

STUK-B-VALO 61  
LOKAKUU 1989

# **Uraanin louhinnan ja rikastuksen radiologiset ympäristövaikutukset Enon Paukkajanvaarassa**

**R. Mustonen, T.K. Ikäheimonen, L. Salonen ja T. Sillanpää**  
Valvontaosasto

**SÄTEILYTURVAKESKUS**  
PL 268 00101 HELSINKI  
Puh. (90) 70821

ISBN 951-47-3154-9  
ISSN 0781-2868

Valtion painatuskeskus  
Helsinki 1989

Myynti:  
Valtion painatuskeskuksen  
kirjakaupat ja postimyynti  
PL 516 00101 HELSINKI  
Puh. (90) 56601

*MUSTONEN, R, IKÄHEIMONEN, T.K., SALONEN, L. ja SILLANPÄÄ, T. Uraanin louhinnan ja rikastuksen radiologiset ympäristövaikutukset Enon Paukkajanvaarassa. STUK-B-VALO 61, Helsinki 1989, 24 s.*

ISBN 951-47-3154-9  
ISSN 0781-2868

**Hakusanat:** Uraanin louhinta, rikastus, säteilyvaikutukset, luonnon radionuklidit

## TIIVISTELMÄ

Enon kunnan Paukkajanvaarassa vuosina 1958 - 1961 louhittiin ja rikastettiin uraania. Toiminnan päätyttyä rikastukseen kelpaamattomat raakkumalmit ja rikastusjätteet jätettiin alueelle suojaamattomina. Näin niiden sisältämät radioaktiiviset aineet ovat olleet alttiina tuulten ja ennenkaikkea vesien aiheuttamalle leviämislle ympäristöön. Säteilyturvakeskus aloitti vuonna 1984 Paukkajanvaarassa ja sen ympäristössä tutkimuksen leviämisen laajuuden ja kaivosalueen nykyisen radiologisen tilan selvittämiseksi sekä kaivos- ja rikastustoiminnan säteilyvaikutusten arvioimiseksi. Tutkimuksessa vertailualueeksi valittiin Paukkajanvaarasta etelään sijoittuva Riutan alue, joka on geologialtaan ja maasto-olosuhteiltaan Paukkajanvaaraan verrattavissa. Tulokset osoittavat itse kaivosalueella ulkoisen säteilytason, ulkoilman radonpitoisuuden, vesien, kalojen ja kasvien radioaktiivisuuden kohonneen kaivos- ja rikastustoiminnan seurauksena. Jos alue halutaan saattaa radiologisesti luonnontilaan, tarvitaan siellä jälkihoitotoimenpiteitä. Lisäksi radioaktiivisia aineita on vuosien kuluessa levinnyt pitkälle alapuoliseen vesistöön. Vaikka tehtyjen tutkimusten perusteella ei voida riittävän tarkasti sanoa, mikä osuus alapuolisen vesistön veden, sedimentin tai kalojen aktiivisuudesta on kaivos- ja rikastustoiminnasta peräisin, voidaan toiminnan vaikutusten kuitenkin katsoa näkyvän aina Pieliselle saakka. Rikastusjätteiden leviämisen estämiseksi tehty pato on saatujen tulosten mukaan alkanut päästää jätehiukkaa läheiseen lampeen vasta toiminnan päätyttyä, vuoden 1964 jälkeen. Tätä jätettä on arvioitu sedimentoituneen lammen syvänteeseen noin 220 m<sup>3</sup>. Radioaktiivisten aineiden leviämisen pysäyttämiseksi kaikki raakkumalmit ja rikastusjätteet tulisi eristää riittävän tehokkaasti pinta- ja pohjavesistä.

# SISÄLLYS

	Sivu
1 JOHDANTO	5
2 KAIVOSALUEEN NYKYINEN TILA	6
3 TEHDYT TYTKIMUKSET	8
4 KAIVOSTOIMINNAN VAIKUTUKSET	9
4.1 Kaivosalueen säteilytasot	9
4.2 Vesistön radioaktiivisuus	10
4.3 Kasvien radioaktiivisuus	13
5 RADIONUKLIDIEN LEVIÄMISEN AJALLISET MUUTOKSET	17
6 TOIMINNASTA AIHEUTUVAT SÄTEILYANNOKSET	20
7 JOHTOPÄÄTELMÄT	23
KIRJALLISUUS	24

# 1 JOHDANTO

Vuonna 1958 aloitettiin Enon kunnan Paukkajanvaarassa uraanin louhinta- ja rikastuskokeilut. Alueelta oli löydetty kaksi pientä uraanimalmipuhkeamaa sekä useita pikivälkejuonia. Puhkeamat nimettiin Mårtensson malmioksi ja Kunnansuon malmioksi. Mårtensson malmio louhittiin vuoden 1961 puoliväliin mennessä loppuun ja Kunnansuon malmiota louhittiin ainoastaan avolouhoksena. Louhinta- ja rikastuskokeilut lopetettiin kannattamattomina heinäkuussa 1961. Tällöin malmia oli louhittu yhteensä 30 700 tonnia ja sen keskimääräinen uraanipitoisuus oli 0,122 %. Malmiksi kelpaamatonta raakkaa louhittiin yhteensä 24 000 tonnia.

Uraanin rikastusmenetelmänä käytettiin rikkihap-pouuttoa ja neutralointisaostusta. Aluksi uraani liuotettiin hienoksi jauhetusta malmista rikkihapolla, saatu liuos pestiin ja uraani saostettiin natriumhydroksidilla tai kalkilla. Keskimääräinen uraanin saanti rikastukseen käytetystä malmista oli 73 %. Rikastettu uraani myytiin ulkomaille 20 - 30 % rikasteena<sup>1</sup>.

Rikastusjätteinä syntyneet jäteliete ja saostusliuos laskettiin kourua pitkin pieneen suolampeen. Vähitellen lampi täyttyi jätiehiekasta ja alkuperäisestä lammesta jäi vain pieni kaistele entiselle paikalle uuden lammen muodostuessa jättekenttäalueen eteläpuolelle. Jätealue rajatiin maavalleilla. Sekä louhittu raakkumalmi että rikastusjätteet jätettiin toiminnan päätyttyä peittämättöminä alueelle. Vuosien kuluessa jäteten-

tän hiekkaa on levinnyt maavallien ulkopuolelle ilmeisesti tulva- ja sadevesien mukana.

Koska Paukkajanvaaran alue on toiminnan päättymisen jälkeen ollut melkein 30 vuotta lähes koskemattomana, se on ollut hyvä luonnonlaboratorio tutkia radioaktiivisten aineiden leviämistä ympäristöön, ennenkaikkea alapuoliseen vesistöön. Varsinaiset leviämistutkimukset säteilyturvakeskus aloitti vuonna 1984. Tätä ennen oli vuosina 1974, 1979 ja 1980 tehty kaivosalueelle kolme tarkastusmatkaa, joiden tuloksena annettiin alueen nykyiselle omistajalle ohjeita alueen aitaamisesta, varoitustaulujen asettamisesta, rakennusten purkamisesta ja hävittämisestä sekä alueen käytöstä yleensä. Kaivosalueen radiologista tilaa koskevat tulokset sekä leviämistutkimuksesta saadut yksityiskohtaiset tulokset on raportoitu erillisessä säteilyturvakeskuksen raportissa<sup>2</sup>.

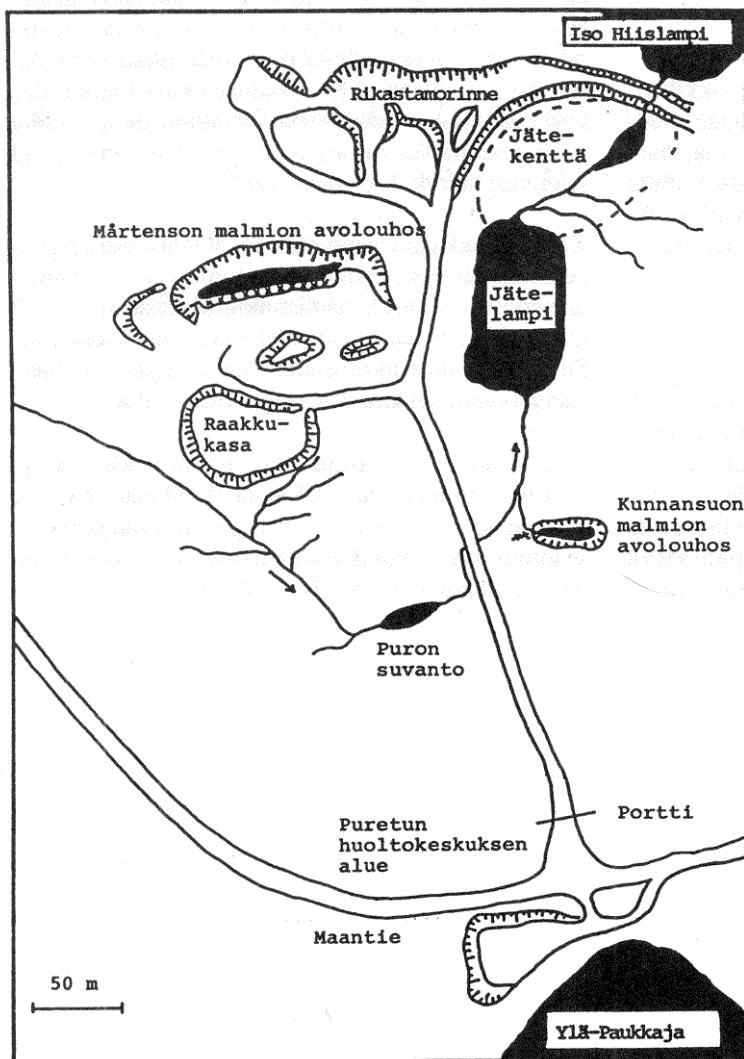
Koska Paukkajanvaaran alueella ei tehty radiologista perustilaselvitystä ennen kaivostoiminnan aloittamista, vertailualueeksi leviämistutkimuksessa valittiin 12 km Paukkajanvaarasta etelään sijaitseva Riutan alue. Se on sekä maasto-olosuhteiltaan että geologialtaan samantyyppinen kuin Paukkajanvaaran alue.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon kaivos- ja rikastustoiminnan vaikutuksesta Paukkajanvaaran ja sen alapuolisen vesistön radiologiseen tilaan ja arvioita toiminnan vaikutuksesta kaivosalueella ja sen ympäristössä saataviin säteilyannoksiin.

