principali (foglie e radici), inizia la fase di traslocazione all'interno della pianta.

Come già manifestato da numerose ricerche il cesio (Cs) e il potassio (K) sono molto mobili all'interno della pianta e tendono a seguire un movimento simile.

Come dimostrato da una ricerca svolta da Wirth et . al (1994), la concentrazione di radiocesio nelle foglie, negli steli e nei frutti era variabile, ma il rapporto negli organi è più o meno lo stesso.

L'ultimo argomento trattato è stato quello sull'adattamento molecolare a condizioni di forte assorbimento di radiazioni ionizzanti, andando a studiare la risposta di adattamento della vegetazione.

In conclusione si è notato che la pianta risponde agli stress tramite la metilazione del DNA, che corrisponde ad un'aggiunta di un gruppo metilico nella posizione di carbonio 5 dell'anello cito sinusoidale, è la modifica epigenetica del DNA più comune nelle piante ed è utilizzata come strategia dalle piante per stabilizzare i loro genomi.

Molto interessante è stata la risposta alla diminuzione dell'intensità dello stress che ha portato ad una riduzione del grado di metilazione del genoma ripristinandolo alle condizioni iniziali ovvero quelle di normalità.

BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

Muller H., Einfeld K., Matthies M. & Prohl G., 1983. *Foliar uptake of radionuclides*. In: *Seminar on Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere*. Dublin, 11-15 April 1983, 154 - 160

Rauret G., Laurado M., Tent J., Rigol A., Alegre L.H. & Utrillas M.J., 1994. *Deposition on holm oak leaf surfaces of accidentally released radionuclides*. *Sci. Tot. Environ.*, 157: 7-16

Adriano D.C., McLead K.W. & Ciravolo T.C., 1984. *Long-term root uptake of radiocaesium by several crops*. *J. Plant Nutr.*, 7, 10: 1415-1432.

-Frissel M.J., Noordijk H. & van Bergejik K.E., 1990. *The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides*. In: Desmet G. *et al.* (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier, London and New York 40 - 47

-Kerpen W., 1986. *Bioavailability of the radionuclides Cs-137, Co-60, Mn-54 and Sr-85 in various soils as a function of their soil properties*. In: Sibley T.H. & Myttenaere C. (eds.): *Application and Distribution Coefficients to Radiological Assessment Models*. Elsevier, Applied Science, Barking, UK, 322-335.

Kerpen W., 1988. *Cs-137 sorption and desorption in relation to properties of 17 soils*. Commissariat à l' Energie Atomique, D. 188 – 201

Fredriksson L.A., Garner R.J. & Scott Russel R., 1966. *Cs-137*. In: Russel R.S. (ed.): *Radioactivity and human diet*. Pergamon

Press, London, 321-330.

-Bergejik van K.E., Noordijk H., Lembrechts J. & Frissel M.J., 1992. *Influence of soil pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and -strontium as analyzed by a nonparametric method*. J. Environ. Radioactivity, 15: 265-276.

Wauters J., Sweeck L., Valcke E., Elsen A. & Cremers A., 1994. *Availability of radiocesium in soils: a new methodology*. Sci. Tot. Envir., 157: 239-248.

Römmelt R., Hiersche L., Schaller G. & Wirth E., 1990. *Influence of soil fungi (Basidiomycetes) on the migration of Cs134+137 and Sr90 in coniferous forest soils*. In: Desmet G. et al. (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier, London and New York, 152-160.

Livens F.R., Horrill A.D. & Singleton D.L., 1991. *Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe*. Health Phys., 60, 4: 539- 545.

Guillitte O., Melin J. & Wallberg L., 1994. *Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a Boreal forest ecosystem*. Sci. Tot. Envir., 157: 207-215.

Wirth E., Hiersche L., Kammerer L., Krajewska G., Krestel R., Mahler S. & Römmelt R., 1994. *Transfer equations for cesium-137 for coniferous forest understorey plant species*. Sci. Tot. Envir., 157: 163-170.

Olsen R.A., Joner E. & Bakken L.R., 1990. *Soil fungi and the fate of radiocaesium in the soil ecosystem - discussion of possible mechanisms involved in the radiocaesium accumulation in fungi, and the role of fungi as a Cs-sink in the soil*. In: Desmet G. et al. (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier, London and New York, 657-663.

Feige B., Jahnke S. & Niemann L., 1988. *Tschernobyl belastet unsweiter*. Essener Univ. Berichte, 2: 8-14.

