



Työterveyslaitos

Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa

OSA 1: TYÖYMPÄRISTÖSELVITYS

Tietoa työstä

**Mirja Kiilunen
Antti Karjalainen
Kyösti Louhelainen
Tiina Santonen**



Työterveyslaitos

Esikartoitus uraani-altistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa

OSA 1: TYÖYMPÄRISTÖSELVITYS

STM HANKENUMERO 718113001

Mirja Kiilunen, Antti Karjalainen, Kyösti Louhelainen, Tiina Santonen

Työterveyslaitos

Helsinki 2014

Työterveyslaitos

Asiakasratkaisut

Topeliuksenkatu 41 a A

00250 Helsinki

www.ttl.fi

Piirrokset: Mirja Kiilunen

Kansi: Mainostoimisto Albert Hall Finland Oy Ltd

© 2014 Työterveyslaitos ja kirjoittajat

Julkaisu on toteutettu sosiaali- ja terveysministeriön tuella.

Tämän teoksen osittainenkin kopiointi on tekijänoikeuslain (404/61, siihen myöhemmin tehtyine muutoksineen) mukaisesti kielletty ilman asianmukaista lupaa.

ISBN 978-952-261-454-4 (PDF)

TIIVISTELMÄ OSA 1: TYÖYMPÄRISTÖ

Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa - hankkeeseen kuuluu kaksi erillistä osaa: työperäisen altistumisen ja terveysriskien arviointi ja ympäristövaikutusten arviointi. Tästä työperäisen altistumisen osuudesta vastasivat Mirja Kiilunen, Antti Karjalainen, Kyösti Louhelainen ja Tiina Santonen Työterveyslaitokselta. Sosiaali- ja terveysministeriö tuki hanketta taloudellisesti.

Hanke on toteutettu Talvivaara Sotkamo Oy:n, Norilsk Nickel Harjavallan, Mawson Mining Finlandin, Itä-Suomen yliopiston, Säteilyturvakeskuksen, Työterveyslaitoksen ja sosiaali- ja terveysministeriön ja ympäristöministeriön yhteistyönä. Tekijät haluavat kiittää kaikki yhteistyötahoja avoimesta, rakentavasta ja hyvästä yhteistyöstä projektin kuluessa.

Arvioitaessa terveysriskejä on huomioitava, että uraanin terveysvaikutukset ovat erilaiset riippuen siitä, ovatko uraaniyhdisteet liukoissa vai niukkaliukoissa muodossa. Liukoisen uraanin kohdalla kriittiset vaikutukset ovat munuaistoksiset vaikutukset, mutta niukka-liukoisen uraanin kohdalla tulee ensisijaisesti kiinnittää huomioita niukkaliukoisen uraanin kertymiseen keuhkoihin ja sen aiheuttamaan säteilyannokseen.

Työperäinen altistuminen uraanille on Suomessa vähäistä kirjallisuudessa olevan tiedon ja nyt tehtyjen mittausten perusteella. Mittaukset kuvaavat tämän hetken tilannetta, jolloin uraania ei oteta talteen Talvivaaran kaivoksella. Suurin syy matalaan altistumistasoon on Suomen maaperän uraanipitoisuuden matala taso. Suomessa ei ole yhtään uraanimalmiksi luokiteltavaa malmiota (pitoisuus > 0,1 %). Talvivaaran malminkin uraanipitoisuus on vain 0,002 %.

Virtsan uraanipitoisuudet olivat matalia kaivannaisteollisuudessa työskenneltäessä. Ne eivät tällä hetkellä poikkea altistumattoman väestön virtsan uraanipitoisuuksista joitain yksittäisiä arvoja lukuun ottamatta. Kirjallisuudessa on esitetty ilman uraanipitoisuuksia, jotka ovat korkeimmillaan olleet $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ malmin murskauksessa mitattaessa kiinteistä mittauspisteistä, mutta hengitysvyöhykkeeltä mitatut arvot ovat jääneet alle määritysrajan. Suomessa Työterveyslaitoksen työhygieenisen mittausrekisterin mukaan mitattu korkein yksittäinen uraanipitoisuus malmin jatkojalostuksessa oli $0,011 \text{ mg}/\text{m}^3$ uuttovaiheessa mitattuna uuttokennon päältä, mutta muut mittaukset jäivät alle $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tason.

Jako liukosiin ja liukenemattomiin yhdisteisiin tulee jatkossa huomioida tulkittaessa sekä työhygieenisiä että biologisia mittaustuloksia. Suomessa on tällä hetkellä voimassa työhygieeninen raja-arvo $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ niukkaliukoiselle uraanille ja raja-arvo $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ liukoiselle uraanille (STM 2014). Tehdyn selvityksen perusteella suositellaan harkittavaksi raja-arvojen uudelleenarviointia. Liukoisten yhdisteiden kohdalla voidaan lähtökohtana pitää tasoa $0,025 \text{ mg}/\text{m}^3$ perustuen uraanin munuaisvaikutuksiin. Niukkaliukoisten yhdisteiden kohdalla munuaisvaikutuksia merkityksellisemmäksi nousee niiden kertyminen keuhkoihin

ja siitä seuraava säteilyaltistuminen. Niukkaliukoiselle uraanille altistumisen pysyessä tasolla $0,015 \text{ mg/m}^3$ ja $0,0025 \text{ mg/m}^3$ ei altistuminen ylitä säteilytyön määritelmän annosrajoja (luokka A 6 mSv ja luokka B 1 mSv). Edes näihin perustuvat raja-arvot eivät tämän selvityksen perusteella ylity kaivannaisteollisuudessa Suomessa.

Altistuttaessa liukoisille uraaniyhdisteille ilmapitoisuutta $0,025 \text{ mg/m}^3$ vastaava virtsan uraanipitoisuus on noin $40 \text{ } \mu\text{g/l}$ ($\sim \text{ } \mu\text{g/g}$ kreatiniinia), joka näin ollen voitaisiin asettaa biologisten näytteen viite-arvoksi. Tiedon puutteen takia ei ole mahdollista laskea yllämainittuja ilmapitoisuuksia ($0,015$ ja $0,0025 \text{ mg/m}^3$) vastaavia virtsapitoisuuksia altistuttaessa niukkaliukoiselle uraanille.

Suomessa tällä hetkellä meneillään oleva uraanipitoisten malmien louhinta ja tuotanto eivät siis nyt tehtyjen selvitysten perusteella aiheuta riskiä työntekijöille. Varsinainen uraaninrikastustoiminta ei kuitenkaan vielä ole Suomessa käynnistynyt; mikäli rikastus aloitetaan, tulee tähän liittyvissä työvaiheissa tapahtuva työperäinen altistuminen selvittää erikseen.

ABSTRACT VOLUME 1 WORKING ENVIRONMENT

This summary consists of two parts: occupational exposure and health risk assessment, and environmental impact assessment. Mirja Kiilunen, Antti Karjalainen, Kyösti Louhelainen and Tiina Santonen from the Finnish Institute of Occupational Health were responsible for this occupational exposure part. The project was founded by the Ministry of Social Affairs and Health.

The project was carried out in collaboration between Talvivaara Sotkamo Ltd, Norilsk Nickel Harjavalta, Mawson Mining Finland, the University of Eastern Finland, the Radiation and Nuclear Safety Authority, the Finnish Institute of Occupational Health, and the University of Eastern Finland. The authors would like to thank all the partners for their open, constructive and fruitful co-operation.

It should be remembered when assessing health risks, that uranium health effects vary depending on whether the uranium compounds are in soluble or sparingly soluble form. The critical effects of soluble uranium are its renal effects, but for sparingly soluble uranium, the primary effect is its accumulation in the lungs, and the resulting radiation dose.

Occupational exposure to uranium in Finland is low according to both the information in the literature and the present measurements. The measurements describe the current situation, i.e. uranium is not being mined in Talvivaara. The main reason for this low exposure level is the low content of uranium in Finnish soil. Finland has no orebodies that are classified as uranium ore (concentration > 0.1%). In Talvivaara ore, the uranium content is only 0.002%.

Urine uranium concentrations were low in the mining industries. They do not currently differ from the level of the non-exposed population, with the exception of some individual values. The highest uranium concentrations in the working air at stationary points were 0.2 µg/m³ during ore crushing, but in the breathing zone they were below the detection limit. According to the register of industrial hygiene measurements of the Finnish Institute of Occupational Health, the highest single concentration of uranium was observed during the extraction process, on the top of the extraction cell, at 0.011 mg/m³. However, the rest of the measurements were below µg/m³.

In the future, the distribution of soluble and sparingly soluble compounds shall be considered when interpreting biological and occupational hygiene measurement results. The Ministry of Social Affairs and Health's currently occupational exposure limit value for sparingly soluble uranium compounds is 0.2 mg/m³, and for soluble uranium compounds, 0.05 mg/m³. On the basis of our results, we recommend that these limit values be re-evaluated. For soluble compounds, a level of 0.025 mg/m³ of uranium in the air may be acceptable,

as this is based on the renal effects of uranium. For sparingly soluble compounds, the accumulation of uranium compounds in the lungs and subsequent radiation exposure is more relevant than the effects on the kidneys. If the sparingly soluble uranium exposure remains at a level of 0.015 mg/m^3 and 0.0025 mg/m^3 , it will not exceed the definition of the dose limits of radiation exposure at work (Class A 6 mSv, and the Class B 1 mSv). According to this study, even these levels are not exceeded in the extractive industries in Finland.

As regards exposure to soluble uranium compounds, an air uranium concentration of 0.025 mg/m^3 corresponds to a urine uranium concentration of about $40 \text{ }\mu\text{g/l}$ ($\sim \text{ }\mu\text{g/g}$ creatinine). This, therefore, could be set as the biological action level for soluble uranium compounds. Due to a lack of information, it is not possible to calculate the corresponding urinary uranium concentration for the above mentioned air concentrations (0.015 and 0.0025 mg/m^3) of sparingly soluble uranium compounds.

Currently ongoing uranium-doped ores and production in Finland do not therefore, on the basis of the studies carried out, pose a risk to the environment or to workers (or the rest of the population for which exposure is considerably lower than that of workers). Actual uranium enrichment activities have not yet been launched in Finland; if enrichment is initiated, the stages of the work related to occupational exposure will be identified separately.

TIIVISTELMÄ OSA 2 YMPÄRISTÖ

Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa - hankkeeseen kuuluu kaksi erillistä osaa: työperäisen altistumisen ja terveysriskien arviointi ja ympäristövaikutusten arviointi. Tästä ympäristöperäisen altistumisen osuudesta vastasi Sari Makkonen Itä-Suomen yliopistosta. Ympäristöministeriö tuki hanketta taloudellisesti.

Hanke on toteutettu Talvivaara Sotkamo Oy:n, Norilsk Nickel Harjavallan, Mawson Mining Finlandin, Itä-Suomen yliopiston, Säteilyturvakeskuksen, Työterveyslaitoksen ja sosiaali- ja terveysministeriön ja ympäristöministeriön yhteistyönä. Tekijät haluavat kiittää kaikki yhteistyötahoja avoimesta, rakentavasta ja hyvästä yhteistyöstä projektin kuluessa.

Ympäristövaikutusten selvityksen perusteella voidaan todeta, että luonnon radioaktiivisten materiaalien erityisesti pitkäaikaisaltistumisen haitallisuudesta vesi- ja maaekosysteemeille on kirjallisuuden mukaan vielä vähän tietoa. Luonnon uraani on kemiallisesti haitallisempaa ihmiselle ja eliöstölle kuin sen aiheuttama säteily. Sen sijaan, pienistä ainemääristä johtuen, monien uraanin hajoamissarjan radionuklidien kemiallista haittaa pidetään niiden säteilyhaittaa vähäisempänä. Kaivostoiminnassa uraanin ympäristövaikutusten arvioinnin ohella on tärkeää huomioida myös sen hajoamissarjan radionuklidien kemialliset ja säteilyominaisuudet.

Luonnossa esiintyvistä uraanimuodoista (U^{4+} ja U^{6+}) liukoinen uraani (VI) on liikkuvaa ja biosaatavaa sekä vesi- että maaekosysteemeissä. Eliöstö pystyy ottamaan uraania luonnosta lähinnä uranyyli-ioneina (UO_2^{2+}) ja uranyylihydroksidikomplekseina (UO_2OH^+). Veden ja maaperän ominaisuuksilla (esim. pH, veden kovuus) on ilmeinen vaikutus uraanin esiintymismuotoihin. Suomessa pintaveden pehmeys ja bikarbonaattien läsnä olo ovat tekijöitä, jotka voivat lisätä uraanin liukoisuutta veteen.

Olemassa olevan tiedon mukaan uraani on biokertyvämpää vesiympäristössä ja haitallisempaa vesieliöille kuin maakasveille tai -eläimille. Uraanin ja monien sen hajoamissarjan radionuklidien on havaittu kertyvän kaloilla ja luonnon eläimillä luustoon, sisäelimiin ja vähäisessä määrin lihaan. Simpukoilla kohonneita radionuklidipitoisuuksia on havaittu lihassa ja kuoreissa.