## 2 KAIVOSALUEEN NYKYINEN TILA

Nykyisellään kaivosalue on melko vahvasti metsittynyt. Kaikki alueen rakennukset purettiin vuosien 1976 ja 1980 välisenä aikana. Yhdessä ulkovarastossa säilytetty uraanirikaste (n. 2 500 kg) on toimitettu vuonna 1974 Outokumpu Oy:n varastoon Porissa. Nykyään kaivostoiminnasta alueella muistuttavat etupäässä kaksi avolouhosta, isoin raakkukasa, jätekenttä ja varoitus- ja kieltotaulut. Osa varoitustauluista on kaatunut ja niissä oleva teksti on häviämässä. Kuvassa 1 on esitetty karttapiirros kaivosalueesta. Alue on aidattu tien puoleiselta osalta.

Mårtensson malmion avolouhoksen vieressä oleva kaivoskuilu on peitetty betonilaatalla ja itse avolouhos samoin kuin Kunnansuon malmion avolouhos ovat veden täyttämiä. Mårtensson malmion avolouhoksessa elää suhteellisen runsas ahvenkanta. Rikastukseen kelpaamaton raakkumalmi on kasattu Mårtensson malmion avolouhoksen eteläpuolelle, suurin raakkukasa on aivan kaivosalueella virtaavan puron vieressä. Puro kulkee pieneen lampeen ja siitä jätekentän halki Isoon Hiislampeen. Siitä vesireitti jatkuu Pienen Hiislam- tien puoleiselta osalta.



Kuva 1. Paukkajanvaaran uraanikaivos- ja rikastamoalue.



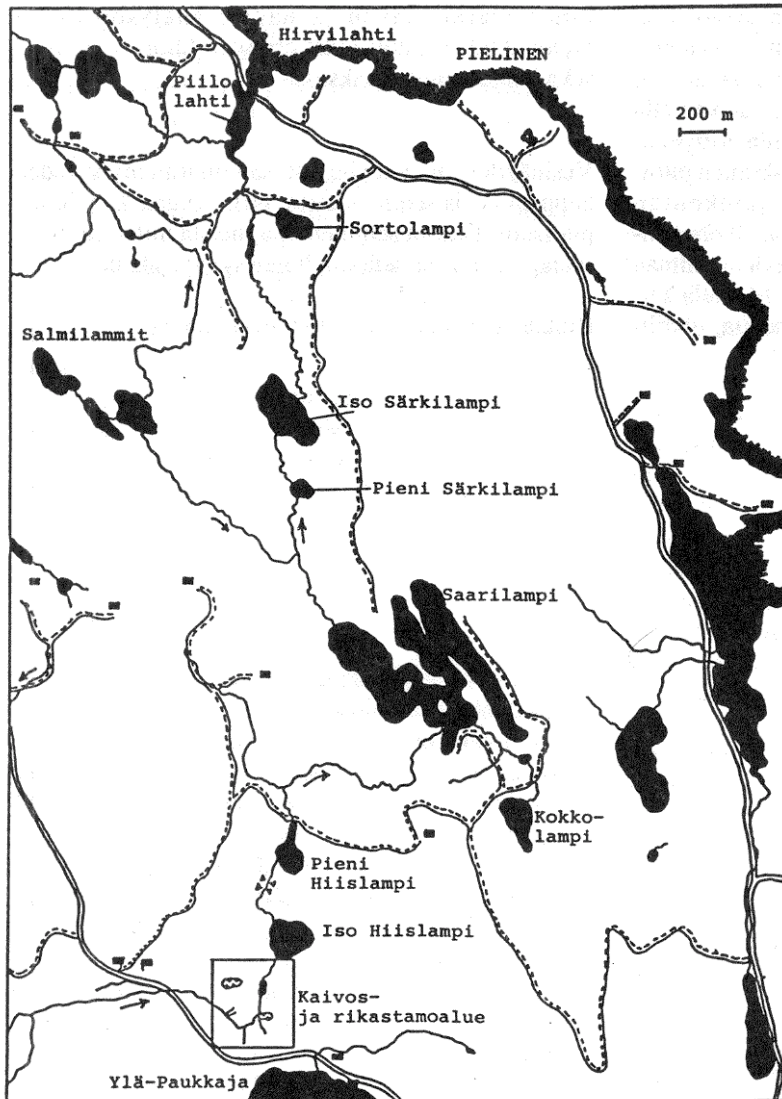
men, Saarilammen ja Ison ja Pienen Särkilammen kautta Pieliseen (Kuva 2).

Puretut rikastamorakennukset sijaitsivat kaivosalueen pohjoispäässä olevalla rinteellä. Vuoden 1985 jälkeen on rinteiden yläosan maamassat siirretty rinteiden puoliväliin ja alla oleva kiille-esiintymä on paljastettu. Tälle entiselle uraanikaivosalueelle on tehty uusi kaivoslain mukainen valtaus. Valtaus on tehty kiille-esiintymän mahdollista paperiteollisuudessa tapahtuvaa hyödyntämistä varten. Valtausalue on kooltaan

runsaat 20 hehtaaria ja se pitää sisällään koko entisen uraanikaivosalueen.\*

Entisen huoltokeskuksen rakennukset sijaitsivat maantien ja kaivokselle johtavan tien liittymässä. Kaivokselle johtava tie on suljettu lukitulla portilla ja portin vieressä on taulut, joissa kielletään alueelle meno ja varoitetaan säteilyvaarasta.

\* M. Tyni, henkilökohtainen tiedonanto, Myllykoski Oy, Luikonlahti



Kuva 2. Paukkajanvaaran uraanikaivos- ja rikastamoalueen halki kulkeva vesireitti. Kuvaan on piirretty myös alueen tiestö ja asuinrakennukset. Kaivosalueelta Pielisen Piilolahdelle on vesireittiä pitkin matkaa noin 6 km.

### 3 TEHDYT TUTKIMUKSET

Säteilyturvakeskus aloitti kaivosalueen ja sen alapuolisen vesistön sekä vertailualueen, Riutan tutkimukset vuonna 1984<sup>2</sup>. Tätä ennen, vuosina 1974 ja 1979, oli kaivosalueella tehty säteilytasojen, veden radioaktiivisuuden ja maaperästä erittyvän radonin mittauksia. Vuonna 1984 aloitetussa leviämistutkimuksessa myös itse kaivosalueen tutkimuksia jatkettiin. Niissä mitattiin eri radionuklidien pitoisuuksia kaivosalueen purojen, lammen ja avolouhosten vedessä ja pohjasedimentissä, Mårtenson malmion avolouhoksen ahvenissa, alueelta kerätyissä ravintokasvinäytteissä (marjat ja sienet), jäkälä- ja sammalnäytteissä, koivun lehdistä ja männyn neulasissa. Jätekentällä tehdyissä mittauksissa määritettiin radonin erittymisnopeutta jätekentän pinnasta, eri radionuklidien pitoisuuksia jätekentän hiekassa, jätekentän huokosilmassa olevan radonin pitoisuutta, ulkoista annosnopeutta ja itse jättehiekkan määrää sekä ulkoilman radonpitoisuutta jätekentän yläpuolella. Muualla kaivosalueella mitattiin ulkoista annosnopeutta, ulkoil-

man radonpitoisuutta ja radonin erittymisnopeutta maaperästä.

Kaivosalueen alapuolisesta vesistöstä mitattiin radionuklidien pitoisuuksia vedessä ja sedimentissä sekä puroissa kasvavassa näkinsammaleessa, joka on osottautunut hyväksi bioindikaattoriksi. Vesireitin varrelta mitattiin myös samoja kasvinäytteitä kuin kaivosalueella sekä ulkoista annosnopeutta. Vesistön kaloista (särki, ahven ja hauki) analysoitiin eri radionuklidien pitoisuudet erikseen lihoissa ja luissa sekä hauesta myös maksassa.

Vesinäytteiden oton yhteydessä mitattiin myös veden happamuus ja sedimenteistä lisäksi orgaanisen hiilen pitoisuus. Eräistä sedimenttinäytteistä mitattiin myös rautapitoisuus ja radionuklidien syvyysjakauma.

Riutan alueelta tehtiin samat määriykset.



## 4 KAIVOSTOIMINNAN VAIKUTUKSET

### 4.1 Kaivosalueen säteilytasot

Kaivosalueella uraanin louhinta ja rikastus ovat monella tavalla vaikuttaneet alueen radioaktiivisuuteen. Esiin nostettu uraanipitoinen raakkumalmi on nostanut alueen ulkoisen säteilyn tasoa. Rikastusjätteet jäte kentällä ovat niinkään nostaneet ulkoisen säteilyn tasoa, raakkukivistä ja rikastusjätteistä veteen liuenneet radionuklidit ovat nostaneet veden ja pohjasedimentin aktiivisuutta ja tätä kautta myös kalojen aktiivisuutta. Raakkukivistä ja rikastusjätteistä erittyvä radon on nostanut ulkoilman radonpitoisuutta paikallisesti hyvinkin korkeaksi.

Kuvassa 1 esitetyllä kaivosalueella ulkoinen annosnopeus nykyään vaihtelee suomalaiselle maaperälle tyyppillisestä  $0,1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  tasosta noin  $9 \mu\text{Sv h}^{-1}$  tasoon (ulkoisesta säteilystä aiheutuva *efektiivisen annosnopeuden*). Annosnopeus  $0,1 \mu\text{Sv}$  tunnissa on yleinen taso siellä, missä maaperä on täysin luonnontilassa. Suurimmat annosnopeudet on mitattu jäte kentän eteläpäässä, jonne hienojakoista jättehiekkaa on vuosien kuluessa levinnyt sade- ja tulvavesien mukana. Jäte kentällä annosnopeudet vaihtelevat välillä  $0,8 - 9,3 \mu\text{Sv}$  tunnissa, keskiarvon ollessa  $1,5 \mu\text{Sv}$  tunnissa. Mårtenson louhoksen ja raakkukasojen alueella annosnopeus vaihtelee  $0,36 - 2,2 \mu\text{Sv}$  tunnissa ja Kunnansuon avolouhoksen kohdalla se on noin  $0,7 \mu\text{Sv}$  tunnissa.

