



6

RADIOAKTIIVISET AINEET JA RAVINTO

Ritva Saxén, Riitta Hänninen, Erkki Ilus, Kirsti-Liisa Sjöblom,
Aino Rantavaara, Kristina Rissanen

SISÄLLYSLUETTELO

6.1	Radioaktiivisia aineita kulkeutuu ravintoon	203
6.2	Laskeuman nuklidit maatalouden ravinnekierrossa	206
6.3	¹³⁷ Cs säilyy metsäympäristön ravinnekierrossa	213
6.4	Lapin luonto on herkkä laskeuman vaikutuksille	216
6.5	Laskeuman radionuklidit vesiympäristössä	219
6.6	Radioekologiset laskentamallit	226
6.7	Säteilyaltistus elintarvikkeista ja juomavedestä	229
6.8	Elintarvikkeiden radioaktiivisten aineiden seuranta	232
6.9	Elintarvikkeiden suojaaminen säteilyvaaratilanteissa	234
6.10	Kasvien ja eläinten säteilysuojelu	237

Ympäristön fysikaaliset, kemialliset ja biologiset prosessit ohjaavat radioaktiivisten aineiden joutumista ravintoketjuihin ja kulkeutumista niissä. Ravinnon ja juomaveden mukana kehoon joutuneet radioaktiiviset aineet altistavat sisäiselle säteilylle. Säteilylaji, säteilyn energia, hajoamisnopeus ja mahdolliset tytärnuklidit vaikuttavat radionuklidista saatavaan säteilyannokseen. Radioaktiivisen aineen määrä ja liukoisuus sekä ihmisen ikä ja elintavat määräävät lopulta miten paljon säteilyannosta yksilö saa. Ravinnon radioaktiivisista aineista aiheutuvaa terveyshaittaa arvioidaan kollektiivisen eli väestön yhteensä saaman säteilyannoksen perusteella.

Ruuan kautta saatavan säteilyaltistuksen kannalta ovat merkittäviä sellaiset radioaktiiviset aineet, joita on ympäristössä runsaasti ja jotka rikastuvat ravintoketjuissa kertyen elintarvikkeisiin. Radionuklidin fysikaalis-kemiallinen olomuoto vaikuttaa nuklidin käyttäytymiseen sekä ympäristössä että kasvien, eläinten ja ihmisten aineenvaihdunnassa. Olomuoto muuttuu usein ympäristöolosuhteiden vaikutuksesta ja muuttaa samalla aineen kulkeutumista ravintoketjuissa. Radionuklidin kulkeutumiseen vaikuttaa myös saman aineen stabiilien isotooppien tai kemiallisilta ominaisuuksiltaan läheisen alkuaineen määrä ympäristössä tai organismissa.

Maataloustuotteista voidaan saada suuren kulutuksen vuoksi merkittäviä määriä radioaktiivisia aineita siitä huolimatta, että radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet ovat niissä useimmiten pieniä. Keinotekoisien pitkäikäisten radionuklidien pitoisuudet pienenevät vesistöistä ja metsistä peräisin olevista luonnontuotteista hitaammin kuin viljellyistä elintarvikkeista. Sisävesikalojen, metsäsienten ja -marjojen sekä riistan lihan osuus säteilyaltistuksesta kasvaakin vuosien myötä.

Luonnon radioaktiiviset aineet ravinnossa aiheuttavat pitkällä aikavälillä melko vakion, mutta alueellisesti vaihtelevan altistuksen sisäiselle säteilylle. Kaikki maapallolla esiintyvä kalium ja siten myös ruuan kivennäisaine kalium sisältää 0,0117 prosenttia radioaktiivista ^{40}K :ää. Tämä aiheuttaa aikuiselle noin 0,2 millisievertin (mSv) efektiivisen annoksen vuodessa. Uraani- ja toriumsarjojen kantanuklidit ^{238}U ja ^{232}Th tytärnuklideineen voivat olla merkittäviä säteilyannosten aiheuttajia erityisesti käytettäessä pohjavettä juoma- ja talousvetenä. Ravinnon kautta saatavasta säteilyaltistuksesta huomattava osa voi olla peräisin uraanisarjaan kuuluvan lyijyn isotoopista ^{210}Pb ja sen tytärnuklidista ^{210}Po . Kuten muidenkin radioaktiivisten aineiden myös niiden saanti vaihtelee ruokavalion mukaan. ^{210}Po :tä saadaan muun muassa meren tuotteista; maaympäristössä tärkein lähde on poronliha. Ravinnon sisältämistä luonnon radionuklideista saadaan yhteensä noin 0,3 mSv:n efektiivinen annos vuodessa.

Kosminen säteily tuottaa jatkuvasti ilmakehään radionuklideja ^3H (tritium), ^{14}C ja ^{22}Na . Niitä on vapautunut ilmakehään myös ydinasekokeista. Kyseiset radionuklidit ovat mukana vastaavien alkuaineiden kiertokulussa biosfäärissä. Kasvit ottavat yhteyttäessään ilmasta hiilidioksidia, mikä on ravintoketjujen kannalta tärkein ^{14}C :n olomuoto. Kosmogeenisesta ^{14}C :stä aiheutuu noin 0,01 mSv:n säteilyannos vuodessa. Elintarvikkeiden osuus ^{14}C :n aiheuttamasta sisäisen säteilyn annoksesta on 99 prosenttia. Muiden kosmogeenisien nuklidien aiheuttama sisäisen säteilyn annos on siihen verrattuna pieni. Ydinenergian tuotanto ja muu ydinteollisuus on aiheuttanut pieniä lisäyksiä ^3H :n ja ^{14}C :n määriin. Pitkän puoliintumisaajan vuoksi ($T_{1/2} = 5\,730\text{ a}$) ^{14}C leviää maailmanlaajuisesti ja pysyy kauan luonnon kiertokulussa.

Keinotekoisista radioaktiivisista aineista esimerkiksi nuklideja ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^3H ja ^{14}C voi joutua elintarvikkeisiin ja juomavedeen. Useita muitakin keinotekoisia radioaktiivisia aineita on ihmisen toiminnan seurauksena vapautunut ympäristöön, mutta niiden vaikutus ihmiseen ravinnon kautta on ollut vähäinen. Näin siitäkin huolimatta, että aineet ovat voineet olla tärkeitä ulkoisen säteilyn altistuksen aiheuttajia. Elintarvikkeiden mahdollisesti sisältämät uraania raskaammat aineet, niin sanotut transuraanit, eivät myöskään ole olleet merkittäviä säteilyaltistuksen kannalta. Plutonium aiheuttaa säteilyannosta pääasiassa hengityksen kautta saatuna. Ravinnosta sitä saadaan vain vähän, koska sekä ympäristöön vapautuneet että ravintoketjuihin kulkeutuneet määrät ovat olleet pieniä, ja ravinnon mukana ruuansulatuskanavaan joutuneesta plutoniumista vain pieni osa imeytyy elimistöön. Nykyisin Suomessa tuotettavien elintarvikkeiden sisältämät keinotekoisien radioaktiivisten aineiden jäämät ovat peräisin pääasiassa Tshernobylin onnettomuudesta ja vähäisessä määrin ydinasekokeiden maailmanlaajuisesta laskeumasta. Säteilyannosten kannalta merkittävin aine on ^{137}Cs .

6.1 | Radioaktiivisia aineita kulkeutuu ravintoon

Maaperässä ja eliökunnan ravinnekierrossa on jatkuvasti alkuperältään erilaisia radioaktiivisia aineita, joiden määrä maan pintakerroksessa, kasveissa ja eläinten kudoksissa vaihtelee. Eroja aiheuttavat alueen ilmasto, geologia, topografia, elinkeinorakenne sekä maa- ja metsätalouden tuotantomenetelmät. Ilmakehän kautta ympäristöön levinneiden radioaktiivisten aineiden kiertokulku luonnossa on erilaista kuin esimerkiksi kallioperästä veteen liuenneiden aineiden. Kulkeutuminen ympäristössä tapahtuu monien fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten pro-

sessien kautta ja eri radionuklidit voivat käyttäytyä niissä eri tavoin. Ravinnon raaka-aineet ovat peräisin maa- ja vesiympäristön viljellyistä tai luonnonvaraisista ekosysteemeistä.

Ilmasta radioaktiiviset hiukkaset laskeutuvat joko kuivana tai sateen mukana. Ne kiinnittyvät erilaisille pinnoille – kuten maahan ja kasvustoihin – tai joutuvat suoraan vesistöihin. Myös valumavedet vievät maahan joutuneita aineita vesistöihin, ja siellä kiintoainekseen sitoutuneet radionuklidit sedimentoituvat pohjaan. Maaperässä liukoisina esiintyvät radioaktiiviset aineet ovat eri tavoin mukana kasvien ainekierrossa (kuva 6.1). Radioaktiivisia aineita joutuu kotieläintuotteisiin ja riistan lihaan rehu- kasveista ja juomavedestä.

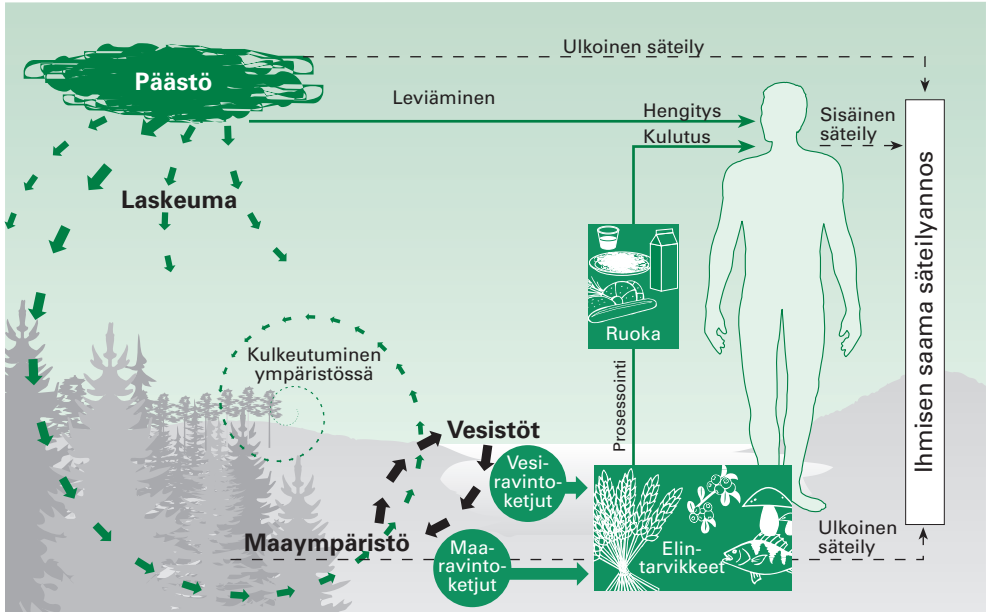
Laskeuma voi sisältää sekä lyhyen että pitkän puoliintumisajan radioaktiivisia aineita. Koska lyhytikäiset radioaktiiviset aineet häviävät nopeasti, niistä ravintoketjujen kautta aiheutuvan säteilyaltistuksen merkitys on suhteellisen vähäinen. Lyhytikäisistä radionuklideista, esimerkiksi ^{131}I :stä, aiheutuva sisäisen säteilyn annos voi silti olla merkittävä laskeumatilanteen alkuvaiheessa, jos laskeuma tapahtuu kasvukaudella. Säteilyaltistuksen kannalta tärkeitä pitkäikäisiä radionuklideja ovat ^{90}Sr ja ^{137}Cs . Niiden aktiivisuuspitoisuutta sekä kasvi- että eläinkunnan tuotteissa on seurattu Suomessa ja useissa muissa maissa 1960-luvun alusta lähtien.

Eliöihin joutuneet radioaktiiviset aineet jakautuvat aineenvaihdunnan seurauksena erilaisiin solukoihin tai kudoksiin ja poistuvat niistä vähitellen lajille ja kyseiselle kemialliselle aineelle tyypillisellä nopeudella. Efektiivinen ekologinen puoliintumisaika $T_{eff,ecol}$ kuvaa radioaktiivisen aineen poistumista yksittäisestä ekosysteemin osasta. Tämä efektiivinen puoliintumisaika sisältää kaikki ne tekijät, jotka vaikuttavat aineen vähenemiseen mukaan lukien radioaktiivinen hajoaminen:

$$T_{eff,ecol} = (T_{pros} \cdot T_{1/2}) / (T_{pros} + T_{1/2}), \quad (6.1)$$

missä puoliintumisaika T_{pros} liittyy ympäristön ja ekosysteemin prosesseihin ja $T_{1/2}$ on radioaktiivisen hajoamisen puoliintumisaika.

Radioaktiivisen aineen suhteellista siirtymistehokkuutta ravintoketjuissa voidaan kuvata erilaisten siirtotekijöiden (TF , transfer factor) avulla. Siirtotekijät eivät ole vakioita, vaan muuttuvat ajan ja paikan sekä radionuklidin ja vastaavan alkuaineen kemiallisten ominaisuuksien mukaan. Siirtotekijää käytetään kuvaamaan esimerkiksi radioaktiivisen aineen kulkeutumis-



KUVA 6.1 Laskeuman radioaktiivisten aineiden kulkeutuminen ympäristössä ja ihmisen säteilyannoksen muodostuminen

ta rehusta maitoon. Siirtokijä ilmoittaa, mikä osa lehmän päivittäisen rehun sisältämästä radionuklidin määrästä siirtyy kiloon tai litraan maitoa. Siirtokelijän laskemiseksi tulee tuntea sekä lehmän kuluttama rehumäärä (kg/d) että radioaktiivisen aineen aktiivisuuspitoisuus rehussa (Bq/kg).

$$TF = \frac{\text{radionuklidin aktiivisuuspitoisuus maidossa (Bq/kg tai Bq/l)}}{\text{radionuklidin määrä eläimen rehussa (Bq/d)}} \quad (6.2)$$

Jos tuotantoalueen maahan kertynyt radioaktiivisen aineen määrä (Bq/m²) tunnetaan, voidaan radionuklidin aktiivisuuspitoisuutta elintarvikkeessa verrata siihen. Tällöin kulkeutumisen yksittäisiä vaiheita ei käsitellä, vaan pyritään vertaamaan tietyn radionuklidin siirtymistä laskeumasta elintarvikkeeseen erilaisilla tuotantoalueilla. Siirtokerroin TF_{ag} ilmoittaa tässä tapauksessa, mikä osuus neliometrille tulleesta kyseisen radionuklidin määrästä siirtyy elintarvikekiloon tai -litraan.

$$TF_{ag} = \frac{\text{radionuklidin aktiivisuuspitoisuus elintarvikkeessa (Bq/kg tai Bq/l)}}{\text{radionuklidin aktiivisuus pinta-alayksikköä kohti (Bq/m}^2\text{)}} \quad (6.3)$$

Tietyn radionuklidin kulkeutumista elintarvikkeeseen voidaan myös kuvata laskemalla aktiivisuuspitoisuuden suhde elintarvikkeessa ja vedessä tai maassa.

Siirtotekijöitä voidaan käyttää arvioitaessa radioaktiivisten aineiden kulkeutumista kasvi- ja eläinkunnan tuotteisiin, kun kasveihin suoraan ilmasta tarttuneen aineen osuus on vähäinen. Niitä ei pidä käyttää silloin, kun radioaktiivisten aineiden laskeumaa tapahtuu jatkuvasti.

Radionuklidien siirtymiseen ravintoketjuihin vaikuttaa useita prosesseja kuten esimerkiksi niiden liikkuminen maaperässä ja pohjasedimentissä, kiinnittyminen maa-ainekseen ja veden kiintoainekseen sekä siirtyminen valumaveden mukana vesistöihin ja osittain mereen. Kulkeutuminen riippuu suuresti myös siitä, ovatko aineet ioneina, kolloideina, kompleksiyhdisteinä vai hiukkasina.