Suomessa ei ole käytössä ohjearvoa luonnonvesien tai pintamaan uraanipitoisuudelle. Kirjallisuudessa arviot vesiekosysteemien turvallisesta liukoisesta uraanipitoisuudesta pitkäaikaisaltistumisessa vaihtelevat 0,3–5 $\mu\text{g/l}$ pintavedessä ja maaekosysteemeille 28–250 mg/kg maan kuivapainossa. Suomessa luonnonvesien uraanipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,01–0,08 $\mu\text{g/l}$ (aktiivisuuspitoisuus 0,0001–0,001 Bq/l) ja graniittisilla alueilla 0,50–2,50 $\mu\text{g/l}$ (0,006–0,03 Bq/l). Sisävesille sedimenttien uraanipitoisuuksien vaikutuksista on rajallisesti tutkimustietoa. Maa- ja vesiekosysteemeille turvallisiksi arvioitu säteilyannos on 10 $\mu\text{Gy/h}$. Uraanipitoisen malmin louhinnassa syntyvä säteily kaivosalueella on pääosin alfa-

säteilyä, joka on haitallista lähinnä sisäisen altistumisen eli hengityksen ja nielemisen kautta.

Suomessa uraanipitoisten malmien louhinnasta ja rikastamisesta aiheutuvat uraanipäästöt lähiympäristöön ovat hallitussa toimintaympäristössä yleensä vähäisiä tai alle määritysrajan. Alapuolista vesistöistä tavatut kohonneet uraanipitoisuudet ovat liittyneet yleensä vesienhallinnan häiriötilanteista aiheutuneisiin haitta-ainepäästöihin. Ympäristöönnettomuudet ja poikkeustilanteet kaivoksilla kuten suuri sadanta, patorikot ja vesien hallintajärjestelmien pettäminen lisäävät merkittävästi riskiä uraanin kulkeutumiselle kaivoksen ulkopuolelle, ja vaaraa lähiympäristön herkimmille eliölajeille ja ekosysteemeille altistua haitallisille pitoisuuksille. Suomen kaivoksilla malmien sisältämät uraanipitoisuudet ovat useimmiten pieniä, mutta louhitun malmin ja jätemäärien suuruudesta riippuen sivutuotteena syntyvän uraanin kokonaismäärät kaivosalueella voivat olla suuria ja ympäristöön päästeseen merkittäviä paikallisten ympäristönvaikutusten kannalta.

ABSTRACT VOLUME 2 ENVIRONMENT

This summary consists of two parts: occupational exposure and health risk assessment, and environmental impact assessment. Sari Makkonen from the University of Eastern Finland were responsible for this environment part. The project was founded by the Ministry of the Environment.

The project was carried out in collaboration between Talvivaara Sotkamo Ltd, Norilsk Nickel Harjavalta, Mawson Mining Finland, the University of Eastern Finland, the Radiation and Nuclear Safety Authority, the Finnish Institute of Occupational Health, and the University of Eastern Finland. The authors would like to thank all the partners for their open, constructive and fruitful co-operation.

Based on the available literature, the data on the long-term adverse effects of naturally occurring radioactive materials on natural waters and soil ecosystems are limited. The risk to humans and the environment is, usually, dominated by the component associated with radiation exposure. Natural uranium is chemically more toxic to biota than its radiation, but the progeny of uranium occurs in such low mass concentrations that their chemical toxicity is negligible compared with their radiotoxicity. Assessment of both the chemical and radiological impacts of uranium and its progeny on the environment are important to take into consideration in mining operations.

The speciation of uranium influences its mobility within specific environments, as well as its bioavailability in aquatic and terrestrial systems. The uranyl ion (UO_2^{2+}) and the uranyl hydroxyl complex (UO_2OH^+) are the major forms of uranium (VI) bioavailable to organisms. It is also obvious that water and soil properties (e.g. pH, hardness) affect the speciation of uranium. Finnish surface waters are mainly soft and consist of bicarbonates that can readily increase the solubility of uranium.

According to the available literature, it appears that uranium is more toxic to aquatic plants and animals than to soil ecosystems. Uranium and many of its progeny have shown to accumulate in fish and natural animals in their bones, liver, kidneys, gastrointestinal areas, and, in small amounts, in their muscles. Enhanced concentrations of radionuclides have been found in the muscles and shells of mussels.

There are no Finnish guideline values for uranium in natural surface waters and soils. The predicted safe dissolved concentrations for uranium in freshwaters given in the literature ranged from 0.3 to 5 $\mu\text{g/L}$, and in soil ecosystems from 28 to 250 mg/kg soil dry weight. The background levels of uranium in Finnish natural waters vary between 0.01 and 0.08 $\mu\text{g/L}$ (activity concentration 0.0001–0.001 Bq/L), and in granite areas in southern Finland between 0.50 and 2.50 $\mu\text{g/L}$ (0.006–0.03 Bq/L). There are no available data on the rela-

tionship between uranium speciation and bioavailability in freshwater sediments. A screening radiation dose rate of 10 $\mu\text{Gy/h}$ has been proposed for soil and water ecosystems. The released radiation in the mining and milling of uranium-bearing ores mainly consists of alpha radiation, which is a significant internal exposure hazard via inhalation and ingestion.

Uranium discharge concentrations from Finnish mine sites into the environment are mainly low or below the detection limits in well-managed operations. Enhanced uranium concentrations found in nearby water courses are often related to the leakage of contaminated water into the environment, due to failure in water management. Environmental accidents and disasters at mine sites (e.g. high rainfall, dam breaks and water management system failures) can increase the risk of uranium being released offsite and may potentially place the local sensitive biota and ecosystems at risk of exposure to harmful concentrations. In Finland, uranium-bearing ores are mainly very low grade. However, depending on the type and quantities of mine ores and waste materials generated during operations, the onsite concentrations of uranium, even as a byproduct, can be high and pose a potential risk to sensitive organisms, if released into the environment.

SISÄLLYS

Tiivistelmä osa 1: työympäristö	i
Abstract volume 1 working environment	iii
Tiivistelmä osa 2 ympäristö	v
Abstract volume 2 environment	vii
Käytetyt lyhenteet	3
1 Kaivannaisteollisuus Suomessa	5
2 Uraani	7
2.1 Uraanin etsintä ja tuotanto	7
2.2 Uraani ympäristössä	8
2.3 Uraanin hajoamistuotteet ja niiden säteily	9
2.4 Ympäristöperäinen uraanialtistuminen	10
2.5 Virtsan uraanipitoisuuden altistumattomien viiteraja	11
2.6 Uraanin terveysvaikutukset.....	12
2.7 Raja-arvoja työperäiselle altistumiselle	14
3 Altistuminen säteilylle ja kemiallisille tekijöille kaivostyössä	17
3.1 Säteily.....	17
3.2 Kemialliset tekijät.....	19
4 Työperäinen altistuminen uraanille Suomessa	20
4.1 Mittaukset kaivoksilla ilmasta	20
4.1.1 Talvivaara Sotkamo Oy	20
4.1.2 Norilsk Nickel Harjavalta Oy	24
4.1.3 Kevitsan kaivoksen pölymittaukset ja niiden perusteella tehdyt laskelmat.....	27
4.2 Virtsan uraanin biomonitorointimittaukset	32
4.3 Työterveyslaitoksen rekisterit	35
4.4 Altistuminen ulkomailla	35
5 Yhteenveto	38

Lähteet..... 40

KÄYTETYT LYHENTEET

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
BEI	biological exposure indice
Benchmark-arvo	muihin vastaaviin toimijoihin/ testeihin vertaamalla saatu arvo
Bi	vismutti
BMDL5%	benchmark dose lower limit for a 5% excess
Bq	becquerel
cm ³	kuutiosenttimetri
ELY-keskus	Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
g	gramma
GTK	Geologinen tutkimuslaitos
h	tunti
HTP-arvo	haitalliseksi tunnettu pitoisuus
<i>in vitro</i>	koe suoritetaan koeputkessa
<i>in vivo</i>	elävässä organismissa tehtyä tutkimusta
K-40	kalium 40 isotooppi
kg	kilogramma
kreat.	kreatiniini
l	litra
LOAEC	lowest observable adverse effect concentration
LOAEL	lowest observed adverse effect level
m ²	neliometri
m ³	kuutiometri
MAK	maximum concentrations at the workplace
MMAD	mass median aerodynamic diameter
Mt	megatonni eli miljoonatonnia
n	lukumäärä
ng	nanogramma
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
Ni	nikkeli
Pb	lyijy
persentiili	sadannepiste, prosenttipiste
PLS-liuos	pääprosessiliuos
Po	polonium

ppm	parts per miljon, miljoonasosa
ppm eTh	toriumin ekvivalenttipitoisuus
ppm eU	uraanin ekvivalenttipitoisuus
Ra	radium
Rn	radon
s	sekunti
STEL	short-term exposure limit
STUK	Säteilyturvakeskus
Sv	sievert
Th	torium
TLV	threshold limit value
U	uraani
vk	viikko
vrk	vuorokausi
v	vuosi
µg	mikrogramma
YVA	ympäristövaikutusten arviointi

1 KAIVANNAISTEOLLISUUS SUOMESSA

Kaivosmineraalien ja erityisesti malmien etsintä on lisääntynyt Suomessa, mikä johtuu muun muassa kallioperämme sisältämästä malmipotentialista, tarjolla olevasta geologisesta tietoa-aineistosta sekä metallien kasvavasta kysynnästä (Loukola-Ruskeeniemi 2012, Kauppi 2013).

Kaivannaisteollisuus voidaan jakaa kolmeen päätoimialaan, jotka ovat kaivosteollisuus, kiviainesteollisuus ja luonnonkiviteollisuus. Kaivosteollisuus kattaa metallisten malmien louhinnan ja jalostuksen sekä teollisuusmineraalituotannon (Karlsson 2011).

Suomessa kaivostoiminnalla on pitkät perinteet; ensimmäinen rautaa tuottanut kaivos Lohjan Ojamolla avattiin luultavasti jo ennen vuotta 1530. Yhteensä Suomessa on toiminut yli 1000 metallimalmi-, teollisuusmineraali- tai karbonaattikivikaivosta. (Karlsson 2011) Uraani, platina ja palladium ovat olleet koelouhinnan kohteena (GTK 2014a). Vuonna 2011 Suomessa toimi 52 kaivoslain alaista kaivosta ja louhosta ja vuonna 2012 oli meneillä useita lähinnä ulkomaalaisten yhtiöiden alullepanemia kaivoshankkeita (TEM 2014). Nikkeli, sinkki, kupari, kromi ja kulta muodostavat maamme merkittävimmät metallimalmivarannot. Maamme malmiotollisimmat alueet sijaitsevat Itä- ja Pohjois-Suomessa. Suomen osuus koko EU:n kullan, nikkelin ja koboltin kaivostuotannosta on varsin merkittävä ja Suomi on ainoa kromin tuottajamaa EU:ssa. Vuonna 2012 kaivosten kokonaislouhinta oli 36,8 miljoonaa tonnia (Mt), josta malmin osuus oli 19,6 Mt ja sivukiven 17,2 Mt. Malmin louhintamäärien perusteella suurin kaivos vuonna 2012 oli Sotkamon Talvivaaran monimetallikaivos (8,7 Mt malmin). (GTK 2014a)

Kaivoksen elinkaari sisältää kolme päävaihetta: malmin etsinnän ja projektin kehityksen, varsinaisen tuotannon ja kaivostoiminnan päättämisen ja kaivoksen sulkemisen. Malmin esiintymän löytymisestä kaivoksen perustamiseen kestää yleensä 7–10 vuotta. Geologisiin maastotutkimuksiin kuuluvat esim. kalliopaljastumien havainnointi, lohkar-etsintä ja kallioperäkairaus. Kairaukset aloitetaan yleensä, kun tutkimusten perusteella on saatu rajattua kiinnostava malmipotentialinen alue. Malminetsinnän viimeisenä vaiheena on koelouhinta, jonka avulla selvitetään esiintymän hyödynnettävyys tai kannattavuus sekä testataan ja kehitetään rikastusmenetelmiä. (Karlsson 2011) Kaivostoiminnan tuotanto sisältää kaksi päävaihetta: malmin irrotuksen maaperästä eli louhinnan ja mineraalien rikastuksen louhittu malmista. Raaka-aineen rikastus ja jatkojalostuslaitokset sijaitsevat yleensä esiintymän lähellä kuljetuskustannusten minimoimiseksi. Avolouhinnalla aloittaneet kaivokset voivat myöhemmin siirtyä maanalaiseen louhintaan. (Uusisuo 2012)

Louhittu malmi murskataan ja jauhetaan sopivan pieniksi kappaleiksi rikastusprosessia varten. Yleensä hienonnusta jatketaan, kunnes malmin sisältämät arvomineraalit esiintyvät tarpeeksi puhtaina itsenäisinä rakeina. Rikastusvaiheessa arvottomammasta kiviaineksesta

erotetaan halutut arvoaineet ja/tai mineraalit mekaanisilla, fysikaalisilla, kemiallisilla tai biokemiallisilla menetelmillä. (Karlsson 2011) Rikastusprosessissa syntyneet metallirikasteet toimitetaan edelleen jatkojalostettaviksi metallinjalostamoille ja sulatoille kotimaassa tai ulkomailla. Kaivosten rikastamoilla voidaan myös valmistaa eri mineraaliyhdisteitä tai metalleja. (Uusisuo 2012) Rikastusprosessissa ylijäänyt aines pumpataan veden mukana rikastushiekka-altaille (Karlsson 2011).