Kaivosalueelta ei ole varsinaisia ulkoisen annosnopeuden mittaustuloksia kaivostoimintaa edeltäneeltä ajalta. Ainoat satunnaiset mittaukset on tehty uraanin etsinnän yhteydessä ja niiden tuloksista voidaan yrittää arvioida ulkoista annosnopeutta alueen oltua vielä luonnontilassa. Wennervirta ja Kauranen<sup>3</sup> ovat raportoineet käyttämänsä tuikeilmamaisimen pulssitaajuuksia Mårtenson malmion kohdalla ja sen ympäristössä. Jos oletetaan, että malmion ympäristössä annosnopeus on ollut normaalia  $0,1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  tasoa, on se Mårtenson malmion kohdalla ollut noin  $0,7 \mu\text{Sv h}^{-1}$  ennen kaivostoiminnan aloittamista. Kunnansuon malmion kohdalla annosnopeuden voidaan olettaa olleen samaa suuruusluokkaa. Muualla kaivosalueella ei ole rapor-

toitu gammasäteilyanomalioita, joten näiden kahden malmipuhkeaman ulkopuolella annosnopeuden voidaan olettaa olleen  $0,1 \mu\text{Sv}$  tunnissa ennen kaivostoiminnan aloittamista.

Kaivosalueella saatava keskimääräinen säteilyannos ulkoisesta säteilystä riippuu oleskeluajasta ja paikoista, joissa kaivosalueella liikutaan. Jäljempänä tehtäviä annosarvioita varten oletetaan, että kaivostoiminnan aiheuttama *lisäys* ulkoiseen annosnopeuteen kaivosalueella on keskimäärin  $0,5 \mu\text{Sv}$  tunnissa.

Kaivosalueen ulkoilmasta mitatut radonpitoisuudet ovat poikkeuksellisen korkeita. Nämä ovat seurausta ennenkaikkea jäte kentästä ja raakkumalmeista erittyvän radonin suuresta määrästä. Jättehiekkan kokonaismääräksi jäte kentällä arvioitiin  $12\,000 \text{ m}^3$  ja raakkukivien määräksi suurimmassa raakkukasassa  $7\,300 \text{ m}^3$ . Näistä erittyy radonia kesäaikana noin  $3\,000 \text{ mBq}$  neliömetristä sekunnissa. Ulkoilmaan tämän on mitattu aiheuttavan jäte kentän päällä metrin korkeudella noin  $150 \text{ Bq m}^{-3}$  radonpitoisuuden vuosikeskiarvon. Ison raakkukasan päällä mitattu vastaava keskipitoisuus oli jopa  $290 \text{ Bq m}^{-3}$ . Entisen rikastamon rinteellä, jossa radonin erittyminen maaperästä ei ole jäte kentän ja raakkukasan suuruusluokkaa, mitattiin radonpitoisuuden vuosikeskiarvoksi kahdessa paikassa  $90 \text{ Bq m}^{-3}$  ja  $100 \text{ Bq m}^{-3}$ . Valtaosan tästäkin radonista voidaan katsoa olevan peräisin jäte kentältä ja raakkukivistä. Tässä raportissa oletetaan jatkossa, että koko kaivosalueen ulkoilman radonpitoisuus on keskimäärin runsaat  $100 \text{ Bq m}^{-3}$ . Radonpitoisuuden ajalliset vaihtelut ovat suuria. Talvella, jolloin maanpinta on roudassa tai jään peittämä, ovat pitoisuudet alhaisia. Kesällä sen sijaan tyynellä säällä pitoisuudet saattavat olla useita satoja becquerellejä kuutiometrisä ilmaa.

Myöskään ulkoilman radonista ei ole käytettävissä mittaustuloksia kaivostoimintaa edeltäneeltä ajalta. Uraanin etsinnän yhteydessä on kuitenkin tehty maaperän huokosilman radonpitoisuuden mittauksia<sup>3</sup>, joiden perusteella voidaan karkeasti arvioida myös maaperästä erittyvän radonin määrää. Mårtenson mal-

mion kohdalla huokosilman radonpitoisuudet ennen kaivostoimintaa ovat vaihdelleet välillä 10 000 - 100 000 Bq m<sup>-3</sup>. Kun ottaa huomioon, että maaperä alueella on etupäässä hiekkamoreenia, voidaan näiden tulosten perusteella arvioida radonin erittymisnopeuden vaihdelleen välillä 20 - 200 mBq m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Tämä on 1/100 - 1/10 jätekestästä ja raakkukasasta mitatuista radonin erittymisnopeuksista. Mikäli radonekshalaatio on oletetaan olleen ennen kaivostoimintaa keskimäärin noin 100 Bq m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, voidaan jätekestän ja raakkukasan päältä mitattujen ulkoilman radonpitoisuuksien perusteella karkeasti arvioida ulkoilman radonpitoisuuden olleen ennen kaivostoimintaa 1 - 10 Bq m<sup>-3</sup>, eli normaalia tasoa. Tämän perusteella voidaan kaivostoiminnan aiheuttamaksi ulkoilman radonpitoisuuden nousuksi arvioida noin 100 Bq m<sup>-3</sup>.

## 4.2 Vesistön radioaktiivisuus

Paukkajanvaarassa uraanikaivos- ja rikastustoiminnan vaikutukset alueen vesistön radioaktiivisuuteen ovat selvästi havaittavissa. Vesistön normaaliarvoja korkeampi radioaktiivisuus on peräisin lähinnä uraanisarjan pitkäikäisistä radionuklideista, joista osa on päässyt vesistöön jo kaivos- ja rikastustoiminnan aikana ja osa vasta myöhemmin. Uraanin rikastuksessa syntyi suuret määrät sekä nestemäisiä että kiinteitä jätteitä, jotka päästettiin alueella olleeseen suolampeen. Täältä vedet valuiivat eteenpäin, lähinnä alapuoliseen vesistöön. Myös kiinteää jätettä on lähtenyt liikkeelle joko toiminnan aikana tai myöhemmin kevättulvien ja pitkäaikaisten sateiden seurauksena, koska sitä on havaittavissa Ison Hiislammen sedimenteissä.

Kaivostoiminnan päätyttyä radionuklidien leviäminen kaivosalueelta sen ympäristöön on jatkunut sade- ja valumavesien mukana, jotka ovat vuosien kuluessa irrottaneet jätteistä radionuklideja ja kuljettaneet niitä mukanaan sekä pinta- että pohjavesivalunnan kautta.

Uraanin rikastuksen yhteydessä liuenneessa muodossa olevan uraanin häviöt olivat suurimmat (20-22 %) ja vain pieni osa (5-7 %) uraanista jäi liukenematta prosessin alkuvaiheessa<sup>1</sup>. Sekä jätelietteessä ollut liukenematon uraani että prosessivesiin liunnut uraani laskettiin suolampeen. Vastaavalla tavalla sinne joutuivat uraanisarjan muut radionuklidit (radonia lukuunottamatta). Niistä säteilysuojelun kannalta tärkeimmät isotoopit <sup>230</sup>Th, <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb ja <sup>210</sup>Po olivat suurelta osin vaikealiukoissa muodossa uraanierotuksessa käytetyn rikkihappouuton jäljiltä<sup>5</sup>. Suurin osa <sup>226</sup>Ra:sta saostui siinä hyvin vai-

kealiukoissa barium-radium-sulfaattina (BaRaSO<sub>4</sub>) ja vain pieni osa (0,05 - 0,3 %) jäi liukoiseksi. BaRaSO<sub>4</sub> kersaasti mukanaan <sup>210</sup>Pb:ä ja <sup>210</sup>Po:a. Myös <sup>230</sup>Th saostui erotuksen aikana vaikealiukoisina yhdisteinä.

Myös raakkukasassa olevat malmikivet ovat alttiina sade- ja valumavesien liuottavalle vaikutukselle, mikä kohdistuu niissä lähinnä vain kivien pintakerrokseen. Uraanisarjan radionuklidit ovat rapautumattomissa malmikivissä alunperin tasapainossa keskenään, mutta liukenevat veteen vaihtelevassa suhteessa riippuen uraanimineraalin laadusta, nuklidien kemiallisista ominaisuuksista, liuottavan veden ominaisuuksista, hapetus-pelkistysolosuhteista jne.

Kaivos- ja rikastustoiminnan vaikutuksen arvioimiseksi alueen vesistön radioaktiivisuuteen on taulukoon 1 koottu eri radionuklidien pitoisuuksien vaihteluvälit vesissä ja sedimenteissä kaivosalueella ja sen alapuolisessa vesistössä sekä Riutan vertailualueella. Taulukosta nähdään, että pitoisuudet ovat korkeimmillaan kaivosalueella, missä ne ovat 100 - 1000 -kertaisia verrattuna Riutan alueeseen. Alapuolisen vesistön aktiivisuusarvot ovat korkeimmat Isosta Hiislammen lähtevässä purossa, ja pienenevät siirryttäessä alaspäin vesireittiä ja saavuttavat Riutan tason viimeistään Pielisellä. Kuvassa 3 on esitetty <sup>238</sup>U:n, <sup>226</sup>Ra:n, <sup>210</sup>Pb:n ja <sup>210</sup>Po:n keskipitoisuudet vedessä vesireitin eri osissa.

Uraani on ollut kaikkein liikkuvimman radionuklidi ja sen pitoisuudet ovat selvästi kohonneita (>0,05 Bq/l) vielä Saarilammen jälkeisellä osuudella aina Pielisen Piilolahdelle saakka. Muiden nuklidien pitoisuudet ovat Riutan tasolla viimeistään Pienellä Särkilammella.