Radioaktiivisten aineiden pidättymistä maahan tai vesistöjen pohjasedimenttiin voidaan kuvata jakaantumsvakiolla K_d . Jakaantumsvakiota tarvitaan, kun radioaktiivisten aineiden kulkeutumista halutaan arvioida esimerkiksi laskentamallien avulla

$$K_d = \frac{\text{aineen aktiivisuuspitoisuus kiinteässä faasissa (Bq/kg kuivapainoa kohti)}}{\text{aineen aktiivisuuspitoisuus nestefaasissa (Bq/l)}}. \quad (6.4)$$

Ilmasta kasvien pinnoille pidätyvät aineet joutuvat osittain kasvien aineenvaihduntaan. Vaikutus vaihtelee sen mukaan, mikä on kasvin kehitysvaihe radioaktiivisten aineiden laskeuman tapahtuessa (taulukko 6.1).

Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Suuren kulutusmäärän vuoksi niiden aktiivisuuspitoisuus on oleellinen tekijä säteilyaltistuksen kannalta. Pitkäikäiset radioaktiiviset aineet viipyvät kauemmin metsissä ja vesistöissä kuin maataloustuotannon ainekierrossa. Siksi luonnosta hankitun ravinnon osuus voi olla merkittävä säteilyaltistuksen kannalta etenkin pitkällä aikavälillä huolimatta luonnontuotteiden pienemmästä kulutuksesta.

6.2 | Laskeuman nuklidit maatalouden ravinnekierrossa

Mikäli radioaktiivisia aineita leviää ilmapvirtausten mukana ympäristöön kasvukauden aikana, näitä aineita voi kulkeutua tuorerehun mukana maitoon ja muihin maataloustuotteisiin. Erityisesti jodin ja cesiumin isotoopit kulkeutuvat nopeasti ja tehokkaasti maitoon. Vajaa sadasosa lehmien käyttämän päivittäisen rehun sisältämästä ^{131}I :stä tai ^{137}Cs :stä siirtyy yhteen litraan maitoa (taulukko 6.2). Radioaktiivista jodia ja muita

ilman kautta leviäviä radioaktiivisia aineita voi kulkeutua maitoon myös lehmien hengityksen kautta.

Radioaktiivisten hiukkasten pidättyminen kasveihin tai niiden poistuminen kasvien pinnoilta riippuu sääolosuhteista, kuten ilman kosteudesta ja tuulen voimakkuudesta. Sade huuhtoo ilmassa olevia radioaktiivisia aineita alas tehokkaasti (luku 3.5), mutta pitkään jatkuva sade voi myös huuhtoa aiemmin tulleita aineita pois kasvien pinnoilta. Vesiliukoisia aineita imeytyy lehtien kautta ja voi kulkeutua myös kasvien muihin osiin. Radioaktiivisen aineen pidättyminen kasviin riippuu muun muassa aineen liukoisuudesta, hiukkasten koosta ja kasvin pintaosien rakenteesta. Tiheä kasvusto pidättää radioaktiivisia aineita runsaammin kuin harva.

Aine	Laji	Siirtotekijä (m ² /kg)					
		Aika sadonkorjuuseen (d)					
		0	10	20	40	60	90
Be	Ohra	-	-	0,06	0,004	0,0004	0,0000008
Na	Ohra	-	-	0,1	0,05	0,007	0,0003
Cr	Ohra	0,05	-	-	0,03	0,007	0,0002
Mn	Vilja	0,03	0,04	0,09	0,08	0,04	0,002
Fe	Vilja	0,01	0,02	0,03	0,05	0,03	0,01
Co	Vilja	0,03	0,03	0,05	0,01	0,05	0,007
Zn	Ohra	0,05	-	-	0,2	0,2	0,06
Sr	Vilja	0,02	0,04	0,06	0,05	0,007	0,000006
Ru	Vilja	-	0,05	0,04	0,02	0,002	0,000002
Cd	Ohra	-	-	-	0,05	0,02	0,00006
Sb	Vilja	-	0,08	0,08	0,07	0,007	0,00005
Cs	Vehnä	-	0,05	0,2	0,2	0,1	0,02
Cs	Ohra	-	0,07	0,09	0,1	0,09	0,01
Cs	Ruis	0,07	0,1	0,2	0,3	0,3	0,05
Cs	Peruna ja porkkana	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

TAULUKKO 6.1 Radioaktiivisten aineiden laskeuman ajankohdan vaikutus aktiivisuuspitoisuuden seuraavan sadon tuotteissa

Radioaktiivisten aineiden siirtotekijät laskeumasta viljan jyviin, perunan mukuloihin ja porkkanaan ovat yksikössä m²/kg (IAEA, 1994). Alkuaineittain annetut arvot koskevat kyseisen aineen kaikkia radioisotooppeja.

Vuodenaika vaikuttaa voimakkaasti maataloustuotteiden saastumiseen. Radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet viljelykasveissa ovat suurimmillaan ensimmäisessä laskeuman jälkeisessä sadossa. Aineiden pidätyminen riippuu kasvin kehitysvaiheesta ja on viljassa runsainta, jos laskeuma tapahtuu jyvän kehittymisen aikaan. Jos esimerkiksi ruiskavustoon tulee radioaktiivista ainetta kolme kuukautta ennen sadonkorjuuta, niin neliömetrin pinta-alalle osuneesta ¹³⁷Cs:stä noin 5 prosenttia siirtyy kiloon jyviä. Sen sijaan jos ¹³⁷Cs:n laskeuma tapahtuu kuukautta ennen sadonkorjuuta, niin kiloon siirtyvä määrä voi olla jopa kolmannes (taulukko 6.1).

Juurten kautta viljan jyvien ydin- ja kuoriosiin ja niistä edelleen jauhoon ja leseeseen kulkeutuvien radioaktiivisten aineiden määrissä on selvä ero. Erityisesti strontium rikastuu kivennäisravinteiden mukana jyvän kuoriosaan. Jyvän rakenne ja tavanomainen jauhatustapa ovat vehnällä ja rukiilla erilaiset. Vehnässä ydinjauhoon kulkeutuu jyvän radioaktiivisista aineista pienempi osuus kuin rukiissa.

Radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuus maataloustuotteissa pienenee huomattavasti laskeuman jälkeisinä vuosina. Kasvit ottavat radioaktiivisia aineita tällöin vain juurten kautta ja otto on useimmiten vähäistä. Eläimiin radioaktiivisia aineita kulkeutuu eniten rehusta; vähemmässä määrin hengityksen kautta tai maasta, jota eläimet saattavat niellä rehun mukana. Lyhytikäiset radioaktiiviset aineet ovat hävinneet ympäristöstä toisesta kasvukaudesta alkaen, ja pitkäikäiset ⁹⁰Sr ja ¹³⁷Cs alkavat vähentyä maidosta ja viljelykasveista. Myös naudanlihasta ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuus vähenee toisesta kasvukaudesta alkaen säilö- ja muun rehun aktiivisuuspitoisuuden mukaisesti. ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuuteen sian- ja broilerinlihassa vaikuttaa rehuviljan ja sen lisäksi käytettävän muun rehun aktiivisuus (taulukko 6.2).

Siirtotekijä		
Aine	Maito (d/l)	Liha (d/kg)
I	0,01	0,04
Cs	0,0079	0,05
Sr	0,0028	0,008
Ra	0,0013	0,0009
Ru	0,0000033	0,05
Pu	0,0000011	0,00001
U	0,00040	0,0003

TAULUKKO 6.2 Eräiden aineiden siirtotekijöitä rehusta maitoon ja naudanlihaan tilanteessa, jossa radionuklidien saanti ja erittyminen eläimistä ovat tasapainossa (IAEA, 1994).

Alkuaineittain annetut arvot pätevät kaikkiin kyseisen aineen radioisotooppiin.

Parhaiden viljeltyjen kivennäismaiden peltojen muokkaukerroksessa on usein jonkin verran savea, johon radioaktiivinen cesium kiinnittyy vähitellen pysyvästi. Orgaanisella maa-aineksella on puolestaan merkitystä radioaktiivisen strontiumin sitojana ja kasveihin siirtyvän strontiumin määrän vähentäjänä. Cesiumia siirtyy viljelyskasveihin eniten vähäravinteisesta orgaanisesta maasta. Lannoitus vähentää cesiumin kertymistä kasveihin, sillä kasvien ravinnetarve tulee tyydytetyksi suurelta osin lannoitteiden ravinteista. Turvemailta cesiumia voi siirtyä kasveihin jopa kymmenkertaisesti kivennäismaihin verrattuna, ellei maan ravinnetilan parantamisella vähennetä juuriston kautta tapahtuvaa ravinteiden ottoa. Orgaanisessa maassa cesium pysyy sellaisessa muodossa, jota kasvit pysyvät juurillaan ottamaan. Strontiumia kulkeutuu kasveihin eniten hiekkamaasta, jossa on usein matala pH (taulukko 6.3). Myös saman maalajin sisällä vaihtelu on suuri. Plutoniumin ja amerikiiumin kulkeutuminen maasta kasveihin on vähäistä (taulukko 6.4).

	Nuklidi	Siirtotekijä (m^2/kg)		
		Savimaa	Hiekkamaa	Turvemaa
Vilja	^{137}Cs	0,00005	0,0002	0,002
	^{90}Sr	0,0005	0,001	0,0005
Peruna	^{137}Cs	0,0003	0,0012	0,012
	^{90}Sr	0,001	0,002	0,001
Heinä	^{137}Cs	0,005	0,010	0,100
	^{90}Sr	0,010	0,020	0,010
Peltolaidun	^{137}Cs	0,005	0,010	0,100
	^{90}Sr	0,010	0,020	0,010
Luonnonlaidun	^{137}Cs	0,010	0,020	0,200
	^{90}Sr	0,020	0,040	0,020

TAULUKKO 6.3 Esimerkkejä ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n siirtymisestä juurten kautta (siirtotekijä TF_{ag}) viljelyskasveihin kuivapainoa kohti savi-, hiekka- ja turvemaasta laskeumavuotta seuraavana vuonna

Hiekkamaalla tarkoitetaan tässä kivennäismaata, joka sisältää savea alle 15 prosenttia ja turvemaalla maata, joka sisältää kuivapainosta yli 20 prosenttia orgaanista ainesta (Eriksson, 1997).

Peltojen kyntäminen ja muokkaus siirtävät maanpinnalle laskeuman mukana tulleet radioaktiiviset aineet koko muokkaukerrokseen. Myös sade-

vesi kuljettaa radioaktiivisia aineita syvemmälle maaperään maan läpäisevyyden mukaan. ^{137}Cs sitoutuu vähitellen savimaahan. Kasveihin siirtyvän ^{137}Cs :n efektiivinen ekologinen puoliintumisaika muokkauskerroksessa on 10–20 vuotta. Ydinasekokeista peräisin olevan ^{137}Cs :n on todettu edelleen, noin 40 vuotta maksimilaskeuman ajankohdasta, olevan kytämättömässä maassa alle 30 senttimetrin syvyydessä. Strontium on maaperässä jonkin verran liikkuvampi kuin cesium, mutta erot eivät juuri näy parina ensimmäisenä laskeuman jälkeisenä vuotena. Plutonium kulkeutuu syvyysuunnassa maahan vielä hitaammin kuin cesium.

Aine	Siirtotekijä				
	Bq/kg tuoretta kasvia		Bq/kg kuivaa maata		
	Lehtivihannekset	Vilja	Juurikasvit	Perunat	Laidunkasvit
Cr	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Mn	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Fe	0,0002	0,0004	0,0003	0,0003	0,0004
Co	0,01	0,005	0,01	0,01	0,01
Zn	1	1	0,5	1	1
Sr	0,3	0,2	0,1	0,05	0,05
Nb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Tc	5	5	5	5	5
Ag	0,2	0,2	0,2	0,02	0,2
I	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
Cs	0,007	0,01	0,005	0,007	0,03
Ce	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Pu	0,00001	0,00002	0,00005	0,00005	0,0001
Am	0,00005	0,00005	0,00008	0,00008	0,001

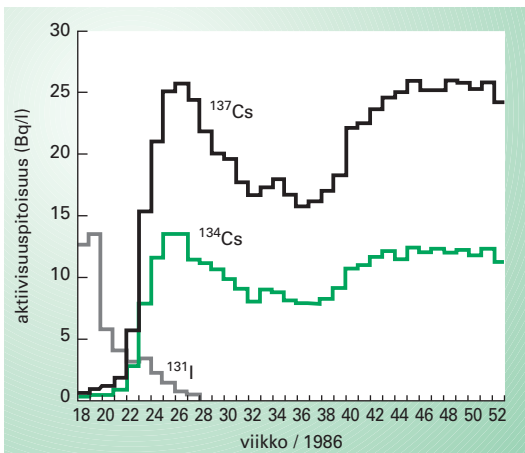
TAULUKKO 6.4 Esimerkkejä eri aineiden siirtotekijöistä maasta kasveihin

Alkuaineittain annetut arvot pätevät kaikkiin kyseisen aineen radioisotooppiin.

Osa radioaktiivisista aineista voi kiinnittyä maa-ainekseen kapillaarivoimien, ioninvaihdon, kemiallisten reaktioiden tai mikrobin vaikutuksesta. Tällöin radioaktiivisten aineiden siirtyminen kasveihin juurten kautta vähenee. Kiinnittyminen vaihtelee maan happamuuden, rakeisuuden ja maalajikoostumuksen sekä alkuaineiden ja radioisotooppien pitoisuuksien mukaan. Kationimuodossa olevat radioaktiiviset aineet sitoutuvat maahan yleensä enemmän kuin anioneina esiintyvät. Pidättyminen maa-

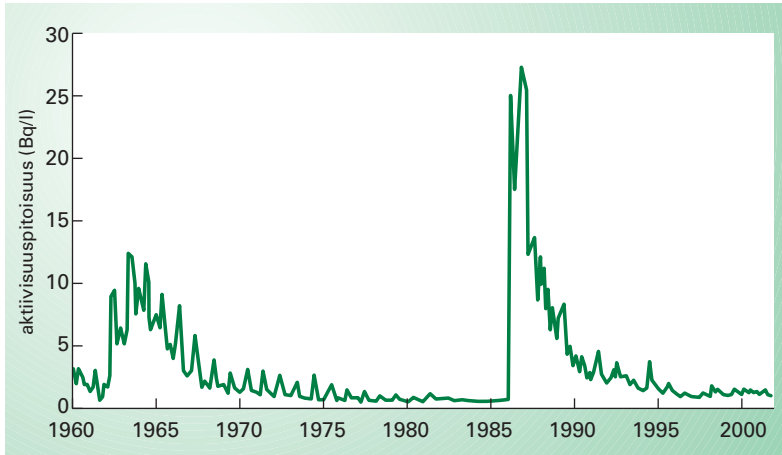
han noudattaa seuraavaa järjestystä: $H < Sr < Ra < Ca < Mg < Cs < Rb < K < NH_4 < Na < Li < Pu < Th$. Esimerkiksi cesiumia pidättyy maahan vähemmän kuin plutoniumia.

Tshernobylin onnettomuudesta huhtikuun lopussa 1986 ympäristöön vapautuneet radioaktiiviset aineet kulkeutuivat Suomeen pääosin parin onnettomuutta seuranneen viikon aikana – siis vähän ennen eteläisen Suomen maatalouden kevättöiden ja kasvu- ja laidunkauden alkua. Vain syysviljan oraat olivat avomaalla alttiina radioaktiivisten aineiden laskeumalle. Vaikka karja oli sisätiloissa, maitoon kulkeutui jonkin verran radioaktiivista jodia (kuva 6.2). Sitä joutui lehtiin pääasiassa varastotiloissa olleesta rehusta ja jonkin verran eläinten hengitysilmasta. Toukokuussa 1986 suositeltiin, että laskeuma-alueella lehmien sisäruokintaa jatkettaisiin 26.5. asti ja käytettäisiin mahdollisimman puhdasta suojaossa ollutta rehua. Toimenpide vähensi merkittävästi suomalaisten saamaa säteilyannosta maidon sisältämästä ^{131}I :stä. Tuotannolla painotettu ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus maidossa oli ensimmäisenä vuonna Tshernobylin onnettomuuden jälkeen korkeimmillaan noin 25 Bq/l, kun ydinkoekauden vastaava maksimi oli noin 12 Bq/l (kuva 6.3).



