



Soklin radiologinen perustilaselvitys

Loppuraportti 31.5.2010



Solatie Dina, Leppänen Ari-Pekka ja Ylipieti Jarkko

Säteilyturvakeskus

Luovutettu	Tekijät	pvm	(nimikirjoitus)
	Dina Solatie	30.9.10	<i>Dina Solatie</i>
	Ari-Pekka Leppänen	30.9.10	<i>Ari-Pekka Leppänen</i>
	Tarkastajat		
	Raimo Mustonen	30.9.2010	<i>Raimo Mustonen</i>
	Tarja K. Ikäheimonen	1.10.2010	<i>Tarja K. Ikäheimonen</i>

Yhteenveto

Soklin fosfaattimalmissa luonnon radioaktiivisten aineiden määrät ovat selvästi suurempia kuin maaperässä keskimäärin. Tässä Yara Suomi Oy:n Säteilyturvakeskukselta (STUK) tilaamassa radiologisessa perustilaselvityksessä kartoitettiin radiologinen lähtötilanne suunnitteilla olevan Soklin kaivosalueen ympäristössä. Hankkeessa tarkasteltiin luonnon radioaktiivisten aineiden määriä siinä ympäristössä, johon toiminnalla voi olla vaikutusta. Hankkeen tuloksena saatiin yksityiskohtainen tieto Soklin ympäristön radioaktiivisuustasosta ennen kaivostoiminnan aloittamista. Perustilaselvityksen avulla voidaan arvioida mahdollisen kaivostoiminnan vaikutusta ympäristön radioaktiivisuuteen. Hanke oli kaksivuotinen ja alkoi kesäkuussa 2008. Ensimmäinen väliraportti julkaistiin joulukuussa 2008 ja toinen väliraportti tammikuussa 2010. Tässä loppuraportissa esitetään eri ympäristönäytteiden radioaktiivisuustuloksia vuosilta 2008 ja 2009 sekä johtopäätökset selvityksestä.

Selvityksessä analysoitiin seuraavia luonnon radioaktiivisia aineita: uraani (U-238, U-235), torium (Th-228, Th-232), radium (Ra-226, Ra-228), lyijy (Pb-210), polonium (Po-210) ja radon (Rn-222) erilaisista ympäristönäytteistä kuten jokivesi, jokisedimentti, näkinsammal, kalanliha, jäkälä, sienet, loppo, marjat, poronliha, hirvenliha, sotkanliha, pohjavesi ja maaperä. Lisäksi tehtiin paikan päällä gammaspektrometriä *in-situ* - sekä annosnopeusmittauksia.

Tulokset osoittivat, että Soklin alueella ympäristönäytteiden radioaktiivisuuspitoisuudet vastaavat muun Lapin tai Suomen ympäristönäytteiden radioaktiivisuuspitoisuuksia. Niobimalmissa kuitenkin pitoisuudet, etenkin torium, olivat korkeita. Niobimalmissa korkeimmat pitoisuudet olivat Th-232: 10300 Bq/kg ja U-238: 2500 Bq/kg. Vanhassa rikastushiekassa korkeimmat pitoisuudet olivat Th-232: 660 Bq/kg ja U-238: 750 Bq/kg. Poronlihassa, marjoissa, kaloissa, hirvenlihassa, jäkälässä ja lupossa lähes kaikki pitoisuudet olivat alle määritysrajan, jokivesien pitoisuudet olivat niin ikään matalat. Pitoisuuksia verrattiin STUK:n 1980 -luvulla tekemien analyysien pitoisuuksiin, ja havaittiin, ettei Soklin alueen malmin tutkimuksilla tai kairauksilla ole ollut merkittävää vaikutusta Soklin ympäristön radiologiseen tilaan.

Sisällysluettelo

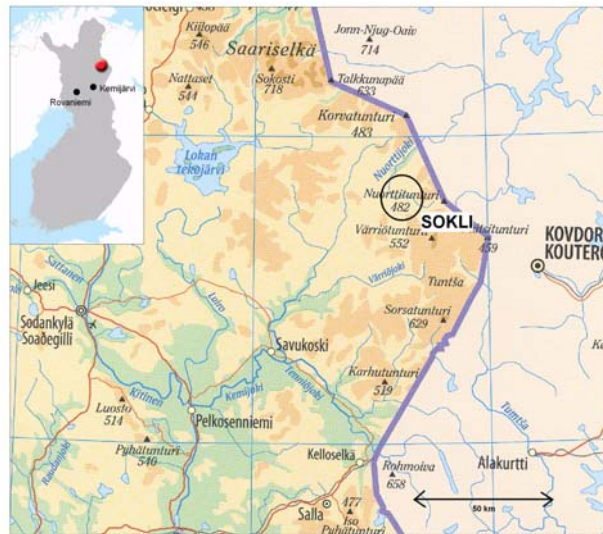
Yhteenveto	2
1. Johdanto	4
2. Luonnon radioaktiivisuus Soklissa	5
3. Aikaisempia tutkimuksia Soklin alueella.....	6
4. Soklin alueella tehdyt radiologiset tutkimukset vuosina 2008–2010.....	7
4.1 Laadunhallinta.....	7
4.2 Näytteiden otto.....	8
4.3 Näytteiden esikäsittely	15
4.4 Näytteiden analysointi.....	16
4.4.1 Gammaspektrometria	16
4.4.2 Näytteiden radiokemialliset analyysit ja alfaspektrometria	17
4.5 In-situ mittaukset.....	18
4.5.1 In-situ mittaustaikat.....	19
4.5.2 Annosnopeusmittaukset	21
5. Tulokset.....	21
5.1 Gammaspektrometrinen mittausten tulosten yhteenvedot	21
5.1.1 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet poronliha-, marja-, sieni-, kalanliha-, luppo-, jäkälä- ja hirvenlihanäytteissä.....	21
5.1.2 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet vanhassa rikastushiekassa ja niobimalmissa	22
5.1.3 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet joki- ja pohjavesinäytteissä	23
5.1.4 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet sedimenttinäytteissä.....	23
5.1.5 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet näkinsammalnäytteissä	24
5.1.6 Radonpitoisuudet vesissä	24
5.2 Radiokemiallisten Po-210 ja Pb-210 analyysien tulosten yhteenvetotaulukot	25
5.3 Radiokemiallisten uraanianalyysien tulosten yhteenvetotaulukko	26
5.4 Tulokset in-situ ja annosnopeusmittauksista.....	29
6. Tulosten vertailua.....	33
6.1 Vuoden 2008 ja 2009 tulosten vertailu vuoden 1988 tuloksiin	33
6.2 Vertailu muiden fosfaattiesiintymien pitoisuuksiin	33
6.3 Vertailu muiden vastaavien näytteiden pitoisuuksiin	34
6.3.1 Radonpitoisuudet vesistä.....	34
6.3.2 Polonium- ja lyijypitoisuudet ympäristönäytteistä	35
6.3.3 Uraanipitoisuudet vesissä.....	36
7. Johtopäätökset.....	36
8. Liitteet	37
9. Viitteet.....	37

1. Johdanto

Yara Suomi Oy suunnittelee kaivostoiminnan aloittamista Savukosken Soklissa. Suunniteltu kaivostoiminta käsittää fosforimalmien hyödyntämisen Soklin karbonaattimassiivin alueelta. Soklin esiintymässä olevien niobimalmien ja niiden sisältämien muiden arvoaineiden talteenottoa sekä tuotantoa on tutkittu, mutta selvitykset ovat nyt keskeytyksissä. Sokli sijaitsee Itä-Lapissa, Savukosken kunnassa, noin 12 km Suomen ja Venäjän rajalta (kuva 1). Savukosken keskustaan on matkaa noin 100 km, Kemijärvelle etäisyys on 190 km ja Rovaniemelle 275 km. Soklin alue sijaitsee Urho Kekkosen kansallispuiston ja Värriön luonnonpuiston välissä. Lähimmät muut fosforiesiintymät ovat Kovdor ja Apatiitti Venäjällä. Soklin alueella virtaavia jokia ovat Yli-Nuortti, Tulppiojoki, Soklioja ja Sotajoki. Joet yhtyvät Nuorttijoeksi, joka laskee lopulta Venäjän puolelle Nuorttijärveen. Kemijoen latvaosat sijaitsevat Soklin alueen länsipuolella. Soklin alue on pääosin valtion maata. Alue on Tuntisan tunturialuetta, topografialtaan vaihtelevaa ja tunturit ovat matalia ja loivia. Poronhoito on merkittävä elinkeino alueella ja lisäksi alue on melko suosittu virkistys- ja matkailukohde.

Soklin fosfaattimalmissa luonnon radioaktiivisten aineiden määrät ovat selvästi suurempia kuin maaperässä keskimäärin. Etenkin niobimalmit sisältävät merkittäviä määriä luonnon radioaktiivisia aineita, erityisesti toriumia. Jos näitä malmivaroja aiotaan hyödyntää, niin luonnon radioaktiiviset aineet on huomioitava toiminnassa. Radiologisessa perustilaselvityksessä kartoitettiin radiologinen lähtötilanne suunnitteilla olevan Soklin kaivosalueen ympäristössä. Selvityksessä tarkasteltiin luonnon radioaktiivisten aineiden määriä siinä ympäristössä, johon toiminnalla voi olla vaikutusta. Hankkeen tuloksena saatiin yksityiskohtainen tieto Soklin ympäristön radioaktiivisuustasosta ennen kaivostoiminnan aloittamista. Sen avulla voidaan arvioida tulevaisuudessa mahdollisen kaivostoiminnan vaikutusta ympäristön radioaktiivisuuteen.

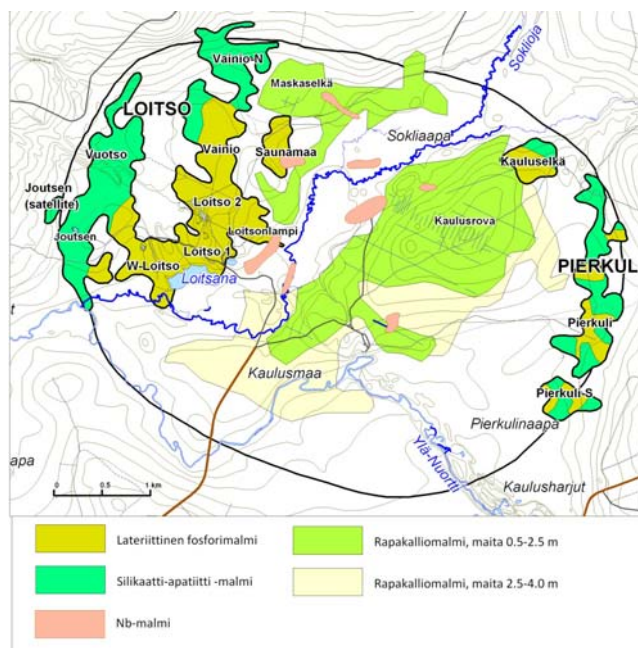
Hankkeen projektipäällikkönä toimi STUKn Pohjois-Suomen aluelaboratorion laboratorionjohtaja Dina Solatie, gammaspektrometrisista mittauksista vastasi erikoistutkija Ari Leppänen. Hankkeen ohjausryhmään kuuluivat: Lauri Siirama ja Anneli Salonen, Yara Suomi Oy; Lasse Rantala, Pöyry Environment Oy; Tarja K. Ikäheimonen ja Raimo Mustonen, STUK.



Kuva 1. Soklin alueen sijainti.