Uraanin suurempi liukoisuus veteen ja siten myös sen parempi liikkuvuus aiheutuvat sen kyvystä muodostaa liukenevia kompleksiyhdisteitä mm. karbonaatin, hydroksidin, fosfaatin ja sulfaatin kanssa<sup>6,7</sup>. Näitä on runsaasti hienojakoisessa rikastusjätteessä. Uraanilla on myös suuri affiniteetti orgaaniseen aineeseen ja se sitoutuu mm. humus- ja fulvohappoihin, joita on runsaasti tämän alueen lammissa. Lisäksi liukoista uraania pääsi rikastusprosessin eri vaiheissa karkuun ja siten jätteiden mukana suolampeen. Täten uraanin esiintymiselle alueen vesistössä on huomattavasti paremmat edellytykset kuin radiumin, lyijyn tai poloniumin, jotka ovat luonnossa huomattavasti vähemmän liukuvia alkuaineita<sup>7,8</sup>. Niillä on vähemmän liukoisia yhdisteitä ja taipumus sitoutua hiukkasiin, joten ne sedimentoituvat helpommin kuin uraani.



**Taulukko 1.**  $^{238}\text{U}$ :n,  $^{226}\text{Ra}$ :n,  $^{210}\text{Pb}$ :n ja  $^{210}\text{Po}$ :n pitoisuuksien vaihteluvälit kaivosalueen, alapuolisen vesistön ja vertailualueen vesi- ja sedimentinäytteissä.

Paikka	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$ Vesi, $\text{Bq l}^{-1}$ (Sedimentti, $\text{kBq kg}^{-1}$ kuivapaino)	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$
Raakkukasan alapuolinen suoalue*	0,1-10 (3,5-220)	0,03-2,1 (2,7-43)	0,01-5,4 (1,6-75)	0,02-4,2 (2,3-90)
Kunnansuon avoulouhos, jätekentälle tuleva puro ja lampi	0,2-0,4 (10-33)	0,04-0,22 (5,8-56)	0,03-0,3 (3,5-33)	0,02-0,2 (6,7-68)
Jätekentän läpi virtaava puro	0,1-0,4 (0,5-4)	0,07-0,8 (0,7-10)	0,06-0,5 (0,5-13)	0,03-0,5 (0,5-6)
Iso Hiislampi ja sen laskupuro	0,1-0,4 (2-41)	0,07-0,27 (0,9-220)	0,02-0,08 (0,4-110)	0,01-0,2 (0,6-190)
Pieni Hiislampi ja sen laskupuro	0,2-0,4 (0,4-35)	0,02-0,26 (0,3-34)	0,01-0,12 (0,1-18)	0,02-0,13 (0,002-16)
Saarilampi ja vesireitin loppupää Pielisen Piilolahdelle	0,05-0,15 (0,9-28)	<0,004-0,016 (0,04-5,2)	0,002-0,1 (0,09-7,9)	0,003-0,03 (0,04-8,8)
Riutta (vertailualue)	0,002-0,03 (0,01-0,5)	<0,004-0,01 (0,01-0,85)	<0,002-0,02 (0,02-0,52)	<0,002-0,05 (0,01-0,75)

\* Raakkukasan alapuolisen puren tuloksista on jätetty pois kaikkein suurin arvo. Se on ilmeisesti aiheutunut näytteenotosta, jossa pohjasedimenttiä on sekoittunut veteen.

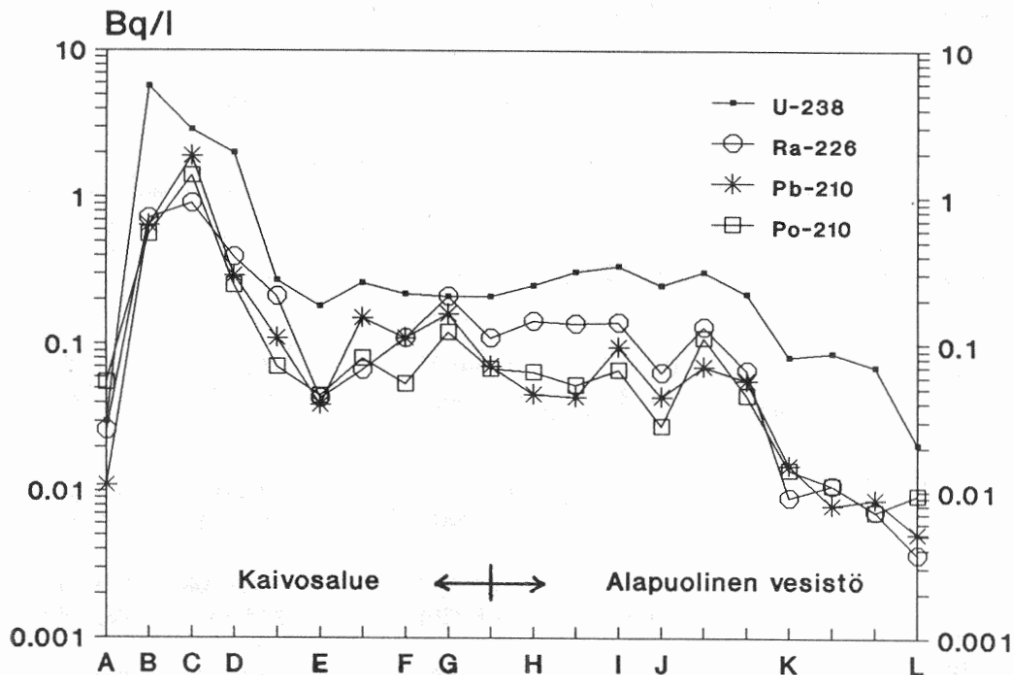
Tämä oli havaittavissa myös kaivosalueen alapuolissa vesistössä, missä siirtokertoimet (pitoisuus vedessä/pitoisuus sedimentin pintakerroksessa) olivat suurimmat uraanilla.

Tehtyjen tutkimusten yhtenä tavoitteena oli selvittää, missä määrin vesissä ja sedimenteissä tavatut radionuklidit ovat peräisin kaivosalueelta ja missä määrin alapuolisen vesistöalueen omista uraaniesiintymistä. Jälkimmäinen vaihtoehto on mahdollinen, koska aluetta kartoitettaessa siellä tavattiin pieniä uraanimineralisaatioita (mm. yhden lähdeveden uraanipitoisuus oli  $2600 \mu\text{g l}^{-1}$  eli veden  $^{238}\text{U}$ -pitoisuus oli  $33 \text{ Bq l}^{-1}$ )<sup>3</sup>. Tämä selittäisi myös pitoisuustason äkilliset nousut vesireitin varrella. Yksi

tällainen oli selvästi havaittavissa Isosta Hiislammesta laskevan puren vedessä ja sedimentissä alueella, missä puro virtaa kallioiden välisessä solassa ja missä pureveden määrä lisääntyy ylemmiltä alueilta tulevien pohjavesivirtausten tähden. Tässä kohdassa sedimentin radionuklidipitoisuudet olivat erityisen korkeat, vedessä nousu oli lievempää.

Toisaalta kun ajatellaan sitä, miten suuret määrät radioaktiivisuutta ja millaisessa muodossa se on kaivosalueella, on mahdollista, että pieniä määriä radionuklideja on vähitellen kulkeutunut sieltä aina Pieliselle asti. Tämän puolesta puhuu myös se, että pitoisuudet laskevat siirryttäessä pois päin kaivosalueelta ja että niissä näytteenottopisteissä, jotka ovat

## Radionuklidit vedessä



Kuva 3. Radionuklidien keskimääräiset pitoisuudet kaivosalueen ja sen alapuolisen vesistön eri osissa. A=Puro ennen raakkukasaa, B=raakkukasan lähin puro, C=raakkukasan 2. lähin puro, D=edelliset purot + 3. lähin puro, E=suvanto, F=jätelampi, G=jätekenttä, H=Iso Hiislampi, I=kalliosola, J=Pieni Hiislampi, K=Saarilampi, L=Piilolahti+ Hirvilahti.

sivussa varsinaiselta veden virtausreitiltä, ovat pitoisuudet pienemmät kuin reitin varrella. Myös erillisistä lammista tai Ylä-Paukkajärvestä otettujen näytteiden radionuklidipitoisuudet ovat vertailualueen tasolla.

Vesissä olevien radionuklidien alkuperää voidaan yrittää selvittää myös uraanisarjaan kuuluvien  $^{234}\text{U}$ :n ja  $^{238}\text{U}$ :n aktiivisuussuhteen avulla. Luonnon vesissä nämä isotoopit eivät useinkaan ole tasapainossa keskenään, kun taas rapautumattomassa kalliiossa vallitsee yleensä tasapaino (eli aktiivisuussuhde  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 1$ )<sup>7</sup>. Kallioperässä on havaittu poikkeuksia tasapainotilasta lähinnä sedimenttikivissä ja urania sisältävissä sekundaarimineraaleissa. Vesissä ja sedimenteissä epätasapainon on havaittu olevan mieluummin sääntö kuin poikkeus. Eri puolilta maailmaa tehdyissä mittauksissa  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  -suhteen on havaittu olevan vesissä 0,5 - 20<sup>7</sup>. Yleensä vesissä  $^{234}\text{U}$ :a on enemmän kuin  $^{238}\text{U}$ :a, päinvastainen tilanne on hyvin harvinainen. Lisäksi on havaittu, että  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  -suhde on yleensä kääntäen verrannollinen uraanipitoisuuteen ts. suhteen ollessa suuri veden uraanipitoisuus on usein pieni. Vesissä, jotka ovat peräisin

rikkaasta uraanimalmiosta,  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  -suhde on noin yksi, kun taas vähemmän uraanipitoisesta esiintymästä tulevassa vedessä suhde vaihtelee laajoissa rajoissa. Kun pohjaveden uraanipitoisuus nousee ja suhteen arvo on yksi, on todennäköistä, että lähellä on rikas uraani esiintymä<sup>7</sup>.