Giovani C., Bolognini G. & Nimis P.L., 1994. *Bryophytes as indicators of radioactive deposition in northeastern Italy*. Sci. Tot. Envir., 157: 35-43.

Tobler L., Bajo S. & Wyttenbach A., 1988. *Deposition of Cs-134 - 137 from the Chernobyl fallout on Norway spruce and on the forest soil, and its incorporation into spruce twigs*. J. Environm. Radioactivity, 6: 225-245

Miller C.W. & Hoffmann F.O., 1983. *An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation*. Health Phys., 45, 3: 731-744.

Barber D.A., 1964. *Influence of soil organic matter on the entry of caesium-137 into plants*. Nature, 204: 1326-1327

Andolina J. & Guillitte O., 1990. *Radiocesium availability and retention sites in forest humus*. In: Desmet G. et al. (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier, London and New York., 135-142.

Menzel R.G., 1954. *Competitive uptake by plants of potassium, rubidium, cesium and calcium, strontium, barium from soils*. Soil Sc., 77: 419-425.

Bowen G.D. & Smith S.E., 1981. *The effects of mycorrhiza on nitrogen uptake by plants. Terrestrial nitrogen cycles: ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull., 33: 237-247.

Gianinazzi-Pearson V. & Gianinazzi S., 1980. *The role of endomycorrhizal fungi in phosphorus cycling in the ecosystem*.

In: Wicklow D.T. & Carroll G.C. (eds.): *The fungal community, its organization and role in the ecosystem*. M. Dekker Inc., New York.

Leising C., 1986. *Eignung und Zuverlässigkeit des Observed Ratio Modells für die Beschreibung des Strontium- und Caesium Transfers vom Boden in die Pflanze*. IHS-Heft 96/98, Neuherberg.

Olson J.S., 1965. *Equations for cesium transfer in a Liriodendron forest*. Health Phys., 11: 1385-1392.

Waller H.D. & Olson J.S., 1967. *Prompt transfers of cesium-137 to the soil of a tagged Liriodendron forest*. Ecology, 48: 15-25.

Hoffman G.R., 1972. *The accumulation of cesium-137 by cryptogams in a Liriodendron tulipifera forest*. Bot. Gaz., 133: 107-119.

Witherspoon J.P.Jr., 1962. *Cycling of cesium-134 in White Oak trees on sites of contrasting soil type and moisture. I. 1960 growing season*. In: *Ist National Symposium Radioecology, Fort Collins, Colorado*. Reinhold, New York, 127-132.

Witherspoon J.P.Jr., 1964. *Cycling of cesium-134 in white oak trees*. Ecol. Monogr., 34, 4: 403-420.

Olga Kovalchuk a, Paula, Paula Burke a, Andrey Arkhipov b, Nikolai Kuchma b, S. Jill James c, Igor Kovalchuk e, Igor Pogribny., 2003 *Genome hypermethylation in Pinus silvestris of Chernobyl— a mechanism for radiation adaptation?* In: *Science direct*

R.W. Holst, D.J. Nagel, Radiation effects on plants, in: W. Wang, J.W. Gorsuch, J.S. Hughes (Eds.), *Plants for Environmental Studies*, CRC Press/Lewis Publishers, New York, 1997, pp. 37–79.

Igor Kovalchuk, Vladimir Abramov, Igor Pogribny, Olga Kovalchuk, *Molecular Aspects of Plant Adaptation to Life in the Chernobyl Zone, Plant Physiology*, Volume 135, Issue 1, May 2004, Pages 357–363

Holland JJ, de la Torre JC, Steinhauer DA (1992) *RNA virus populations as quasispecies. Curr Top Microbiol Immunol* 176 : 1–20

Mousseau TA, Milinevsky G, Kenney-Hunt J, Møller AP. *Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas. Oecologia*. 2014 May;175(1):429-37

Giovani C., Bolognini G. & Nimis P.L., 1994. *Bryophytes as indicators of radioactive deposition in northeastern Italy. Sci.Tot. Envir.*, 157: 35-43.

Pier Luigi NIMIS., 1996 *radiocesium in plants of forest ecosystems Studia Geobotanica. Vol. 15: 3-49*

<https://magazine.x115.it/x115/epigenetica/#:~:text=L'epigenetica%20studia%20i%20cambiamenti,attivare%20o%20spegnere%20determinati%20geni.>

<https://greenreport.it/news/energia/chernobyl-malati-anche-microbi-funghi-e-insetti/>