KUVA 6.2 ^{131}I :n, ^{134}Cs :n ja ^{137}Cs :n tuotannolla painotetut aktiivisuuspitoisuudet Suomessa tuotetussa maidossa vuonna 1986

Keväällä 1986 tapahtuneesta laskeumasta ^{137}Cs :ää siirtyi eniten rukiiseen, 4–6 kertaa enemmän kuin muihin viljalajeihin (taulukko 6.5). Kahdessa–kolmessa vuodessa ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus väheni muutama becquereliin kilossa, ^{90}Sr :n pitoisuuksien ollessa kaiken aikaa ^{137}Cs :ää pienempiä (kuva 6.4). ^{137}Cs :ää kertyi naudanlihaan enemmän kuin sianlihaan (kuva 6.5). Ero johtui pääasiassa siitä, että nautakarja tarvitsee tuorerehua, kun taas sikoja ruokittiin laskeumatilanteen aikana



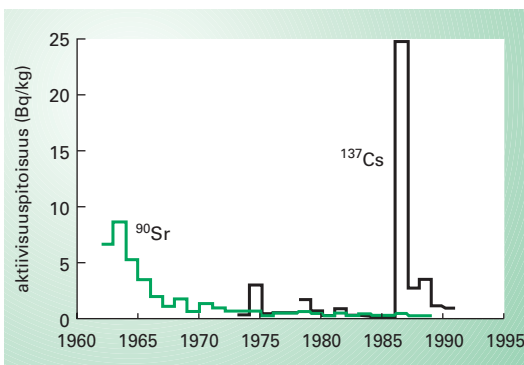
KUVA 6.3 ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden kuukausittaiset keskiarvot Etelä-Suomen maidossa vuosina 1960–2000

Ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden vaikutus näkyy pitoisuusmaksimina 1960-luvun alkupuolella ja Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama pitoisuusmaksimi 1986.

vain vähän ^{137}Cs :ää sisältävällä rehuviljalla. Myös eläinten aineenvaihdunta on erilainen. Ennen Tshernobylin onnettomuutta ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus naudan- ja sianlihassa oli 0,2–4,5 Bq/kg.

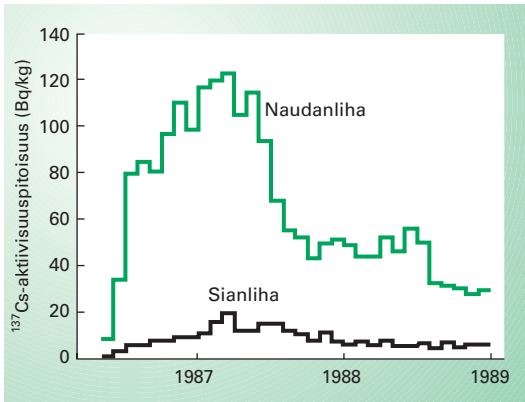
Viljalaji	^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg)	
	Keskiarvo	Vaihteluväli
Vehnä	4	0,8–19
Ruis	25	3–69
Kaura	6	0,2–18
Ohra	4	0,8–30

TAULUKKO 6.5 Kotimaisen viljan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot ja vaihteluvälit syksyn 1986 sadossa



KUVA 6.4 ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuudet rukiissa 1962–1990

^{137}Cs :n siirtotekijä laskeumasta maitoon Tshernobylin onnettomuuden jälkeen vuonna 1986 oli 0,0005–0,0022 m^2/kg . Siirtotekijä laskeumasta naudanlihaan oli toukokuusta 1986 saman vuoden joulukuuhun keskimäärin 0,0043 m^2/kg ja viljaan 0,0002–0,0012 m^2/kg .



KUVA 6.5 ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuudet naudan- ja sianlihassa tuorepainoa kohti vuosina 1986–1988

Luvut ovat koko maan kuukausikeskiarvoja.

6.3 ^{137}Cs säilyy metsäympäristön ravinnekierrossa

Säteilyannosten kannalta tärkein metsissä esiintyvä radioaktiivinen aine on ^{137}Cs . Metsiin leviävä laskeuma jakaantuu aluksi puustoon, aluskasvillisuuteen ja maahan, ja radioaktiivisten aineiden määrä näissä metsän osissa muuttuu alkuvaiheessa nopeasti. Syynä on kasveihin pidättyneiden radioaktiivisten aineiden osittainen irtoaminen ja kiinnittyminen uudelleen maahan tai pohjakerroksen kasveihin. Lehtien pudotessa ja neulasten uusiutuessa niiden sisältämät radioaktiiviset aineet joutuvat karikekerrokseen.

Laskeumaa seuraavina vuosina kasvit ottavat radioaktiivisia aineita ravinteiden mukana maasta. Helppoliukoinen cesium pysyy kauan maan eloperäisessä pintakerroksessa ja on kasveille ja sienille käyttökelpoisessa muodossa. Tämän vuoksi myös metsämarjat ja sienet sekä riista voivat sisältää radioaktiivista cesiumia niin kauan kuin sitä yleensä on metsäympäristössä.

Metsämaa eroaa viljelysmaasta selvän kerrosrakenteensa vuoksi. Pinnalla on vaihtelevan paksu humuskerros ja sen alla kivennäismaa. Tshernobylin onnettomuuden radioaktiivista cesiumia on siirtynyt metsämaan kivennäismaakerrokseen vain vähän, ja erittäin pieni osa laskeuman radioaktiivisista aineista on kivennäismaassa yli viiden senttimetrin syvyydessä.

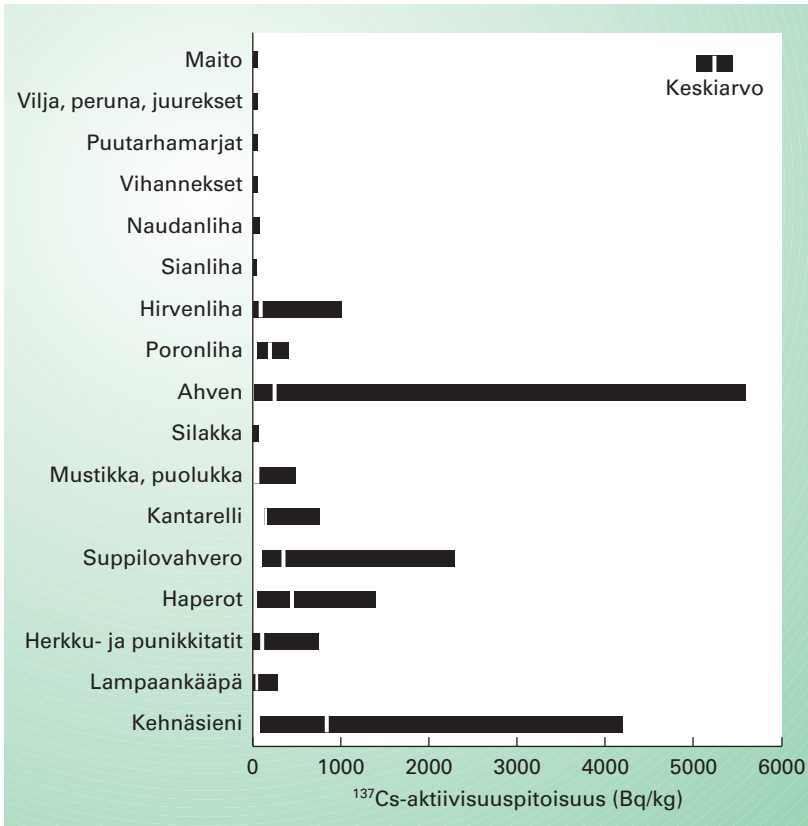
Metsissä ravinnekierto on erilainen kuin avomaan peltoviljelyssä. Useat metsäkasvit ottavat maasta cesiumia enemmän kuin yksivuotiset viljellyt kasvit. Kasvien cesiumin otto vaihtelee myös metsissä maan ravinteisuuden mukaan. Se on vähäisintä runsasravinteisilla kivennäismailla. Puiden kasvua parantava peruslannoitus vähentää niiden ja muidenkin kasvien cesiumin ottoa. Fosfori-kaliumlannoituksella voidaan vähentää merkittävästi cesiumin kulkeutumista puihin ja muuhun kasvillisuuteen myös niukkaravinteisilla turvemailla. Maanparannus, esimerkiksi maan muokkaus ja kalkitus, vaikuttavat myös metsäkasvien ^{90}Sr :n ottoon. Mekanismit ovat kuitenkin erilaiset kuin cesiumilla.

Radioaktiivisten aineiden pitoisuus puun eri osissa vaihtelee ja muuttuu myös ajan mukana. Runkopuussa on laskeuman jälkeen radionuklideja vain kuoren ulkopinnassa. ^{137}Cs :n pitoisuus puuaineksessa kasvaa hitaasti vuosien kuluessa. Oksissa ja neulasissa ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus on suurempi kuin rungossa ja se on suurin nilassa ja uusissa vuosikasvaimissa. Neulasten aktiivisuuspitoisuudessa on havaittu vuodenaikavaihtelua.

Suomessa mitattiin 1990-luvun alkupuolella lähes 50 paikkakunnalta hankitun runkopuun ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus. Näytteitä otettiin mänty-, kuusi- ja koivutukeista ^{137}Cs -laskeumaltaan erilaisilta alueilta. Havainnoista laskettiin koko maassa vuoden aikana korjatun tukkipuun ^{137}Cs -pitoisuuksien jakauma, joka vastasi alueellisia hakkuumääriä ja puutavaran hankintapaikkakuntien ^{137}Cs -laskeumaa. Pitoisuudet ilmoitettiin 20 prosenttia kosteutta sisältävälle puutavaralle. Kuoritusta havupuutavarasta puolet oli ^{137}Cs -pitoisuudeltaan alle 20 Bq/kg ja lähes koko puumäärä alle 100 Bq/kg. Koivupuutavaran ^{137}Cs -pitoisuus oli lähes kokonaan alle 50 Bq/kg. Kaikkien runkopuunäytteiden ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus oli välillä 2–130 Bq/kg. Ero havupuutavaraan johtui pääasiassa siitä, että koivun hakkuualueilla ^{137}Cs -laskeuma oli pienempi. Puunkuorossa pitoisuus oli 5–1 300 Bq/kg.

Kasvavan puuston ^{137}Cs -pitoisuus on hieman suurentunut edellä mainitun tutkimuksen jälkeen ja nousee todennäköisesti edelleen hitaasti varsinkin nuorimmissa metsiköissä. Päätehakkuuvaiheen puustossa muutos on kaikkein hitainta.

^{137}Cs :n siirtymistä laskeumasta aluskasvillisuuteen verrattiin kasvilajeittain Pohjois- ja Keski-Euroopan erilaisissa metsiköissä 1990-luvun loppupuolella. Kasvien ^{137}Cs -pitoisuus suureni järjestyksessä: pajut < koivut < maitohorsma < metsälauha < puolukka ja mustikka < kanerva. Nuoris-



KUVA 6.6 ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot ja vaihteluvälit tuorepainoa kohti vuonna 2001 eräissä elintarvikkeissa

sa puissa pitoisuus oli suurempi kuin lähellä päätehakkuuta olevissa puissa.

^{137}Cs :n siirtyminen maasta sieniin ja metsämarjoihin ja ravintokasvien kautta edelleen riistaan on ollut Suomessa lähes vakio vuodesta 1986. ^{137}Cs -pitoisuus on pienentynyt lähinnä vain radioaktiivisen hajoamisen takia. ^{137}Cs :n aktiivisuus vähenee 2,3 prosenttia vuodessa, joten vuoteen 2002 mennessä sen aktiivisuus oli vähentynyt kolmanneksen vuodesta 1986.

Hirvieläinten ja muun riistan radionuklidien saanti riippuu ravintokasvien sisältämien radioaktiivisten aineiden määristä. Erityisesti kasvissyöjien ravinto vaihtelee vuodenajan mukaan. Sienet osana hirvien ravintoa voivat suurentaa tilapäisesti hirvenlihan ^{137}Cs -pitoisuutta alkusyksyn aikana. Hirven vasojen lihassa ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus on 1,2–1,5-ker-

tainen täysikasvuiseen hirveen verrattuna. Metsäjäniksen lihassa pitoisuus voi olla kaksin- tai kolminkertainen saman alueen aikuiseen hirveen verrattuna, kun taas vesilinnuissa, rusakossa ja peltokanalinnuissa ^{137}Cs :ää on huomattavasti vähemmän.

Kasvupaikan ravinteisuus aiheuttaa vaihtelua metsämarjojen ^{137}Cs -pitoisuuteen, mikä on havaittu vertaamalla erilaisilta kasvupaikoilta kerättyjä puolukoita ja mustikoita. Karuilla tai kosteilla kasvupaikoilla cesiumin kertyminen marjoihin on ollut runsainta.

Radioaktiivisen cesiumin aktiivisuuspitoisuus sienissä on usein suurempi kuin putkilokasveissa ja riistassa (kuva 6.6). Syötävien sienilajien välillä voi olla jopa yli satakertaisia eroja. Jos ^{137}Cs :n aktiivisuuskate kasvupaikalla on sama, sienilajien tai -ryhmien aktiivisuuspitoisuus suurenee seuraavassa järjestyksessä : herkkutatti ja punikkutatti < keltavahvero < suppilovahvero < haperot, kangastatti < rouskut. Radioaktiivista strontiumia sienet ottavat maasta erittäin vähän.

6.4 | Lapin luonto on herkkä laskeuman vaikutuksille

Poronhoitoalueella radioaktiivisten aineiden laskeuma voi olla haitallinen varsinkin, jos ^{137}Cs :n osuus on suuri. Haitallisuus johtuu tehokkaasti radiocesiumia keräävästä, arktisille ja subarktisille alueille spesifisestä ravintoketjusta jäkälä-poro-poromies. Koska jäkälillä ei ole juuria, ravinteet saadaan ilmasta, sadevedestä ja lumen sulamisvedestä. Poronjäkälä onkin erinomainen indikaattorikasvi.

Lapin ympäristöolosuhteissa on lisäksi useita tekijöitä, joiden vaikutuksesta radioaktiivisen laskeuman seuraukset ovat huomattavasti suurempia ja pitempiaikaisia kuin samansuuruisen laskeuman vaikutukset Etelä-Suomessa. Subarktinen pohjoinen luonto on karua ja niukkaravinteista, mikä edistää laskeuman radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maan ja vesiravintoketjuihin. Etelä-Suomelle tyypillisiä viljavia savimaita ei ole lainkaan. Kangasmetsissä ja jäkäläkentillä orgaaninen humuskerros on ohut ja mineraalimaa ja kivikko voivat tulla vastaan jo 1–2 senttimetrin syvydessä. Lapin kuntien pinta-alasta 30–60 prosenttia on vähän kaliumia sisältävää suota. Heinäpelloistakin puolet on perustettu entisille soille. Ravinteiden vähäisyys näkyy paitsi maaperässä myös järvissä ja vaikuttaa kaloihin siirtyvien radioaktiivisten aineiden määrään. Jos eliöiden tarvitsemaa kaliumia on tarjolla niukasti, ne ottavat paremman puuteesta sekä stabiilia että radioaktiivista cesiumia.

Lapin jäkälä-poro-ravintoketjun tehokkuutta cesiumin kerääjänä kuvaa se, että ilmakehässä suoritettujen ydinasekoekiden seurauksena ^{137}Cs :n keskimääräinen aktiivisuuspitoisuus poronlihassa oli talvella 1965 lähes 3 000 Bq/kg. Etelä-Suomen naudanlihassa oli samaan aikaan 50 Bq/kg ja maidossa 10 Bq/l, vaikka laskeuma oli lähes sama koko maassa. Ero johtui poron ja nautakarjan täysin erilaisesta talviravinnosta. Porot löysivät luonnosta talvella lähinnä vain jäkälää, naavaa tai loppoa. Nautakarjalle syötettiin pelloilta korjattua rehua.