Kaivoslaki säätelee erityisen tarkasti toimintaa kaikissa elinkaaren vaiheissaan. Lisäksi on huomioitava mm. ympäristön, vesien- ja luonnonsuojeluun sekä maankäyttöön ja rakentamiseen liittyvä lainsäädäntö, paloturvallisuus-, työturvallisuus- ja säteilyturvallisuuslait sekä terveydensuojelulaki. Virallisten lakien lisäksi alan toimijat noudattavat muita yhdessä soveltuvia hyviä käytäntöjä. (Uusisuo 2012)

Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes) on toiminut uuden kaivoslain (621/2011) mukaisena lupa- ja valvontaviranomaisena heinäkuun 2011 alusta lähtien. Tukes ratkaisee kaivoslain mukaisia oikeuksia ja lupia koskevat hakemukset sekä ylläpitää kaivosrekisteriä. Virasto valvoo toimintaa kaivoslain mukaisen raportoinnin kautta, tietokyselyillä, valvontakäynneillä sekä eri osapuolten tekemien aloitteiden perusteella. (Tukes 2014)

Kaivoshankkeiden ympäristövaikutusten arviointiin (YVA) liittyviä asioita hoitavat ja yhteysviranomaisina toimivat Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskusten (ELY-keskusten) ympäristövastuualueet. Ne hoitavat hankevastaavien tekemien aineistojen kuulutuksen, pyytävät niistä lausunnot ja mielipiteet sekä osallistuvat hankevastaavan järjestämiin yleisötilaisuuksiin. (Loukola-Ruskeeniemi 2012, Kauppi 2013)

2 URAANI

2.1 Uraanin etsintä ja tuotanto

Suomessa on koelouhittu ja -rikastettu uraania Enon Paukkajanvaarassa ja Askolassa 1950- ja 1960-luvuilla (STUK 2012). Uraaninetsintää jatkettiin vähin ja vaihtelevin resurssein 1980-luvun loppupuolelle (Mustonen ym. 2007). Tuolloin etsintää harjoittivat Atomienergia Oy, Imatran Voima Oy, Outokumpu Oy ja GTK (Pohjalainen 2013). Uusi uraaninetsintävaihe alkoi AREVA:n ja muutamien pienten yhtiöiden toimesta vuonna 2004 (Mustonen ym. 2007). Uraanipotentialaisia alueita ovat Peräpohjan liuskealue, Kuusamon liuskealue, Pohjois-Karjala, Uusimaa ja Kolari (Pohjalainen 2013). Vuosina 2004–2006 lähes kaikkiin ennestään tunnettuihin uraani- ja toriummalmiaiheisiin haettiin kaivoslain mukaista valtausvarausta tai valtausta. Suomessa on ainakin 59 uraani- ja toriumesiintymää tai -mineralisaatiota, joita on tutkittu vähintään syväkairauksin ja/tai tutkimuskaivannoin. (Mustonen ym. 2007)

Myös muut malmiesiintymät uraanimalmien ohella voivat sisältää uraania, joka voidaan ottaa talteen muun malmin prosessoinnin yhteydessä. Suomessa uraania esiintyy esim. karbonaattisissa lyijy- ja fosforimalmeissa (Korsnäs, Sokli), metasedimenttisissä ja karsikivien yhteydessä olevissa kulta-kuparimalmeissa (Juomasuo, Laurinoja), mustaliuskeisiin liittyvissä monimetallimalmeissa (Talvivaara) sekä sinkki-kuparimalmien yhteydessä (Pahtavuoma, Vihanti). (Kauppila ym. 2011)

Toistaiseksi Suomesta ei ole löydetty niin uraanipitoisia malmiesiintymiä, että pelkän uraanin tuottaminen olisi kannattavaa (STUK 2012), sillä kaikki Suomen uraaniesiintymät ovat liian pieniä ja niiden uraanipitoisuudet ovat liian matalia (Pohjalainen 2013). Ydinenergialain mukainen malmi sisältää uraania vähintään 0,1 % (STUK 2012). Talvivaara Sotkamo Oy pyrkii uraanin talteenottoon muiden metallien sivutuotteena. Talvivaaran mustaliuskeessa uraanipitoisuus on 15–20 ppm (noin 0,002 %). Korkeimmat löydetyt uraanipitoisuudet ovat Kanadassa, missä pitoisuudet ovat noin 20 % eli noin 10.000 kertaa suuremmat kuin Talvivaaran alueella (Talvivaara 2010). Talvivaaran kaivos on avolouhos ja sen päätuotteet ovat nikkeli, sinkki, kupari ja koboltti (STUK 2013c). Metallien erotus malmista tapahtuu biokasaliuotusmenetelmällä. Louhittu malmi murskataan ja kasataan ja siitä liuotetaan metallit bakteerien ja rikkihapon avulla (STUK 2012). Kasaliuotuksessa malmin sisältämää uraania liukenee muiden metallien ohella samaan prosessiliuokseen, josta se voidaan erottaa nesteuttomenetelmällä (Pohjalainen 2013). Ilman talteenottoa uraani päätyisi pääosin kipsisakkaan ja osittain nikkeliuotteeseen. Uraani olisi tarkoitus jalostaa Talvivaarassa yelow cake -asteelle eli uraanioksidiksi, (U_3O_8). Uraanintuotanto olisi alkuperäisen suunnitelman mukaan noin 350–500 tonnia vuodessa. (STUK 2012)

2.2 Uraani ympäristössä

Uraani on yleinen alkuaine, jota esiintyy maankuoressa lähes kaikkialla maapallolla (Keith ym. 2007). Se on syntynyt aikoinaan tähtien supernovaräjähdyksissä ja neutronitähtien törmäyksissä neutronisieppauksen kautta. Uraani oli pieninä pitoisuuksina mukana kaasuja pölypilvessä, josta aurinko ja maapallo muodostuivat 4,6 miljardia vuotta sitten. Uraanin määrä maapallolla on aikojen saatossa vähentynyt merkittävästi, koska se hajoaa radioaktiivisesti muiksi alkuaineiksi. Uraanin, toriumin ja kaliumin radioaktiivisen hajoamisen tuottama lämpöenergia on maapallon sisäisen lämpöenergian tärkein lähde. (GTK 2014b)

Maankuoren kivien osittain sulaessa uraani rikastuu voimakkaasti muodostuvaan sulaan. Maan vaipan yläosa ja kuori ovat aikojen saatossa toistuvasti sulaneet osittain ja tuottaneet mantereista kuorta, joten uraani on erottunut tehokkaasti ja rikastunut mantereiseen yläkuoreen. Mantereinen kuori sisältääkin nykyään arviolta puolet maapallon kaikesta uraanista. Uraanin keskimääräinen pitoisuus mantereisessä kuoreessa on 1,4 ppm (0,00014 %) ja mantereisessa yläkuoreessa 2,8 ppm (0,00028 %). Uraniniitti (UO₂) on yleisin maankuoren uraanimineraali. Lisäksi alkuaine esiintyy pieninä pitoisuuksina mm. monatsiitissa ja zirkonissa. (GTK 2014a)

Maankuoressa uraani on rikastunut ensisijaisesti graniittisiin kivilajeihin sekä graniittien ja liuskeiden muodostamiin seoskivilajeihin (migmatiitteihin) (Mustonen ym. 2007). Uraanin esiintymisen kannalta Suomen kallioperä voidaan jakaa kahteen päätyyppiin: syväkivilajeihin (yleisimmin graniitteja) sekä liuske- ja gneissikivilajeihin (STUK 2013c). Suomen kallioperässä arvioidaan olevan uraania keskimäärin 2–4 ppm (STUK 2013c, GTK 2014b). Uraanin pitoisuudet kallioperässä kuitenkin vaihtelevat alueittain huomattavasti ja Suomessa on kivilajeja (mm. graniitti), jotka sisältävät keskimääräistä enemmän uraania (GTK 2014b).

Suomessa alueet, joissa uraanipitoisuus on suuri, sijaitsevat pääosin Etelä-Suomessa Salpausselän vyöhykkeellä ja Uudellamaalla (Salo ym. 2005, STUK 2013c), mutta graniittisissa kivilajeissa esiintyy varsin yleisesti keskimääräistä suurempia pitoisuuksia (4–50 ppm) erityisesti Kaakkois-Suomen rapakivialueilla. Tyypilliset uraanipitoisuudet liuske- ja gneissivyöhykkeissä eivät ole suuremmat kuin graniiteissa, vaikka niissä sijaitsevat käytännössä kaikki maamme uraniesiintymät. Tähän mennessä inventoiduissa esiintymissä keskimääräinen uraanipitoisuus on ollut 300–1200 ppm ja uraanin kokonaismäärä noin 1000 tonnia. Ydinenergia-asetuksessa on uraanimalmiksi määritelty kivennäinen, jossa uraanin keskimääräinen pitoisuus on vähintään 1000 ppm eli 0,1 %. (STUK 2013c)

Suomen kallioperä on monivaiheisten geologisten prosessien lopputulos, joten se on muokautunut moneen kertaan, mikä on johtanut siihen, että uraani on paikoin kyennyt rikastumaan useassa vaiheessa. Lopputuloksena on uraania enemmän sisältäviä kivilajeja ja alueita. Uraanin paikoin korkea pitoisuus Suomen kallioperässä on alueellinen ja paikallinen

piirre, kuten muuallakin maailmassa. Kallioperän uraanipitoisuuden vaihtelu korreloi kivilajivaihtelun kanssa, mikä heijastuu myös päällä olevaan maaperään ja alueen pohjaveteen. (GTK 2014b)

2.3 Uraanin hajoamistuotteet ja niiden säteily

Luonnon radionuklideista yli puolet kuuluu uraanin ja toriumin hajoamissarjoihin (GTK 2013a). Uraani on raskain luonnossa esiintyvä alkuaine ja sen kaikki isotoopit ovat radioaktiivisia (GTK 2013a). Luonnossa esiintyvä uraani koostuu kolmesta isotoopista, U-238 (99,2836 %), U-235 (0,7110 %) ja U-234 (0,0054 %), joista U-234:ä syntyy U-238:n hajoamisen seurauksena (Mustonen ym. 2007, STUK 2012, GTK 2014a). Uraanin kokonaisaktiivisuus muodostuu kaikista kolmesta uraanin isotoopista, joista U-238:n ja U-234:n aktiivisuudet kiinteässä kalliiossa ovat yhtä suuret (1 mg luonnon uraania sisältää uraani-238:aa ja uraani-234:ää kumpaakin 12,4 Bq ja uraani-235:tä 0,58 Bq) (Mustonen ym. 2007). Uraanin radioaktiivinen puoliintuminen kestää 4,5 miljardia vuotta (Mustonen ym. 2007, STUK 2012).

Uraani on epästabili, koska sillä on liian raskas atomiydin ja alfahajoamisen kautta se pyrkii kohti stabiilimpaa tilaa (GTK 2014b). Uraani-238 hajoaa hitaasti hajoamistuotteiksi muodostaen niin sanotun uraanisarjan, johon kuuluu 18 isotooppia. Uraani-235 muodostaa nk. aktiniumsarjan, johon kuuluu 14 isotooppia. (STUK 2010)

Usein uraanin yhteydessä luonnossa esiintyvä torium (Th-232) muodostaa oman hajoamissarjansa, johon kuuluu 12 isotooppia. Myös toriumin hajoamissarjassa esiintyvät radium (Ra-228 ja Ra-224) sekä radon (Rn-220). Radium-224 ja radon-220 -isotooppien puoliintumisajat ovat kuitenkin huomattavasti lyhempiä verrattuna uraanisarjan radiumiin (Ra-226) ja radoniin (Rn-222), ja niiden merkitys ympäristössä on siten vähäinen. Radium-228:n puoliintumisaika on kuitenkin hieman pidempi, 5,75 vuotta, ja sen annosmuuntokerroin on suurempi kuin Ra-226:n. Toriumsarja päättyy uraanin tapaan ei-radioaktiiviseen lyijyisotooppiin (Pb-208). (STUK 2005)

Maa- ja kallioperässä hajoamissarjat ovat yleensä tasapainossa eli hajoamissarjan kunkin nuklidin aktiivisuus on likimain yhtä suuri. Uraanin ja toriumin tyypillinen aktiivisuuspitoisuus maa- ja kallioperässä on muutama kymmenen becquereliä kilossa (Bq/kg). Paikalliset vaihtelut ovat kuitenkin suuria ja uraani- tai toriumrikkaissa maa-aineksissa pitoisuudet voivat olla tuhansia Bq/kg. Hajoamissarjojen nuklidit voivat aiheuttaa sekä ulkoista että sisäistä säteilyaltistusta (STUK 2005). Uraanin isotoopeista U-238 ja U-234 lähettävät alfasäteilyä, joka on radioaktiivisen aineen lähettämää voimakkaasti ionisoivaa hiukkassäteilyä. Alfahiukkaset kulkevat ilmassa vain muutaman senttimetrin etäisyydelle (Kuhn 1996).