2. Luonnon radioaktiivisuus Soklissa

Soklin fosfaattimalmissa luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin maaperässä keskimäärin. Fosforimalmeissa keskimääräinen uraanipitoisuus (U-238) on 310 Bq/kg (25 ppm) ja vaihteluväli 100–1000 Bq/kg. Toriumpitoisuus (Th-232) on keskimäärin 533 Bq/kg (130 ppm) ja vaihteluväli 200–1700 Bq/kg. Niobimalmeissa keskimääräinen uraanipitoisuus on 1000 Bq/kg ja keskimääräinen toriumpitoisuus 4000 Bq/kg. Kuvassa 2 on kuvattu eri malmityyppien jakaantuminen karbonaatti-massivin alueella. Yleistä tietoa luonnon radioaktiivisuudesta on kerrottu liitteessä 1.



Kuva 2. Malmityyppien jakaantuminen karbonaatti-massiivin alueella (Soklin kaivoshankkeen YVA -selostus, 2009).

3. Aikaisempia tutkimuksia Soklin alueella

Soklin esiintymä löytyi vuonna 1967 ja sitä on tutkittu sen jälkeen runsaasti. 1970-luvun lopussa tehtiin fosforimalmin pilot-mittakaavan koeajo Sokliin rakennetussa koetehtaassa. Rikastushiekka sijoitettiin entisen rikastamon taakse. Rautaruukki Oy:n jälkeen Kemira Oy sai kaivosoikeudet ja vuosina 1986–1989 toteutettiin kehitysprojekti, jonka yhteydessä STUK teki radioaktiivisuusmittauksia alueen ympäristönäytteistä. Näiden mittausten tulokset on esitetty liitteessä 6. Tällä hetkellä Soklin kaivosoikeudet, hallinta ja tutkimusten ohjaus kuuluvat Yara Suomi Oy:lle. Soklissa on kairattu erilaisin menetelmin yli 1400 reikää ja porattu yli 6000 kierrekairausreikää malmiaiheiden etsimiseksi ja niiden tutkimiseksi. Geofysikaaliset mittaukset ovat käsittäneet magneettisia, sähköisiä, VLF-, säteily- ja painovoimamittauksia ja seismisiä luotauksia. Niobimalmien hyödyntämiseen liittyviä tutkimuksia on tehty vuodesta 1990 alkaen (Soklin kaivoshankkeen YVA-selostus, 2009).

4. Soklin alueella tehdyt radiologiset tutkimukset vuosina 2008–2010

4.1 Laadunhallinta

Radiologisen perustilaselvityksen näytteet otettiin ja analysoitiin vuosina 2008–2010. Kaikki näytteet analysoitiin gammaspektrometrisesti. Näytteistä erotettiin radiokemiallisella menetelmällä polonium-210 ja lyijy-210 sekä vesistä uraani, nämä mitattiin alfaspektrometrisesti. Säteilyturvakeskuksen Tutkimus ja ympäristövalvontaosasto on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167, akkreditointivaatimus EN ISO/IEC 17025:2005. Radonanalyysit vesistä on tehty ei-akkreditoidulla menetelmällä, mutta menetelmän laatua valvotaan samalla tavalla kuin akkreditoitujen menetelmien. Näytteiden gammaspektrometriset mittaukset ja Po-210/Pb-210 analyysit tehtiin STUKn Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa. Annosnopeusmittauksissa käytettiin kalibroitua RDS-200 (MN/24/09) käsimittaria. Gammaspektrometriset *in-situ* mittaukset teki STUKn Turvateknologialaboratorio ja uraanin radiokemialliset analyysit STUKn Nuklidianalytiikkalaboratorio. Radonanalyysien vertailu akkreditoidun menetelmän kanssa sekä näytteenoton auditointi tehtiin vuonna 2008 (väliraportti 31.12.2008). Tarkempi kuvaus käytetyistä menetelmistä on taulukossa 1. STUKn näytteenottajana toimi sertifioitu eliöstönäytteenottaja Hannele Koukkula. Vesi- ja sedimenttinäytteet otti Nab Labs Oy:n sertifioitu näytteenottaja Jouni Paso. STUK ohjeisti ulkopuolisille näytteiden toimittajille näytteenoton ja näytteenottopisteet.

Taulukko 1. Analysoidut radionuklidit ja menetelmäkuvaukset.

Radionuklidi	Menetelmä	Viittaus ja STUK:n sisäinen ohje
U-235, U-238, Ra-226, Ra-228, Th-228 ja Th-232	Gammaspektrometria	IEC 1452: 1995 STUK TKO 4
Po-210 ja Pb-210	Alfaspektrometria	Vesterbacka ja Ikäheimonen, 2005 STUK OHJE TKO 3.1.14
U-234 ja U-238	Alfaspektrometria	Vesterbacka et al., 2009 STUK OHJE TKO 3.1.14
Rn-222	Gammaspektrometria, NaI-ilmaisoin	Mäkinen ja Hanste, 2009 STUK OHJE TKO 3.2.3

4.2 Näytteiden otto

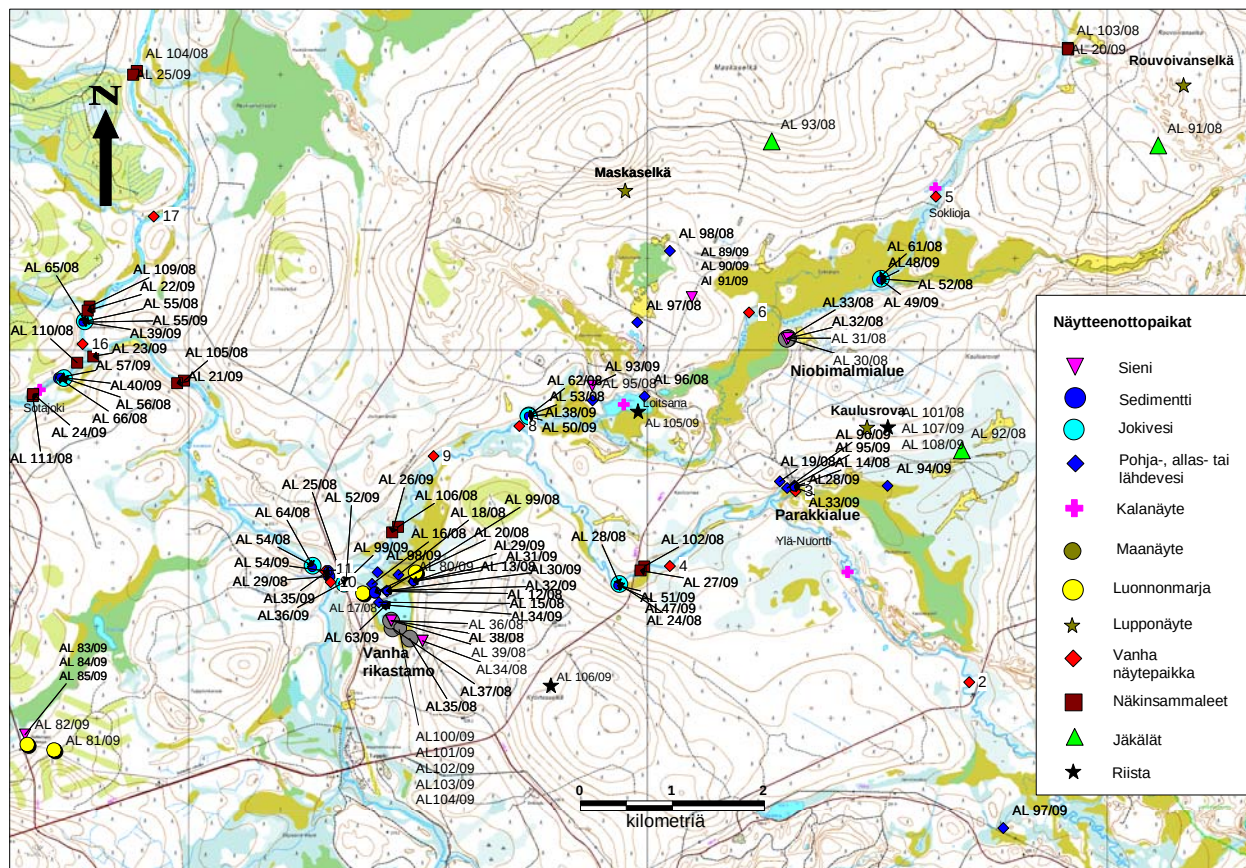
Näytteenottopaikkoja ja näytelajeja suunniteltaessa on otettu huomioon, että radionuklidit voivat levitä kaivos- ja rikastamoalueelta useita eri leviämisreittejä pitkin. Mahdollisia leviämisreittejä ovat leviäminen pinta- ja pohjavesien mukana joko veteen liuenneena tai hiukkasiin kiinnittyneinä, tuulen levittämän pölyn mukana tai kun kysymys on radonista, erittymällä jätteistä tai maaperästä kaasumaisena ilmaan. Näytelajeja suunniteltaessa otettiin myös huomioon Lapin luonnolle ominainen ravintoketju: jäkälä, luppo, sienet - poro -ihminen, jossa radionuklidit rikastuvat tehokkaasti sekä lisäksi Lapille tärkeät luonnontuotteet. Näytteenotto tehtiin kahtena eri vuonna, koska pitoisuudet saattavat luontaisesti vaihdella.

Taulukossa 2 on listattu analysoidut näytteet, näytemäärät (kpl) ja näytteenottajat. Kuvissa 3-5 näytteenottopisteet on kuvattu kartoilla. Liitteessä 2 on esitetty yksityiskohtaiset näytetiedot koordinaatteineen ja näytepainoineen.

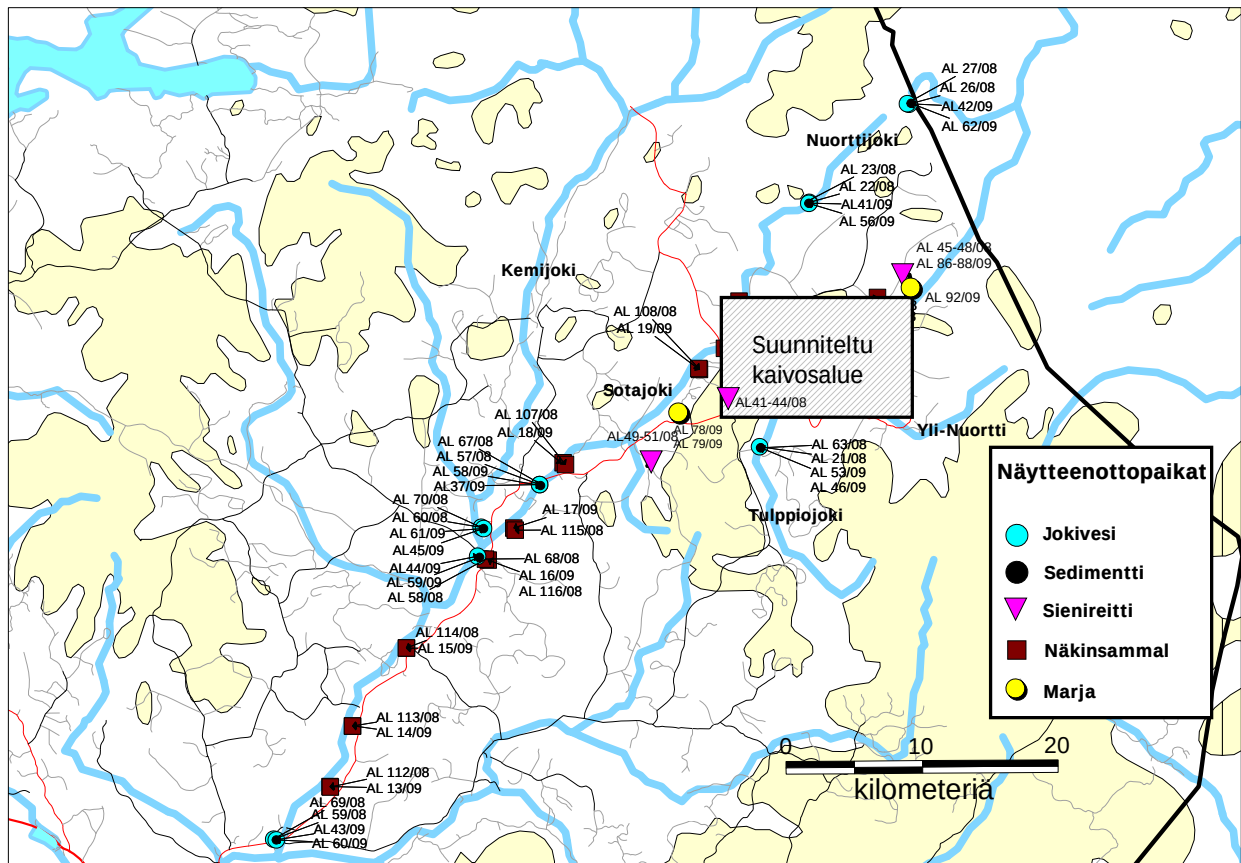
Jokivesinäytteet otettiin suoraan 10 litran kanistereihin. Pohjavesinäytteet otettiin käsikäyttöisellä alipainepumpulla, radonmittausta varten lasisiin keräysastioihin sekä muovikanistereihin muita analyysejä varten. Sedimenttinäytteet otettiin vanhasta selkeytysaltaasta Ekman -kauhanoutimella. Virtavesistä sedimenttinäytteet otettiin muovipullosta ja varresta valmistetulla näytteenottimella mahdollisimman syvältä. Sieni-, marja-, jäkälä- ja lupponäytteet poimittiin käsin. Lapin ympäristökeskus otti kalanäytteet Tulppio-, Sota-, Nuorti-, Vuhtus-, Ylä-Kemijoelta sekä Sokliojasta. Pyyntivälineinä käytettiin koeverkkosarjoja, vapakalastusvälineitä sekä sähkökoekalastuslaitteita. Tarkempi selostus kalanäytteiden otosta karttoineen on esitetty liitteessä 8. Kuvat 6-11 kuvaavat näytteenottoa vuosina 2008 ja 2009.