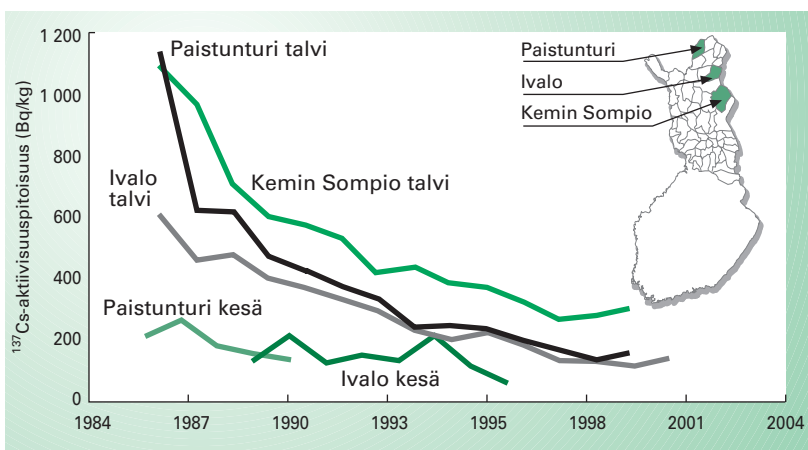
^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus jäkälässä ja poronlihassa on vaihdellut suuresti 40 vuoden aikana ja siihen ovat vaikuttaneet useat tekijät. Ydinkoe-kaudella ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus poronlihassa oli korkeimmillaan vuonna 1965, jolloin myös ^{137}Cs :n kumulatiivinen laskeuma oli suurimmillaan. Vuosien kuluessa radioaktiivinen laskeuma väheni, porot kuluttivat jäkäläkoivaa talvisin ravinnokseen, ja jäkälä kasvoi uutta puhtaampaa latvaosaa – tosin vain noin millimetrin vuodessa. Lisäksi ^{137}Cs väheni radioaktiivisen hajoamisen kautta; sen fysikaalinen puoliintumisaika on 30 vuotta. Yhdessä nämä eri tekijät saivat aikaan sen, että ydinkokeista peräisin olevan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus poronlihassa väheni noin kuuden vuoden efektiivisellä puoliintumisajalla. Keväällä 1986 poronlihassa oli ydinkokeista peräisin olevaa ^{137}Cs :ää jäljellä 300 Bq/kg, mikä on kymmenesosa 1960-luvun korkeimmista arvoista.

Poronlihan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuutta vähentävänä tekijänä oli talvella syötävän jäkälän ^{137}Cs -pitoisuuden pienenemisen lisäksi myös se, että poro syö kesäisin vähemmän cesiumia sisältävää kasvillisuutta, ja ravintoon kuuluu noin 200 erilaista putkilokasvilajia. Cesiumin aktiivisuuspitoisuus lihassa alkaa kasvaa vasta lokakuussa poron siirtyessä olosuhteiden pakosta syömään jäkälää, naavaa ja kesän kasvillisuuden rippeitä. Hyvinä sienivuosina sienien syönti voi olla merkittävä poronlihan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden kohottaja. Kesällä ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus poronlihassa on vain noin viidesosa verrattuna pitoisuuteen talvella. Cesiumin aktiivisuuspitoisuus vassoissa on noin kaksi kertaa korkeampi kuin täysikasvuisissa poroissa tasoittuen kuitenkin loka–marraskuussa samalle tasolle.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen Lapin jäkäläkoivissa oli ^{137}Cs :ää keskimäärin 1 000 Bq/m², josta osa oli ydinkoeauden laskeumaa. Lappi oli vielä lumen peitossa radioaktiivisten aineiden laskeuman saapuessa pääosin toukokuun alkupuolella 1986. Esimerkiksi Sodankylässä oli silloin metrin lumikerros. Laskeuma näkyi kuitenkin selvästi kesällä kerättyjen poronjäkälänäytteiden ^{137}Cs :n ja ^{134}Cs :n aktiivisuuspitoisuuksissa. Ce-

siumin pitoisuus poronlihassa ei noussut merkittävästi kesäkautena. Nousu tuli näkyviin vasta talviteurastusten alettua, jolloin keskimääräinen ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus poronlihassa oli noin 700 Bq/kg. Viisi-toista vuotta onnettomuuden jälkeen pitoisuus oli alle 200 Bq/kg.

Vaikka Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama radioaktiivinen laskeuma Lappiin oli huomattavasti vähäisempi kuin ydinkoelaskeuma, ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuksien vaihteluita poronlihassa on seurattu erityisesti saamelaispaliskuntien alueella. Pitkäaikainen seuranta antaa tietoa myös porojen talvilaidunten kunnosta, sillä ^{137}Cs :n pitoisuudet poronlihassa kullakin teurastuskaudella ovat suorassa suhteessa porojen ravinnosta saamaan ^{137}Cs :n määrään. Vuosina 1986–1987 kerättyjen jäkälänäytteiden perusteella Lappiin Tshernobylistä tulleen cesium-laskeuman määrä vaihteli alueittain. Vaihtelu näkyi myös ensimmäisen teurastuskauden poronlihassa: vuonna 1986–1987 Paistunturin ja Keminsompion poroissa oli ^{137}Cs :ää keskimäärin noin 1 100 Bq/kg ja Ivalon poroissa 600 Bq/kg. Vuonna 2000 – lähes 15 vuotta Tshernobylin turman jälkeen – Ivalon poroissa oli ^{137}Cs :ää vain 150 Bq/kg. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus Paistunturin poroissa oli sama, vaikka niissä onnettomuuden jälkeen oli ollut radiocesiumia kaksi kertaa enemmän. Sen sijaan Keminsompion poroissa oli ^{137}Cs :ää vielä noin 300 Bq/kg (kuva 6.7).



KUVA 6.7 ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden muuttuminen Paistunturin, Ivalon ja Keminsompion paliskuntien porojen lihassa tuorepaina kohti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen

Ivalon porojen lihassa ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus on pienentynyt tasaisesti efektiivisen ekologisen puoliintumisajan ollessa noin kuusi vuotta. Paistunturin poroissa tapahtui aluksi nopea ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus-

den pieneneminen noin vuoden efektiivisellä puoliintumisajalla, vuoden 1987 jälkeen väheneminen on noudattanut 6,5 vuoden puoliintumisajaa. Suhteellisen korkeana pysynyt pitoisuus Kemin Sompion paliskunnan porojen lihassa väheni 1986–1989 noin kolmen vuoden ja vuodesta 1989 lähtien kahdeksan vuoden efektiivisellä puoliintumisajalla. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden pieneneminen Paistunturin poroissa Ivalon tasolle selittyy vain porojen käytettävissä olleen jäkälämäärän vähentymisellä, mikä ajoittui Tshernobylin onnettomuuden jälkeisiin vuosiin. Ivalon paliskunnassa ei näytä tapahtuneen merkittäviä muutoksia porojen talviraivinnon suhteen.

1980-luvulla suuriksi kasvaneiden poromäärien vuoksi jäkälিকöt kuuluivat huolestuttavasti koko poronhoitoalueella. Syys- ja talviteurastusten jälkeen henkiin jätetyille poroille on jouduttu vaikeina talvina syöttämään lisäravintona muun muassa heinää. Jäkälikköjen kuluminen lisää tarvetta arvioida sienien merkitystä ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden lisääjänä ja ylläpitäjänä poronlihassa myös mahdollisen uuden radioaktiivisen laskeuman varalta. Hyvinä sienivuosina porot lihottavat itsensä syksyisin, jotta ne pysyvät hyväkuntoisina yli talven koettelemusten.

^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden väheneminen sienistä on hidasta. Kymmenen vuotta jatkuneen seurannan perusteella Lapin haperoilla, rouskuilla, tateilla ja kehnäsienillä ^{137}Cs :n efektiivinen ekologinen puoliintumisaika on 8–10 vuotta, mutta kangashaperolla kuitenkin 18 vuotta. Seitikeillä efektiivinen puoliintumisaika on lähes 30 vuotta. Sienirihmastojen sijainti eri syvyyksillä saattaa selittää puoliintumisaikojen erilaisuuden. Metsätyyppillä ei näytä olevan merkitystä cesiumin kertymiselle sieniin eikä pitoisuuden pienenemisnopeuteen. Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevan ^{137}Cs :n kertyminen sieniin on selvästi näkynyt Ruotsin ja Norjan pahimmilla laskeuma-alueilla, missä hyvinä sienisyksyinä porojen, peurojen, hirvien ja lampaiden aktiivisuuspitoisuus on yllättävästi kohonnut muihin vuosiin verrattuna. Suomessa poronhoitoalueelle tuli niin vähän laskeumaa, ettei tätä ilmiötä ole selvästi havaittu.

6.5 | Laskeuman radionuklidit vesiympäristössä

^{137}Cs poistuu pintavedestä nopeammin kuin ^{90}Sr

Radioaktiivisten aineiden laskeuma saastuttaa pintavettä kuten maa-alueita. Vesistön pinta-ala, tilavuus ja virtausolosuhteet vaikuttavat pinta-

veden radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksiin. Tilanne on pahin silloin, kun laskeuma tulee avoveden aikana. Talvella pintavesi on suojassa jääpeitteen alla, mikä estää tai ainakin hidastaa radioaktiivisten aineiden joutumista vesistöön. Lyhytikäisimmät nuklidit ennättävät häviätä jo ennen joutumistaan vesiympäristön ravintoketjuihin.

Radionuklidien leviäminen vesistön eri osiin voi vaihdella huomattavasti veden termisen kerrostumisen, lumen sulamisen, kevät- ja sadetulvien sekä hydrologisen täyskierron takia. Syvään järveen tulleet radioaktiiviset aineet laimenevat suurempaan vesimäärään kuin matalaan järveen tulleet aineet. Myös veden viipymä vaihtelee vesistöissä. Latvavesien saastuttua myös vesistön muut osat saastuvat.

Radioaktiivisia aineita kulkeutuu vesistöihin myös valuma- ja sulamisvesien mukana. Tällä on eniten merkitystä silloin, kun laskeuma tapahtuu juuri ennen jäiden ja lumen sulamista. Valuma-alueen maaperä, kasvillisuus ja pinnanmuodot vaikuttavat radioaktiivisten aineiden kulkeutumiseen. Turvemailta ja suoalueilta radioaktiivisia aineita valuu vesistöihin runsaammin kuin kivennäismailta. Mitä hienojakoisempaa valuma-alueen maaperä on, sitä tehokkaammin radioaktiiviset aineet pidättyvät siihen eivätkä siten kulkeudu vesistöihin. Esimerkiksi cesium pidättyy savimaahan lähes kokonaan; sora- ja moreenimaiden pidätyskyky on sen sijaan huonompi. Hiukkasiin sitoutuneen ^{137}Cs :n valumaa vesistöihin voi kuitenkin tapahtua myös savimailta. Valuman vaikutus radioaktiivisten aineiden kulkeutumiseen vähennee, kun valuma-alueelle jääneet aineet joutuvat vähitellen syvemmälle maaperään.

Maaympäristöön verrattuna ^{137}Cs poistuu nopeasti vedestä (vertaa kuva 6.8), sillä se sitoutuu vedessä olevaan kiintoainekseen ja laskeutuu sen mukana pohjasedimenttiin. Sieltäkin ^{137}Cs on osittain mukana biologisessa kierrossa, sillä pohjaeläimet elävät sedimentin pintakerroksissa, ja vesikasvit ottavat juurillaan ravinteita pohjasta. Liuenneena oleva osa ^{90}Sr :stä pysyy kauan vedessä eikä sedimentoidu yhtä tehokkaasti kuin ^{137}Cs . Niinpä ^{90}Sr :llä onkin eniten merkitystä juomavedestä saatuna. Pohjasedimentteihin jouduttuaan radioaktiiviset aineet hautautuvat vähitellen syvemmälle sedimenttiin, kun pintakerroksen päälle kertyy uutta puhtaampaa ainesta.

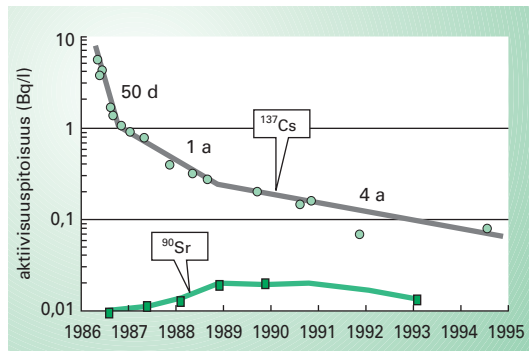
Erityisesti matalissa järvissä esiintyy tietyissä hapetus-pelkistysolosuhteissa resuspensiota. Silloin radioaktiivista ainetta vapautuu olosuhteiden muuttuessa sedimentistä takaisin veteen. Järvioltaan muoto vaikuttaa

^{137}Cs :n vaakasuuntaiseen jakaumaan sedimenteissä siten, että ^{137}Cs pyrkii kertymään altaan syvänteisiin. Syvyysjakaumaan vaikuttaa puolestaan sedimentaationopeus sekä bioturbaatio ja diffuusio.

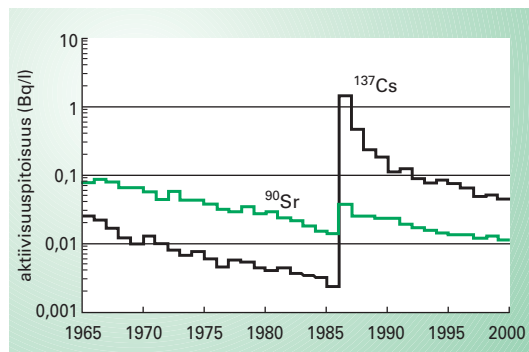
Niissä Suomen vesistöissä, joihin tuli eniten laskeumaa Tshernobylin onnettomuudesta, ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus nousi lähes tuhatkertaiseksi onnettomuutta edeltäneeseen pitoisuuteen verrattuna. ^{137}Cs poistui kuitenkin nopeasti vedestä, mutta poistumisnopeudessa oli eroja vesistöjen välillä. Esimerkiksi Päijänteen eteläosan vedessä ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus laski puoleen 50 päivässä. Näin nopea väheneminen jatkui onnettomuusvuoden loppuun asti. Sen jälkeen pitoisuuden pieneneminen hidastui, ja efektiivinen puoliintumisaika oli noin yksi vuosi kahden seuraavan vuoden aikana. Kolmen seuraavan vuoden ajan ^{137}Cs -pitoisuus pieneni siten, että sen puolittumiseen kului noin neljä vuotta (kuva 6.8). Myös pintaveden ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuus nousi Tshernobylin onnettomuuden vaikutuksesta, mutta paljon vähemmän kuin ^{137}Cs :n, sillä ^{90}Sr :ää oli laskeumassa huomattavasti vähemmän kuin ^{137}Cs :ää (kuva 6.9). Myös ^{131}I :tä havaittiin laskeuma-alueen järvissä noin kuukauden ajan.

KUVA 6.8 ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuus Päijänteen Asikkalanselän vedessä Tshernobylin onnettomuuden jälkeen

Onnettomuusvuonna ^{137}Cs :n pitoisuus pieneni nopeasti; sen jälkeen lasku on hidastunut. Tämä näkyy kuvaan merkityissä ^{137}Cs :n efektiivisissä ekologisissa puoliintumisaajoissa.



KUVA 6.9 ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuuksien vuosikeskiarvot Kymijoen vedessä 1964–2000



Radionuklideja kulkeutuu juomaveteen

Radioaktiivisten aineiden laskeuma saastuttaa lähinnä vain pintavesiä. Pohjavedet ovat yleensä maakerrosten peitossa ja siten hyvin suojassa keinotekoisilta radioaktiivisilta aineilta. Tritium osallistuu veden aineosana hydrologiseen kiertoon ja kulkeutuu myös pohjaveteen, mutta kontaminoitumista vähentää pohjaveden muodostumisprosessin hitaus. Pohjavesialueen hydrogeologiset olosuhteet tulee kuitenkin ottaa huomioon saastumisriskiä arvioitaessa.

Suuri osa vesistöihin joutuneista radionuklideista poistuu vedestä nopeasti. Lisäksi osa pintaveden sisältämästä ^{137}Cs :stä poistuu vesilaitoksilla sitoutumalla alumiinisulfaattisakkaan. Sen sijaan ^{90}Sr ei sanottavasti poistu vedenkäsittelyssä eikä luonnon prosessien kautta vesistöistä, joten se on juomaveden kautta saatavan säteilyaltistuksen kannalta näistä kahdesta pitkäikäisestä radioaktiivisesta aineesta haitallisempi.