Paukkajanvaaran alueen vesistä tehdyt uraanimääritykset ja niistä lasketut  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  -suhteet näyttävät edellä esitetyn perusteella viittaavan siihen, että kaivosalueen alapuolisessa vesistössä tavattu uraani olisi ainakin suurelta osin peräisin kaivosalueelta. Suhteen arvo on virherajojen puitteissa (15-30 %) melkein poikkeuksetta yksi (keskiarvo =  $1,04 \pm 0,06$ ), kun ollaan kaivosalueelta virtaavan vesireitin varrella, mutta on sitä suurempi (1,2-4,2) heti, kun poiketaan reitiltä tai kun näytteet ovat erillisistä lammista, järvisistä (myös Pieliseltä), puroista tai Riutan alueelta. Itse kaivosalueella suhteen arvo oli yksi muutamaa poikkeusta lukuunottamatta. Raakkukasalta lähtevän puron vedessä suhde oli yksi, ja uraanipitoisuus suuri, kunnes puro yhtyi isompaan puroon, jonka veden uraanipitoisuus oli pieni ja  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  -suhde välillä 2-3,4. Yhtymäkohdan jälkeen suhde oli eri



näytteenottopisteissä välillä 1,2-1,5. Jätekentältä ja sen läheisyydessä olevan lammen vedestä kerätyille vesinäytteille laskettu suhteen keskiarvo oli 1,21 ja vaihteluväli 1,00-1,71.

Vesien uraanipitoisuudet ja virtaamien määrät puroissa viittaisivat siihen, että pintavesivalunnan kautta alapuoliseen vesistöön kulkeutuva uraani olisi pääasiassa peräisin isoimman raakkukasan alueelta. Tämä uraani voi olla lähtöisin itse rapautuneista raakkumalmeista tai niiden alle jääneistä pohjavesilähteistä. Myös Kunnansuon malmion avolouhos näyttää tuottavan vesiin uraania.

Isosta Hiislamasta laskevan puron sedimenteissä havaittiin erittäin korkeita radionuklidipitoisuuksia paikassa, missä puroveteen tulee runsaasti pohjavettä. Vedessä olleet radionuklidit ovat sedimentoituneet veden kemiallisten ominaisuuksien muuttuessa. Puron pohjalla oli mustaa rautapitoista (13 %) sedimenttiä, mikä osoittaa puroon tulevan pohjaveden olevan varsin rautapitoista. Pohjaveden kahdenarvoinen rauta muuttuu kolmenarvoiseksi kohdatessaan happipitoista pintavettä. Tällöin rauta saostuu ferrihydroksidina, joka kersaastaa tehokkaasti vedessä olevia radionuklideja. Radionuklidit ovat olleet joko itse pohjavedessä tai sitten saostuva rauta on vuosien kuluessa kersaastanut niitä kaivosalueelta lähteneestä vedestä. Tällaiseen virtaavaan puroon ei muodostu koskaan syviä sedimenttikerroksia (noin 2 cm tällä kohdalla)<sup>7,8</sup>. Radionuklidien liukenemista sedimentistä ja myös uudelleen saostumista tapahtuu jatkuvasti riippuen purossa virtaavan veden määrästä, nopeudesta, sen kemiallisista ominaisuuksista kuten happamuus, suolapitoisuus, orgaanisen aineen määrä, hapetus-pelkistysolosuhteet jne. Niinpä tällä alueella havaittiinkin puron sedimenttien radionuklidipitoisuuksien olevan korkeita pitkällä matkalla puron alajuoksun suuntaan. Vastaavanlaisia, rautapitoisia ja korkeita radionuklidipitoisuuksia omaavia sedimenttejä oli kaivosalueella raakkukasan alapuolisessa purossa. Sen sedimenteissä oleva rauta on valtaosin peräisin raakkumalmista, jossa sitä oli runsaasti. Radionuklidit ovat kersaastuneet täälläkin ferrihydroksidin mukana.

Jätekentällä eri näytteenottopisteissä radionuklidien pitoisuudet purovedessä vaihtelevat melkoisesti.  $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$  -suhde on pienempi jätekentällä (0,5-2) kuin raakkukasan läheisyydessä (1-19), mikä oli odotettavissakin. Ison Hiislammen vedessä vastaava suhde (1-3) on lähempänä jätekentän vesistä mitattua suhdetta kuin raakkukasan läheltä otettujen vesinäytteiden suhdetta.  $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$  -suhde vedessä kasvaa

koko ajan siirryttäessä vesireittiä alaspäin. Tämä osoittaa radiumin poistuvan vedestä uraania nopeammin. Ison Hiislammen pintasedimentissä vastaavasti on mitattu uraanipitoisuuksia suurempia radiumpitoisuuksia.

Taulukossa 2 on avolouhoksesta, alapuolisesta vesistöstä, Ylä-Paukkajärvestä ja Pahakalalammesta pyydettyjen kalojen keskimääräiset radionuklidipitoisuudet. Taulukosta nähdään, että pitoisuudet alapuolisen vesistön kalojen lihassa pienenevät pitoisuuksien pienentyessä vesissä.

Myös tunnetusti luustohakuisten radiumin ja lyijyn pitoisuudet ovat kaikilla kalalajeilla suuremmat luussa kuin lihassa.

Ison Hiislammen kaloissa mitatut pitoisuudet ovat korkeimmillaan noin 20 -kertaisia vertailunäytteisiin verrattuna. Eri radionuklidien pitoisuussuhteet kalojen lihassa ja luussa vaihtelevat kalalajeittain ja myös paikan mukaan. Pitoisuudet riippuvat herkästi kalojen käyttämästä ravinnosta ja ovat korkeimmat ravinnoköyhästä avolouhoksesta pyydytyissä ahvenissa. Samasta syystä rikastuskertoimet (pitoisuus lihassa/pitoisuus vedessä) ovat siellä suuremmat kuin alueen lammissa ja järvissä keskimäärin. Taulukossa 3 on laskettu eri radionuklidien rikastuskertoimien, CF, keskiarvot ja hajonnat kalalajeittain järvistä ja lammista pyydytyille kaloille. Vastaavat rikastuskertoimet avolouhoksesta pyydytyille ahvenille olivat: uraani 150, radium 330, lyijy 240 ja polonium 2200.

### 4.3 Kasvien radioaktiivisuus

Toiminnan vaikutuksen selvittämiseksi kasvien radioaktiivisuuden analysoitiin kaivos- ja rikastamoalueelta, sen ympäristöstä ja Riutan alueelta ravintokasveista mustikoiden, puolukoiden ja sienien radioaktiivisuus. Näiden lisäksi mitattiin myös jäkälää, karhunsammalta, koivunlehtiä ja männynneulasia sekä vesistöistä näkinsammalta.

Taulukossa 4 on esitetty ravintokasvien  $^{238}\text{U}$ -,  $^{226}\text{Ra}$ -,  $^{210}\text{Pb}$ - ja  $^{210}\text{Po}$ - pitoisuudet eri alueilla. Kaivosalueelta ja Riutalta kerättiin kutakin kasvilajia yleensä vain yksi näyte, joka tässä edustaa kyseistä aluetta. Kaivosalueen ympäristöstä näytteitä kerättiin useammasta paikasta vesireitin varrelta.

Kaivos- ja rikastustoiminta on vaikuttanut kaikkien kerättyjen ravintokasvien radionuklidipitoisuuksiin. Kaivosalueella kaikkien ravintokasvien radium-pitoi-

**Taulukko 2.** Kalanäytteiden keskimääräiset radionuklidipitoisuudet eri alueilla. Tulokset on ilmoitettu yhden merkitsevän numeron tarkkuudella, koska osa pitoisuuksista on jouduttu arvioimaan käyttämällä hyväksi nuklidisuhteita saman kalalajin lihoissa ja luissa.

Paikka	Kala		$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$
			Bq kg <sup>-1</sup> (tuorepaino)			
Avoulouhos	Ahven,	liha	80	200	100	100
		luut	300	600	600	500
Iso Hiislampi	Särki,	liha	30	60	2	60
		luut	70	100	30	50
	Ahven,	liha	30	40	2	20
		luut	50	60	6	50
	Hauki,	liha	50	6	0,5	30
		luut	70	40	3	10
Pieni Hiislampi	Särki,	liha	7	20	1	30
		luut	20	50	7	40
	Ahven,	liha	20	30	1	9
		luut	90	60	9	20
Saarilampi	Hauki,	liha	8	0,7	0,3	3
		luut	50	2	2	3
Ylä-Paukkaja	Ahven,	liha	0,3	0,5	0,6	1
		luut	20	20	1	4
Pahakala (vertailualue)	Ahven,	liha	1	3	0,3	3
		luut	2	3	0,9	4

suudet olivat selvästi korkeammat kuin Riutan alueella. Sen sijaan kaivosalueen ympäristössä vain lähellä Ison Hiislammen rantaa kasvaneilla kasveilla havaittiin Riutan tasoa korkeampia radium-pitoisuuksia. Syynä tähän on se, että Isossa Hiislammessa veden pinta nousee ajoittain ja on silloin kasvien juuri- vyöhykkeen tasolla. Samasta syystä myös sienten lyijy- ja polonium-pitoisuudet olivat korkeita tällä ranta-alueella. Kaivosalueella sienet, jotka yleensäkin rikastavat raskasmetalleja, sisälsivät monikymmenkertaisia määriä lyijyä ja poloniumia Riutan alueeseen verrattuna. Sen sijaan marjojen lyijy- ja polonium-pitoisuudet eivät poikenneet kaivosalueella ja sen ympäristössä Riutan pitoisuuksista.

Muissa maaympäristön kasveissa (jäkälä, karhunsammal, koivunlehti ja männynneulanen) selvästi korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet olivat jäte kentän ja raakkukasan alueilla. Koivunlehtien ja männynneulasten pitoisuudet olivat yleensä kaikkialla kaivos-alueella suurempia kuin Riutalla ja niissä oli kaivosalueellakin huomattavia paikkakohtaisia vaihteluja. Sen sijaan kaivosalueen ympäristössä, Ison Hiislammen rantaa lukuunottamatta, kaikkien kasvien aktiivisuuspitoisuudet olivat yleensä jo Riutan tasolla. Vertailualueen, Riutan, kasvien radionulidipitoisuudet vastaavat Pahtavuoman uraanimineralisaation alueelta saatuja tuloksia ja ovat jonkin verran pienempiä



**Taulukko 3.** Eri radionuklidien rikastuskertoimet vedestä kalan lihaan (rikastuskerroin CF = pitoisuus kalassa Bq kg<sup>-1</sup> tuorepaino/pitoisuus vedessä Bq kg<sup>-1</sup>).