Alfahiukkanen ei pysty läpäisemään ihmisen ihoa tai paperiarkkia. Alfasäteily voi olla vaarallista vain, jos alfasäteilyä lähettäviä radioaktiivisia aineita joutuu elimistöön esim. henkilön juodessa radonpitoista vettä tai hengittäessä radonpitoista ilmaa (STUK 2010).

Osassa uraanin ja toriumin sekä niiden hajoamistuotteiden radioaktiivista hajoamista muodostuu beetasäteilyä, joka on alfasäteilyä läpäisykykyisempää (Kuhn 1996). Beetasäteily kantaa ilmassa joitakin metrejä ja kudoksessa tyypillisesti vain joitakin millimetrejä. Beetasäteilyä lähettävät aineet ovat vaarallisia iholla tai päästessään elimistöön (STUK 2010).

Radium-226:n hajoamisessa muodostuu radonia (Rn-222) sekä alfasäteilyä. Radonin hajoamisessa muodostuu alfasäteilyä. Uraanin hajoamissarjan loppupäässä oleva lyijy hajoaa poloniumiksi (Po-210) ja muodostaa beetasäteilyä. Poloniumin hajotessa vapautuu alfasäteilyä ja muodostuu pysyvää lyijyä (Pb-206). (STUK 2010)

Alfa- ja beetasäteilyn lisäksi radioaktiivisten aineiden hajoamisessa muodostuu gammasäteilyä, joka on hyvin läpikäyvä ja etenee ilmassa satoja metrejä (Kuhn 1996). Ulkoiselta gammasäteilyltä on vaikeampi suojautua kuin muulta säteilyltä. Gammasäteilyn energiasta riippuen sen vaimentamiseksi voidaan tarvita paksu kerros betonia, terästä tai lyijyä. Uraanista vain isotooppimuoto U-235 lähettää mitattavissa määrin gammasäteilyä. Radonin hajoamistuotteet Pb-214 ja Bi-214 ovat merkittävimmät uraanisarjan gammasäteilijät (Mustonen ym. 2007)

Suomessa ns. luonnollisen gammasäteilyn annosnopeus ilmassa on noin 0,04–0,3 $\mu\text{Sv/h}$, mikä aiheutuu uraanin ja toriumin hajoamistuotteista, kalium-40:stä ja avaruuden kosmisesta säteilystä. Uraanin ja toriumin hajoamistuotteiden ja kalium-40:n annosnopeus vaihtelee maa- ja kallioperän koostumuksen mukaan, mutta kosminen säteily on Suomessa maanpinnan tasolla lähes sama kaikkialla (0,032 $\mu\text{Sv/h}$). (Mustonen ym. 2007)

2.4 Ympäristöperäinen uraanialtistuminen

Ympäristöperäistä altistumista uraanille tapahtuu lähinnä ravinnon ja juomaveden välityksellä. Juomaveden uraanipitoisuudet vaihtelevat alueittain alueen geologian perusteella. WHO on antanut uraanille juomaveden ohjearvon 15 $\mu\text{g/l}$ (WHO 2008). Suomessa juomavesi on pääasiällisin ympäristöperäisen uraanialtistumisen lähde. STUKin tutkimusten mukaan talousveden keskimääräinen uraanipitoisuus Suomessa on 1,25 $\mu\text{g/l}$ (Muikku ym. 2009). Erityisesti tiettyjen alueiden porakaivovesi voi sisältää uraania yli WHO:n juomavesisuositusten (Kurttio ym. 2010). Kurttion ja kumppaneiden (2010) tekemän katsauksen mukaan julkinen pinta-/pohjavesi sisältää Suomessa keskimäärin 0,23–0,9 $\mu\text{g/l}$ uraania (vaihteluväli < 0,001–25 $\mu\text{g/l}$), kun taas porakaivojen vedestä on mitattu keskimäärin 23,8 $\mu\text{g/l}$ pitoisuuksia (vaihteluväli < 0,01 $\mu\text{g/l}$ –1770 $\mu\text{g/l}$). STUKin arvioiden mukaan keskimääräinen uraaninsaanti juomavedestä Suomessa on 2,5 $\mu\text{g/vrk}$ (Muikku ym. 2009). Se vaih-

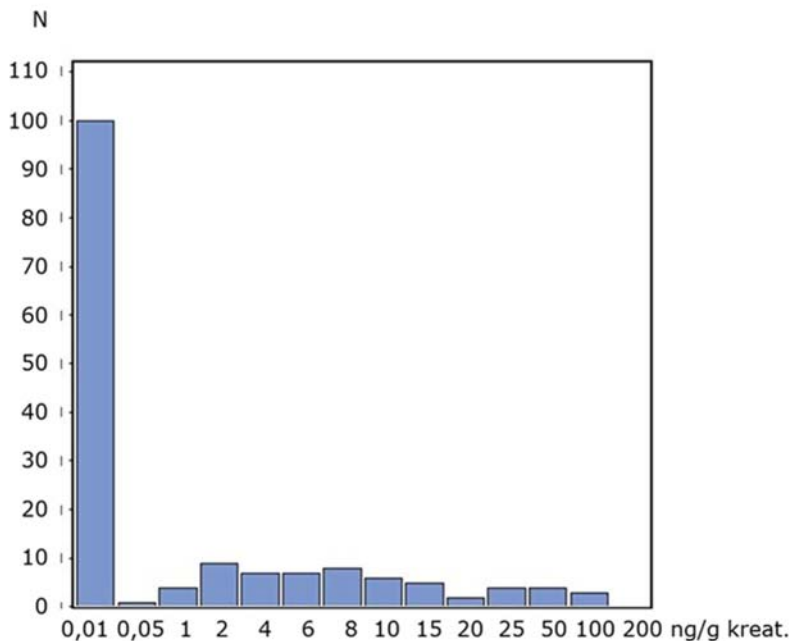
telee veden lähteestä: 23,8 µg/l uraania sisältävä porakaivovesi johtaa 51,5 µg/vrk saantiin, kun taas 0,23 µg/l sisältävä pintavesi johtaa 0,42 µg/vrk saantiin (Kurttio ym. 2010). Uraanista aiheutuva efektiivinen säteilyannos on 0,09–10 µSv/v mikä on minimaalinen verrattuna radonista saatuun säteilyannokseen (keskimäärin 2000 µSv/v, (Kurttio ym. 2010)). Uraanin saanti riippuu ruokavaliosta ja sen on arvioitu vaihtelevan tasolla 0,9–4,8 µ/vrk (keskiarvo 1,5 µg/vrk) (ATSDR 2013). Suomalaisten keskimääräisen saannin on arvioitu olevan 200 µg/vuosi. Uraanin ilmapitoisuudet ovat yleensä matalat; USA:ssa useissa kaupungeissa mitatut kaupunki-ilman pitoisuudet olivat 0,08 ng/m³–0,32 ng/m³ (Fisenne ym. 1987).

Myös väestön virtsan uraanipitoisuuksia on tutkittu. USA:ssa NHANES (National Health and Nutrition Examination Survey) on määrittänyt väestön virtsan uraanipitoisuuksia joka toinen vuosi vuosina 1999–2008 noin 2500–2700 henkilön otoksesta (CDC 2013). Keskiarvo ja mediaanipitoisuudet virtsasta ovat olleet geometrinen ka. 0,006–0,009 µg/l ja mediaani 0,005–0,008 µg/l. 95 persentiili (95 % tuloksista tämän rajan alle) on ollut tutkimusjaksoina tasolla 0,031–0,046 µg/l (CDC 2013).

Suomessa STUK on saanut suomalaisen työikäisen väestön keskimääräiseksi virtsan uraanipitoisuudeksi 0,02 µg/l (Muikku ym. 2009). Runsasuraanista kaivovettä käyttävien virtsan uraanipitoisuudet voivat olla kuitenkin selkeästi tätä korkeammat; Kurttion ym. (2002) tutkimuksessa tällaista kaivovettä kuluttavan väestön keskimääräinen virtsan uraanipitoisuus oli 78 µg/l ja maksimi 5650 µg/l.

2.5 Virtsan uraanipitoisuuden altistumattomien viiteraja

Työterveyslaitoksen vuonna 2011 tekemässä tutkimuksessa (julkaisematon) kerättiin vapaaehtoisilta Työterveyslaitoksen Helsingin, Tampereen ja Kuopion toimipisteiden työntekijöiltä virtsanäytteitä uraanin työssään altistumattoman väestön viiterajan päivittämiseksi. Tutkimukseen otettiin mukaan myös teollisuustyöntekijöitä, joiden näytteet oli lähetetty nollanäytteinä uraanimääritystä varten. Otoksen koko oli 160 henkilöä. Tulokset korjattiin virtsan kreatiniinipitoisuuteen. Henkilöiden ikä vaihteli 22 ja 77 ikävuoden välillä, keski-ikä ollessa 47 vuotta ja mediaanin 48,5 vuotta. Kuvassa 1 ja siihen liittyvässä taulukossa 1 on esitetty tutkimuksen tulokset. Tämän perusteella asetettiin Työterveyslaitoksen työssään altistumattoman väestön viiteraja tasolle 30 ng/g kreatiniinia eli 0,030 µg/g kreatiniinia. Yksiköt ovat karkeasti vaihdettavissa (1 µg U/l = 1 µg U/g kreatiniinia) oletuksella, että aikuisen keskimääräinen virtsan erityys on 1,6 l/pv ja kreatiniinieritys 1,6 g/pv (ICRP 2002, Anon. 2011).



Kuva 1. Virtsan uraanin pitoisuusjakauma altistumattomassa väestössä. (n=160, ng/g kreat., TTL, 2013, julkaisemattomia tuloksia)

Taulukko 1. Virtsan uraanipitoisuudet työssään altistumattomalla väestöllä (ng/g kreat., TTL, 2013, julkaisemattomia tuloksia).

U-U	n	mediaani	keskiarvo	95 persentiili	maksimi
ng/g kreat.	160	0,01	6,4	26,6	138

2.6 Uraanin terveysvaikutukset

Luonnonuraanin (joka sisältää 99,284 % ^{238}U , 0,711 % ^{235}U , 0,005 % ^{234}U) radioaktiivisuus on vähäinen, johtuen pienestä ^{234}U - ja ^{235}U -isotooppien määrästä. Altistuttaessa hengitysteitse uraaniyhdisteille, uraanin käyttäytyminen elimistössä ja myrkylliset vaikutukset riippuvat uraaniyhdisteestä ja sen liukoisuudesta elimistön nesteisiin. Niukkaliukoiset yhdisteet kertyvät keuhkoihin ja johtavat suurempaan keuhkojen saamaan säteilyannokseen ja keuhkomyrkyllisyyteen kuin liukoiset yhdisteet. Saksalaisten tekemien arvioiden mukaan jatkuva altistuminen niukkaliukoiselle uraanille (partikkelikoko $5\ \mu\text{m}$) pitoisuudella $25\ \mu\text{g}/\text{m}^3$

uraania aiheuttaa vuotuisen säteilyannoksen 10 mSv (DFG 2012). Keuhkokertymään ja siten säteilyannokseen vaikuttaa mm. partikkelikoko.