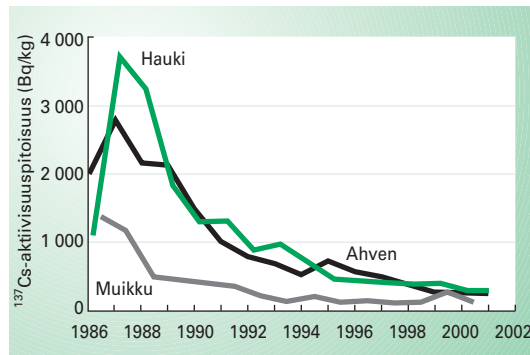
Pohjavedeksi imeytyvän sadeveden puhdistuminen perustuu maaperän suodattavaan vaikutukseen sekä maaperän ja radioaktiivisten aineiden välisiin reaktioihin. Hiukkasiin sitoutuneet radionuklidit poistuvat imeytymisprosessissa hyvin, mikäli pohjaveden pinnan yläpuolinen maakerros on riittävän paksu. ^{90}Sr aiheuttanee suurimman pohjavesien saastumisriskin. Maapeitteen suojavaikutus riippuu maakerroksen paksuudesta erityisesti sellaisilla pohjavesialueilla, missä maaperä on hyvin vettä läpäisevää hiekkaa ja soraa, ja missä kasvillisuus on vähäistä ja humuskerros on ohut. Suurilla harjualueilla pohjavesivarasto voi olla suuri ja veden viipymä maaperässä pitkä, jolloin laimeneminen on voimakasta. Pienialaisilla ja lähellä maan pintaa sijaitsevilla pohjavesialueilla veden viipymä sen sijaan voi olla lyhyt ja varastotilavuus pieni, joten laimeneminenkin on vähäistä. Vaikka keinotekoisien radioaktiivisten aineiden kulkeutuminen pohjaveteen on vähäistä, pohjavedessä ja erityisesti porakaivovedessä saattaa esiintyä huomattavia määriä luonnon radioaktiivisia aineita (katso luku 5).

^{137}Cs kulkeutuu kalaan

Kalojen kautta saatavan säteilyaltistuksen kannalta merkittävin laskeuman radioaktiivisista aineista on ^{137}Cs , koska se kulkeutuu kalan syötäviin osiin. Sen sijaan ^{90}Sr kulkeutuu kaloissa ruotoihin, joita ei yleensä syödä. Kun laskeuma tulee avoveden aikaan, kaloista nopeimmin saastuvat planktonia syövät lajit, kuten esimerkiksi muikku ja särkikalat.

^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus planktonia ravintonaan käyttävissä kalalajeissa on suurimmillaan muutaman kuukauden kuluttua laskeumasta. Tämän jälkeen pitoisuus alkaa pienentyä, sillä planktonkanta uusiutuu varsin nopeasti. Monivaiheisen ravintoketjun takia keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet petokaloissa, kuten esimerkiksi hauessa, kuhassa ja mateessa, saavuttavat maksimiarvot vasta parin vuoden päästä laskeumasta (kuva 6.10). Sen jälkeen pitoisuudet pienenevät aluksi nopeasti, mutta parin vuoden kuluttua hitaammin. Resuspensio pohjasedimentistä veteen hidastaa vähenemistä. Vaikka radiocesiumin määrä vedessä väheneekin laskeumatilanteen jälkeen nopeasti, aktiivisuuspitoisuus kaloissa – planktonsyöjiä lukuun ottamatta – on korkeimmillaan paljon myöhemmin ja pysyy kohonneena huomattavasti kauemmin kuin veden. Niukkaravinteisissa järvissä ^{137}Cs :ää siirtyy kaloihin enemmän kuin runsaasti ravinteita sisältävissä järvissä, vaikka laskeuma järviin tilavuusyksikköä kohti olisi ollut yhtä suuri.

KUVA 6.10 ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus tuorepainoa kohti Etelä-Päijänteen ahvenessa, hauessa ja muikussa Tshernobylin onnettomuuden jälkeen



Vuonna 1986 esiintyi selvä korrelaatio vesistöalueen keskimääräisen ^{137}Cs -laskeuman sekä veden ja kalojen ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuksien välillä. Seuraavina vuosina valuma-alueiden vaikutus tuli yhä selvemmin näkyviin. Savimaan runsaus valuma-alueella vähensi ^{137}Cs :n kulkeutumista maalta vesistöihin. Vaikka Tshernobylin laskeuman mukana tulleesta ^{137}Cs :stä osa on poistunut virtauksen mukana vesistöstä, niin silti yli 90 prosenttia siitä on vielä vuonna 2003 sitoutuneena järvien pohjasedimentteihin.

^{137}Cs :n väheneminen kaloista laskeumaa edeltäneelle tasolle voi viedä yli 20 vuotta alueilla, jonne ^{137}Cs -laskeumaa tuli runsaimmin. Väheneminen on hitainta pienissä ja niukkaravinteisissa järvissä, joiden vesi vaihtuu hitaasti. Vähäisen laskeuman alueilla, kuten Itä- ja Pohjois-Suomessa, ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus kaloissa pieneni monin paikoin kymmenesosassa vuodessa Tshernobylin onnettomuutta edeltäneelle tasolle eli noin 10–

80 Bq/kg. Maan muissa osissa keskimääräinen aktiivisuuspitoisuus oli 14 vuoden kuluttua onnettomuudesta 100–700 Bq/kg; yksittäisissä näytteissä aktiivisuuspitoisuus oli enimmillään muutama tuhat becquereliä kilogrammassa kalaa. Keskimääräinen ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus suomalaisten kuluttamassa sisävesikalassa vuonna 2000 oli noin 100 Bq/kg.

Laskeuman radioaktiiviset aineet Itämeressä

Meriympäristössä laskeuman vaikutukset ovat yleensä vähäisemmät kuin järvissä. Suuremman vesimäärän vuoksi laskeuman mukana tulleiden radioaktiivisten aineiden pitoisuudet laimenevat meressä tehokkaammin kuin järvissä. Lisäksi veden suolapitoisuus vähentää eräiden radioaktiivisten aineiden, kuten esimerkiksi cesiumin ja strontiumin, siirtymistä kaloihin ja muihin eliöihin. Toisaalta vähäsuolaisissa murtovesiolosuhteissa, kuten Itämeressä, näiden aineiden siirtyminen eliöstöön on tehokkaampaa kuin runsassuolaisissa valtameriolosuhteissa.

Itämeri on maapallon suurin murtovesiallas. Suuresta pinta-alastaan huolimatta se on varsin matala ja sen vesitilavuus ja laimennuskapasiteetti on pieni. Laimennuskapasiteettia heikentävät myös vähäinen veden vaihtuvuus Tanskan salmien läpi sekä vesirungon voimakas kerrostuneisuus lämpötilan ja suolaisuuden suhteen.

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Itämeren erityispiirteet ja sen maantieteellinen sijainti lähellä Novaja Zemljan ydinkoealuetta antoivat sysäyksen tutkimusten aloittamiselle. Tshernobylin onnettomuus lisäsi edelleen Itämereen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue (taulukko 6.6). Itämeren vähäisen vedenvaihdon takia ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus vedessä on edelleen korkeampi kuin muilla merialueilla. Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa ^{137}Cs :n levinneisyyskuva on jonkin verran muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta.

Pohjois-Euroopalle tyypillinen suurehko sademäärä ja siitä seuraava jokivesien runsaus ovat merkittäviä Itämeren vesitaseen kannalta. Lukuisat suuret joet keräävät ja kuljettavat radioaktiivisia aineita laajoilta maa-alueilta mereen. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen (1986–1996) Suomen alueelta arvioidaan kulkeutuneen Itämereen $6,5 \cdot 10^{13}$ Bq ^{137}Cs :ää ja

	^{137}Cs (Bq)	^{90}Sr (Bq)
Tshernobylin onnettomuudesta	$4\,700 \cdot 10^{12}$	$80 \cdot 10^{12}$
Ydinasekoikeista	$900 \cdot 10^{12}$	$600 \cdot 10^{12}$
Länsi-Euroopan jälleenkäsittelylaitosten päästöistä	$250 \cdot 10^{12}$	$40 \cdot 10^{12}$
Itämeren piirissä toimivien ydinlaitosten päästöistä	$1,7 \cdot 10^{12}$	$0,67 \cdot 10^{12}$

TAULUKKO 6.6 Eri lähteistä Itämereen tulleiden ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n määrät vuoteen 1996 mennessä

10^{13} Bq ^{90}Sr :ää. Vaikka ^{137}Cs -laskeuma oli monin paikoin satakertainen ^{90}Sr -laskeumaan verrattuna, jokivesien mukana Itämereen kulkeutunut ^{137}Cs -määrä oli vain noin kuusinkertainen vastaavaan ^{90}Sr -määrään verrattuna. Tämä johtuu siitä, että cesium pidättyy tehokkaammin maaperään ja vesistöissä pohjasedimentteihin.

Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva ^{137}Cs on jakautunut hyvin epätasaisesti myös Itämeren pohjasedimentteihin. Vuonna 1996 Itämeren pohjaan arvioitiin kertyneen $2,14 \cdot 10^{15}$ Bq ^{137}Cs :ää. Eniten cesiumia oli Selkämeren pohjoisosan pohjakerrostumissa ($116\,000$ Bq/m²). Meriveden ^{137}Cs -pitoisuus oli suurimmillaan noin $5\,000$ Bq/m³ rannikon läheisyydessä heti laskeuman jälkeen. Vuonna 2000 pitoisuudet olivat Itämeren kaikissa osissa jo alle 100 Bq/m³.

Suurimmat Itämeren kaloissa Tshernobylin onnettomuuden jälkeen havaitut ^{137}Cs -pitoisuudet olivat Merenkurkusta vuonna 1990 pyydetyissä hauissa noin 300 Bq/kg. Vuonna 2000 korkein haukifileestä mitattu aktiivisuuspitoisuus oli noin 70 Bq/kg. Itämeren kaloista ja muista meren antimista sekä rannalla oleskelusta niin sanotulle kriittiselle ryhmälle aiheutunut efektiivinen säteilyannos oli suurimmillaan Selkämeren ja itäisen Suomenlahden rannikoilla $0,2$ mSv vuonna 1986. Kaloissa olevasta luonnon radioaktiivisesta ^{210}Po :sta kriittiselle ryhmälle aiheutuva annos on noin $0,7$ mSv vuodessa. Kriittisellä ryhmällä tarkoitetaan henkilöitä, jotka oleskelevat joko työssään tai vapaa-aikanaan paljon meren äärellä ja syövät runsaasti (päivittäin) kalaa ja muita meren antimia.

Itämeren suojelukomission asiantuntijaryhmä valvoo jatkuvasti Itämeren radioaktiivisuutta. Valvontaa tehdään kansainvälisenä yhteistyönä, johon kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat. Valvontaohjelma on määritelty komission suosituksessa 18/1 ja Säteilyturvakeskus vastaa ohjelmassa Suomelle määrätystä velvoitteista.

Radioekologisen ympäristötutkimuksen tulosten avulla pyritään ymmärtämään radioaktiivisten aineiden kulkeutumismekanismeja. Mittaustuloksista määritetään kulkeutumista kuvaavia parametreja ja niiden vaihtelua suhteessa kyseessä olevan ekosysteemin ominaisuuksiin. Tutkimustulosten perusteella voidaan laatia matemaattisia malleja, joilla kuvataan ekosysteemin eri osien välisiä vuorovaikutuksia ja radioaktiivisten aineiden kulkeutumista ja arvioidaan niiden aiheuttamia terveysriskejä. Mallit ovat hyödyksi esimerkiksi ennustettaessa tai arvioitaessa ihmisen toiminnasta tai ydinlaitosonnettomuudesta ympäristöön leviävien radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa säteilytilannetta. Malleilla arvioidaan radioaktiivisten aineiden määriä ympäristön eri osissa ja elintarvikkeissa sekä niistä aiheutuvaa säteilyannosta.

Radioekologisia malleja on kehitetty 1960-luvulta alkaen. Mallit perustuivat tuolloin havaintoihin ydinasekokeiden tuottamien radioaktiivisten aineiden kulkeutumisesta ympäristössä. Ensimmäisissä malleissa ei käsitelty ajan kuluessa selvästi muuttuvaa tilannetta. Useiden vuosien tarkastelujakson aikana tilanne oli verrattain pysyvä. Tällöin oli riittävää käyttää tasapainotilanteen mallinnusta ja ilmaista useita kulkeutumisprosesseja yksinkertaisina siirtokertoimina, jotka kuvasivat pitoisuuksien suhteita ympäristön eri osissa tai elintarvikkeissa.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen korostui sellaisten ravintoketjumallien tarve, joissa paikkakohtaiset olosuhteet, radionuklidien erilaiset esiintymismuodot ja vuodenaikavaihteluiden vaikutukset sekä tilanteen muuttuminen ajan kuluessa on otettu huomioon. Erilaisten aineiden kulkeutumista ympäristössä kuvataan usein niin sanotuilla lokeromalleilla, joissa radioaktiiviset aineet siirtyvät lokerosta toiseen. Lokeroita ovat ympäristön osat kuten maa, kasvit, eläimet, vesi, sedimentti ja niin edelleen. Nuklidin siirtymistä lokeroiden i ja j välillä voidaan kuvata ensimmäisen kertaluvun differentiaaliyhtälöllä

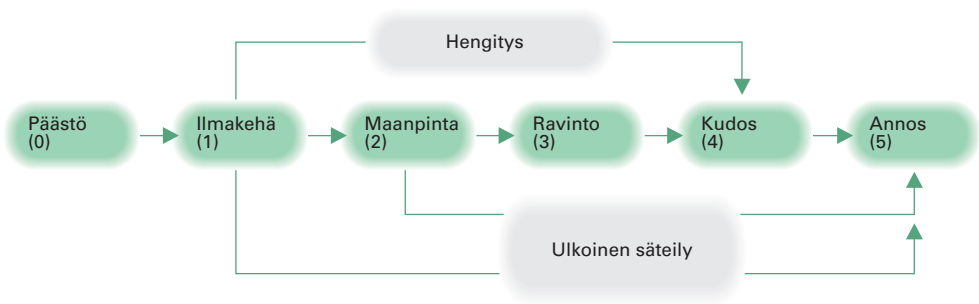
$$\frac{dC_i}{dt} = \sum_j k_{ji} C_j - \sum_i k_{ij} C_i, \quad (6.5)$$

missä C_i on kyseisen radioaktiivisen aineen aktiivisuuspitoisuus lokerossa i ja k_{ij} on aineen kineettistä käyttäytymistä kuvaava nopeusvakio (s^{-1}) siirtymissuunnassa i :stä j :hin. Se voi olla ensimmäisen tai toisen asteen yhtälö, tai voi sisältää muuten ei-lineaarista käyttäytymistä.

Mallin tulee olla mahdollisimman yksinkertainen, mutta kuitenkin sellainen, että sillä tehdyt ennusteet ovat kohtuullisen lähellä todellisia arvoja. Mallilla saadut tulokset eivät välttämättä parane sillä, että malliin lisätään yksityiskohtia. Mitä yksityiskohtaisemmaksi malli tehdään, sitä suuremmat ovat mallin taustatietojen vaatimukset. Usein kannattaa kuvata yksinkertaistaen sellaiset siirtymisprosessit, joita ei tunneta tarkasti.

Mallia testataan siten, että lasketaan radioaktiivisen aineen pitoisuus jossakin ympäristön osassa tiettyinä ajankohtana, kun radioaktiivisen aineen laskeuma alueelle tunnetaan. Mallin avulla laskettuja pitoisuuksia verrataan paikallisiin mittaustuloksiin, joita ei ole käytetty mallin kehittämiseen. Testaaminen voi antaa aiheita mallin edelleen kehittämiseen ja parantamiseen.

Radionuklidien kulkeutumista ympäristössä voidaan tarkastella esimerkiksi käyttäen Yhdistyneiden Kansakuntien tieteellisen komitean UNSCEARin mallia. Siinä lähdetään päästöstä ja päädytään laskeumatietojen ja elintarvikkeiden sisältämien radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien kautta ihmisen kehoon kertyviin radioaktiivisten aineiden määriin ja säteilyannokseen (kuva 6.11).