Kalalaji	CF ± 1 σ			
	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po
Särki	72 <sup>a</sup>	380 ± 120	40 ± 12	1100 ± 170
Ahven	77 ± 21	350 ± 260	38 ± 10	260 ± 79
Hauki	72 <sup>a</sup>	40 <sup>a</sup>	7,6 ± 1,3	350 ± 130

<sup>a</sup> vain yksi arvo

**Taulukko 4.** Paukkajanvaaran kaivosalueelta, sen ympäristöstä ja Riutan alueelta kerättyjen ravintokasvien tuloksia vuosilta 1985 – 87.

Näyte	Näytteenottoaika	Aktiivisuus Bq kg <sup>-1</sup> (tuorepaino)			
		<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po
Mustikka (Vaccinium myrtillus)	Kaivosalue	0	2,3	0,20	0,30
	Ympäristö	0	0,95-14	0,33-0,54	0,11-0,33
	Riutta	0	0,36	0,41	0,33
Puolukka (Vaccinium vitis-idaea)	Kaivosalue	0	6,4	0,81	0,55
	Ympäristö	0-4,3	0,56-1,1	0,42-0,70	0,28-0,42
	Riutta	0	0,47	0,42	0,28
Rouskut (Lactarius)	Kaivosalue	1,0	11	12	38
	Ympäristö	0	0-4,4	0,42-3,1	1,2-16
	Riutta	0	0,39	0,50	1,6
Tatit (Boletus)	Kaivosalue	0,71	8,9	7,4	460
	Ympäristö	0	0,39	0,62	7,2
	Riutta	0	0,52	0,20	7,8

kuin Ruotsin vastaavilta alueilta mitatut pitoisuudet<sup>9,10</sup>.

Näkinsammalta kerättiin kaivosalueen alapuolella virtaavista puroista eri etäisyyksiltä raakkukasalta vesireittiä pitkin mitattuna. Koska Riutan alueen vesissä ei kasvanut näkinsammalta, tuloksia on verrattu Pah-

tavuoman uraanimineralisaation alueelta saatuihin tuloksiin<sup>9</sup>.

Näkinsammal on herkkä indikaattori radiumin suhteen. Suurimmillaan <sup>226</sup>Ra -pitoisuudet näkinsammalleessa (160 kBq kg<sup>-1</sup> kuivapainoa) olivat kohdassa, jossa puro virtasi Ison ja Pienen Hiislammen välisessä

kalliosolassa. Tällä paikalla myös sedimentin radiumpitoisuudet olivat jopa suuremmat kuin kaivosalueella. Näkinsammalen radiumpitoisuudet pienenevät selvästi jo Pienen Hiislammen ja Saarilammen välisessä purossa. Saarilammesta eteenpäin

pitoisuudet olivat jo samaa suuruusluokkaa kuin Pahlavuoman alueella. Näkinsammalesta saadut tulokset ovat hyvin sopusoinnussa vesi- ja sedimenttitulosten kanssa.

## 5 RADIONUKLIDIEN LEVIÄMISEN AJALLISET MUUTOKSET

Radionuklideja voi levitä kaivos- ja rikastamoalueelta useita eri leviämisteitä pitkin; pinta- ja pohjavesien mukana joko veteen liuenneena tai hiukkasiin kiinnittyneenä, tuulen levittämän pölyn mukana tai, kun on kysymys radonista, erittymällä jätteistä tai maaperästä kaasumaisena ilmaan. Veden mukana tapahtuva leviäminen on näistä merkittävin. Tuulen mukana tapahtuva leviäminen on ollut ilmeisesti suurimmillaan toiminnan aikana. Sen jälkeen leviäminen on heikentynyt, kun ennenkaikkea jätekentän pintaan on alkanut muodostua hienojakoista hiekkaa sitovaa pintakasvillisuutta. Radonin erittymisessä tuskin on tapahtunut suuriakaan muutoksia kaivostoiminnan jälkeisten vuosien aikana. Seuraavassa keskitytään veden mukana tapahtuneen radionuklidien leviämisen muutoksiin kuluneiden vuosien aikana.

Kaivosalueen pohjavesivirtauksista ei ole käytettävissä tutkimustuloksia, joten sitä kautta tapahtuvaa leviämistä ei voida arvioida. Esim. Mårtensson-malmion avolouhos ja maanalaiset kuilut ovat täynnä vettä, mutta louhoksesta ei ole minkäänlaista pintavesivaluntaa. Veteen liukenee jatkuvasti radionuklideja louhoksen seinämistä ja nämä pääsevät leviämään ympäristöön ainoastaan pohjavesien kautta. Avolouhoksen vedessä  $^{238}\text{U}$ -,  $^{226}\text{Ra}$ - ja  $^{210}\text{Pb}$ -pitoisuudet ovat kaikki noin  $0,5 \text{ Bq l}^{-1}$  ja  $^{210}\text{Po}$ -pitoisuus noin  $0,05 \text{ Bq l}^{-1}$ . On ilmeistä, että radionuklidien liukeneminen louhoksen seinämistä on ollut suurimmillaan silloin, kun veden kanssa kosketuksiin joutuneet louhospinnat ovat olleet tuoreita. Tuolloin liukenevimmassa ja uuttuvimmassa muodossa olleet radionuklidit (mineeraalien pinnalle adsorboituneet ja interstitiaali- ja rakkoveteen diffuntoituneet nuklidit) ovat nopeasti huuhtoutuneet veteen<sup>11,12</sup>. Kunnansuon malmion avolouhoksesta on pintavesivaluntaa ja se tuottaakin alueen läpi virtaavan puron veteen jonkin verran lisää aktiivisuutta (kuva 3). Tämän avolouhoksen vedessä radionuklidipitoisuudet ovat hieman pienempiä kuin Mårtensson-malmion avolouhoksessa.

Raakkumalmeista radionuklideja leviää etupäässä liukenemalla valumavesiin. Tämäkin liukeneminen on ilmeisesti ollut suurimmillaan heti louhinnan jälkeen. Tänä päivänä raakkukivet ovat pinnoiltaan rapautuneita, joten myös kiinteässä muodossa olevia radionuklideja leviää raakkukasan alapuolella olevaan puroon. Suurin raakkukasa näyttää kuvan 3 mukaan tuottavan suuria määriä radionuklideja, ennenkaikkea uraania alueen puroveteen. Myös laboratoriossa tehdyt raakkukivien uuttokokeet osoittivat, että kivistä liukenee puroveteen eniten uraania (julkaisemattomia tuloksia).  $^{238}\text{U}$ :a ja  $^{234}\text{U}$ :a liukeni puroveteen noin 20 kertaa enemmän kuin  $^{226}\text{Ra}$ :a ja  $^{210}\text{Pb}$ :a. Poloniumia liukeni kaikista vähiten.

Radionuklideja leviää myös jätekentästä vesien mukana joko liuenneena tai hiukkasiin kiinnittyneinä. Laboratoriossa tehdyt jättehiekkan uuttokokeet puroveteen (julkaisemattomia tuloksia) osoittivat, että jättehiekasta liukenee radiumia, lyijyä ja etenkin poloniumia huomattavasti enemmän kuin uraania, päinvastoin kuin raakkukivistä. Tämä selittyy osittain sillä, että rikastusjäte on uraanista köyhdytettyä. Rikastustoiminnan aikana ja heti sen jälkeen uraania on ilmeisesti liennut jätteestä enemmän kuin muita nuklideja, koska osa liuotetusta uraanista pääsi prosessissa jätteiden mukana jätealueelle.

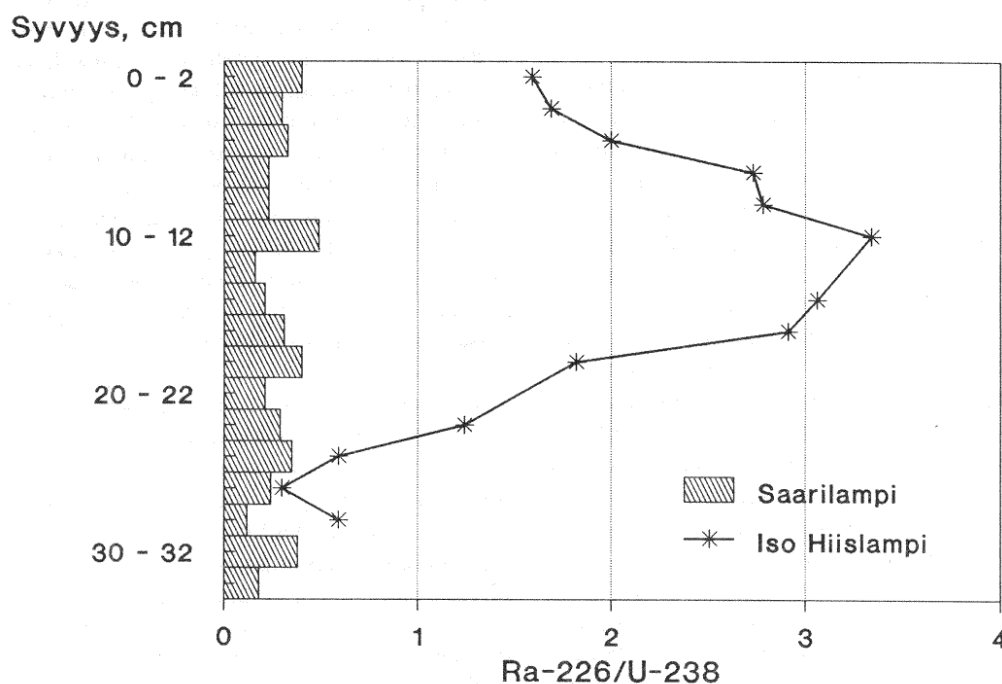
Jätealueelta on levinnyt suuria määriä radionuklideja jättehiekkan mukana läheiseen Isoon Hiislampeen. Lammen pohjassa on noin 15 metriä syvä syväne, jonka pinta-alaksi mitattiin  $950 \text{ m}^2$ . Suurimmat radionuklidipitoisuudet löydettiin tästä syvänteestä. Lisäksi syvänteen reunojen pintakerroksissa pitoisuudet olivat suuria. Tämä syvänteessä oleva aktiivisuus on syvänteeseen sedimentoituneessa jättehiekassa. Siitä on osoituksena sedimentin korkea kuiva-ainepitoisuus ja alhainen orgaanisen hiilen pitoisuus. Myös  $^{226}\text{Ra}$ :n ja  $^{238}\text{U}$ :n aktiivisuus-suhde viipaloiduissa sedimentinäytteissä osoittaa samaa. Kuvassa 4 on esitetty  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ -suhteen syvyysprofiilit Ison Hiislammen