Taulukko 2. Analysoidut näytteet, näytteenottajat ja näytemäärät vuosina 2008 ja 2009.

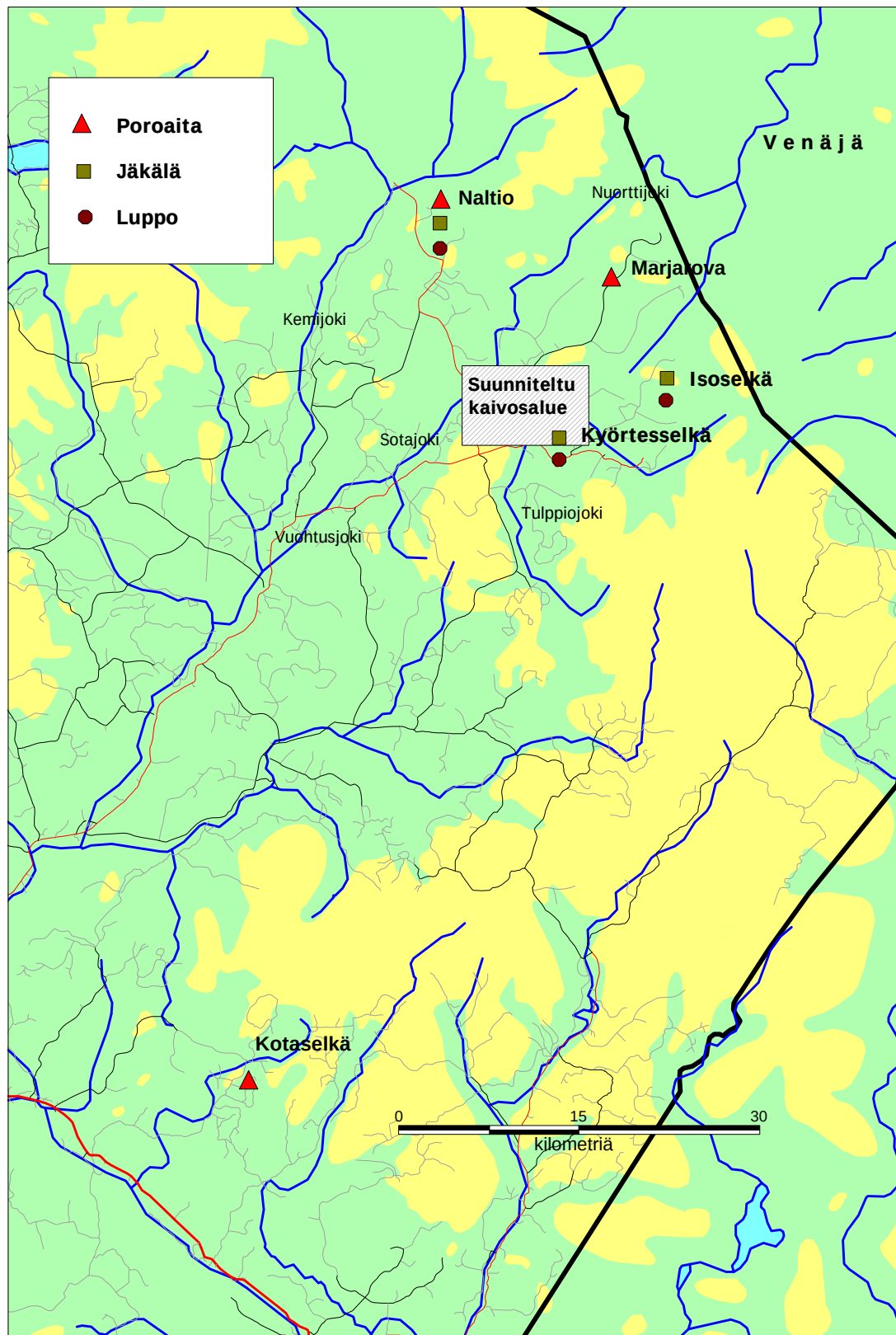
Näyte	Näytteenottaja	Näytemäärä 2008 (kpl)	Näytemäärä 2009 (kpl)
Jokivesi	Nab Labs Oy	14	15
Jokisedimentti	Nab Labs Oy	14	15
Näkinsammal (<i>Fontialis antipyretica</i> ja <i>Fontinalis dalecarliga</i>)	Pöyry 2008, STUK 2009	15	15
Kalat	Teuvo Karpeeki 2008 Lapin ympäristökeskus 2009	9	14
Jäkälä	Poroisäntä Raimo Hannunniemi	3	3
Sienet (tatit, rouskut ja haperot)	Pöyry 2008, STUK 2009	16	9
Luppo	Poroisäntä Raimo Hannunniemi	3	3
Marjat (hilla, variksenmarja, puolukka ja mustikka)	STUK, Marko Karpeeki, Korvatunturinmaan osuuskunta	4	7
Poronliha	Oravan porotuote	7	6
Riistanliha (hirvi ja sotka)	Teuvo Karpeeki	2	4
Pohjavesi	Nab Labs Oy, STUK, Pöyry	9	3
Vanha rikastushiekka	STUK	2	
Selkeytysaltaan vesi ja sedimentti	Nab Labs Oy, STUK	2	2
Niobimalmi (Kaulusrovan niobimalmialue)	STUK	2	



Kuva 3. Näytteenottopaikat suunnitellulla kaivosalueella.



Kuva 4. Näytteenottopaikat suunnitellun kaivosalueen ulkopuolella.



Kuva 5. Poronliha-, jäkälä- ja lupponäytteiden ottopaikat 2008 ja 2009.



Kuva 6. STUK ja Nab Labs ottamassa sedimentti- ja vesinäytteitä vanhalta selkeytsaltaalta.



Kuva 7. STUK mittaamassa annosnopeutta niobimalmialueella.



Kuva 8. STUK ottamassa maanäytettä vanhalta rikastushiekka-alueelta.



Kuva 9. STUK ottamassa lähdevesinäytettä.



Kuva 10. Nab Labs ottamassa joesta sedimenttinäytettä.



Kuva 11. STUK ottamassa näkinsammalnäytteitä.

4.3 Näytteiden esikäsittely

Näytteet punnittiin ennen esikäsittelyä. Osa näytteistä pakastettiin ennen esikäsittelyä pilaantumisen estämiseksi. Marja-, sieni-, näkinsammal-, jäkälä- ja lupponäytteet puhdistettiin roskista. Sienet ja lihat paloiteltiin. Näytteet kuivattiin lämpökaapissa tai kylmäkuivurissa, jonka jälkeen näytteet homogenisoitiin. Sedimentti-, hiekka- ja maaperänäytteet seulottiin 2 mm seulalla. Seulaan jäänyt mahdollinen orgaaninen aines ja kivet punnittiin erikseen. Vesinäytteet haihdutettiin kuiviin infrapunalamppujen alla haihdutusmaljoissa ja tuhitettiin posliiniupokkaissa. Gammamittausta varten näytteet purkitettiin 35 ml- tai 100 ml-purkkeihin, punnittiin ja vakumoitiin. Polonium-210 analyysejä varten kiinteät näytteet saatiin liuosmuotoon mikroaaltopolttolaitteella happojen avulla. Nestemäiset näytteet konsentroitiin haihduttamalla.

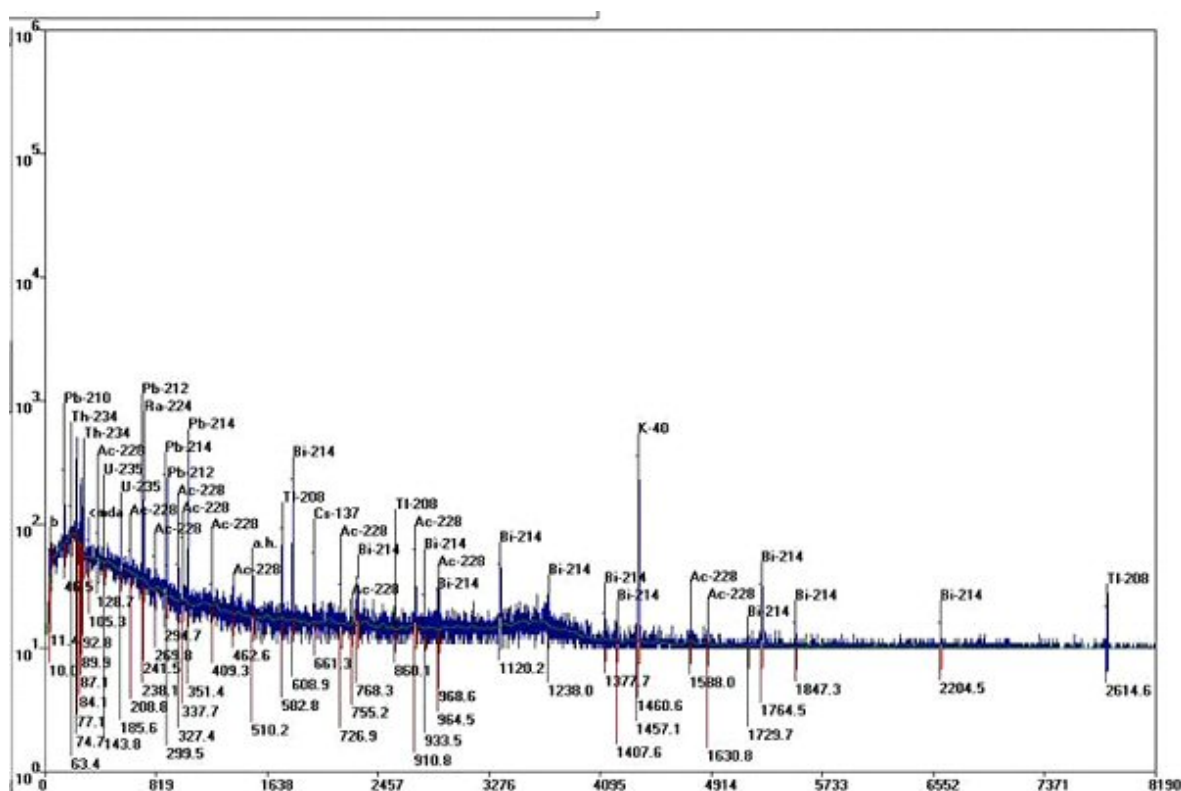
4.4 Näytteiden analysointi

Selvityksessä analysoitiin seuraavia luonnon radioaktiivisia aineita, uraani (U-238, U-235, U-234), torium (Th-228, Th-232), radium (Ra-226, Ra-228), lyijy (Pb-210), polonium (Po-210) ja radon (Rn-222) erilaisista ympäristönäytteistä.