KUVA 6.11 Ilman kautta leviävien radioaktiivisten aineiden eri reittejä pitkin aiheuttamien säteilyannosten muodostumista kuvaava lokeromalli (UNSCEAR 1988)

UNSCEAR on käyttänyt ilmakehässä suoritetuista ydinkokeista aiheutuvien säteilyannosten arviointiin kuvassa 6.11 yksinkertaistettuna esitettyä mallia. Siirtotekijöitä P_{ij} käyttäen mallilla voidaan laskea päästöstä A_0 eri reittejä pitkin ihmiselle aiheutuva annositouma D_c ,

$$D_c = P_{01} (P_{12} P_{23} P_{34} P_{45} + P_{14} P_{45} + P_{15} + P_{12} P_{25}) A_0. \quad (6.6)$$

Siirtotekijät P_{ij} vastaavat kuvassa 6.11 olevaa numerointia. Siirtotekijä P_{01} on radionuklidin integroitu aktiivisuuspitoisuus ilmassa (1) tietyssä

paikassa jaettuna päästön aktiivisuudella (0) ja esimerkiksi P_{34} tarkoittaa radionuklidin siirtotekijää ravinnosta (3) kyseessä olevaan kudokseen (4). P_{45} ja P_{25} ovat kyseiseen annostiehen liittyviä annoskertoimia. Ensimmäinen sulkujen sisällä oleva termi kuvaa radionuklidin siirtymistä laskeumasta ravintoon ja edelleen elimistöön sekä tästä aiheutuvaa sisäisen säteilyn annosta. Toinen termi kuvaa hengitysilman kautta saatavaa sisäisen säteilyn annosta. Kolmas termi määrittelee suoraan pilvestä saatavan ja neljäs maan pinnalle laskeutuneista radionuklideista aiheutuvan ulkoisen säteilyn annoksen.

Mallissa päästönopeuden oletetaan olevan vakio eikä malli ota huomioon vuodenaajoista johtuvaa laskeumamäärän vaihtelua. Elintarvikkeiden radioaktiivisten aineiden pitoisuuksiin vaikuttaa myös edellisten vuosien laskeumasta siirtyvät määrät ja ne on huomioitava, kun arvioidaan yksittäisen elintarvikkeen aktiivisuuspitoisuutta.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen on määritetty eri radionuklidien siirtotekijöitä lähtien maahan tulleesta laskeumasta (Bq/m^2) ja päätyen tiettyyn elintarvikkeeseen (Bq/kg). Siirtotekijä on kuitenkin usein paikka- ja tilannekohtainen ja muuttuu ajan mukana. Tällöin esimerkiksi siirtotekijä

$$P_{23} = \frac{^{137}\text{Cs elintarvikkeessa (Bq/kg)}}{^{137}\text{Cs laskeumassa (Bq/m}^2)} \quad (6.7)$$

pätee vain samanlaisissa olosuhteissa, joissa mittaukset on tehty. Lisäksi edellytyksenä on, että myös radioaktiivisen aineen fysikaalis-kemiallinen olomuoto on sama. Vaikka radioaktiivisen aineen siirtymistä laskeumasta elintarvikkeeseen kuvaavalla siirtokertoimella onkin käyttöä ennustettaessa radioaktiivisten aineiden kulkeutumista, se on vain suuntaa-antava uudessa laskeumatilanteessa.

Eräät laskentamallit soveltuvat käytettäväksi jopa maailmanlaajuisesti, koska ne perustuvat mittauksiin suhteellisen pitkään samanlaisena jatkuvassa tilanteessa. Esimerkki tällaisesta on ydinasekoekiden laskeumasta aiheutuvan säteilyaltistuksen arvioiminen edellä esitetyllä UNSCEARin mallilla. Monissa tilanteissa mallien ennusteiden epävarmuudet saattavat kuitenkin olla useita kertaluokkia johtuen muun muassa siitä, ettei laskennan parametreja ole tarkistettu kohdealueelle sopiviksi. Vaikka laskeuma olisi samakin, vaihtelua säteilyaltistukseen eri alueilla aiheutuu erilaisesta maaperästä ja ilmastosta, maatalouden toimenpiteistä ja ihmisen elintavoista.

6.7 Säteilyaltistus elintarvikkeista ja juomavedestä

Ruuan kautta saatavaan sisäisen säteilyn annokseen vaikuttaa sekä elintarvikkeiden kulutus että radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuus ruuassa. Radionuklidin j saanti I_j (Bq) ruuasta tietynä aikana T on

$$I_j = m \int_0^T C_j(t) dt, \quad (6.8)$$

jossa m on elintarvikkeen keskimääräinen kulutus (kg tai l) henkilöä kohden aikana T ja $C_j(t)$ kyseisen radioaktiivisen aineen aktiivisuuspitoisuus elintarvikkeessa (Bq/kg tai Bq/l) ajan funktiona.

Efektiivisen annoksen kertymä E (Sv) aikana τ (usein 50 vuotta, katso luku 7) saadaan kaavasta:

$$E(\tau) = \sum_j h(g)_j \cdot I_j, \quad (6.9)$$

missä $h(g)_j$ on ruuan kautta kehoon joutuneen radionuklidin j annosmuuntokerroin (Sv/Bq) ikäryhmään g kuuluvalla henkilöllä. Säteilyannokseen vaikuttaa myös radioaktiivisten aineiden säteilyominaisuudet, jakaantuminen ihmisen elimistössä sekä poistumisnopeus elimistöstä; ne kaikki otetaan huomioon kertoimissa, jotka väestöä koskeviin arviointeihin otetaan yleensä kansainvälisesti hyväksytyistä lähteistä valmiiksi laskettuina. Annosmuuntokertoimet ovat erilaisia eri ikäisille lapsille ja aikuisille (taulukko 6.7). Elintarvikkeiden radioaktiivisista aineista aiheutuva sisäisen säteilyn annos voidaan laskea myös laskeuman perusteella, mikäli siirtotekijöiden arvot tunnetaan.

Suomalaisten ruokavalio on vuosikymmenien aikana vähitellen muuttunut. Se sisältää entistä enemmän tuoreita kasviksia, perunavalmisteita, juustoa, juomia, viljeltyä kalaa ja broilerin lihaa. Sen sijaan maitoa kulutetaan päivittäisjuomana vähemmän kuin aiemmin. Ihminen juo vettä noin litran päivässä. Kun otetaan huomioon ruuan mukana saatu vesimäärä, on veden keskimääräinen kulutus noin 2,2 litraa päivässä. Luonnontuotteiden käyttö vaihtelee väestöryhmien ja maan eri alueiden välillä. Itä-Suomessa kalan ja sienten kulutus ja Pohjois-Suomessa riistan käyttö on runsaampaa kuin muualla maassa. Pääkaupunkiseudulla luonnontuotteita syödään keskimääräistä vähemmän.

Maidon ^{131}I voi olla merkittävä elintarvikkeiden kautta väestölle säteilyannosta aiheuttava radioisotooppi parin ensimmäisen viikon aikana laskeumasta. Maidontuotannon suojaaminen onkin tällöin tärkeää. Myö-

Nuklidi	$T_{1/2}$	Annosmuuntokerroin (Sv/Bq)	
		h (1-2 a)	h (>17 a)
Tritioitu vesi	12,3 a	$4,8 \cdot 10^{-11}$	$1,8 \cdot 10^{-11}$
^{14}C	$5,73 \cdot 10^3$ a	$1,6 \cdot 10^{-9}$	$5,8 \cdot 10^{-10}$
^{40}K	$1,28 \cdot 10^9$ a	$4,2 \cdot 10^{-8}$	$6,2 \cdot 10^{-9}$
^{89}Sr	50,5 d	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-9}$
^{90}Sr	29,1 a	$7,3 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$
^{131}I	8,04 d	$1,8 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$
^{134}Cs	2,06 a	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$
^{137}Cs	30,0 a	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$
^{238}Pu	87,7 a	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
^{239}Pu	$2,41 \cdot 10^4$ a	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
^{240}Pu	$6,54 \cdot 10^3$ a	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
^{241}Am	$4,32 \cdot 10^2$ a	$3,7 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$

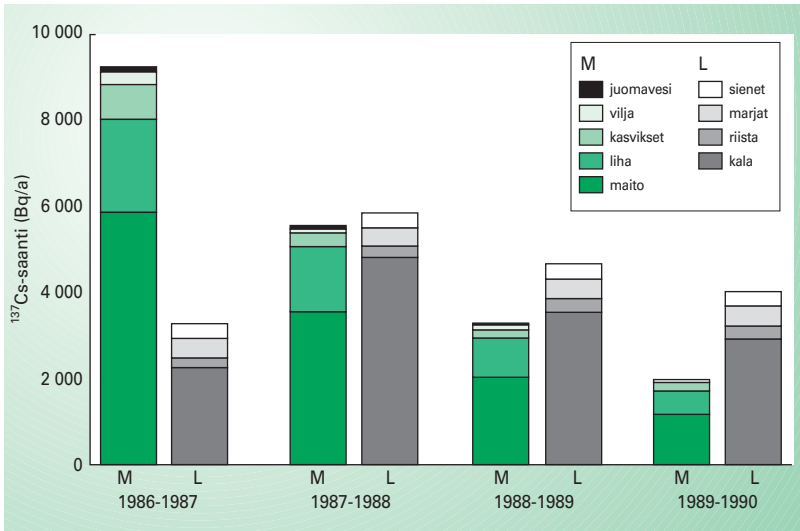
TAULUKKO 6.7 Eräiden radionuklidien annosmuuntokerroimen $h(g)$ arvot 1–2 vuotiaille lapsille ja aikuisille (yli 17 vuotta) ruuan kautta tapahtuvaa yksikkösaantia kohti

Arvoja useammille radionuklideille ja ikäryhmille on annettu liitteessä 5.

hemmin ^{90}Sr ja ^{137}Cs ovat merkittävämpiä kuin ^{131}I . Myös juomavetenä käytettävä pintavesi voi lisätä ^{131}I :n ja muiden laskeuman lyhytikäisten radioaktiivisten aineiden saantia, sillä tavanomainen vedenkäsittelyprosessi ei poista kaikkia radionuklideja.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen ^{131}I :tä oli maidossa enintään parin kuukauden ajan, koko maan tuotannolla painotetun keskiarvon ollessa enimmillään noin 14 Bq/l (vertaa kuva 6.2). Kesäkuun 1986 loppuun mennessä ^{131}I :n aktiivisuuspitoisuus oli vähentynyt alle määritysrajan. Sen jälkeen merkittävimmät radioaktiiviset aineet elintarvikkeissa olivat ^{137}Cs ja ^{134}Cs . Ensimmäisen vuoden aikana Tshernobylin onnettomuudesta maataloustuotteista saatiin radioaktiivista cesiumia yli kaksi kertaa enemmän kuin luonnontuotteista. Seuraavina vuosina luonnontuotteiden suhteellinen osuus radiocesiumin saannista on jatkuvasti kasvanut. Kuitenkin kokonaissaanti on kolmannesta onnettomuuden jälkeisestä vuodesta alkaen selvästi pienentynyt (kuva 6.12).

Elintarvikkeiden keinotekoisista radioaktiivisista aineista saatu efektiivinen annos oli Suomessa noin 0,02 mSv vuodessa, kun Tshernobylin on-



KUVA 6.12 ¹³⁷Cs-saannin jakautuminen eri elintarvikeryhmien kesken neljänä vuonna Tshernobylin onnettomuuden jälkeen (M = maataloustuotteet ja juomavesi L = luonnontuotteet)

nettomuudesta oli kulunut yli 10 vuotta. Yhteensä ulkoisen säteilyn ja ravinnon kautta Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevat radioaktiiviset aineet aiheuttivat tuolloin noin 0,04 mSv:n annoksen vuodessa. Yli kaksi kolmasosaa ravinnon kautta saadusta annoksesta aiheutui luonnosta hankittavista tuotteista – kalasta, sienistä, riistasta ja metsämarjoista – ja vajaa kolmasosa maataloustuotteista. Metsäntuotteiden ja kalan osuudet olivat vuonna 2000 likimain yhtä suuret, mutta metsäntuotteiden suhteellinen osuus kasvaa vähitellen.

Juomaveden keinotekoisista radioaktiivisista aineista aiheutuva säteilyannos on pieni elintarvikkeiden kautta saatuun annokseen verrattuna. Vuonna 1964, jolloin ydinasekokeiden tuottama kumulatiivinen laskeuma oli Suomessa suurimmillaan, juomaveden keinotekoisista radioaktiivisista aineista aiheutui keskimäärin noin 0,005 mSv:n efektiivinen annos. Tshernobylin ydinturmaa edeltäneenä vuonna juomaveden keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyannos oli erittäin pieni, pintavettä käytettäessä noin 0,0005 mSv. Arvioissa on otettu huomioon ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs ja ³H. Tshernobylin onnettomuuden vaikutus juomavedestä saatuun säteilyannokseen oli suurin onnettomuutta seuranneena vuonna, jolloin juomaveden keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama efektiivinen annos oli keskimäärin 0,003 mSv. ⁹⁰Sr:n osuus oli noin kymmenesosa radiocesiumin aiheuttamasta annoksesta. Arvioissa vedenkulutukseksi oletettiin 2 l vuorokaudessa ja ra-

dionuklidien aktiivisuuspitoisuuksina käytettiin koko maan pintaveden keskimääräisiä aktiivisuuspitoisuuksia. Lisäksi otettiin huomioon, että noin puolet ^{137}Cs :sta poistuu vesilaitoskäsittelyssä. Onnettomuusvuoden jälkeen talousveden keinotekoisista radioaktiivisista aineista saatu säteilyannos on jatkuvasti pienentynyt.

6.8 | Elintarvikkeiden radioaktiivisten aineiden seuranta

Ympäristön säteilyvalvonnan tavoitteena on saada jatkuvaa tietoa ympäristön radioaktiivisista aineista ja väestön säteilyaltistuksesta. Tavoitteena on havaita merkittävät muutokset ympäristön radioaktiivisten aineiden määrissä. Säteilyvalvonnalla varmistetaan, että säteilysuojelun periaatteet toteutuvat ja että lainsäädännössä asetettuja annosrajoja ei ylitetä. Jatkuvalla valvonnalla pidetään yllä valmiutta reagoida nopeasti poikkeaviin säteilytilanteisiin.

Ympäristön säteilyvalvonnasta Suomessa vastaa Säteilyturvakeskus. Valvontavelvoite perustuu STUKista annettuun asetukseen ja säteilyasetukseen. Myös Euratom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita ympäristön säteilyvalvontaan. Osana ympäristön säteilyvalvontaa seurataan maidon ja muiden elintarvikkeiden sekä pinta- ja juomaveden sisältämiä keinotekoisien radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia. Laajoilta alueilta meijereihin kerätyn maidon analysointi antaa kuvan maidon aktiivisuustasosta. Ravinnon kautta saatavan säteilyaltistuksen arvioimiseksi analysoidaan säännöllisesti valmiita koko vuorokauden ruoka-annoksia kolmelta paikkakunnalta eri osista maata. Kokonaisten aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa tuloksen, jossa on jo huomioitu elintarvikkeiden jakelun ja ruuan valmistuksen vaikutukset. Samaan aikaan samoilta paikoilta otetaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohdosta. Pintavesinäytteitä analysoidaan Kymijoen, Oulujoen ja Kemijoen suista otetuista näytteistä.

Tuontielintarvikkeet

Euroopan yhteisöjen neuvoston asetus (ETY) N:o 737/90 määrittelee EU:n ulkopuolisista maista tuotaville elintarvikkeille suurimman sallitun ^{134}Cs :n ja ^{137}Cs :n yhteenlasketun aktiivisuuspitoisuuden. Maidon, maitotuotteiden ja vauvan ruuan enimmäispitoisuus on 370 Bq/kg ja muiden elintarvikkeiden 600 Bq/kg. Rajoitukset on säädetty vuoteen 2010 asti komission asetuksella 616/2000. EU-maissa tarkastetaan EU:n ulkopuo-

lelta tuodut elintarvikkeet. Erityisesti sienten tuonnin valvontaa on tehostettu komission asetuksella 1661/1999 siten, että alkuperämaalta vaaditaan todistus niiden aktiivisuuspitoisuudesta. Valvonnan helpottamiseksi elintarvikkeiden maahantuonti keskitetään määrätuille rajanylityspaikoille. Suomessa tullilaboratorio valvoo tuontielintarvikkeita. Säteilyturvakeskus antaa tarvittaessa asiantuntija- ja mittausapua.