syvänteen sedimentissä ja kauempana vesireitillä olevan Saarilammen sedimentissä. Saarilammen sedimentissä radiumia on huomattavasti vähemmän kuin uraania ja näiden suhde pysyy vakiona kaikissa syvyyksissä. Tämä osoittaa, ettei jättehiekkaa ole levinnyt Saarilammelle saakka. Myös Riutan alueen sedimenteissä radium-uraani-suhde on samanlainen kuin Saarilammessa. Isossa Hiislammessa  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ -suhde sen sijaan poikkeaa huomattavasti Saarilammen sedimentin vastaavasta suhteesta aina 24 cm syvyydelle saakka.

Ison Hiislammen syvänteesen sedimentoituneen jättehiekkan määräksi arvioitiin noin  $220 \text{ m}^3$ . Siinä uraanisarjan nuklidien pitoisuudet olivat suurempia kuin jättekentän hiekassa keskimäärin. Tämä viittaa siihen, että syvänteesen on levinnyt jättekentältä hienojakoisinta ainesta, jossa radionuklidipitoisuudet ovat yleensä suurimmat. Myös radionuklidien saostuminen vedestä on lisännyt syvänteen sedimentin radionuklidipitoisuuksia.

Tutkimuksessa selvitettiin myös, milloin jättekentän hiekan leviäminen Isoon Hiislampeen on ollut suurimmillaan. Syvänteen sedimenttien leikkeistä mitattiin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus sedimentin iän määrittämiseksi. Saaduista cesiumin syvyysjakaumista arvioitiin sedimenttikerroksen ikä, kun tiedetään, että atomipommituskokeiden suurin laskeumahuippu ajoittuu sedimenteissä vuosille 1963 - 1964<sup>13,14</sup>. Pienempi laskeumahuippu on vuoden 1959 kohdalla. Kuvassa 5 on esitetty sedimentoituneen aineksen orgaanisen hiilen määrä, kuiva-ainepitoisuus,  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ja uraanisarjan nuklidien pitoisuudet eri syvyyksillä Ison Hiislammen syvänteen sedimentissä. Cesiumin avulla voidaan arvioida vuosien 1963 - 1964 sedimenttien sijoittuvan 14-16 cm syvyydelle. Tästä syvyydestä ylöspäin pienenee sedimentin orgaanisen hiilen määrä hyvin jyrkästi. Kuiva-ainepitoisuus ja uraanisarjan radionuklidien pitoisuudet puolestaan kasvavat hyvin voimakkaasti. Kaikki nämä yhdessä osoittavat, että jättekentän hiekkaa alkoi levitä Isoon Hiislampeen varsinaisesti vasta kaivos- ja rikastustoiminnan päät-

### Ra-226/U-238 sedimentissä

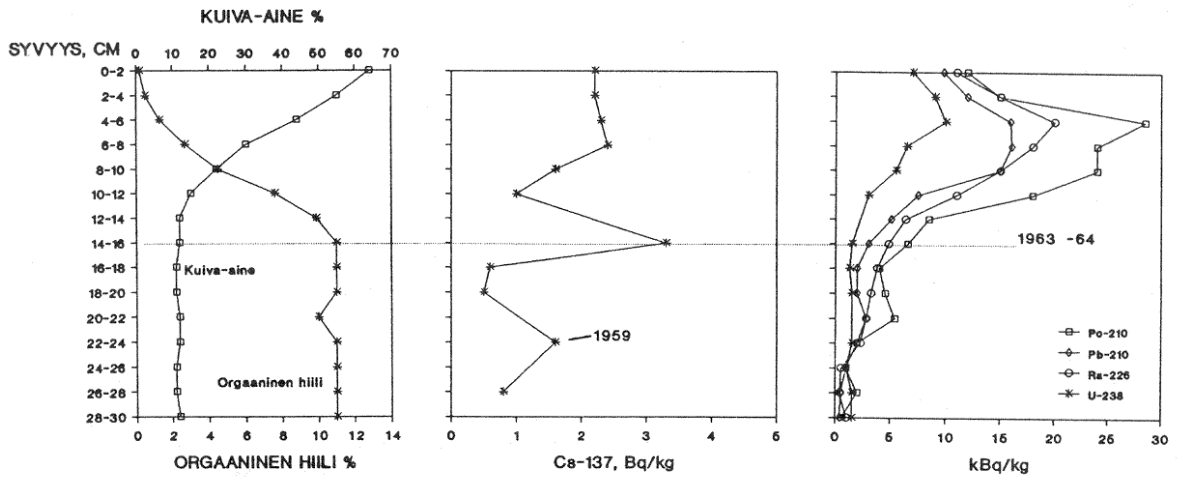


Kuva 4.  $^{226}\text{Ra}$ :n ja  $^{238}\text{U}$ :n aktiivisuussuhteen syvyysprofiilit Ison Hiislammen syvänteen ja Saarilammen edimenteissä.

tymisen jälkeen. Ilmeisesti tuolloin jätekentän suojavalli Ison Hiislammen puolelta on murtunut ja hienojakoista jättehiekkaa on päässyt sen jälkeen suhteellisen vapaasti leviämään pintavesien mukana Isoon Hiislampeen. Cesiumpitoisuuden nousu sedi-

mentissä 10-12 cm yläpuolella selittyy sillä, että jättehiekkaa levisi pieneen syvänteeseen suhteellisen isolta alueelta (sedimentinäytteet otettiin kesällä 1985, ennen Tshernobylin onnettomuuden aiheuttamaa laskeumaa).

### Iso Hiislampi, syvyysprofiilit sedimentissä



Kuva 5. Ison Hiislammen syvänteeseen sedimentoituneen aineksen kuiva-ainepitoisuus, orgaanisen hiilen pitoisuus, <sup>137</sup>Cs-pitoisuus ja uraanisarjan radionuklidien pitoisuudet sedimentin syvyyden funktiona.



## 6 TOIMINNASTA AIHEUTUVAT SÄTEILYANNOKSET

Paukkajanvaaran ympäristön asukkaat ja muut alueella liikkuvat saavat kaivos- ja rikastustoiminnan seurauksena säteilyannosta monella eri tavalla. Jos oleskellaan itse kaivosalueella, säteilyannosta saadaan suorasta ulkoisesta säteilystä ja hengittämällä radonpitoista ulkoilmaa. Radioaktiivisilla aineilla kontaminoituneet kalat, sienet ja marjat aiheuttavat kukin oman säteilyannoksensa, jos niitä käytetään ravintona. Myös mitattujen purojen ja lampien vesi aiheuttaa säteilyannosta, jos sitä käytetään juomavetenä (hyvin epätodennäköistä). Seuraavassa arvioidaan eri lähteistä aiheutuvien efektiivisten annosekvivalenttien suuruutta kaivosalueella ja sen ympäristössä. Koska käytettävissä ei ole tietoja oleskeluajoista eri alueilla eikä näiltä alueilta hankittujen kalojen, sienten ja marjojen käyttömääristä, keskimääräisiä vuosianneksia ei arvioida. Sen sijaan lasketaan sellaiset oleskeluajat ja elintarvikkeiden kulutusmäärät, joilla 1 mSv efektiivinen annos saavutetaan eri alueilla.

Edellä on karkeasti arvioitu kaivos- ja rikastustoiminnan lisännen kaivosalueella ulkoisesta säteilystä saatava annosnopeutta keskimäärin noin  $0,5 \mu\text{Sv h}^{-1}$ . Kaivosalueen ulkopuolella toiminnan ei voida katsoa lisännen ulkoista annosnopeutta. Toiminnan seurauksena ulkoisesta säteilystä saatava 1 mSv efektiivinen yksilöannos kaivosalueella saavutetaan näin ollen oleskelemalla alueella 2000 tuntia.

Edellä on myös arvioitu kaivos- ja rikastustoiminnan nostaneen keskimääräistä ulkoilman radonpitoisuutta noin  $100 \text{ Bq m}^{-3}$ . Kaivosalueen ulkopuolella radonpitoisuuden oletetaan olevan lähes normaalia tasoa, eli toiminnan vaikutus siellä on häviävän pieni. Ulkoilman radonpitoisuuden  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  arvioidaan<sup>15</sup> vastaavan efektiivisen annosekvivalentin nopeutta  $0,84 \mu\text{Sv h}^{-1}$ , eli kaivosalueella toiminnasta aiheutuva 1 mSv efektiivinen yksilöannos radonista saavutetaan oleskelemalla alueella 1200 tuntia.

Vesien, kalojen, sienten ja marjojen tuloksista ei voida luotetavasti arvioida, mikä osuus aktiivisuudesta on

aiheutunut kaivos- ja rikastustoiminnasta, vaikka toiminta selvästi onkin lisännyt niiden aktiivisuutta. Tämän vuoksi arvioidaan eri alueilla saaduista tuloksista suoraan näiden tuotteiden kulutusmäärät, joilla 1 mSv efektiivinen annos saavutetaan. Jos Riutan alueen tuloksia pidetään vertailukohteina Paukkajanvaaran ja sen ympäristön tuloksille, saadaan kaivos- ja rikastustoiminnan vaikutuksen suuruudelle yläarvio vertaamalla kyseisiä 1 mSv annosta vastaavia elintarvikkeiden kulutusmääriä.