Niukkaliukoisista uraaniyhdisteistä poiketen, liukoiset uraaniyhdisteet imeytyvät keuhkoista elimistöön ja aiheuttavat ensisijaisesti vaikutuksia muualla kuin keuhkoissa. Uraaniyhdisteet jaetaan tyypillisesti kolmeen luokkaan sen mukaan, miten hyvin ne imeytyvät ja jakautuvat elimistössä inhalaatioaltistumisen jälkeen (ICRP 1997); nopeasti (F-fast), keskimääräisesti (M-medium) ja hitaasti (S-slow) elimistöön imeytyvät/jakautuvat. Nopeasti imeytyvät yhdisteet imeytyvät keuhkoista kokonaisuudessaan jo 10 minuutin kuluessa, M-tyypin yhdisteistä 10 % imeytyy ensimmäisen 10 min kuluessa ja loput hitaasti (puoliintumisaika keuhkoista 140 päivää), kun taas S-tyypin yhdisteistä vain 0,1 % imeytyy ensimmäisten 10 minuutin sisällä ja loppujen keuhkopuoliintumisaika on 7000 päivää (Guilmette ym. 2004). Elimistössä uraani esiintyy uranyyli-ionina pääasiassa yhdistyneenä karbonaatin ja elimistön proteiinien kanssa. Se jakaantuu elimistössä luustoon, maksaan ja munuaisiin; 90 % elimistön uraanista on löydettävissä näistä elimistä. Uraanin puoliintumisaika erityisesti luustosta on pitkä. Uraanin erityksen elimistöstä on esitetty noudattavan kaksivaiheista kinetiikkaa; ensimmäisen vaiheen puoliintumisaika on 6 päivää ja (pienemmän) toisen vaiheen puoliintumisaika on 1500 päivää. (Leggett 1989)

Imeydyttyään keuhkoista elimistöön, liukoisten uraaniyhdisteiden myrkyllisyyden pääasiallinen kohde-elin on munuaiset. Uraanin munuaismyrkyllisyys on kuitenkin matalampi kuin esimerkiksi kadmiumin. Munuaisvaikutusten kannalta kriittisen munuaisannoksen on arvioitu olevan 0,3 µg/g munuaista (Morrow ym. 1982), tosin matalampiakin arvioita on esitetty. Yhden vuoden kestoisessa hengitystiealtistuskokeessa koirilla (altistuminen 6 h/vrk, 5,5 vrk/vk, liukoinen uraanitetraakloridi ja uraaniheksafluoridi) mikroskooppisia muutoksia munuaisissa nähtiin annoksella 0,05 mg/m³ osalla eläimistä. Korkeammalla annoksella (0,2 mg/m³) vaikutukset olivat selkeämmät (Rothermel ym. 1953, Spiegl ym. 1953). Saksan MAK-komissio on arvioinut näiden tutkimusten perusteella LOAEL:iksi (lowest observed adverse effect level) uraanin munuaisvaikutuksille 0,05 mg/m³ kun altistutaan liukoisille uraaniyhdisteille. Ns. Benchmark-annokseksi munuaisvaikutusten 5 % kohonneelle esiintyvyydelle (BMDL5%, benchmark dose lower limit for a 5% excess) on laskettu 0,025 mg/m³. (DFG 2012)

Altistuttaessa niukkaliukoisille uraaniyhdisteille ongelmaksi muodostuu uraanin kertyminen keuhkoihin, sen aiheuttama säteilyaltistuminen ja siihen liittyvä mahdollinen syöpäriskin lisääntyminen (ACGIH 2010, DFG 2012). Altistettaessa koiria liukenemattomalle uraanidioksidipölylle vuoden–viiden vuoden ajan annoksella 5,8 mg/m³ (126 Bq/m³, MMAD 1 µm (Mass Median Aerodynamic Diameter), oli osalla eläimistä havaittavissa fibroosia ja neljällä koiralla 13:sta havaittiin keuhkoadenooma tai adenokarsinooma (Leach ym. 1973, DFG 2012). Uudemmassa rotilla tehdyssä inhalaatiokokeessa havaittiin keuhkosyöpien lisääntyminen, kun rottia oli altistettu uraanimalmipölylle annostasoilla 8,4 ja 22 mg U/m³ 4,2 h/vrk,

5 vrk/vk, 65 viikkoa (Mitchel ym. 1999). Nämä tutkimukset tukevat sitä, että niukkaliukoisien uraanin kohdalla keuhkokarsinogeenisuus saattaa olla kriittinen vaikutus. Uraaniyhdisteet (sekä liukoiset että liukenemattomat luonnonuraaniyhdisteet) ovat olleet genotoksisia sekä *in vitro* että *in vivo* -tutkimuksissa somaattisilla soluilla. Sekä uraanin kemiallisella toksisuudella että radioaktiivisuudella saattaa olla merkitystä genotoksisten vaikutusten synnystä.

Ihmisperäinen tieto uraanin terveysvaikutuksista on rajallista. Suomessa Kurttio ym. (2002) havaitsivat juomavesiperäisen uraanialtistumisen olevan yhteydessä munuaisten kalsiumin eritykseen, muttei fosfaatin tai munuaistoksisuusmarkkeri beeta-2-mikroglobuliinin eritykseen. Toisessa tutkimuksessa (Kurttio ym. 2005) havaittiin puolestaan viitteitä mahdollisista luustovaikutuksista, jotka näkyivät lisääntyneenä osteokalsiinin erityksenä ja seeruminen tyyppi 1 kollageenin karboksiterminaalisen telopeptidin erityksenä. Näiden löydösten kliininen merkitys on kuitenkin epäselvä. Kansainvälisissä uraaniyöntekijöillä tehdyissä epidemiologisissa tutkimuksissa ei ole todettu selkeää lisääntynyttä kuolleisuutta munuaissairauksiin. Parissa yksittäisessä tutkimuksessa uraanille altistuneilla työntekijöillä on havaittu viitteitä vaikutuksista proksimaaliseen munuaistubulukseen (beeta-2-mikroglobuliinin erityksessä lisääntynyt). Mitä tulee syöpärisiin, uraaniyöntekijöillä tehdyissä epidemiologisissa tutkimuksissa sekoittavana tekijänä on korkea radonpitoisuus ja keuhkosyöpärisin näissä onkin havaittu liittyvän radonaltistumiseen tai altistumiseen muille kaivosten karsinogeneille (kvartsi, asbesti jne.). Muista uraanialtisteista tehtävistä tietoa yhteydestä syöpärisiin on heikommin, eikä siitä pystytä tekemään johtopäätöksiä (McDiarmid ym. 2012).

2.7 Raja-arvoja työperäiselle altistumiselle

Uraaniyhdisteille on Suomessa ollut vuodesta 1972 alkaen voimassa työhygieeninen raja-arvo (HTP-arvo), joka oli alkuun kaikille uraaniyhdisteille sama (0,2 mg/m³). Vuonna 2012 raja-arvo päivitettiin, ja asetettiin arvo 0,2 mg/m³ koskemaan vain liukenemattomia uraaniyhdisteitä ja annettiin uusi arvo, 0,05 mg/m³, liukoisille uraaniyhdisteille (STM 2014). Arvot perustuvat uraanin kemialliseen toksisuuteen, eivätkä ota huomioon säteilyvaikutusta. Ne on molemmat johdettu inhalaatiotoksisuuskokeista, joissa koiria on altistettu vuoden ajan liukoiselle uraanitetrakloridille ja nähty vaikutuksia munuaistiehyissä annostasolla 0,2 mg/m³, muttei enää annostasolla 0,05 mg/m³ (TTNK 2010). USA:ssa ACGIH on vuonna 1996 antanut sekä liukoisille että liukenemattomille uraaniyhdisteille 8 h TLV-arvon (threshold limit value) 0,2 mg/m³ sekä 15 minuutin STEL-arvon (short-term exposure limit) 0,6 mg/m³ perustuen pääasiassa negatiiviseen näyttöön terveyshaitoista työntekijöillä tilanteista, joissa pitoisuudet ovat pysyneet tämän raja-arvon alapuolella (ACGIH 2014). Samaten ACGIH on asettanut vuonna 2010 uraanin virtsapitoisuuden raja-arvon (BEI, biological exposure indice) työperäiselle altistumiselle (ACGIH 2010). Asetettu arvo on 200 µg/l

ja se pohjautuu korrelaatioon ilma-virtsapitoisuuksien välillä TLV-tasolla ($0,2 \text{ mg/m}^3$) altistuttaessa pääasiassa liukoisille uraaniyhdisteille.

Saksan MAK-komissio on myös vastikään (DFG 2012) arvioinut uraaniriskejä työperäisessä altistumisessa, muttei ole antanut uraanille työhygieenisiä tai biologisia raja-arvoja johtuen uraanin mahdollisista karsinogeenisista ja genotoksisista vaikutuksista. Saksalaiset ovat arvioineet, että altistuttaessa niukkaliukoisille uraaniyhdisteille (partikkelikoko $5 \mu\text{m}$) tasolla $25 \mu\text{g uraania/m}^3$ aiheutuu tästä 10 mSv säteilyannos. Liukoisten uraaniyhdisteiden kohdalla saman säteilyannoksen saamiseksi tarvitaan kymmenkertainen ilmapitoisuus, eli $250 \mu\text{g uraania/m}^3$. Saksassa säteilyannosraja työperäisessä altistumisessa on 20 mSv/v ja koko työuran osalta 400 mSv (BMU 2007). Liukoisten yhdisteiden kohdalla MAK-komissio katsoo munuaistoksisuuden uraanin kriittiseksi vaikutukseksi perustuen eläinkokeisiin, joista saadaan munuaistoksisuuden LOAEC:iksi (Lowest Observable Adverse Effect Concentration) $0,05 \text{ mg/m}^3$ ja 5% kohonnutta esiintyvyyttä edustavaksi tasoksi (BMDL5%) $0,025 \text{ mg/m}^3$ (DFG 2012).

Koska Suomen HTP-arvo (kuten ACGIH:n TLV-arvo) ei ole huomioinut niukkaliukoisten uraaniyhdisteiden säteilyvaikutusta ja myös liukoisten uraaniyhdisteiden kohdalla voimassaoleva raja-arvo on korkea verrattaessa saksalaisten laskemaan 5% BMD-tasoon, raja-arvojen uudelleentarkastelu saattaa olla paikallaan.

Nykysuositusta parempi lähtökohta työperäisen altistumisen arviointiin altistuttaessa liukeneville uraaniyhdisteille olisi $0,025 \text{ mg/m}^3$, joka vastaa eläinkokeissa havaittujen munuaisvaikutusten BMDL5%-tasoa. Niukkaliukoisten uraaniyhdisteiden osalta oleellista on keuhkojen saaman säteilyannoksen minimointi. Altistumistaso $0,025 \text{ mg/m}^3$ aiheuttaa 10 mSv suuruisen vuotuisen säteilyannoksen. Suomessa säteilyasetuksessa (1143/1998) on annosrajaksi asetettu 20 mSv/v viiden vuoden aikana. Mikäli vuosiansos ylittää 6 mSv/v , työ katsotaan kuuluvan säteilytyöluokkaan A. Väestön tausta-altistuminen säteilylle Suomessa on keskimäärin luokkaa $0,5 \text{ mSv/v}$ ($0,17\text{--}1 \text{ mSv/v}$). Väestön annosrajaksi on säteilyasetuksessa annettu 1 mSv/v . Koska säteilylle ei ole osoitettavissa annoskynnystä, pienikin lisä altistumiseen voi nostaa syöpäriskiä. Saksalaisten (DFG 2012) käyttämää korrelaatioita hyödyntäen voidaan laskea, että mikäli altistuminen niukkaliukoiselle uraanille pysyy noin tasolla $0,0025 \text{ mg/m}^3$ ($2,5 \mu\text{g/m}^3$) tai alle tarkoittaa tämä noin 1 mSv vuotuista säteilyaltistumista, mikä ei ylitä säteilyasetuksen väestön annosrajaa. Efektivistä annosta 6 mSv/vuosi (säteilytyöluokan A raja) vastaa puolestaan ilmapitoisuus $0,015 \text{ mg/m}^3$ ($15 \mu\text{g/m}^3$).

Altistuttaessa työperäisesti liukoisille uraaniyhdisteille ilmapitoisuudella $25 \mu\text{g/m}^3$, voidaan sitä vastaavaksi virtsapitoisuudeksi laskea arvo n. $40 \mu\text{g/l}$ ($\sim\mu\text{g/g}$ kreatiniinia) ACGIH:n BEI-dokumentaatiossa (ACGIH 2010) esitettyjen korrelaatioiden perusteella. Yksiköt ovat

karkeasti vaihdettavissa ($1 \mu\text{g U/l} = 1 \mu\text{g U/g}$ kreatiniinia) oletuksella, että aikuisen keskimääräinen virtsan erityys on $1,6 \text{ l/pv}$ ja kreatiniinieritys $1,6 \text{ g/pv}$ (ICRP 2002, Anon. 2011).

Jos liukoisten yhdisteiden oletetaan imeytyvän käytännössä 100 %:sti, niukkaliukoisista uraaniyhdisteistä imeytyy maksimissaan 10 % (ja sekin huomattavasti hitaasti). Koska mittauksiin perustuvaa korrelaatiotietoa ilmapitoisuuksien ja virtsapitoisuuksien välille ei ole niukkaliukoisista yhdisteistä julkaistu, vastaavien biomonitorointitasojen arviointiin liittyy niukkaliukoisille yhdisteille huomattavia epävarmuuksia. Lisäksi niukkaliukoisten yhdisteiden kohdalla säteilyn aiheuttama keuhkosityöpäriski on kriittinen terveysvaikutus munuaisvaikutusten sijasta. Näistä syistä johtuen ei ole mahdollista laskea yllämainittuja ilmapitoisuuksia ($0,015$ ja $0,0025 \text{ mg/m}^3$) vastaavia virtsapitoisuuksia altistuttaessa niukkaliukoiselle uraanille. Tavoitetasona niukkaliukoisten uraaniyhdisteiden kohdalla voi harkita sovellettavan altistumattomien viitearvoa.