Juomavedelle asetetut vaatimukset

Euroopan unionin neuvoston direktiivi 98/83/EY, joka koskee ihmisten käyttöön tarkoitetun juomaveden laatua, sisältää myös radioaktiivisten aineiden enimmäismäärille asetetut vaatimukset. Direktiivin mukaan jäsenvaltioiden on varmistettava säännöllisesti toteutettavan seurannan avulla, että kuluttajien saatavilla oleva vesi täyttää direktiivin vaatimukset. Radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksille asetetut vaatimukset eivät ole ehdottomia, vaan suuntaa-antavia. Direktiiviin on sisällytetty niin sanotuksi osoitinmuuttujiksi veden tritiumpitoisuus (100 Bq/l) ja viitteellinen efektiivinen annos 0,1 mSv vuodessa. Annokseen eivät sisälly tritium, ⁴⁰K, radon eivätkä sen hajoamistuotteet.

Elintarvikkeiden säteilytys

Elintarvikkeiden säteilyttämisellä pyritään poistamaan tai vähentämään niissä olevia haitallisia mikrobeja. Säteilyttämällä voidaan myös estää juuresten, esimerkiksi sipulin tai perunan itäminen. Säteilytyksellä voidaan vähentää varastoinnin aikaista pilaantumista ja pidentää kausiluontoisten elintarvikkeiden saatavuutta viivästyttämällä niiden kypsymistä.

Elintarvikkeiden säteilytyksellä tarkoitetaan niiden käsittelyä gamma-, röntgen- tai elektronisäteilyllä. Säteilylähde on yleensä koboltikanuuna, jonka lähettämä voimakas gammasäteily tuhoaa elintarvikkeen sisältämät mikrobit (kirja 3, luku 4.3). Gammasäteilyn etuna on, että tuote voidaan säteilyttää pakkauksessaan. Elintarvikkeiden säteilyttämiseen käytetty ionisoiva säteily ei ole riittävän suurienergistä, jotta se aktivoisi elintarvikkeen stabiileja aineita ja aiheuttaisi näin radioaktiivisten isotooppien kertymistä säteilytettyyn elintarvikkeeseen. Myös kemialliset muutokset elintarvikkeessa ovat vähäiset. Säteilytyksessä elintarvikkeeseen absorboitunut säteilyannos saa olla enintään 10 000 Gy. Alle 1 000 Gy:n annoksia käytetään hyönteisten torjuntaan ja trooppisten hedelmien kyp-

symisen viivästämiseen. Kuitenkin mausteiden säteilytykseen käytetään lähes 10 000 Gy:n annosta.

Elintarvikkeiden säteilytystä koskee Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 1999/2/EY. Säteilytetty ainesosa on aina ilmoitettava elintarvikkeen ainesosaluettelossa. Suomessa on sallittua vain kuivattujen mausteyrttien, mausteiden ja maustekasvien säteilytys. EU:ssa ei ole yhteisölaainsäädäntöä toistaiseksi muiden kuin kuivattujen mausteiden säteilyttämisestä. Säteilytettäväksi sallittujen elintarvikkeiden luettelon vahvistamismenettely on annettu direktiivillä 1999/3/EY. Lainsäädäntö ei estä säteilyttämästä sellaisia elintarvikkeita, jotka on valmistettu lääkäriin hoidossa oleville, steriloitua ravintoa tarvitseville potilaille.

Elintarvikevirasto johtaa ja ohjaa säteilytettyjen elintarvikkeiden valvontaa Suomessa ja raportoi Euroopan komissiolle. Suomessa ei ole yhtään elintarvikkeiden säteilytyslaitosta. Tullilaboratorio tutkii EU:n ulkopuolelta tuotavia elintarvikkeita. Säteilytetyt elintarvikkeet pystytään tunnistamaan termoluminesenssimenetelmän avulla. Lähes kaikki elintarvikkeet sisältävät mineraaliainesta ja säteilytys jättää mineraaliaineksen viritettyyn tilaan. Kuumentamalla näyte 300–400°C lämpötilaan viritystila purkautuu ja samalla mineraaliainekes lähettää valoa, jonka voimakkuus mitataan. Tullilaboratorio käyttää tätä menetelmää elintarvikevalvonnassa.

6.9 | Elintarvikkeiden suojaaminen säteilyvaaratilanteissa

Poikkeuksellisissa säteilytilanteissa ihmisten saamaa säteilyaltistusta voidaan huomattavasti vähentää oikein ajoitetuilla ja hyvin kohdistetuilla toimenpiteillä. Joitakin maataloustuotannon toimenpiteitä kannattaa ottaa käyttöön mahdollisuuksien mukaan jo siinä vaiheessa, kun on olemassa uhka keinotekoisien radioaktiivisten aineiden laskeumalle. Toisaalta pitkäikäisten radionuklidien vaikutuksia on mahdollista lieventää erilaisin toimenpitein myös tilanteen myöhemmässä vaiheessa. Varautumisesta säteilyvaaratilanteisiin kerrotaan yleisemmin luvussa 9.

Elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuutta pienentävät toimenpiteet voidaan tilanteesta riippuen kohdistaa viljelysmaahan, kasvintuotantoon, kotieläintuotantoon ja elintarvikkeiden valmistukseen. Käytännössä pyritään vähentämään kasvien maasta ottamien radioaktiivisten aineiden määrää ja aineiden siirtymistä rehusta kotieläintuotteisiin. Jalostusprosesseja ja ruuanvalmistusmenetelmiä muuttamalla voidaan tarvittaessa poistaa osa ruoka-aineiden sisältämistä radioaktiivisista aineista. Toiminta hyväksyt-

tävien elintarvikkeiden tuotannon ja saatavuuden turvaamiseksi edellyttää hyvää suunnittelua ja tilanteen osapuolten kuulemista ja huomioon ottamista. Usein saatetaan tarvita paikallisolosuhteiden mukaan räätälöityjä toimenpiteitä, mihin Suomen hyvät neuvontajärjestöjen ja -viranomaisten verkostot suovat mahdollisuuden.

Karjan siirtäminen sisätiloihin ennen radioaktiivisten aineiden leviämistä alueelle ja ruokkiminen puhtaalla, suojassa olleella rehulla ovat ensimmäisiä suojelutoimia kotieläintilalla tilanteen akuutissa vaiheessa. Näillä toimenpiteillä voidaan estää, tai ainakin vähentää, ¹³¹I:n ja muiden laskeuman radioisotooppien kulkeutumista maitoon. Pelloilla kasvavan rehun talteenotto lähiajan tarvetta varten ja varastoissa olevan rehun suojaaminen ennen päästön saapumista ovat myös harkittavia toimenpiteitä. Niistä ei synny kohtuutonta taloudellista haittaa, vaikka laskeumaa ei tulisikaan alueelle.

Toteutusta ja saavutettavaa hyötyä rajoittaa käytettävissä oleva aika. Kotieläintuotannon toimenpiteet riippuvat vuodenajasta. Ohjeellinen toimenpideso ulkoisena annosnopeutena ilmoitettuna on 1 µSv/h säteilyvaaratilanteessa, jossa radioaktiivisen saasteen koostumusta ei tunneta. Toimenpiteillä pyritään siihen, että elintarviketeollisuuden raaka-aineet ja kuluttajille tulevat elintarvikkeet olisivat mahdollisimman puhtaita. Radioaktiivista cesiumia sitovan rehun lisäaineen ammoniumrauta(III)heksasyanoferraatti(II):n (NH₄FeFe(CN)₆) käyttö vähentää radiocesiumin kertymistä maitoon ja lihaan. ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuutta lihassa voidaan alentaa myös ruokkimalla eläimiä puhtaalla rehulla muutaman viikon ajan ennen teurastusta.

Viljelysmaan, etenkin laidunnurmien, osittainen puhdistaminen poutasäällä tapahtuneesta radioaktiivisten aineiden laskeumasta on mahdollista tilanteen varhaisvaiheessa niittämällä tiheä kasvusto lyhyeen sänkeen mahdollisimman nopeasti. Poiskuljetettavan kasvuston mukana poistuu suuri osa pellolle tulleista radioaktiivisista aineista. Haittana on, että yksi sato menetetään. Sateen jälkeen toimenpiteestä on vain vähän hyötyä, koska sade huuhtoo radioaktiivisia aineita kasveista maahan. Kyntämällä ja kylvämällä nurmet normaalia aikaisemmin nopeutetaan vähemmän radioaktiivisia aineita sisältävän tuorerehun tuotantoa. Etenkin vähäravinteisilla turvemailla on hyötyä maan lannoituksesta. Viljelysmaan hyvä ravinnetila ja siihen kuuluva riittävä kaliumin määrä pitää kasvien cesiumin oton mahdollisimman pienenä. Happamia maita kannattaa kalkita, jos on tarve vähentää radioaktiivisen strontiumin joutumista viljelyskasveihin.

Jos maito on saastunut vain lyhytikäisillä radioaktiivisilla aineilla, siitä voidaan valmistaa säilytystä kestäviä maitojalosteita kuten kuivamaitoa,

juustoa tai voita. ^{131}I :n ja muiden lyhytikäisten isotooppien aktiivisuutta voidaan näin vähentää riittävästi ennen elintarvikkeen käyttöä. Pitkäikäiset ^{90}Sr ja ^{137}Cs ovat sitoutuneet maidon rasvattomaan osaan, kun taas pieniä määriä ^{131}I :tä on myös rasvassa. Juuston valmistusmenetelmän valinnalla voidaan vaikuttaa huomattavasti juuston ^{90}Sr -pitoisuuteen. Vain noin kuusi prosenttia maidossa olevasta strontiumista kulkeutuu juustonvalmistuksessa valkuaisosaan eli kaseiiniin, jos saostus suoritetaan happolla. Jos taas käytetään juoksutinta, 85 prosenttia strontiumista joutuu kaseiiniin. Normaalisti noin kolme neljäsosaa strontiumista jää juustomassaan. Cesium ja jodi seuraavat maitotuotteiden valmistuksessa vesifaasia ja poistuvat siten osittain juustomassasta valmistuksen kuluessa. Massan pesulla niiden määriä voidaan edelleen vähentää.

Tarvittaessa myös kotitalouksissa voidaan erilaisin toimenpitein vähentää elintarvikkeiden radioaktiivisen cesiumin määrää. Lihan ja kalan kevytsuolaus ovat myös kotitalouksille käyviä puhdistusmenetelmiä. Kahden vuorokauden liotus suolaliuoksessa pienentää noin 200 gramman lihapalan ^{137}Cs -pitoisuuden puoleen ja käsittelyaikaa pidentämällä ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus saadaan edelleen vähenemään. Lehtivihanneksia ja hedelmiä voi puhdistaa pintaan tarttuneista radioaktiivisista aineista pesemällä tai kuorimalla. Sienten keittäminen runsaassa vedessä poistaa yli 90 prosenttia cesiumista keitinveteen. Käsittelyn toistaminen tehostaa puhdistumista. Jos sienet säilötään suolaamalla, ne sisältävät liotuksen jälkeen hyvin vähän cesiumia, kun liotusvesi hylätään.

Puhtaan juomaveden saatavuudesta vastaavat vesilaitokset. Vesilaitosten kannalta oleellisinta säteilytilanteessa on seurata tiedotusvälineiden kautta viranomaisten antamia tilannetietoja ja ohjeita. Poikkeavien tilanteiden varalle tehtävien suunnitelmien ohjeeksi vesilaitoksille on esitetty, että laitoksella tulisi olla saatavana raakavettä vähintään kahdesta eri vesilähdettä käyttävästä vedenottamosta, joista ainakin toinen olisi pohjavettä. Säteilytilanteessa useat vesilaitokset voivatkin tilapäisesti korvata pintaveden pohjavedellä. Haja-asutusalueilla omien rengaskaivojen varassa olevien tulisi huolehtia siitä, että valumavettä ja sen mukana tulevia radioaktiivisia aineita ei pääse kaivoon.

Toimenpidearvot ennakoimattomien säteilytilanteiden varalle

Säteilyonnettomuuksien varalle on Euroopan Unionissa elintarvikkeiden ja rehun kauppaa varten valmisteltu suurimpia sallittuja radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia koskeva asetus (taulukko 6.8). Nämä enimmäisarvot asete-

taan tarvittaessa voimaan Euroopan unionin jäsenmaissa komission päätöksellä enintään kolmeksi kuukaudeksi. Komission esityksestä neuvosto joko muuttaa rajoja tai jatkaa niiden voimassaoloa määräajaksi. Asetetut rajat jäävät voimaan neuvoston päätöksentekoon asti tai siihen asti kun komissio vetää pois muutosesityksensä. Vastaavat rehun kaupassa sovellettavat cesiumin aktiivisuuspitoisuuden enimmäisarvot on määritelty komission asetuksella 770/90. Myytävän sianrehun pitoisuusraja on 1 250 Bq/kg, siipikarjan, lampaiden ja vasikoiden rehun 2 500 Bq/kg ja muiden eläinten rehujen 5 000 Bq/kg. Pitoisuusrajan alittuminen rehussa ei riitä takaamaan tuotetun elintarvikkeen hyväksyttävyyttä, jos sovelletaan taulukon 6.8 toimenpidearvoja radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudelle elintarvikkeissa.

Radionuklidi	Aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg)		
	Vauvanruoka	Maitotuotteet ja nestemäiset elintarvikkeet	Muut elintarvikkeet
Strontiumin isotoopit	75	125	750
Jodin isotoopit	150	500	2 000
Plutonium ja transplutoniumisotoopit	1	20	80
Muut radionuklidit, joiden $T_{1/2}$ yli 10 d, esim. ^{134}Cs ja ^{137}Cs , ei koske ^3H ja ^{14}C	400	1 000	1 250

TAULUKKO 6.8 Euroopan unionissa säteilyonnettomuuden varalta säädetyt rajat elintarvikkeiden radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksille (Council regulations 3954/87, 2218/89, 944/89)

Euroopan unionin alueella käytävässä elintarvikkeiden kaupassa taulukon mukaiset enimmäisarvot voidaan onnettomuuden tapahduttua ottaa tarvittaessa käyttöön komission päätöksellä. Vähän käytetyille elintarvikkeille, esimerkiksi joillekin mausteille, voimaan saatettavat raja-arvot ovat kymmenen kertaa suuremmat kuin taulukossa esitetyt arvot peruselintarvikkeille. Erityiset tilannekohtaiset raja-arvot voidaan ottaa käyttöön neuvoston päätöksellä.

6.10 | Kasvien ja eläinten säteilysuojelu

Tilanne 1990-luvulla

Rio de Janeirosa vuonna 1992 pidetyn YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssin (UNCED) valmistelulla ja sen päätösten toimeenpanolla on ollut suuri vaikutus sekä päättäjien että suuren yleisön ajatteluun. On ymmärretty, että ihmiskunnan hyvinvointi riippuu ympäristön hyvinvoinnista. Säädostasolla Rion kokous on heijastunut sekä kansainvälisiin sopimuksiin että kansalliseen lainsäädäntöön.

Näkökulma säteilyn vaikutuksilta suojautumiseen on perinteisesti ollut ihmislähtöinen. Kansainvälisen säteilysuojelutoimikunnan ICRP:n suosituksissa vuodelta 1977 todetaan, että toimikunta uskoo, että kun ihminen on asianmukaisesti suojeltu, muut lajit ovat myös todennäköisesti riittävästi suojeltuja; ei kuitenkaan ehkä jokainen lajin yksilö. Vuoden 1990 suosituksessa toimikunta toisti edellisen lausunnon sanoilla: ”Toimikunta uskoo, että ne ympäristönsuojelustandardit, jotka nykyisten käsitysten mukaisesti ovat riittävät suojelemaan ihmisiä, riittävät varmistamaan, että muut lajit eivät ole vaarassa. Satunnaisesti joillekin eliöyksilöille saattaa koitua haittaa, mutta ei siinä määrin, että koko laji olisi vaarassa tai että aiheutettaisiin epätasapainoa lajien välillä.” Tämä lausuma, kuten ICRP:n suositukset yleensä, on omaksuttu säteilysuojelun perusteeksi sekä Suomessa että muissa maissa.