4.4.1 Gammaspektrometria

Näytteiden gammaspektrometrisesti analysoitavat nuklidit olivat Ra-226, Ra-228, Th-228, Th-232, U-235 ja U-238, mutta raportissa on ilmoitettu myös Cs-137:n ja K-40:n pitoisuudet, mikäli niitä havaittiin. Vesinäytteiden Rn-222 pitoisuudet määritettiin NaI-ilmaisimella seuraavana päivänä näytteenoton jälkeen.

Ennen mittauksia selvitettiin laboratorion luonnontaustasäteilyominaisuudet, jotta taustasäteily voitiin ottaa asianmukaisesti huomioon tulosten laskennassa. Näytteet vakumoitiin alumiinisten pussien sisälle radonin vapautumisen estämiseksi (pois luettuna Rn-222 määritykset vedestä). Tämän jälkeen näytteitä seisotettiin kolme viikkoa, jotta radonin hajoamistuotteet olivat radioaktiivisessa tasapainossa radiumin kanssa. Kiinnostuksen kohteena olevista isotoopeista vain muutaman pitoisuus pystyttiin määrittämään suoraan nuklidista lähtevän säteilyn perusteella. Muiden nuklidien pitoisuudet määritettiin hajoamistuotteiden (tytärnuklidien) pitoisuuksien perusteella. Näytteiden mittausaika vaihteli näytteestä riippuen kahdesta tunnista aina kolmeen päivään. Kuvassa 12 on esimerkkinä gammaspektri yhden sedimenttinäytteen mittauksesta. Kuvassa tunnistetut piikit on nimetty nuklidin mukaan. Mitatussa spektrissä kukin piikki edustaa tiettyjen energiatilojen välistä siirtymäenergiaa. Nuklidit tunnistettiin piikkien energian perusteella.



Kuva 12. Sedimenttinäytteen spektri, josta analyysiohjelma on tunnistanut ja nimennyt piikit.

4.4.2 Näytteiden radiokemialliset analyysit ja alfaspektrometria

Uraanin tutkitut isotoopit ja polonium ovat alfasäteilijöitä. Näiden aineiden mittaaminen suoraan on usein hankalaa, ja niiden määrittäminen vaatiikin kemiallisen erotuksen. Näytteistä analysoitiin radiokemiallisesti Po-210 ja Pb-210 sekä vesistä uraani.

Vesinäytteiden uraani erotettiin muista aineista radiokemiallisesti ioninvaihtomenetelmällä ja näytteet mitattiin alfaspektrometrisesti. Näytteen uraanipitoisuuden laskeminen perustuu analyysin alussa lisätyn sisäisen merkkiaineen määrään, joka tunnetaan tarkasti. Merkkiaineena käytettiin U-232 isotooppia.

Poloniumin radiokemiallisessa erotuksessa käytettiin hyväksi poloniumin kykyä saostua spontaanisti hopealevyille. Radiokemiallisen erotuksen jälkeen näytteet mitattiin alfaspektrometrillä. Lyijy-210 määritettiin samasta näytteestä, josta Po-210 ensin saostettiin ja johon Po-210:n sen jälkeen annettiin kasvaa sisään noin puolen vuoden ajan. Tämän jälkeen Po-210- ja Pb-210 -tulokset

laskettiin näytteenottohetkeen. Ensimmäisessä saostuksessa käytettiin merkkiaineena Po-209:ää ja toisessa Po-208:aa.

4.5 In-situ mittaukset

Soklin alueella suoritettiin spektrometrisiä *in-situ* mittauksia eri kohteista 2008 ja 2009. Mittaukset suoritettiin kannettavalla HPGe-spektrometrillä (kuva 13). Lisäksi kaivosalueen yleistä säteilytilannetta kartoitettiin ajamalla alueen teitä Säteilyturvakeskuksen liikkuvalla laboratoriolle (kuva 14). Ajon aikana mitattiin annosnopeutta ja autoa ympäröivää säteilykenttää NaI-tuikeilmaisimiin perustuvilla spektrometreillä.



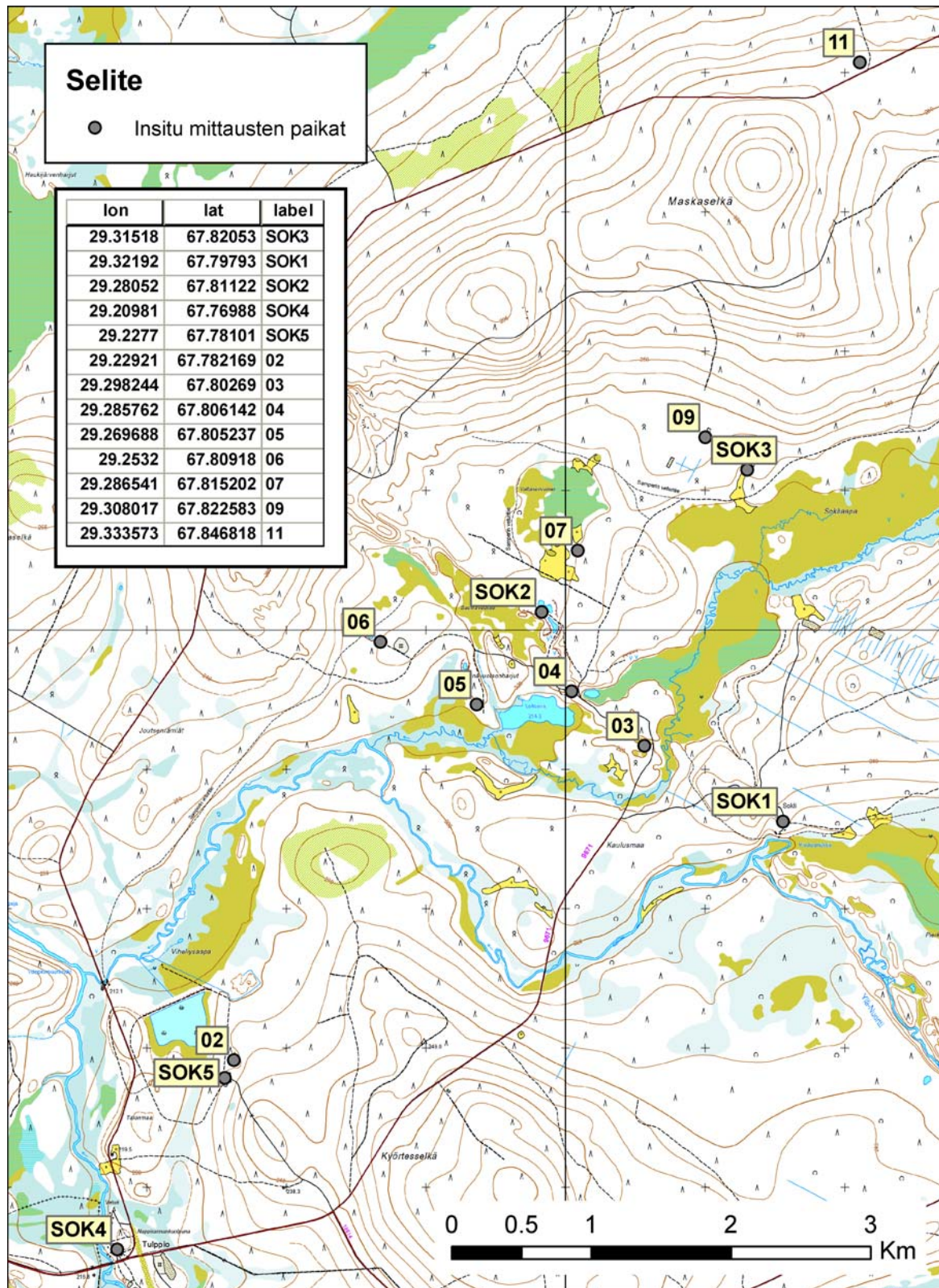
Kuva 13. *In-situ* mittausten mittausjärjestely. Järjestely oli sama kaikilla mittauspaikoilla. Kuva on otettu mittauspaikalla SOK4 (Tulppion maja).



Kuva 14. Säteilyturvakeskuksen liikkuva laboratorio (SONNI).

4.5.1 In-situ mittauspaikat

In-situ mittauspaikkojen tiedot on esitetty kartalla kuvassa 15.



Kuva 15. Kartta *in-situ* mittauspaijoista. Taulukossa mittauspisteiden koordinaatit EUREF-FIN järjestelmän maantieteellisinä asteina.

4.5.2 Annosnopeusmittaukset

Annosnopeusmittaukset tehtiin Säteilyturvakeskuksen liikkuvan laboratorion sisälle asennetulla annosnopeusmittarilla. Annosnopeusmittari mittaa ulkoisen säteilyn ekvivalenttiannosta yhden minuutin mittaisilla mittauksilla. Näiden lisäksi annosnopeutta mitattiin Rados RDS-200- ja Canberra Inspector 1000- käsimittareilla niobimalmialueella, vanhalla rikastushiekka-alueella sekä suunnitelluilla jätealueilla.

5. Tulokset

Tässä kappaleessa on esitetty vuoden 2008 ja 2009 gammaspektrometrysten analyysien, uraanin radiokemiallisten analyysien sekä Po-210/Pb-210 analyysien tuloksien yhteenvedot sekä vertailua 1980-luvulla analysoituihin tuloksiin. Yksityiskohtaiset gammaspektrometrysten analyysien tulokset on esitetty liitteessä 3 (vuosi 2008 ja 2009). Po-210/Pb-210- tulokset on esitetty liitteessä 4 ja uraanianalyysien tulokset liitteessä 5. Vuoden 1988 tulokset on esitetty liitteessä 6 ja *in-situ* mittaustulokset liitteessä 7.

5.1 Gammaspektrometrysten mittausten tuloksien yhteenvedot

Yksikkönä taulukoissa on käytetty Bq/kg kuivapainoa (k.p.) kohden laskettuina. Vesien tulokset on ilmoitettu Bq/kg. Taulukoissa on indikoitu tulokset, jotka ovat olleet alle määrittämissä (a.m.) sekä nuklidit joita ei voitu määrittää (e.m.), koska määrittäminen edellyttää tytärnuklidien tasapainoa.

Osa vuoden 2008 näytteistä mitattiin uudestaan vuonna 2009 pidemmällä mittaussajalla, jolloin tuloksista saatiin tarkempia sekä määrittämissä tulivat pienemmiksi.

5.1.1. Tutkittujen nuklidien pitoisuudet poronliha-, marja-, sieni-, kalanliha-, loppo-, jäkälä- ja hirvenlihanäytteissä

Mitatuissa näytteissä uraanin, radiumin ja toriumin isotooppien pitoisuudet jäivät lähes systemaattisesti alle määrittämissä. Määrittämissä on riippuvainen käytetystä mittaussajasta sekä näytemäärästä, mittauksesta riippuen määrittämissä vaihteli 0,5-1 Bq/kg välillä (taulukko 4).