3 ALTISTUMINEN SÄTEILYLLE JA KEMIAALLISILLE TEKIJÖILLE KAIVOSTYÖSSÄ

3.1 Säteily

Kaivostyössä työntekijöiden säteilyaltistus on peräisin sisäisestä ja ulkoisesta säteilystä. Sisäinen säteilyaltistus koostuu radonista ja sen tytärnuklideista (polonium, lyijy, vismutti) sekä radioaktiivisesta pölystä. Ulkoinen säteily puolestaan koostuu gammasäteilystä (Pohjalainen 2013). Luonnon ulkoisen gammasäteilyn tärkeimmät lähteet ovat alkuperäisnuklidit K-40, Th-232 ja U-238, joita esiintyy kaikissa maalajeissa. Kyseisten nuklidien puoliintumisajat ovat miljardeja vuosia. Uraani ja torium hajoavat monimutkaisen ketjun kautta stabiileiksi alkuaineiksi ja niillä on useita gammasäteilyä lähettäviä tytärnuklideja. U-238-sarjan tärkeimpien isotooppien joukossa on kuitenkin vain kaksi merkittävää gammasäteilijää, Bi-214 ja Pb-214. (Lahtinen ym. 2003)

Uraanin tai muun malmin etsinnästä, kuten näytteiden otosta, tutkimuskaivantojen teosta ja syväkairauksista, ei ole säteilyvaikutuksia ihmiselle tai ympäristölle. Esimerkiksi kairaus ei nosta taustasäteilyn tasoa, eivätkä kairauksen säteilyvaikutukset poikkea merkittävästi porakaivon tekemiseen tai muun malmin tai mineraalin etsintään liittyvistä kairauksista. (STUK 2012, 2013b)

Ulkoinen säteily ja radonkaasu altistavat uraanikaivoksissa ja myös muissa maanalaisissa kaivoksissa työskenteleviä säteilylle (STUK 2013b). Työntekijöiden säteilyaltistus voi olla peräisin seuraavista lähteistä: 1) uraanimalmin, rikastamon prosessiaineksen, rikastushiekan ja sivukiven suora ulkoinen gammasäteily, 2) radonpitoisen ilman hengittäminen, 3) radionuklideita sisältävän pölyn hengittäminen tai joutuminen suun kautta ruoansulatuselimistöön esim. suojaamattomien ja pesemättömien käsien kautta. Suurimmat ulkoisen gammasäteilyn annosnopeudet esiintyvät usein rikastamon liuotussäiliöiden välittömässä läheisyydessä, missä ei työskennellä kuin poikkeuksellisesti. (Pohjalainen 2013)

Uraanimalmin tai minkä tahansa kiven louhinta ja murskaaminen pieniksi kappaleiksi vapauttaa uraanin hajoamistuotteena syntyvää radioaktiivista radonkaasua ilmaan. Koelouhoksesta, rikastushiekasta ja sivukivestä erittyvä radon nostaa alueen ilman radonpitoisuutta, mutta toisaalta koelouhinnassa käsiteltävän kiviaineksen määrä on suhteellisen pieni, ja radon laimenee ulkoilmassa nopeasti, joten avolouhosten osalta radon ei ole erityinen ongelma (Mustonen ym. 2007). Radonpitoisuus voi nousta terveydelle haitalliselle tasolle tunnetuilla radonpitoisilla (tms.) alueilla Suomessa (STUK 2014) ja myös maanalaisissa kaivoksissa, mutta työskentelyolosuhteet voidaan saada hyväksyttävälle tasolle järjestämällä työkohteisiin hyvä ilmanvaihto ja peittämällä jätealueet (STUK 2011, 2013b) ja lyhentämällä työskentelyaikaa kaivoksessa (STM 1998).

Säteilyasetuksen (STM 1991) mukaan säteilytyötä tekeväälle työntekijälle sallitaan viiden vuoden aikana yhteensä enintään 100 mSv efektiivinen annos (keskimäärin 20 mSv vuosiannos). Annos ei saa ylittää minkään vuoden aikana arvoa 50 mSv. Säteilyasetuksen muutoksessa (1998, 27 §) määritellään luonnonsäteilyn suuruudesta työpaikalla. Jos luonnonsäteilyn suuruus työpaikalla on suurempi kuin 400 Bq kuutiometrissä tai erityisestä altistumislähteestä tapahtuva altistuminen on yli 1 mSv vuodessa, niin työntekijöiden altistumista tulee rajoittaa esim. teknisillä toimenpiteillä tai työskentelyaikaa lyhentää näissä tiloissa. (STM 1998)

Säteilytyöksi määritellään työ, jossa työntekijän ionisoivalle säteilylle altistuminen voi ylittää säteilyasetuksessa väestölle määritellyt annokset. Säteilytyöluokkaan A kuuluviksi laskeetaan työntekijät, joiden efektiivinen annos on suurempi kuin 6 mSv vuodessa. Säteilytyöluokan B säteilytyöntekijöitä ovat 1-6 mSv altistuvat työntekijät. Tällöin noudatetaan STUKin ohjeistuksia luonnonsäteilyltä suojautumiselta ja säteilytyöntekijöiden terveys-tarkastuksista. (STUK 2007, 2011)

STUK tekee Suomen maanalaisissa kaivoksissa säännöllisesti radontarkastuksia varmistuen, etteivät työntekijät altistu liikaa radonille. Myös työsuojeluviranomaiset valvovat tarkastusten yhteydessä, että radonmittaukset on tehty ja ettei säteilyn määrä ylitä toimenpiderajoja. Työ toteutetaan yhteistyönä. Säteilyasetus edellyttää, että radonpitoisuuden ylittäessä 400 Bq/m³, tulee pitoisuutta pienentää esim. parantamalla ilmanvaihtoa ja tukkimalla mahdolliset vesivuodot. (STM 1998, STUK 2012) Suomen kaivosten radonpitoisuudet ovat nykyään alle kyseisen toimenpidearvon (STUK 2013b).

Mikäli työntekijän hengitysilmän radonpitoisuuden tiedetään tai epäillään olevan poikkeuksellisen suuri, työntekijän kokonaisannos tulee arvioida. Jos radonista aiheutuva kokonaisaltistus on suurempi kuin 600 000 Bq/m³h, siitä on ilmoitettava Säteilyturvakeskukseen. Altistuksesta 1 Bq/m³h aiheutuva työntekijän efektiivinen annos on 4–10⁻⁶ mSv silloin, kun radonin lyhytikäisten hajoamistuotteiden ja radonin välinen tasapainotekijä on 0,5. (STUK 2011)

Malmin louhinnassa avolouhoksena, murskaamisessa ja jauhatuksessa syntyy myös radioaktiivista pölyä. Kivipölyn hiukkaskoko vaihtelee, mutta suuri osa hiukkasista on niin isoja ja raskaita, että ne eivät leviä laajalle alueelle. Työntekijät altistuvat radioaktiiviselle pölylle louhoksella, mutta ympäristön asukkaille louhinnassa syntyvä pöly ei todennäköisesti ole ongelma. Rikastushiekasta voi levitä radioaktiivista pölyä ilman suojaustoimia ympäristöön satojen metrien päähän, jos läjitysaltaan pintakerros pääsee kuivumaan. Leviävä pöly on hienojakoista ja sen aktiivisuus voi olla kymmeniä tuhansia Bq/kg. (Mustonen ym. 2007)

3.2 Kemialliset tekijät

Kemiallisille tekijöille altistutaan kaivoksen perustamisvaiheessa, rakentamisessa ja tuotannon eri vaiheissa: louhinta, kuljetus, seulonta, hienonnuks, rikastus ja rikasteen edelleen kuljetus. Pölystä peräisin olevat hiukkaset sekä räjähdys ja kuljetustöistä peräisin olevat hiilen, rikin ja typenkaasut ovat suurimmat päästölähteet. Uraani esiintyy pölyssä ja sen kautta tapahtuu suurin uraanille altistuminen kaivostyössä. (Kauppila ym. 2011)

Taulukko 2. Metallimalmikaivostoiminnan tyypillisiä päästöjä eri työvaiheissa, muokattu (Kauppila ym. 2011)

Työvaihe	Päästöt
Malminetsintävaihe	Kairaus ja liikkuminen: pakokaasupäästöt Koelouhinta, lastaus, kuljetus: pöly, pakokaasupäästöt
Kaivoksen rakentamisvaihe	Tiestö ja maanrakennuskohteet: hienojakoiset pölyhiukkaset. Tarvekiven louhinta, murskaus: pölypäästöt Käytettävien koneiden ja ajoneuvojen pakokaasupäästöt (hiukkas-, SO ₂ -, CO _x -, NO _x -päästöt).
Tuotantovaihe	
Ilmaan kohdistuvat päästöt	Räjähdys-, pako- ja prosessointikaasut (CO ₂ , N ₂ , CO, NO _x , hiilivedyt, SO ₂ , pienhiukkaset, bioliuotus ja painehapetus, kuivaus: H ₂ S, C ₂ S, SO ₂ , CO ₂ , SO), hiukkaspäästöt ja mineraalipöly.
1) Louhinta ja malmin kuljetus	Pöly-, pako- ja räjähdyskaasut, savu.
2) Seulonta ja hienonnuks	Sisätilat: pölypäästöt rajoitetaan työsuojelulainsäädännöllä, eivät kuormita merkittävästi ympäristöä. Ulkoilma: kiviautojen kuormien kippaus murskaamoon: pölypäästöt eivät täysin hallinnassa. Murskauksen ja seulonnan jälkeinen jauhatus: ei merkittäviä päästöjä.
3) Rikastus	Kaasupäästöt (NO _x , CO ₂ , SO ₂ , SC ₂ , hiukkasia, savukaasuja). Polttoainepäästöt mahdollisia.
4) Rikasteen varastointi ja kuljetus	Pöly- ja pakokaasut.

4 TYÖPERÄINEN ALTISTUMINEN URAANILLE SUOMESSA

Tähän osuuteen on koottu olemassa oleva tieto aiemmin tehdyistä ja tässä tutkimuksessa tehdyistä uraanimittauksissa Suomessa.

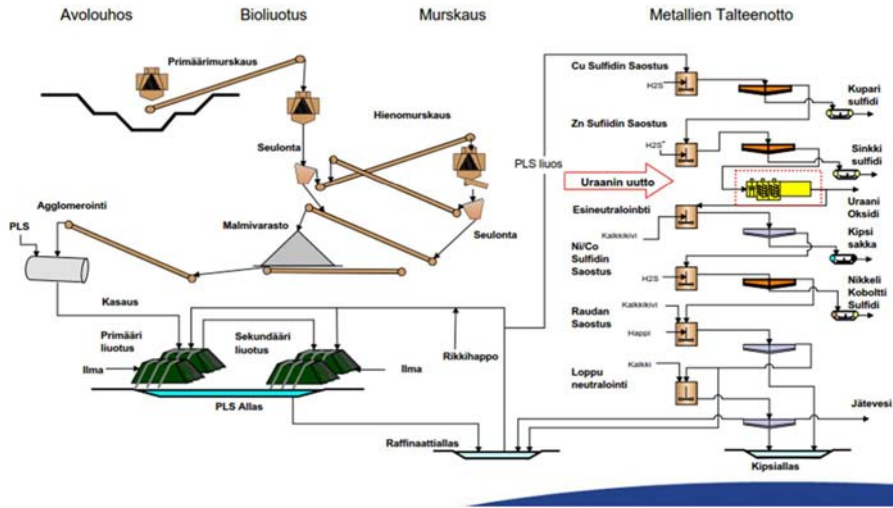
4.1 Mittaukset kaivoksilla ilmasta

4.1.1 Talvivaara Sotkamo Oy

Talvivaara Sotkamo Oy louhii malmia avolouhoksesta, murskaa sen, kerää bioliuotuskasoihin, liuottaa malmista metallisulfidit ja ottaa metallit talteen saostamalla. Malmi kuljetetaan louhoksesta murskaamoon, jossa se murskataan ja seulotaan vaiheittain. Murske kasataan ja agglomeroidaan PLS-liuoksella (pääprosessiliuos), jonka seurauksena pienet hiukkaset kiinnittyvät suurempien pinnalle muodostaen tasakokoisia rakeita. Tällä saavutetaan hyvin vettä ja ilmaa läpäisevä kasa. Malmi kasataan 8 metriä korkeaksi 400 m leveäksi ja 1200 m pitkäksi kasaksi, jonne puhalletaan ilmaa alhaalta päin ja jota kastellaan mikrobeja, rikkihappoa ja vettä sisältävällä liuoksella. Mikrobit liuottavat metalleja veteen eksotermisessä reaktiossa. Liuosta kierrätetään kunnes sen metallipitoisuus on riittävä talteenottoa varten. Puolentoista vuoden primääriliuotuksen jälkeen kasa siirretään sekundäärialustalle, jossa sitä liuotetaan vielä kolmen vuoden ajan, jonka jälkeen se maisemoidaan. Metallisulfidiliuos siirretään metallien talteenottoon, josta siitä saostetaan kupari, sinkki, nikkeli ja koboltti ja viimevaiheessa uraani. Liuos puhdistetaan ja ohjataan edelleen takaisin prosessiin. Uraanin poisto metallisulfidiliuoksesta tapahtuu useampien uuttojen ja saostusten avulla. (Talvivaara 2009, Talvivaara_Mining_Company_Plc 2010) Kuvat 2 ja 3.