Rion kokouksen jälkeen myös Kansainvälinen atomienergiajärjestö IAEA on sisällyttänyt ympäristönsuojelun turvallisuusstandardeihinsa. Toinen kohta radioaktiivisten jätteiden huollon periaatteita koskevassa standardissa kuuluu: ”Radioaktiivisia jätteitä tulee käsitellä siten että ympäristön suojeleminen on hyväksyttävällä tasolla”. Sama periaate on kirjattu käytetyn ydinpolttoaineen ja radioaktiivisen jätteen huollon turvallisuutta koskevaan yleissopimukseen, joka tuli voimaan kesäkuussa 2001. Suomi on yksi sopijaosapuolista. Yleissopimuksen tarkoitus on ”taata että käytetyn ydinpolttoaineen ja radioaktiivisen jätteen huollon kaikissa vaiheissa noudatetaan tehokkaita turvatoimia mahdollisten vaarojen varalta, niin että yksilöt, yhteiskunta ja ympäristö on suojeltu säteilyn haitallisilta vaikutuksilta”.

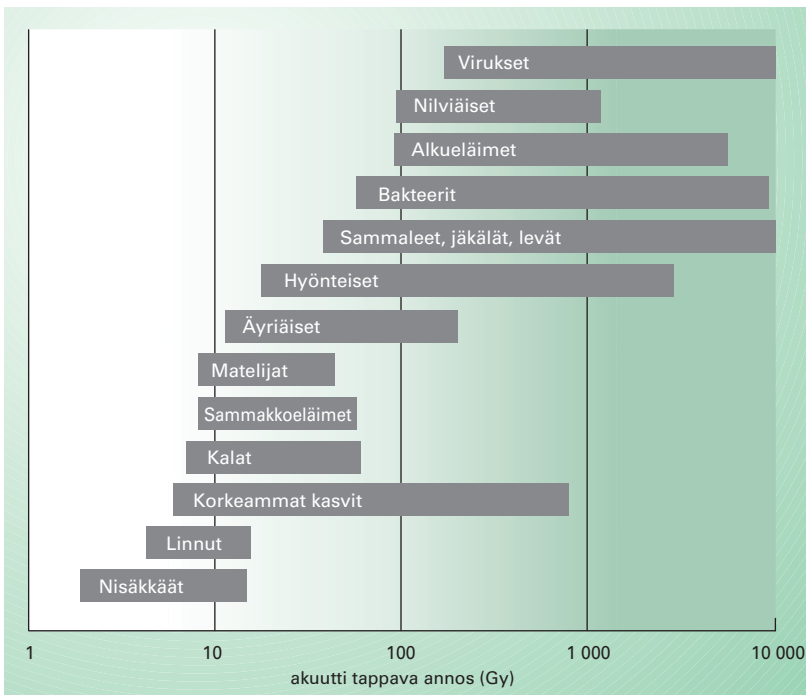
Monien maiden ydinenergiailaissa ja -säännöstössä on vaatimuksia ympäristön suojelemiseksi. Suomen ydinenergiain ensimmäisessä pykälässä mainitaan lain tarkoituksen olevan muun muassa sen varmistaminen, ”että ydinenergian käyttö on ihmisen ja ympäristön kannalta turvallista”. Periaate ympäristövahinkojen välttämiseksi ja ympäristörasituksen rajoittamisesta toistuu ydinenergiailaissa ja -asetuksessa useassa pykälässä. Vuonna 1999 tehdyssä valtioneuvoston päätöksessä käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuudesta edellytetään, että säteilyturvallisuuden osoittamiseksi täytyy ihmiseen kohdistuvan vaikutuksen lisäksi arvioida mahdollista vaikutusta eläimiin ja kasveihin.

Perustiedon taso

Säteilyn vaikutuksesta kasveihin ja eläimiin on julkaistu tutkimuksia jo 1950-luvulta lähtien. Tutkimukset kattavat laajan skaalan solutasolta ko-

konaiseen ekosysteemiin. Jotta jotain vaikutuksia saataisiin näkyviin, on kokeellisessa tutkimuksessa yleensä jouduttu käyttämään suuria säteilyannoksia, tai tuloksia on saatu esimerkiksi Tshernobylin onnettomuuden tai Kyshtymin vuoden 1957 onnettomuuden jälkitilanteista. On osoittautunut että nisäkkäät, ihminen mukaan luettuna, sekä linnut ja havupuut ovat kaikkein herkimpiä säteilyn vaikutuksille.

Luonnonsäteilyn ja ydinlaitosten hallittujen päästöjen aiheuttamat säteilyannokset ovat useita kertaluokkia pienempiä kuin kuvassa 6.13 esitetyt kuolettavat annokset. Arvioita on tehty muun muassa siitä, miten suuria annoksia kasvit ja eläimet voivat saada ydinlaitosten päästöistä silloin, kun kriittiseen ryhmään kuuluvien henkilöiden saama efektiivinen annos jää alle 1 mSv vuodessa. Yleensä annokset eliöille ovat suunnilleen samaa suuruusluokkaa kuin samalla alueella eläville ihmisille, mutta esimerkiksi päästöalueen sedimentissä eläville kaloille ja pohjaeläimille annokset voivat nousta jopa 1 mGy:hin päivässä, siis noin 300-kertaiseksi ihmisen saamaan annokseen verrattuna. 1 mGy voidaan tässä tapauksessa katsoa vastaavan noin 1 mSv. Kasveille ja eläimille ei ole vielä kehitetty laatukertoimia, joilla absorboitunut annos (Gy) muunnettaisiin efektiiviseksi annokseksi (Sv).



KUVA 6.13 Kuolettavien kerta-annosten likimääräiset vaihtelualueet eliölajien pääryhmille (UNSCEAR 1996)

Eliöiden säteilyaltistuksen ja sen vaikutusten mittaaminen luonnonolosuhteissa on hankalaa tai jopa mahdotonta. Siksi annosarviota tehdään useimmiten laskennallisin menetelmin, jotka ovat periaatteessa samanlaisia kuin ihmisille koituvan säteilyannoksen laskentamenetelmät.

Vuosikymmenten varrella tehtyjä tutkimuksia säteilyn vaikutuksesta kasvien ja eläinten hyvinvointiin on tarkasteltu useissa, muun muassa IAEA:n tekemissä kokoomajulkaisuissa. UNSCEAR päätteli raportissaan vuonna 1996, että 1–2 mGy:n pitkäaikainen päivittäinen säteilyannos ei aiheuta haitallisia vaikutuksia kaikkein herkimmillekään eliöpopulaatioille. Vuodelta 2002 olevassa tutkimuksessa on nähty joitakin, ei välttämättä haitallisia, vaikutuksia kasveihin populaatiotasolla edellä mainittua altistusta paljon pienemmällä altistuksella. Semipalatiinkin kontaminoituneella alueella on tietyllä kasvilajilla tapahtunut muutaman vuosikymmenen aikana luonnonvalintaa siten, että kasvipopulaatioissa ovat yleistyneet tehokkaimmin happiradikaaleja detokisioivat genotyypit.

Suojeluperiaatteiden kehittäminen

1990-luvun loppupuolella herättiin eräissä maissa – Kanada ja Ruotsi etunenässä – huomaamaan selkeä ristiriita asetettujen turvallisuusvaatimusten ja niiden täyttymisen osoittamisen välillä. Laissa ja säännöksissä edellytettiin, että ympäristöä on suojeltava säteilyn haitallisilta vaikutuksilta. Yleisesti hyväksytyjä arviointiperusteita siitä, minkälaiset säteilyannokset ovat haitallisia, ei kuitenkaan ollut olemassa. Nähtiin tarve kehittää kansainvälisenä yhteistyönä eettiset periaatteet eläinten ja kasvien säteilynsuojelulle ja rakentaa puitteet, joissa yhteisesti sovitut turvallisuusvaatimukset (ilmaistuina säteilyannoksina aikayksikköä kohti, esimerkiksi Gy/a tai tulevaisuudessa kehitettävä Sv:n vastine/a) voidaan selkeästi asettaa. Näitä turvallisuusvaatimuksia voitaisiin sitten käyttää kansallisten säädösten pohjana. Lisäksi täytyy kehittää järjestelmä, jonka avulla turvallisuusvaatimusten täyttymistä voidaan valvoa.

Ympäristöksi voidaan määritellä ihmistä ympäröivä luonto, vesistöt, ilmakehä ja maaperä, jonka kanssa ihminen on vuorovaikutuksessa. Kun tarkastellaan säteilyn suoranaisia vaikutuksia, voidaan ympäristö rajata käsittämään vain elollinen luonto. Eloton luonto – ilma, vesi, sedimentti ja maaperä – voidaan jättää tarkastelun ulkopuolelle, joskin niissä voi ilmetä muutoksia, kun kasvi- ja eläinpopulaatioissa tapahtuu muutoksia.

Ihmisiä koskevan säteilysuojelun eettinen perusta on yksilön terveyden suojaaminen. Kun on kyse kasveista ja eläimistä, on lähtökohtana yleensä suojella populaatioita. Jos eliöpopulaatiot säilyvät terveisinä, paikallinen ekosysteemi säilyy terveenä. Kuitenkin pidetään tärkeänä, että suojellaan jokaista yksilöä, jos on kyse taloudellisesti merkittävistä kasveista tai eläimistä tai lemmikkieläimistä. Uhanalaisia kasveja ja eläimiä sekä hitaasti lisääntyviä eläimiä halutaan myös suojella yksilötasolla. Edelleen, vaikka periaatteena onkin populaatioiden suojelu, varsinaiset tutkimukset säteilyn vaikutuksista tehdään yksilötasolla. Ristiriita on vain näennäinen, sillä populaatiotasolla ei voi esiintyä haitallisia vaikutuksia, jos populaation yksilöihin ei ole mitään vaikutuksia. Toisaalta ei kuitenkaan voida väittää, että vaikutukset johonkin yksittäiseen yksilöön aiheuttaisivat haittaa koko populaatiolle.

Kun arvioidaan säteilyn vaikutuksia elollisiin olentoihin, varsinainen tarkastelun kohde voi vaihdella hyvin laajasti. Voidaan tarkastella DNA-vaurioita yksittäisessä solussa tai jopa kokonaisen ekosysteemin tuhoutumista. Eräitä esimerkkejä tutkimuskohteista ovat kromosomimutaatioiden esiintymistiheys, alentunut korjausentsyymien toimintakyky, vaikutukset immunisysteemiin, fysiologiset muutokset, perustuotantokyvyn pieneneminen, lisääntymiskyvyn heikkeneminen, elinajan lyheneminen, kuolleisuus, yhteisön monimuotoisuuden väheneminen ja yhteisön rakenteen muuttuminen. Tutkimukset ovat osoittaneet, että lisääntymiseen liittyvät kehitysvaiheet, siis sukusolujen muodostumis- ja alkiovaiheet, ovat kaikkein herkimpiä säteilyn haitallisille vaikutuksille. Muita ekologisesti tärkeitä tarkastelukohteita ovat muun muassa kasvien perustuotantokyky ja pitkäikäisten kudosten kasvu. Tästä on esimerkkinä Tshernobylin ydinvoimalaitoksen lähialueen havumetsät, jotka tuhoutuivat vähitellen onnettomuuden jälkeisinä vuosina ja havupuut korvautuivat paremmin säteilyä kestäville kasveille, kuten heinillä, pensaille ja lehtipuilla.

Biosfääri koostuu hyvin erilaisista osista, joiden olosuhteet ja niissä elävien eliöiden vuorovaikutussuhteet vaihtelevat. Erilaisten kasvien ja eläinten määrä, muoto, koko ja elintapojen kirjo on erittäin suuri. Koska on mahdollista hankkia esimerkiksi fysiologisia tietoja ja kehittää laskennallisia annosmalleja laatukselliseen jokaista eläin- ja kasvilajia varten, on tarpeen keskittyä eräänlaisiin tyyppieläimiin ja -kasveihin, joiden mallinnusta kehitetään. Tällaisia tyyppieläimiä voisivat karkean jaottelun mukaisesti olla esimerkiksi suuri ja pieni nisäkäs, lintu, petokala ja saaliskala, äyriäinen, simpukka ja hyönteinen. Toinen lähestymistapa on pyrkiä valitsemaan kustakin ympäristöstä niin sanotut kriittiset eläimet ja kasvit, toisin sanoen sellaiset eläimet ja kasvit, jotka elintapojensa vuoksi altistuvat eniten säteilylle omassa ympäristössään, tai/ja jotka ovat kaikkein säteilyherkimpiä.

Kansainvälisesti hyväksytyjen eläinten ja kasvien säteilysuojelun turvallisuusvaatimusten ja valvontamenetelmien kehittäminen on 2000-luvun ensimmäisen vuosikymmenen suuri haaste säteilysuojelun ja radioekologian ammattilaisille.

KIRJALLISUUTTA

Aarkrog A. Translocation of radionuclides in cereal crops. Ecological aspects of radionuclide release. Special Publication Series of the British Ecological Society 1983, No 3, 81–90.

Eriksson Å. The cultivated agricultural environment. In: Strand P, Skuterud L, Melin J. (Eds). Reclamation of contaminated urban and rural environments following a severe nuclear accident. Nordic Nuclear Safety Research BER 6. NKS (97) 18, 1997.

Ilus E, Ilus T. Sources of radioactivity. In: Nielsen, S.P. (ed.), The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt project. Radiation Protection 110, EUR 19200EN, pp. 9–76. Luxembourg: European Communities, 2000.

International Atomic Energy Agency. Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources. Technical Reports Series No. 288, Vienna: IAEA, 1988.

International Atomic Energy Agency. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Reports Series No. 332, Vienna: IAEA, 1992.

International Atomic Energy Agency. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in the terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series No. 364, Vienna: IAEA, 1994.

International Atomic Energy Agency. The Principles of Radioactive Waste Management, Safety Fundamentals. Safety Series No.111-F, Vienna: IAEA, 1995.

International Atomic Energy Agency. Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. TECDOC-1091, Vienna: IAEA, 1999.

International Commission on Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 60. Oxford: Pergamon Press, 1991.

Moberg L, Hubbard L, Avila R, Wallberg L, Feoli E, Scimone M, Milesi C, Mayes B, Iason G, Rantavaara A, Vetikko V, Bergman R, Nylén T, Palo T, White N, Raitio H, Aro L, Kaunisto S, Guillitte O. An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE). Final Report, Research Contract no F14P-CT96-0039, European Commission Nuclear Fission Safety Programme. Report SSI 19:4–37. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1999.

Mustonen R, Aaltonen H, Laaksonen J, Lahtinen J, Rantavaara A, Reponen H, Rytömaa T, Suomela M, Toivonen H, Varjoranta T. Ydinuhkat ja varautuminen. STUK-A123. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 1995.

Mähönen O (toim.). AMAP II - Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys. Luku 6: Radioaktiivisuus. Suomen ympäristö 581: 63–79. Helsinki: Suomen ympäristökeskus, 2002.

Rantavaara A. Human exposure to radiation via ingestion of food and water. Kirjassa: E. Holm (toim.), Radioecology, lectures in environmental radioactivity, World Scientific Publishing, 1994.

Rissanen K, Ylipieti J, Norokorpi Y. Time trends of ^{137}Cs in wild mushrooms – influence on reindeer after a nuclear accident. Rangifer 2001, 5: 75–76.

Saxén R, Jaakkola T, Rantavaara A. Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Southern Part of Lake Päijänne. Radiochemistry 38, No. 4: 345–349, 1996. Translated from Radiokhimiya 38, No. 4: 365–370, 1996.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Ionizing radiation: sources and biological effects. UNSCEAR 1982 Report. New York: United Nations, 1982.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation. UNSCEAR 1988 Report. New York: United Nations, 1988.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of Radiation on the Environment, Annex to Sources and Effects of Radiation, UNSCEAR 1996 Report. New York: United Nations, 1996.