Taulukossa 4 on esitetty yhteenveto poronliha-, marja-, sieni-, kalanliha-, luppo-, jäkälä- ja hirvenlihanäytteiden vuosien 2008 ja 2009 mittaustuloksista.

Taulukko 4. Yhteenveto poronliha-, marja-, sieni-, kala-, luppo- ja hirvenlihanäytteiden radium, torium ja uraanin eri isotooppien aktiivisuuspitoisuuksista vuosilta 2008 ja 2009.

Nuklidi	Ra-226 [Bq/kg k.p.]	Ra-228 [Bq/kg k.p.]	Th-228 [Bq/kg k.p.]	U-235 [Bq/kg k.p.]	U-238 [Bq/kg k.p.]
Poronliha (2008)	1,3	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.
Poronliha (2009)	a.m.	a.m.	a.m.	1,7	a.m.
Marjat (2008)	0,5-12	0,6-2,6	a.m.	a.m.	a.m.
Marjat (2009)	0,6-2,0	1,1-2,7	a.m.	a.m.	a.m.
Sienet (2008)	2,2	a.m. - 58	a.m. - 66	6	92
Sienet (2009)	a.m.	a.m.	a.m.	0,3-0,7	a.m.
Kalanliha (2008)	a.m.	2,6	a.m.	1,4	a.m.
Kalanliha (2009)	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.
Luppo (2008)	a.m.	2,0	2,7	a.m.	a.m.
Luppo (2009)	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.
Jäkälä (2008)	a.m.	5,1	2,6	a.m.	a.m.
Jäkälä (2009)	0,4	a.m.	a.m.	0,4	a.m.
Hirvenliha (2008)	0,6	2,5	a.m.	0,5	a.m.
Hirvenliha (2009)	0,7	a.m.	a.m.	0,3	a.m.

5.1.2. Tutkittujen nuklidien pitoisuudet vanhassa rikastushiekassa ja niobimalmissa

Taulukossa 5 on esitetty yhteenveto vanhan rikastushiekan ja niobimalmin radioaktiivisuuspitoisuuksista. Kaulusrovalta otetussa kahdessa niobimalminäytteessä uraanin, radiumin ja toriumin isotooppien pitoisuuksien ero oli suuri. Korkeimmillaan niobimalmin Th-228-pitoisuus oli 11700 Bq/kg ja U-238-pitoisuus 2500 Bq/kg.

Taulukko 5. Yhteenveto maaperänäytteistä mitatuista radiumin, toriumin ja uraanin isotooppien aktiivisuuspitoisuuksista.

Nuklidi	Aktiivisuuspitoisuus [Bq/kg k.p.] 2008	Aktiivisuuspitoisuus [Bq/kg k.p.] 2008
	Niobimalmit	Rikastushiekat
Ra-226	1800-2100	680-710
Ra-228	3700-9900	660-720
Th-228	2700-11700	480-550
Th-232	2900-10300	570-660
U-235	100-190	35-39
U-238	2000-2500	690-750

5.1.3 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet joki- ja pohjavesinäytteissä

Mitatuissa pohjavesinäytteissä uraanin, radiumin ja toriumin isotooppien pitoisuudet olivat pieniä ja saadut mittaustuloksetkin olivat hyvin lähellä määritysrajaa (taulukko 6). Vuoteen 2008 verrattuna vuonna 2009 vesinäytteiden koko kasvatettiin viidestä litrasta 20 litraan mittausten tarkkuuden parantamiseksi.

Taulukko 6. Yhteenveto joki- ja pohjavesinäytteistä mitatuista radiumin, toriumin ja uraanin isotooppien aktiivisuuspitoisuuksista.

Nuklidi	Ra-226 [Bq/kg]	Ra-228 [Bq/kg]	Th-228 [Bq/kg]	Th-232 [Bq/kg]	U-235 [Bq/kg]	U-238 [Bq/kg]
Pohjavesi (2008)	0,016	0,005-0,051	a.m.	0,004-0,11	0,004-0,009	a.m.
Pohjavesi (2009)	0,0032-0,0048	0,002-0,0049	0,0070	0,0059	a.m.	a.m.
Jokivesi (2008)	0,004	0,001 - 0,022	0,0009-0,032	a.m.	0,034	a.m.
Jokivesi (2009)	0,0007-0,002	0,002	0,0002-0,0005		0,00035-0,001	0,002

5.1.4 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet sedimenttinäytteissä

Mitatuissa sedimenttinäytteissä uraanin, radiumin ja toriumin isotooppien pitoisuudet vaihtelivat suuresti riippuen näytteenotto paikasta (taulukko 7). Suuri vaihtelu oli hyvin paikkasidonnaista siten, että lähempänä malmialuetta havaittiin suurempia pitoisuuksia kuin kauempana. Suurimmat pitoisuudet havaittiin kaivosalueen läheltä Sokliojasta. Aktiivisuuspitoisuudet pienenevät veden virtaussuunnan mukaisesti. Tulokset on esitetty myös karttakuvassa 16. Vanhan selkeytysaltaan sedimenttien Ra-226-pitoisuus oli 15-31 Bq/kg, Th 232-pitoisuus 12-15 Bq/kg ja U-238-pitoisuus 15-27 Bq/kg.

Taulukko 7. Yhteenvedo sedimenttinäytteistä mitatuista radiumin, toriumin ja uraanin isotooppien aktiivisuuspitoisuuksista.

Nuklidi	Aktiivisuuspitoisuus [Bq/kg k.p.] 2008	Aktiivisuuspitoisuus [Bq/kg k.p.] 2009
Ra-226	3,9 - 120	11 - 70
Ra-228	4,0 - 100	6,6 - 70
Th-228	3,4 - 80	5 - 50
Th-232	3,8 -100	5,6 - 56
U-235	0,3 - 8,1	0,8-5,8
U-238	8,8 - 150	15 -120

5.1.5 Tutkittujen nuklidien pitoisuudet näkinsammalnäytteissä

Mitatuissa näkinsammalnäytteissä uraanin, radiumin ja toriumin isotooppien pitoisuudet olivat selvästi havaittavissa pienemmistäkin näyte-eristä. Näkinsammal kerää itseensä tehokkaasti erilaisia radionuklideja sekä muita veden epäpuhtauksia. Näin ollen näkinsammalta voidaan pitää hyvänä bioindikaattorina, jonka aktiivisuuspitoisuuden nousussa mahdolliset päästöt jokivesiin näkyvät. Karttakuvassa 17 on esitetty näkinsammalnäytteiden pitoisuudet.

Taulukko 11. Yhteenvedo näkinsammalnäytteistä mitatuista radiumin, toriumin ja uraanin isotooppien pitoisuuksista.

Nuklidi	vaihteluväli [Bq/kg k.p.] 2008	vaihteluväli [Bq/kg k.p.] 2009
Ra-226	45-280	50-520
Ra-228	20-140	25-170
Th-228	5,4-50	7-70
Th-232	e.m.	e.m.
U-235	2,5 - 7,1	1,3 -11
U-238	39-200	26-150

5.1.6 Radonpitoisuudet vesissä

Vuonna 2008 otettiin kaksi lähdevesinäytettä vanhojen parakkien takaa ja kaksi pohjavettä vanhan läjitysalueen vallin takaiselta suolta. Lähdevesien radonpitoisuudet olivat noin 100 Bq/l ja pohjavesien alle määritysrajan. Vuonna 2009 otettiin edellisten lisäksi jokivesinäytteet Yli-Nuorttilta, Vihellysaapa lähteestä ja purovedestä Yli-Nuorttijoien läheltä. Parakkien takaisen lähdeveden radonpitoisuus oli samaa luokkaa kuin edellisenä vuonna. Muiden näytteiden pitoisuudet olivat lähellä tai alle määritysrajan. Tuloksien yhteenvedot on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Radonpitoisuudet pohja- joki ja purovesissä, yhteenveto.

Nuklidi	vaihteluväli [Bq/l] 2008	vaihteluväli [Bq/l] 2009
Rn-222 Pohjavesi	<30 - 104	< 30 - 110
Rn-222 Joki- ja purovesi		<30

5.2 Radiokemiallisten Po-210 ja Pb-210 analyysien tulosten yhteenvetotaulukot

Taulukossa 13 on esitetty Po-210/Pb-210 -pitoisuuksien yhteenvedot vuosilta 2008 ja 2009. Korkeimmat pitoisuudet olivat näkinsammal-, lупpo- ja tattinäytteissä. Suurimmat poloniumpitoisuudet olivat näkinsammalnäytteissä Vuohetusjoelta 1190 Bq/kg vuonna 2008 ja 900 Bq/kg vuonna 2009.

Taulukko 13. Po-210 ja Pb-210 pitoisuudet vuosilta 2008 ja 2009. Pitoisuudet on laskettu Bq/kg kuivapainoa kohden (vedet Bq/kg märkäpainoa).

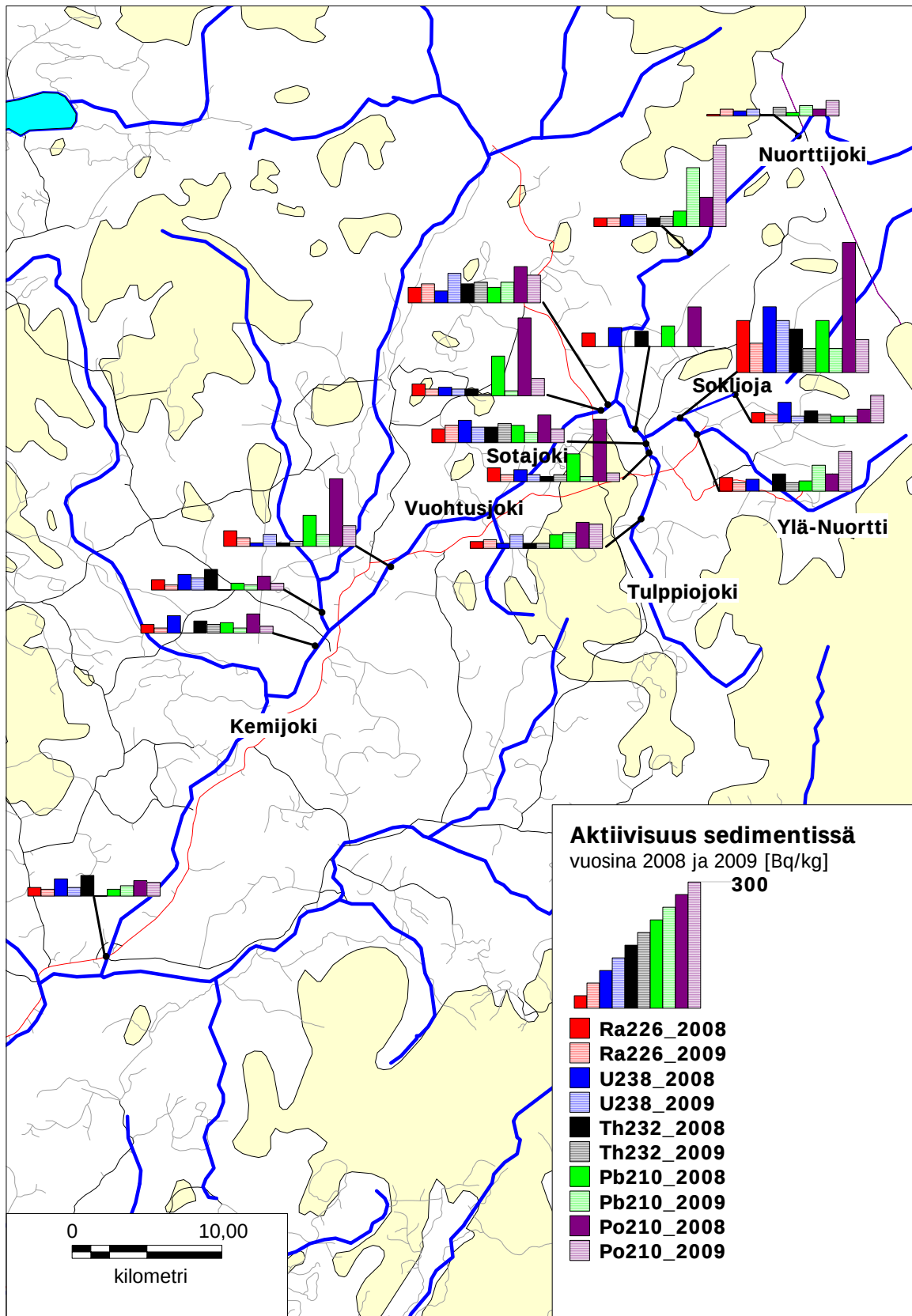
Näyte	Po-210 Bq/kg v.2008	Pb-210 Bq/kg v.2008	Po-210 Bq/kg v.2009	Pb-210 Bq/kg v.2009
Pohjavesi	0,03 - 0,04	0,008 - 0,03	0,005 - 0,04	0,006 - 0,009
Jokivesi	0,003 - 0,01	0,0004 - 0,01	0,002 - 0,008	0,000 - 0,007
Tatit	130 - 830	1,9 - 3,4	155 - 236	2,5 - 4,5
Rouskut	16 - 43	10 - 22	13 - 38	7 - 19
Haperot	6 - 19	4 - 7	6 - 12	4 - 7
Taimen, harjus	2 - 19	1 - 4	8 - 14	0,9 - 3,2
Hilla	1 - 1,4	1,4 - 1,6	0,6 - 0,7	1,1 - 1,3
Puolukka	4,6 - 4,9	2,5	0,8	2,7 - 2,8
Mustikka	4	2	0,7 - 1,2	1,5 - 2,5
Sedimentti	15 - 290	7 - 120	15 - 185	10 - 133
Näkinsammal	180 - 1190	47 - 660	147 - 895	70 - 620
Jäkälä	170 - 190	89 - 96	150 - 253	126 - 147
Luppo	300 - 470	170 - 250	165 - 336	112 - 228
Hirvenliha	4,3 - 4,7	0,7 - 1,0	4,3 - 22	0,7 - 1
Poronliha	8 - 80	0,8 - 2,5	6 - 55	0,5 - 1