TALVIVAARA

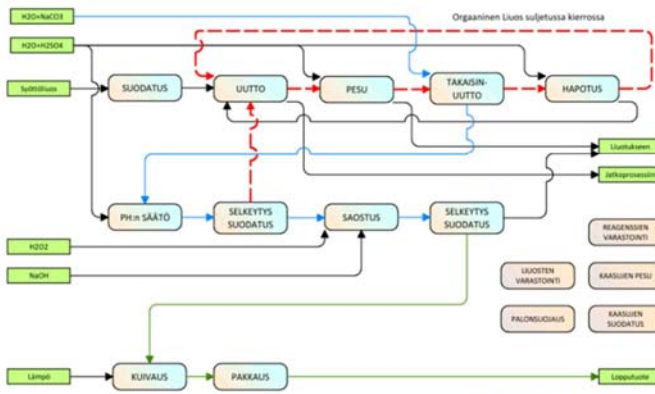
Talvivaaran tuotantoprosessi



Kuva 2. Talvivaara Sotkamon kaivoksen tuotantoprosessi (Talvivaara_Mining_Company_Plc 2010).

TALVIVAARA

Uraanin uuttoprosessi



Kuva 3. Uraanin suunniteltu talteenotto prosessi (Talvivaara_Mining_Company_Plc 2010)

Geologian tutkimuskeskus mittasi vuonna 2009 kannettavalla spektrometrillä gammasäteilyn ulkoista annosnopeutta sekä uraanin ja toriumin ekvivalenttipitoisuuksia Talvivaaran kaivospiirin alueella. Vain gammasäteilyä voidaan mitata, koska alfa- ja beetasäteilyt eivät lävistä pintoja. Mittauksia tehtiin nikkelimalmin alueella, muualla kaivosalueella sekä luonnontilaisilla kaivospiirin alueilla. Taustasäteily oli nikkelimalmin alueella 0,15–0,20 $\mu\text{Sv/h}$. Muualla kaivosalueella ja luonnontilaisilla kaivospiirin alueilla annosnopeudet olivat 0,05–0,20 $\mu\text{Sv/h}$. Mitatut arvot ovat Säteilyturvakeskuksen ilmoittaman Suomen tavanomaisen taustasäteilyn rajoissa (0,05–0,3 $\mu\text{Sv/h}$). Uraani- ja toriumpitoisuudet kaivosalueella olivat 12,2–22,0 ppm eU ja 3,0–7,0 ppm eTh. Pitoisuudet vastaavat malmista aikaisemmin julkaistuja kemiallisia määrytyksiä. (Äikäs 2009) Taulukot 3 ja 4.

Taulukko 3. Gammasäteilyn annosnopeudet Talvivaaran kaivospiirin alueella (Äikäs 2009).

Mittauspaikka	Annosnopeus ($\mu\text{Sv/h}$)
Nikkelimalmi	
Avolouhoksen pohjalla (kaukana seinämistä)	0,20–0,21
Malmin päällä paljaalla kalliopinnalla	0,15–0,20
Liotuskasan päällä	0,15
Kaivoksen apualueet ja laitokset	
Kairasydänvaraston ja toimiston välinen asfalttikenttä ja sen viereinen täyttömaa	0,12
Pääportin ja Kuusilammen väli tieleikkauksen tonaliittigneissikallion päällä	0,07
Kuusimäenkuljun kvartsiittilouhoksella kiviaineismurskeen päällä	0,07
Rikastehallin sisällä (betonirakenteet)	0,10–0,15
Kipsialtaan tuloputken alla rannassa punertavan sedimentin päällä	0,04
Munninmäen uraanimalmiviitteet	
Graniittinen kalliopaljastuma	
–metrin korkeudella	0,19
–kalliosta mitattuna	0,84
Metsän ja altaan väliset maanpoistoalueet graniittisten kallioiden päällä	0,10–0,20

Mittauspaikka	Annosnopeus ($\mu\text{Sv/h}$)
Kalliojärven aeroradiometriset gamma-anomaliat	
Graniittisten kalliopaljastumien alue	0,10–0,14
Anomalia-alueen keskiosa, radioaktiiviset graniitti- ja pegmatiittigraniittilohkareet, mittaus kiven pinnasta	0,50

Taulukko 4. Uraanin ja toriumin ekvivalenttipitoisuudet Talvivaaran kaivospiirin alueella (Äikäs 2009).

Mittauspaikka	Uraanipitoisuus (ppm eU)	Toriumpitoisuus (ppm eTh)
Nikkelimalmi		
Liutuskasa, avolouhos, malmin pinta (yhteensä 5 mittauspistettä)	12–22	3,0–7,0
Munninmäen uraanimalmiviitteet		
Graniittinen kalliopaljastuma	69	60
Kalliojärven aeroradiometriset gamma-anomaliat	6,0	6,8
Graniittisten kalliopaljastumien alue, tyypilliset kalliosta mitatut pitoisuudet		
Anomalia-alueen keskiosa, radioaktiiviset graniitti- ja pegmatiittigraniittilohkareet, mittaus kivistä	56	27

Talvivaaran uraaniesiintymässä uraanin pitoisuus on keskimäärin 20 mg/kg, josta ulkoisen säteilyn annos on laskennallisesti 0,11 $\mu\text{Sv/h}$. Tästä saadaan ulkoiseksi annokseksi 0,2 mSv vuodessa (1800 h vuotuisella työajalla). Kyseinen arvo alittaa selvästi annoksen 1 mSv vuodessa, joka edustaa Säteilyasetuksessa (STM 1991, 1998) annettua väestön annosrajaa ja rajaa, jonka yläpuolella työ katsotaan säteilytyöksi. Vuosittainen taustasäteily Suomessa on 0,17-1 mSv/vuosi koostuen avaruudesta peräisin olevasta säteilyannoksesta, noin 0,33 mSv/vuosi sekä maaperän ja rakennusmateriaalien aiheuttamasta annoksesta noin 0,5 mSv/vuosi. (STUK 2013a)

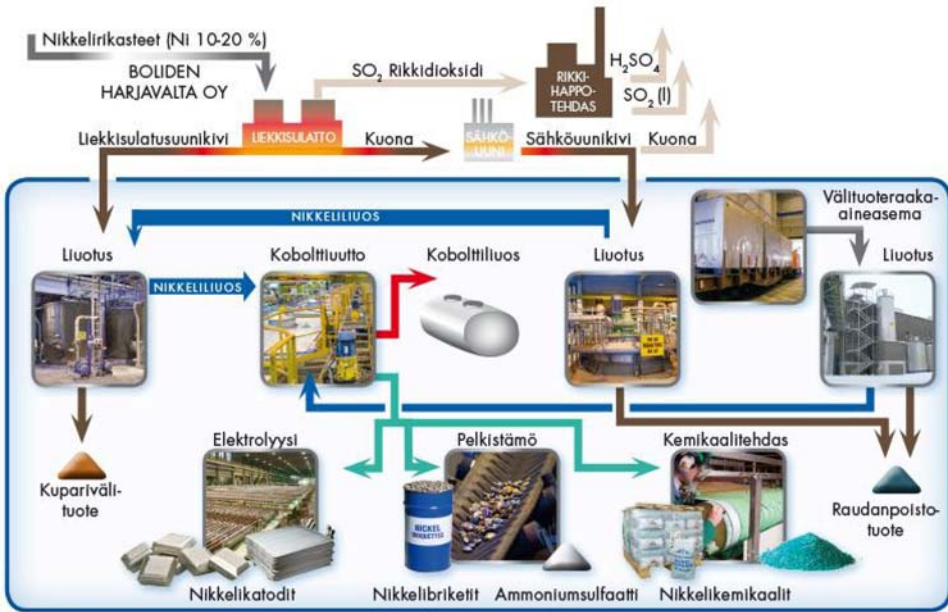
Kaivosalueella on mitattu myös radonia. Radonpitoisuus mittauskohteena olleissa rakennusten osissa oli $< 20\text{--}120\text{ Bq/m}^3$. Suurin pitoisuus mitattiin pumppaamon alakerrasta ja metallituotevarastossa pitoisuus oli alle STUK:n laboratorion määritysrajan 20 Bq/m^3 . (Ramboll_Finland_Oy 2010) Säteilyasetuksen mukaan toimenpiteisiin tulee ryhtyä, kun radonpitoisuus ylittää 400 Bq/m^3 (STM 1998, STUK 2012).

Talteenottolaitoksessa käsiteltävät uraaniliuokset ja valmistettava uraanipuolituote sisältävät alfasäteilevää luonnonuraania, joka lähettää myös mitättömiä määriä gammasäteilyä. Alfasäteily ei aiheuta säteilyvaikutuksia tehdasalueen ulkopuolella tai kuljetusreittien varrella, sillä uraania käsitellään laitoksen sisätiloissa ja kuljetetaan suljetuissa uraanipuolituotteelle hyväksytyissä astioissa. Gammasäteilyn vaikutukset estetään rakenteellisin suojauskein. Kerralla kuljetettavat määrät eivät aiheuta olennaista altistumista gammasäteilylle. (Ramboll_Finland_Oy 2010)

Kaivoksen tarkkailussa kentältä mitatut pölypitoisuudet ovat enimmillään olleet $150\text{ }\mu\text{g/m}^3$ (epäorgaanisen pöly HTP_{BH}-arvo 10 mg/m^3) (Ramboll_Finland_Oy 2010). Vuonna 2005 kaivoksella tehdyissä pölymittauksissa esim. murskaushallin ilman pölypitoisuudet olivat kuitenkin korkeimmillaan 50 mg/m^3 (vaihteluväli: $1\text{--}50\text{ mg/m}^3$). Pitoisuuteen vaikuttivat mm. kiven kosteus, pölynpoistolaitteiden tehokkuus ja malmin syöttötapa. Pitoisuudet ylittivät epäorgaanisen pölyn HTP_{BH}-arvon ajoittain selvästi. Ilmapäästön pölynpoistoon tarkoitettujen laitteiden (mm. pussi- ja monikerrossuodattimet) pölynpoistotehokkuus on noin $5\text{--}30\text{ mg/m}^3$ riippuen suodattimen tyypistä ja kapasiteetista. (Salo ym. 2005) Vuonna 2013 murskaamoon on tehty prosessimuutos, joka alensi pölyn määrää. Jos pöly sisältää $0,002\%$ uraania, altistumisen pölypitoisuudelle 50 mg/m^3 voidaan laskea aiheuttavan $1\text{ }\mu\text{g/m}^3$ altistumisen niukkaliukoiselle uraanille. Näinkin suuri pölypitoisuus johtaisi kuitenkin selvästi alle 1 mSv (n. $0,4\text{ mSv}$) vuosittaiseen säteilyannokseen työperäisessä altistumisessa (ks. luku 2.7).

4.1.2 Norilsk Nickel Harjavalta Oy

Norilsk Nickel Harjavalta valmistaa nikkeliä ja nikkelikemikaaleja sekä ammoniumsulfaattia. Tuotantoprosessissa rikasteesta poistetaan muut metallit. Uraanin ja koboltin puhdistus tapahtuu liuosuutolla, josta ne saostetaan pois ennen varsinaista nikkelin jatkojalostusta. Uraania ei ole välttämättä kaikissa rikasteissa, joten sen poisto tulee kysymykseen vain hyvin pienessä osaa tuotantoa. Kuvassa 4. on esitetty Harjavallan tuotantoprosessi. (Norilsk_Nickel_Harjavalta 2013)



Kuva 4. Norilsk Nickelin Harjavallan tuotantoprosessi (Norilsk_Nickel_Harjavalta 2013).

Norilsk Nickelin Harjavallan tehtailla on seurattu annosnopeuksia uraanin poistossa. Taulukossa 5 on esitetty tehtyjen mittausten tulokset.

Taulukko 5. Ulkoisen säteilyn annosnopeudet eri pisteissä uuttokennohuoneessa ja varastosäiliöhuoneessa Norilsk Nickel Harjavalta Oy:llä (Markkanen, Venelampi 2011).