Taulukkoon 5 on laskettu yksittäisten radionuklidien 1 mSv efektiivistä annosta vastaavat saannot ja vastaavat saannot tasapainossa oleville uraanisarjan osille, kun radionuklidit joutuvat elimistöön ravinnon tai juoman mukana. Saannot on laskettu kansainvälisen säteilysuojelukomitean julkaisemien ALI-arvojen (Annual Limit on Intake) perusteella<sup>16</sup>.

Taulukkoon 6 on laskettu, kuinka monta kiloa eri kalalajien lihaa, sieniä tai marjoja pitää eri alueilla syödä, jotta niiden aktiivisuudesta aiheutuva efektiivinen annos 1 mSv saavutetaan. Taulukosta nähdään, että mitä lähempänä kaivosaluetta ollaan sitä pienemmällä kulutusmäärällä 1 mSv annos saavutetaan. Tämän ei kuitenkaan voida varmuudella sanoa johtuvan pelkästään kaivos- ja rikastustoiminnasta. Erityisesti Mårtensson-avolouhoksen ahvenien ja kaivosalueen sienten (tatit) syöminen aiheuttaa säteilyannosta.

Mainittakoon, että Suomessa syödään kalanlihaa keskimäärin noin 4 kg vuodessa ja sieniä noin 1,5 kg vuodessa. Taulukon 6 tuloksia tarkasteltaessa on muistettava, että todellisuudessa tuskin kukaan hankkii kaikkia kuluttamia kaloja tai sieniä kaivosalueelta. Paukkajanvaaran alueen puro- ja lampivesien juominen aiheuttaa pienempiä annoksia kuin kalojen ja sienten syöminen. Esim. avolouhosten vettä voidaan juoda noin 1000 litraa ja Ison Hiislammen vettä noin 5000 litraa, jotta yhden mSv annos saavutetaan.



**Taulukko 5.** Radionuklidien 1 mSv efektiivistä annosta (committed effective dose equivalent) vastaavat saannot sekä vastaavat saannot tasapainossa oleville hajoamissarjan osille, kun radionuklidit joutuvat elimistöön ravinnon tai juoman mukana.

Nuklidi	Saantoraja, Bq per mSv	
	Yksittäiselle nuklidille	Tasapainossa olevalle hajoamissarjan osalle
<sup>238</sup> U	16 000	} 4 000
<sup>234</sup> Th	200 000	
<sup>234</sup> Pa	1 800 000	
<sup>234</sup> U	14 000	
<sup>230</sup> Th	8 000	
<sup>226</sup> Ra	4 000	
<sup>210</sup> Pb	800	} 800
<sup>210</sup> Bi	600 000	
<sup>210</sup> Po	2 000	
<sup>235</sup> U	14 000	

**Taulukko 6.** Yhden millisievertin efektiivistä annosekviva lenttia vastaavat kalanlihan, sienten ja marjojen käyttömäärät ravintona (tuorepainoa) Paukkajanyvaarassa, sen ympäristössä ja Riutan vertailualueella. Uraanisarjan on oletettu olevan tasapainossa <sup>230</sup>Th:iin saakka.

Tuote/alue		kg per mSv
<b>Särki</b>	Iso Hiislampi	18
	Pieni Hiislampi	43
<b>Ahven</b>	Avolouhos	4
	Iso Hiislampi	33
	Pieni Hiislampi	54
	Riutan alue	520
<b>Hauki</b>	Iso Hiislampi	34
	Saarilampi	250
<b>Sienet*</b>	Kaivosalue	7
	Kaivosalueen ympäristö	150
	Riutan alue	320
<b>Marjat**</b>	Kaivosalue	550
	Kaivosalueen ympäristö	560
	Riutan alue	1300

\* <sup>238</sup>U-pitoisuuden oletettu olevan 1/10-osa <sup>226</sup>Ra pitoisuudesta. Sienten ryöppäämisen aiheuttamaa mahdollista aktiivisuuden pienenemistä ei ole otettu huomioon.

## 7 JOHTOPÄÄTELMÄT

Paukkajanvaaran uraanikaivos- ja rikastamoalueella ja sen ympäristössä neljän vuoden aikana tehdyt tutkimukset osoittavat selvästi, että uraanin kaivos- ja rikastustoiminta ovat nostaneet itse alueen säteilytasoja ja veden, kalojen ja kasvien radioaktiivisuutta kaivosalueella ja sen alapuolisessa vesistössä. Alapuolisen vesistön saastumiseen on ollut edulliset olosuhteet, koska kaikki toiminnasta syntyneet jätteet jätettiin suojaamattomina alueelle, jonka läpi virtaa pieni puro. Tehtyjen tutkimusten perusteella on voitu karkeasti arvioida, miten toiminta on vaikuttanut itse kaivosalueen radiologiseen tilaan. Sen sijaan alapuolisen vesistön kohdalla ei käytettävissä olevien tulosten perusteella voida riittäväällä varmuudella sanoa, mikä osa aktiivisuudesta on kaivos- ja rikastustoiminnasta peräisin. Tästä huolimatta voidaan sanoa, että toiminnan vaikutukset ovat jossain määrin nähtävissä aina Pieliselle saakka.

Tutkimuksesta saadut tulokset osoittavat, että itse kaivosalueella tarvitaan joitakin jälkihoitotoimenpiteitä, mikäli alue halutaan radiologisesti kaivostoimintaa edeltäneeseen tilaan. Jälkihoitotoimenpiteitä harkittaessa alueen nykyinen tila on ilmeisesti kuitenkin

ottettava olemassa olevana tilanteena, johon sovellettavien vastatoimenpiteiden tulee olla oikeutettuja, eli niillä saavutettavan hyödyn tulee olla positiivinen. Toimenpiteiden oikeutus ja vastatoimenpiteiden optimaalinen mitoitus edellyttävät yksityiskohtaisia kustannus- ja annosarvioita.

Jälkihoitotoimenpiteiden päämääränä tulisi olla säteilytasojen pienentäminen kaivosalueella ja radioaktiivisten aineiden leviämisen pysäyttäminen alapuoliseen vesistöön. Säteilytasot saadaan pienentämään normaaleiksi peittämällä kaivosalueella olevat raakkumalmit ja rikastusjätteet. Radioaktiivisten aineiden leviäminen puolestaan saadaan pysäyttämään eristämällä raakkumalmit ja rikastusjätteet pinta- ja pohjavesistä riittävän tehokkaasti. Tehtyjen tutkimusten perusteella ei ole pystytty arvioimaan, mikä osuus pohjavedellä on radioaktiivisten aineiden levittäjänä. Tämän vuoksi alueella olisi syytä tehdä hydrologis-radiologisia lisätutkimuksia ennen mahdollisia jälkihoitotoimenpiteitä. Näitä tutkimuksia tarvitaan jälkihoitotoimenpiteiden suunnittelussa ja myöhemmin myös arvioitaessa jälkihoitotoimenpiteiden tehokkuutta.

## KIRJALLISUUS

1. Räsänen K. Atomienergia Oy:n toimesta suoritettua uraanimalmien louhinta- ja rikastuskokeilut vv. 1958-1961. Vuoriteollisuus - Bergshanteringen 1961; 2: 34-43.
2. Sillanpää T, Ikäheimonen TK, Salonen L, Taipale T, Mustonen R. Paukkajanvaaran vanhan uraani- ja rikastamoalueen ja sen ympäristön radioaktiivisuustutkimukset. STUK-B-VALO 56. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 1989.
3. Wernervirta H, Kauranen P. Radon measurement in uranium prospecting. Extrait des Comptes Rendus de la Société géologique de Finlande. N:o XXXII. Helsinki: Valtioneuvoston kirjapaino, 1960.
4. Markkanen M. Maaperän radontuoton mittaaminen. Pro gradu-tutkielma. Helsinki: Helsingin yliopisto, fysiikan laitos, 1988.
5. International Atomic Energy Agency. Management of Wastes from Uranium Mining and Milling. Vienna: 1982.
6. Sheppard MI. The environmental behaviour of uranium and thorium. AECL-6795. Pinawa, Kanada, 1980.
7. Ivanovich M, Harmon RS (toim.). Uranium Series Disequilibrium Applications to Environmental Problems. Oxford: Clarendon Press, 1982.
8. Durrance EM (toim.). Radioactivity in Geology, principles and applications. New York: Ellis Harwood Limited, John Wiley & Sons, 1986.
9. Rissanen K.  $^{226}\text{Ra}$ - och  $^{210}\text{Pb}$ - halter kring en uranmineralisering och på referensplatser i norra Finland. Nordiska sällskapet för strålskydd. 7. ordinarie mötet i Köpenhamn, 10.-
10. Pettersson HBL, Hallstadius L, Hedvall R, Holm E. Radioecology in the Vicinity of Prospected Uranium Mining Sites in a Subarctic Environment. Journal of Environmental Radioactivity 1988; 6: 25-40.
11. International Atomic Energy Agency. The behaviour of radium in waterways and aquifers. IAEA-TECDOC-301. Vienna: 1984.
12. Osburn W. Primordial radionuclides: Their distribution, movement, and possible effects with terrestrial ecosystems. Health Physics 1965;11:1275-1295.
13. Jaakkola T, Tolonen K, Huttunen P, Leskinen S. The use of fallout  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  for dating of lake sediments. Hydrobiologia 1983; 103: 15-19.
14. Noshkin VE, Bowen VT. Concentrations and distributions of long-lived fallout radionuclides in open ocean sediments. In: Radioactive contamination of the marine environment. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1973: 671-686.
15. International Commission on Radiological Protection. Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. Annals of the ICRP. Oxford: Pergamon Press, 1987 (ICRP publication 50).
16. International Commission on Radiological Protection. Limits for intakes of radionuclides by workers. Annals of the ICRP. Oxford, New York, Frankfurt: Pergamon Press (ICRP publication 30, part 1; 1979, part 2; 1980, part 3; 1981).