5.3 Radiokemiallisten uraanianalyysien tulosten yhteenvetotaulukko

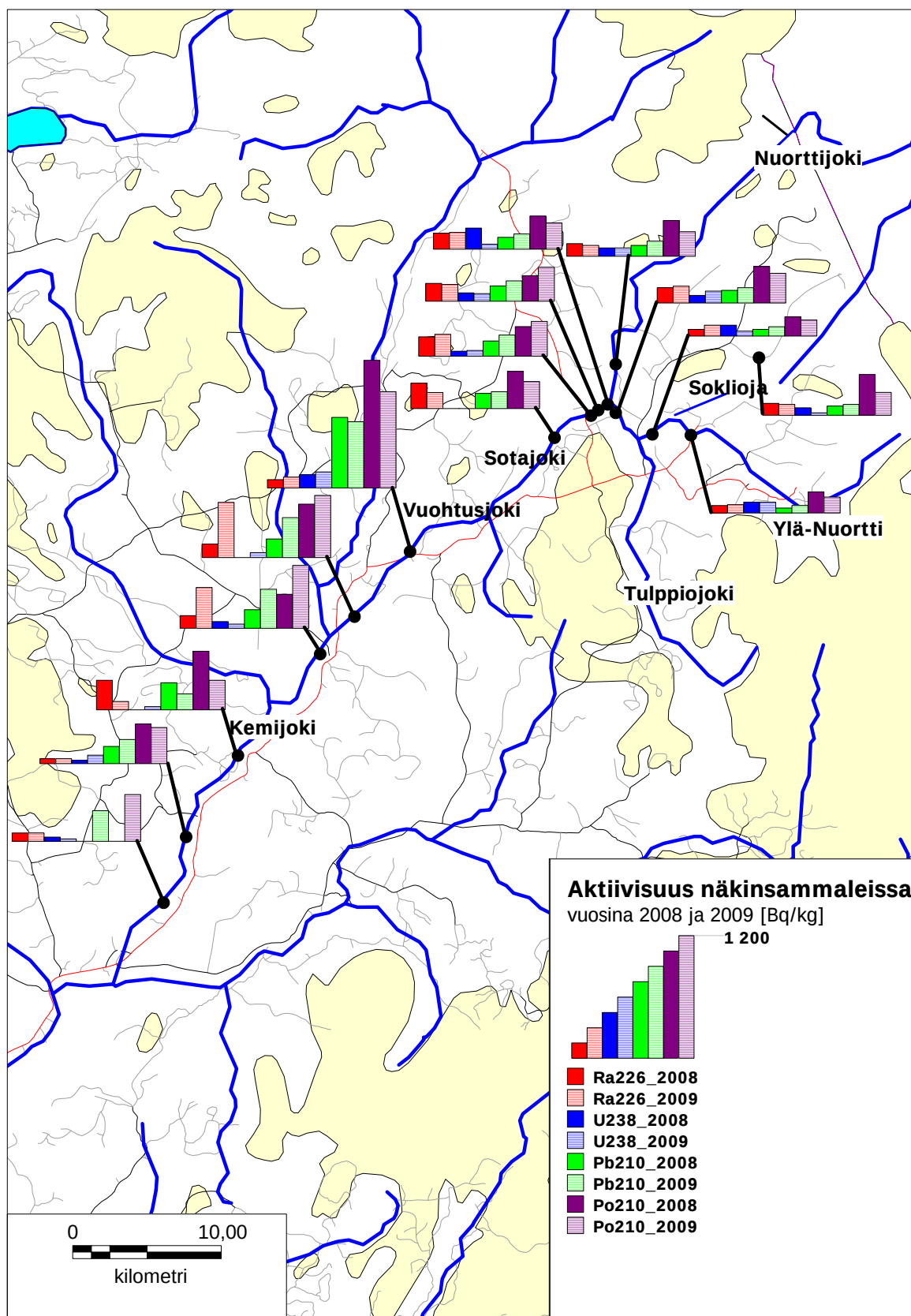
Taulukossa 14 on esitetty radiokemiallisten uraanianalyysien pitoisuuksien yhteenvedot.

Taulukko 14. Vesien uraanipitoisuudet.

	2008		2009	
	U-234 Bq/l	U-238 Bq/l	U-234 Bq/l	U-238 Bq/l
Jokivedet	0,003-0,024	0,0011-0,01	0,0033-0,020	0,0017-0,0088
Lähdevesi	0,019	0,012	0,020	0,013
Pohjavesi	0,0014 ja 0,0054	0,0011 ja 0,0045	0,0028 ja 0,0081	0,002 ja 0,0059
Vanha selkeytysallas	0,0008	0,0006	0,0002	0,0002



Kuva 16. Sedimenttinäytteiden aktiivisuuspitoisuudet vuosina 2008 ja 2009.



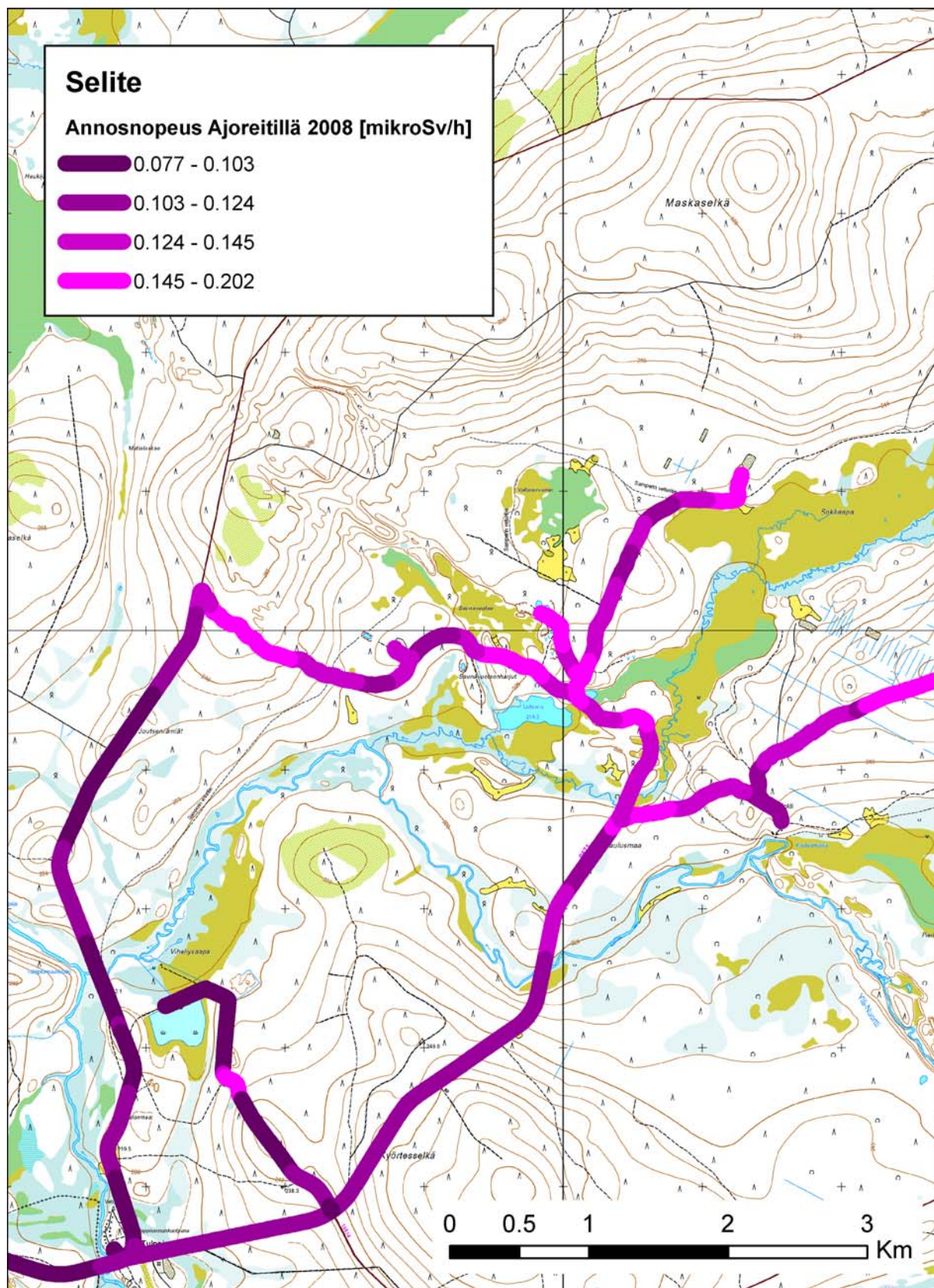
Kuva 17. Näkinsammalien aktiivisuuspitoisuudet vuosina 2008 ja 2009.

5.4 Tulokset in-situ ja annosnopeusmittauksista

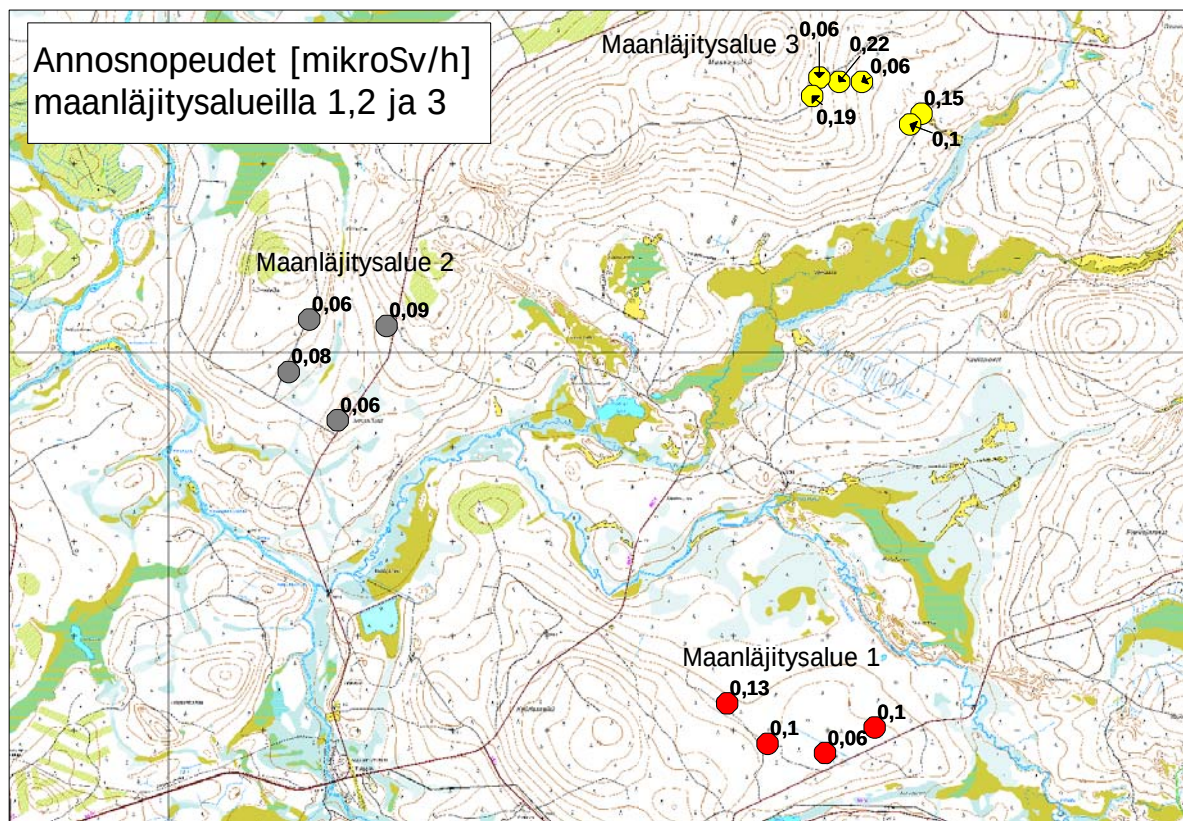
Syksyllä 2008 Säteilyturvakeskuksen liikkuvalla laboratoriollla tehtyjen annosnopeusmittausten tulokset on esitetty kuvassa 18. Lähes kaikki yläkvartiiliin sijoittuvat mittaustulokset mitattiin joko malmion tai vanhan koerikastamon alueella. Mittausten perusteella voidaan todeta, että annosnopeus malmion ja malmion maa-aineksien käsittelyalueilla on korkeampi kuin ympäröivällä alueella.

Lisäksi mitattiin Inspector 1000 -annosnopeusmittarilla annosnopeuksia vuonna 2008 niobimalmialueella ja vanhalla läjitysalueella 10 cm päästä kohteen pinnasta. Suomen normaali taustasäteily metrin korkeudella maan pinnasta vaihtelee välillä 0,05–0,30 $\mu\text{Sv/h}$. Korkein annosnopeus Soklissa mitattiin niobimalmialueella malmikasojen päältä ojan pohjalta 5,3 $\mu\text{Sv/h}$, 10 cm korkeudelta mitattuna. Vanhalla läjitysalueella annosnopeus maanpinnalla sekä näytteenottoreikien pohjalla vaihteli välillä 0,3–0,64 $\mu\text{Sv/h}$. Annosnopeudet laskivat nopeasti jo metrinkin etäisyydellä.

Kuvassa 19 on esitetty vuonna 2009 RDS-200 annosnopeusmittarilla mitatut annosnopeudet mahdollisilla tulevilla läjitysalueilla. Annosnopeudet vaihtelivat välillä 0,06–0,22 $\mu\text{Sv/h}$ metrin korkeudelta mitattuina.

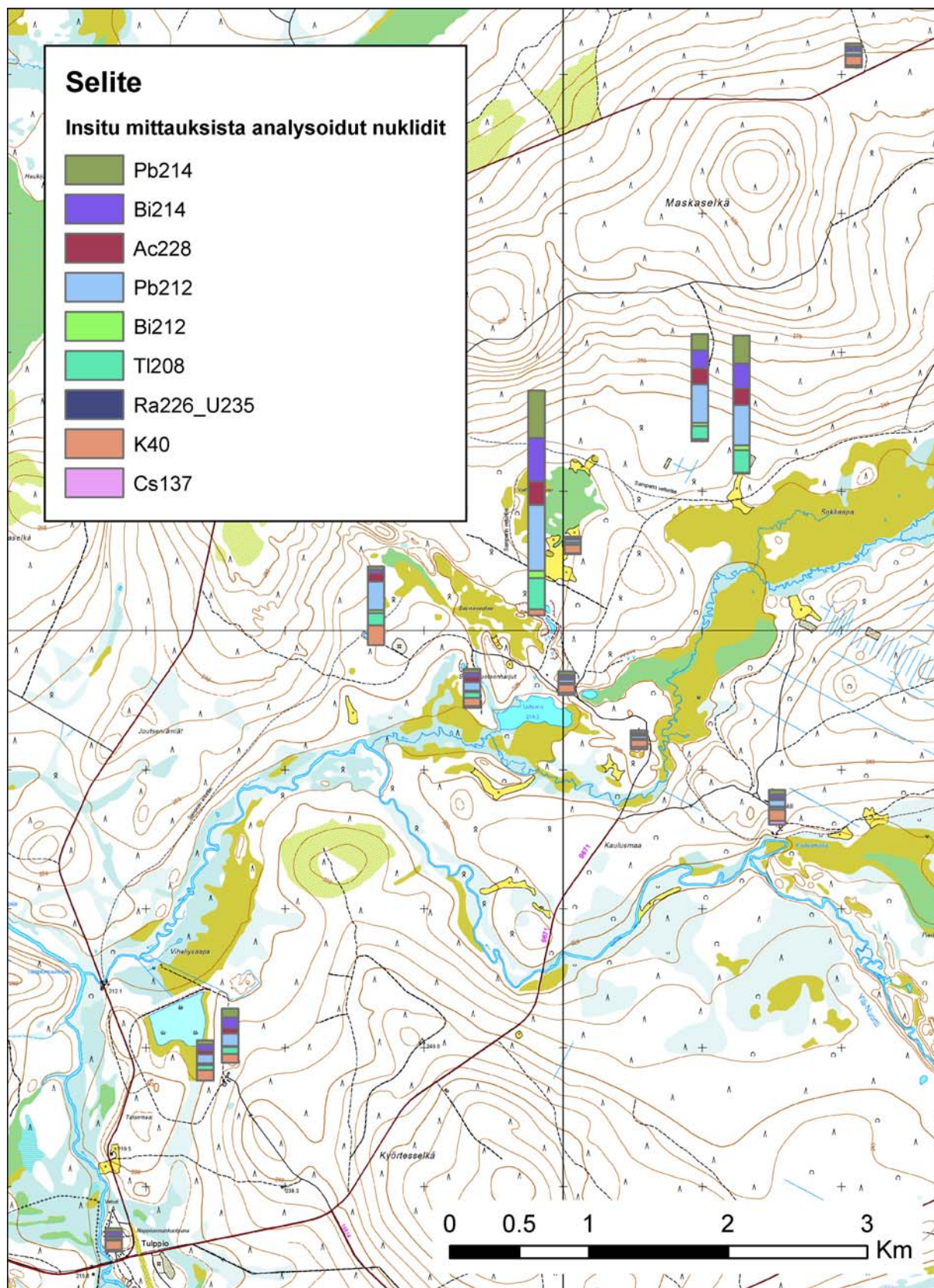


Kuva 18. Säteilyturvakeskuksen liikkuvalla laboratoriolla tehtyjen annosnopeusmittausten tulokset. Mittaustulokset on jaettu neljään kvartiliin, jotka on esitetty kuvassa eri väreillä.



Kuva 19. Annosnopeusmittaustulokset mahdollisilla läjitysalueilla.

Alueella tehtyjen *in-situ* mittausten tulokset on esitetty kuvassa 20. Mittauspisteissä, joissa pintamaa on poistettu tai malmion maa-aineksia on läjitetty, luonnon radioaktiivisten aineiden spektriin aiheuttamien piikkien koot ovat selvästi suuremmat. Lisäksi pintamaassa olevan keinotekoisen Cs-137 (kesium) nuklidin aiheuttamaa piikkiä ei havaita mittauspisteissä, joissa pintamaa on poistettu. Mittausten perusteella voidaan todeta, että malmion maa-ainekset sisältävät enemmän luonnon radioaktiivisia aineita kuin alueen pintamaa-ainekset.



Kuva 20. In-situ mittauksista analysoitujen nuklidien piikkien suuruudet. Eri nuklidien piikkien osuudet on esitetty värein.

6. Tulosten vertailua

6.1 Vuoden 2008 ja 2009 tulosten vertailu vuoden 1988 tuloksiin

Vuonna 1988 tehdyssä tutkimuksessa Soklin alueelta kerättiin vesi-, sedimentti- ja näkinsammalnäytteitä. Tutkimuksessa selvitettiin Soklin alueen silloista radiologista tilaa, mutta nykyiseen tutkimukseen verrattuna huomattavasti pienemmässä mittakaavassa. Liitteessä 6 on esitetty vuonna 1988 tehdyn tutkimuksen tulokset. Verrattaessa vanhoja ja uusia gammaspektrometriä tuloksia havaitaan, että aktiivisuuspitoisuuksissa ei ole suuria eroja. Ympäristön tila on ollut radiologisessa mielessä vakaa vuosien 1988–2009 aikana. Vuosina 1996–2004 on tehty malmitutkimuksia Loitsonlammen, Kaulusrovien, Maskaselän ja Kaulusmaan alueella.

6.2 Vertailu muiden fosfaattiesiintymien pitoisuuksiin

Taulukossa 15 on esitetty Soklin malmin radioaktiivisuuspitoisuuksien vertailua muiden maiden fosfaattiesiintymien malmien pitoisuuksiin. Soklin fosforimalmin uraanipitoisuus on keskimäärin 310 Bq/kg ja toriumpitoisuus 530 Bq/kg. Uraanipitoisuus on samaa luokkaa tai pienempi kuin usean muun maan fosfaattikaivosten malmien pitoisuudet. Kiinan, Venäjän Kuolan ja Siilinjärven kaivosten malmien pitoisuudet ovat vielä pienemmät. Suurimmat uraanipitoisuudet ovat Tansanian Minjingun ja USAn South Carolinan kaivoksilla. Soklin malmin toriumpitoisuus on korkea verrattuna muihin maihin.

Taulukko 15. Soklin malmien pitoisuuksien vertailua muihin fosfaattiesiintymien malmien pitoisuuksiin.

Maa	U-238 Bq/kg	Th-232 Bq/kg	K-40 Bq/kg
Tansania, Minjingu	6 500	550	330
USA, South Carolina	4 800	80	-
Marokko	1 400	10	35
Israel	1 400	10	20
Togo	1 300	110	100
USA, Florida	1 300	30	30
Tunisia	600	90	-
Algeria	500	70	10
Kiina	150	25	-
Venäjä, Kuola	80	130	40
Suomi, Siilinjärvi	10	10	110
Suomi, Sokli	100-1000	200-1700	30
Suomi, (niobimalmi)	1 000	4 000	30

6.3 Vertailu muiden vastaavien näytteiden pitoisuuksiin

6.3.1 Radonpitoisuudet vesistä

Soklin vesien radonpitoisuudet vaihtelivat lähdevedessä vanhan parakkialueen takana 90–115 Bq/l. Vihellysaavalta otetun lähdeveden pitoisuus oli alle määrittäysrajan. Vanhan läjitysalueen vallin takaisen suon pohjaveden radonpitoisuus oli korkeimmillaan 37 Bq/l. Joki- ja purovesien radonpitoisuudet olivat kaikki alle määrittäysrajan. Sosiaali- ja terveysministeriön pieniä vedenkäyttöyksiköitä koskevassa asetuksessa (401/2001) on annettu yksityisessä käytössä olevien kaivojen vedelle radonia koskeva toimenpideraja 1000 Bq/l. Säteilylakiin 592/91 perustuen STUK on antanut ST-ohjeen 12.3 vuonna 1993. Sen mukaan radonpitoisuus saa olla enintään 300 Bq/l. Jos vedessä on muita radioaktiivisia aineita, radonpitoisuuden on oltava edellä mainittua arvoa pienempi. Kaikki Soklin radontulokset olivat näitä enimmäisarvoja pienemmät. Suomen lähdevesien suurimmat mitatut radonpitoisuudet ovat noin 900 Bq/l. Suomessa talousveden (verkostovesi) keskimääräinen radonpitoisuus on 27 Bq/l ja porakaivoveden 590 Bq/l. (Säteily ympäristössä, 2003).

6.3.2 Polonium- ja lyijypitoisuudet ympäristönäytteistä

Taulukossa 16 on esitetty Soklin alueen ympäristönäytteiden Po-210- ja Pb-210 -pitoisuuksien vertailua muun Suomen vastaavien näytetyyppien pitoisuuksiin sekä Norjan poronlihan pitoisuuksiin. Korkeimmat Po-210 pitoisuudet olivat näkinsammaleessa, tateissa, naavassa ja jäkälässä, jotka ovat tunnetusti hyviä indikaattoreita radioaktiivisille aineille. Soklin alueen sedimenttien ja näkinsammalien pitoisuuksia verrattiin myös Enon Paukkajanvaaran entisen uraanikaivosalueen näytteiden pitoisuuksiin. Vertailussa havaittiin, että lähellä vanhaa Paukkajanvaaran kaivosta olevien näytteiden pitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia kuin Soklin alueen näytteiden pitoisuudet. Muutoin Soklin alueen ympäristönäytteiden pitoisuudet olivat samaa tasoa kuin muutkin näytteet.

Taulukko 16. Soklin alueen ympäristönäytteiden polonium- ja lyijypitoisuuksien vertailua muiden vastaavien näytetyyppien kanssa.

	SOKLI	SOKLI	Vertailu	Vertailu		
Näyte	Po-210 Bq/Kg	Pb-210 Bq/kg	Po-210 Bq/kg	Pb-210 Bq/kg	Paikka	Ref.
Pohjavesi	0,005-0,04	0,006-0,03	0,07 (porakaivot)	0,06 (porakaivot)	Suomen ka.	Säteily ympäristössä, 2003
Jokivesi	0,002-0,01	0,0004-0,01	0,003 (verkostovesi)	0,003 (verkostovesi)	Suomen ka.	Säteily ympäristössä, 2003
Tatit	130-830	1,9-4,5	116-2192	2-15	Kivalo, Rovaniemi	K. Vaaramaa et al. 2009
Rouskut	13-43	7-22	13,9-110	3-12	Kivalo, Rovaniemi	K. Vaaramaa et al. 2009
Haperot	6-19	4-7	13-52	4-12	Kivalo, Rovaniemi	K. Vaaramaa et al. 2009
Taimen, harjus	2-19	1-4	0,44* 0,14* 6-23	- - -	Tenojoki (lohi) Inarijärvi (taimen) Itämeri (merikala)	Kauranen ja Miettinen, 1970 Skwarzec 1988
Hilla	0,6-1,4	1,1-1,6	1,2-1,9	1,2-2	Kivalo, Norvajärvi	PSL
Puolukka	0,8-5	2,5-2,8	2,2	1,4	Kivalo, Rovaniemi	K. Vaaramaa et al. 2009
Mustikka	0,7-4	1,5-2,5	3,2	0,7	Kivalo, Rovaniemi	K. Vaaramaa et al. 2009
Sedimentti	15-294	7-133	160-190000	140-110000	Paukkajanvaara	STUK-B-VALO 56
Näkinsammal	147-1190	47-660	- 840-13000	90 790-15000	Salla Paukkajanvaara	PSL STUK-B-VALO 56
Jäkälä	150-253	89-147	218	237	Lappi	Kauranen ja Miettinen, 1966
Luppo	165-472	112-251	91-207	76-182	Posio, Kemijärvi, Kittilä, Salla	PSL
Hirvenliha	4,3-22	0,7-1	7 (t.p.)*	0,1 (t.p.)*	Salla	Kauranen et al. 1971
Poronliha	6-83	0,5-2,5	12* 3,4-69 20-70	0,1* 0,8-5,4	Inari Eri paliskuntia Norja	Kauranen et al. 1971 PSL Skuterud et al. 2005

* tulos tuorepainoa kohti laskettuna

6.3.3 Uraanipitoisuudet vesissä

Soklin alueen joki- ja lähdevesien mitatut uraanipitoisuudet ovat lähellä Suomen verkostovesien keskimääräisiä aktiivisuuspitoisuuksia, jotka ovat 0,02 Bq/l U-234:lle ja 0,015 Bq/l U-238:lle (Säteily ympäristössä, 2003). Verrattuna maaperän pohjaveden keskiarvopitoisuuteen mitatut uraanin aktiivisuuspitoisuudet ovat hyvin alhaisia, 3-5 kertaa alhaisempia. Verrattuna kalliopohjaveden keskiarvopitoisuuksiin, mitatut pitoisuudet ovat yli 50 kertaa pienempiä.

U-234/U-238-isotooppisuhde vaihteli välillä 1-3,4 ja on korkeahko, jos sitä vertaa tyypilliseen isotooppisuhteeseen maaperänpohjavedessä, jossa se on n. 1,3 (STUK-A199, 2001). Suomen porakaivovedessä U-234/U-238-isotooppisuhde on tyypillisesti välillä 1 - 3. Syitä korkeampaan isotooppisuhteeseen Soklin alueen jokivedessä voivat olla jokiveden sekoittuminen kalliopohjaveteen tai jokiveden suora kosketus urania sisältävän kallion kanssa.

7. Johtopäätökset

Radiologisen perustilaselvityksen avulla selvitettiin yksityiskohtaisesti Soklin alueen ympäristön radiologinen nykytila. Selvityksessä kartoitettiin luonnon radioaktiivisten aineiden määriä siinä ympäristössä, johon suunnitteilla olevalla kaivostoiminnalla voi olla vaikutusta. Selvityksen avulla voidaan arvioida tulevaisuudessa mahdollisen kaivostoiminnan vaikutusta ympäristön radioaktiivisuuteen.

Tulokset osoittivat että Soklin alueen ympäristönäytteiden pitoisuudet vastasivat muun Lapin tai Suomen ympäristönäytteiden pitoisuuksia. Ainoastaan malmin ja vanhan rikastushiekan pitoisuudet olivat normaalia taustasäteilyä korkeampia. Tuloksia vertailtiin myös STUK:n 1980 -luvulla tekemien analyysien tuloksiin, ja havaittiin, ettei Soklin alueella tehdyillä malmin tutkimuksilla tai kairauksilla ole ollut merkittävää vaikutusta Soklin ympäristön radiologiseen tilaan ja että ympäristön tila on ollut radiologisessa mielessä vakaa vuosien 1988–2009 aikana.

Soklin fosfaattimalmissa luonnon radioaktiivisten aineiden määrät ovat selvästi suurempia kuin maaperässä keskimäärin. Etenkin niobimalmit sisältävät merkittäviä määriä luonnon radioaktiivisia aineita, erityisesti toriumia. Jos näitä malmivaroja aiotaan hyödyntää, niin luonnon radioaktiiviset aineet on huomioitava toiminnassa. Tarvittavat toimet riippuvat aiotun toiminnan laadusta ja

radionuklidien käyttäytymisestä tuotantoprosesseissa, kuten rikastuksessa. Kun aiottuun toimintaan liittyvät prosessit ovat tiedossa, Säteilyturvakeskus antaa tarvittavat ohjeet mahdollisesti tarvittavista selvityksistä. Selvitysten perusteella Säteilyturvakeskus antaa ohjeet siitä mitkä toimet ovat tarpeen säteilyaltistuksen rajoittamiseksi ja seuraamiseksi.

8. Liitteet

LIITE 1. Radiologisia suureita ja yksiköitä sekä yleistä tietoa luonnon radioaktiivisuudesta

LIITE 2. Analysoidut näytteet 2008 ja 2009

LIITE 3. Gammaspektrometrysten analyysien tulokset

LIITE 4. Polonium- ja lyijyanalyysien tulokset

LIITE 5. Radiokemiallisten uraanianalyysien tulokset

LIITE 6. Vuoden 1988 tulokset

LIITE 7. *In-situ* mittausten tulokset

LIITE 8. Lapin ympäristökeskuksen kalanäytteenotto 2009

9. Viitteet

IEC 1452: 1995, International standard IEC 1452 (1995), Nuclear instrumentation-Measurement of gamma-ray emission rates of radionuclides-Calibration and use of germanium spectrometers.

Kauranen P ja Miettinen J. K, Po-210 and Pb-210 in environmental samples in Finland, Radioecological concentrations Processes, Proceedings of an International Symposium Stockholm 1966; 275-280.

Kauranen P ja Miettinen J. K, Polonium and radiolead in some aqueous ecosystems in Finland, Symposium on the Biology and Ecology of Polonium and Radiolead, Sutton, April 30 to May 1, 1970.

Kauranen P, Miettinen J. K, Pulliainen E, Polonium-210 and lead-210 in some terrestrial animals in Finland. Ann. Zool. Fennici 1971; 8: 318-323.

Mäkinen I, Hanste U-M. Proficiency testing for measurement of radon (^{222}Rn) in drinking water. Accreditation and Quality Assurance 2009; 14: 473-476.

Pöllänen R. 2003. Säteily ympäristössä, toim. Roy Pöllänen, Säteilyturvakeskus, Helsinki.

Skuterud I, Gwynn J. P, Gaare E, Steinnes E, Hove K, ^{90}Sr , ^{210}Po and ^{210}Pb in lichen and reindeer in Norway, Journal of Environmental Radioactivity 2005; 84(3): 441-456.

Skwarzec B. Accumulation of Po-210 in selected species of Baltic fish. J. Environ. Radioactivity 1988; 8: 111-118.

STUK-A199, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Tarvainen T, Hatakka T, Arvela H. Kaivoveden luonnollinen radioaktiivisuus – otantatutkimus 2001.

STUK-B-VALO 56, Paukkajanvaaran vanhan uranikaivos- ja rikastamoalueen ja sen ympäristön radioaktiivisuustutkimukset, 1989.

Vaaramaa K, Solatie D, Aro L. Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. Science of the Total Environment 2009; 408: 84-91.

Vesterbacka P, Ikäheimonen TK. Optimization of ^{210}Pb Determination via Spontaneous Deposition of ^{210}Po on a Silver Disk. Analytica Chimica Acta 2005; 545: 252-261.

Vesterbacka P, Klemola S, Salahel-Din K, Saman M. Comparison of analytical methods used to determine ^{235}U , ^{238}U and ^{210}Pb from sediment samples by alpha, beta and gamma spectrometry. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 2009; 281: 441-448

Yara Suomi Oy, Soklin kaivoshanke info.

Yara Suomi Oy, Soklin kaivoshankkeen YVA-selostus, Pöyry 2009.