Mittauspaikka	Annosnopeus (µSv/h)	Lisätietoja
Uuttokennohuone	0,2	Ylätasanteella
Uuttokennohuone (kuivunut roiske)	12	Mitattu Smart Ion -mittalaitteella, mittaustuloksesta on vähennetty laitteen oma tausta
Varastosäiliöhuone	0,9	Alhaalla uraanisäiliön kyljestä, säiliö puolillaan
Varastosäiliöhuone	0,6–0,7	Alhaalla puolen metrin päässä säiliöstä
Varastosäiliöhuone	0,3	Ylhäällä portaiden yläpäässä

Mitatut annosnopeudet ylittivät paikoitellen Suomen normaalin taustasäteilyn annosnopeuden (0,04–0,3 µSv/h).

Työntekijöiden ulkoisesta säteilystä aiheutuva säteilyannos on annosnopeusmittausten perusteella kuitenkin selvästi pienempi kuin $10 \mu\text{Sv}$ ($= 0,01 \text{ mSv}$). Kyseisen arvon ylittyminen edellyttäisi yli 100 tunnin vuotuista työskentelyä uraanisäiliön välittömässä läheisyydessä, mutta käytännössä työskentelyaika on todennäköisimmin noin 10 tuntia vuodessa. Sadan tunnin vuotuisella työajalla työntekijöiden säteilyaltistuksen on arvioitu olevan enintään $20 \mu\text{Sv}$. Koska todennäköinen vuotuinen työaika ja hengityksensuojainten käyttö huomioiden vuosiansiannon suuruusluokan on muutama μSv , väestön vuosiansiannosraja 1 mSv ($= 1000 \mu\text{Sv}$) ei voi käytännössä ylittyä. (Markkanen, Venelampi 2011)

Markkasen & Venelammen (2011) tarkastuspöytäkirjan mukaan hengitysilman pölynäytteet otettiin uuttokennohuoneesta (sumutus laitettiin pois päältä näytteenoton ajaksi) ja varastosäiliöhuoneesta (kaksi peräkkäin otettua näytettä). Ilmapölynäytemittausten mukaan U-238-pitoisuus hengitysilmassa oli pienempi kuin $0,7 \text{ mBq/m}^3$ ja suurin mitattu U-235-pitoisuus oli $0,6 \text{ mBq/m}^3$. U-234:n, jota oli mukana U-238:n hajoamissarjasta, pitoisuuden oletettiin olevan sama kuin U-238:n. Hengityksen kautta tapahtuvan altistuksen arvioitiin laskennallisesti olevan enintään $0,14 \mu\text{Sv}$, josta voi kertyä 100 tunnin vuotuisella työajalla enintään $14 \mu\text{Sv}$:n ($= 0,014 \text{ mSv}$) kokonaisannos. Käytännössä altistuminen on kuitenkin alhaisempaa, koska todellinen vuotuinen työaika on huomattavasti pienempi.

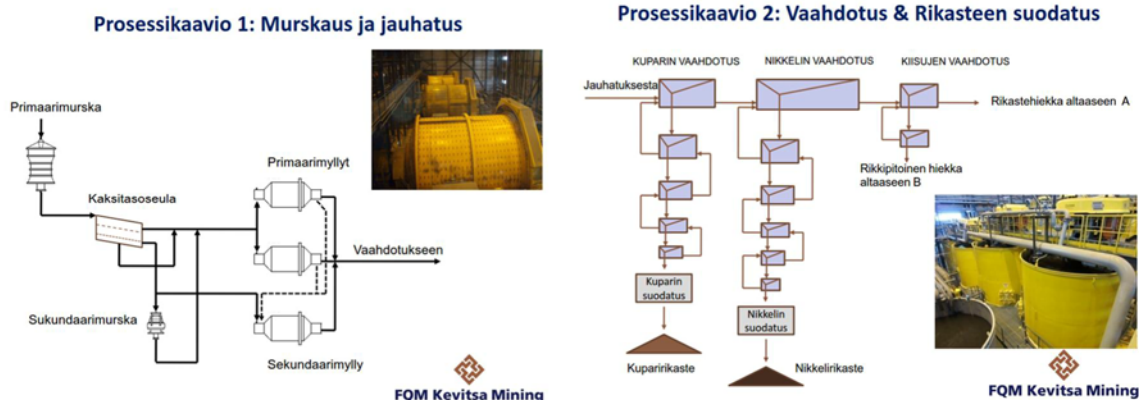
Lisäksi otettiin pyyhintänäytteet uuttokennohuoneesta ylätasanteen reunakaiteesta ja varastosäiliöhuoneesta porrasaskelmien sivussa olevalta liuskalta. Pyyhintänäytteissä uraanimäärät olivat alle havaitsemisrajan, joten tulosten perusteella kyseisten tilojen pinnat ovat uraanista puhtaat. Pölynäytteistä määritettiin kemiallisesti uraanipitoisuus. (Hämäläinen 2014) Tulokset on koottu taulukkoon 6. Pitoisuustasot jäivät korkeimmillaankin työntekijöiden hengitysvyöhykkeellä uuttokennojen tyhjennyksessä vain 22 %:iin liukoisten yhdisteiden HTP_{8h} -arvosta $0,05 \text{ mg/m}^3$, mutta jos käytetään vertailukohtana saksalaisten laskemaa BMDL5\% tasoa munuaisvaikutuksille ($0,025 \text{ mg/m}^3$), ovat maksimipitoisuudet uuttokennojen päältä noin puolet tästä, $0,011 \text{ mg/m}^3$.

Taulukko 6. Työhygieenisten liukenevien uraaniyhdisteiden mittaustuloksia Norilsk Nickel Harjavalta Oy:llä v. 2010–2012 (Hämäläinen 2014).

Mittauspaikka	U mg/m ³
Kannettava mittari	0,004
Uuttokennojen päältä (kennojen tyhjennys)	0,001
”Kiinteä” mittaus ilmasta U-uuttoken. päältä	0,011
”Kannettava” mittaus ilmasta (vuoro-oper.)	0,0002
U-uutto, kennojen päältä	0,0003
Ca-uutto, prosessihoitaja	0,0001

4.1.3 Kevitsan kaivoksen pölymittaukset ja niiden perusteella tehdyt laskelmat

Kevitsan kaivoksella louhitaan avolouhoksesta kupari-nikkelimalmia, joka sisältää myös platinametalleja. Malmi murskataan ja jauhetaan ja johdetaan vaahdotukseen ja rikastukseen. Rikaste toimitetaan edelleen jatkojalostukseen. Kuva 5. (FQM_Kevitsa_Mining_Oy 2013)



Kuva 5. Kevitsan kaivoksen tuotantoprosessi (FQM_Kevitsa_Mining_Oy 2013)

Kevitsan kaivoksella tehtiin työhygieenisia pölymittauksia. Keliolosuhteet olivat kosteat ja sade esti suurimman pölyämisen vaikka tuulta oli 3-5 m/s. Tulokset kuvaavat siten olosuhteita, joissa altistuminen on vähäistä. Näytteitä kerättiin porakoneiden, kaivureiden ja kuljetusautojen sisältä sekä työntekijöiden hengitysvyöhykkeeltä. Lisäksi kerättiin hiukkasnäyte ja pyyhintäpölynäyte partikkeleiden kokojakauman ja rakenteen selvittämiseksi. Koneista otettiin myös pyyhintänäytteitä ohjauslaitteistosta ja työkoneiden pinnoilta.

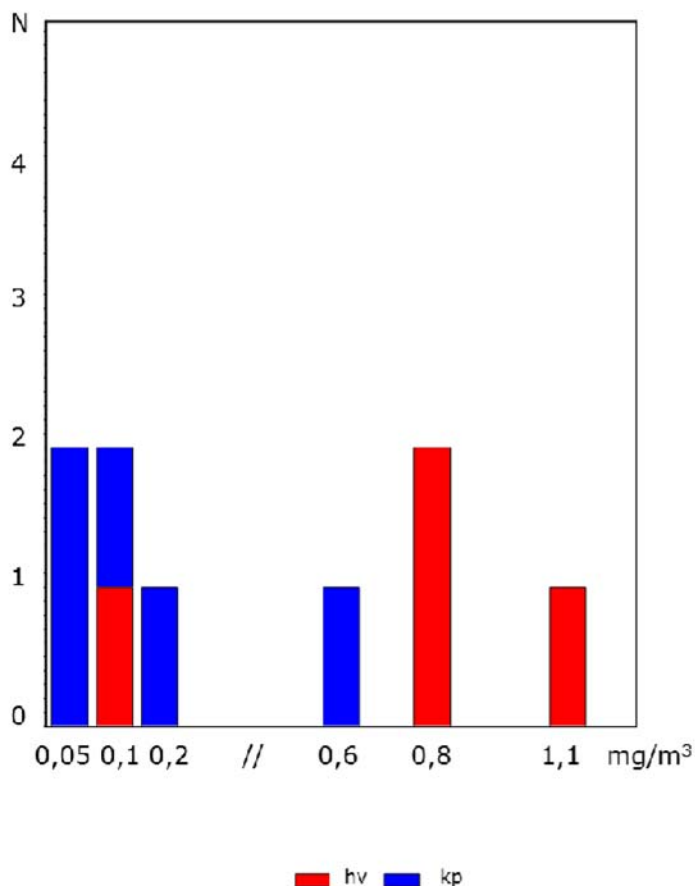
Kevitsan kaivoksen malmin keskimääräinen nikkelpitoisuus on 0,3 %. Pyyhintänäytteistä laskettiin pölypitoisuudet käyttäen hyväksi mitattuja nikkelpitoisuuksia ja olettamalla sen olevan 0,3 % pölypitoisuudesta. Täten saatiin pitoisuudet, jotka ovat suurimmat mahdolliset olettamalla, että nikkeli ja uraani olivat jakautuneet tasaisesti näytteisiin. Kerätyissä pölynäytteissä nikkelpitoisuudet olivat selvästi matalammat: 0,08–0,25 % pölypitoisuudesta. Pölynäytteiden nikkelpitoisuudet olivat samalla tasolla, oli ne kerätty alveolijakeisena tai hengittyvän pölyn näytteenä. Näin saadut laskennalliset pölypitoisuudet pyyhintänäytteissä vaihtelivat 33–113 mg/m² välillä.

Taulukossa 7 on esitetty pöly-, nikkeli- ja uraanipitoisuuksista lasketut tunnusluvut ja kuvassa 6 on esitetty pölypitoisuusjakauma.

Taulukko 7. Pölypitoisuudet ilmanäytteissä ja pyyhintänäytteissä (ilma mg/m³, pyyhintä mg/m²).

Näyte	n	mediaani	keskiarvo	p95	maksimi
nikkeli hv	4	0,0007	0,0008	0,0017	0,0017
nikkeli kp	5	0,0001	0,0003	0,0010	0,0010
nikkeli pyyhintä	4	0,15	0,18	0,34	0,34
uraani hv	4	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
uraani kp	5	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
uraani pyyhintä	8	< 0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
pöly hv (kaikki)	4	0,80	0,70	1,1	1,1
pöly kp (kaikki)	5	0,08	0,20	0,62	0,62
alveoli hv	1	0,78	0,78	0,78	0,78
alveoli kp	1	0,06	0,06	0,06	0,06

hv = hengitysvyöhyke, kp = kiinteäpiste



Kuva 6. Ilman pölypitoisuudet hengitysvyöhykkeellä ja kiinteissä pisteissä: hv = hengitysvyöhyke, kp = kiinteäpiste.

Hiukkasnäytteessä nikkeli esiintyy noin 1 µm kokoisina Fe-Ni-sulfidihiukkasina (todennäköisesti pentlandiittia), jotka ovat kiinnittyneet silikaattimineraaleihin. Näytteen asbestipitoisuus on < 0,01 kuitua/cm³. Uraania ei tavattu. Näytteen pääasiallinen hiukkaskoko on < 1 µm. Muiden hiukkasten koko vaihtelee välillä 1–15 µm.

Korrelaatioanalyysillä havaittiin merkittävät korrelaatiot nikkeli- ja pölypitoisuuksien välillä kiinteissä pisteissä. Taulukko 8.

Taulukko 8. Korrelaatioanalyysi pölyjen ja nikkelpitoisuuksien välillä. Varjostetut arvot ovat tilastollisesti merkittäviä p-arvo > 0,05 (5 %).

r		pöly	pöly kiinteäpiste	pölyt kaikki
p		hengitysvyöhyke		näytteet
N				
Nikkeli		0,716		0,716
hengitysvyöhyke		0,28		0,28
		4		4
Nikkeli kiinteäpiste			0,995	0,995
			0,0004	0,0004
			5	5
Nikkeli	kaikki	0,716	0,995	0,824
näytteet		0,28	0,0004	0,006
		4	5	9

r = korrelaatiokerroin, p = p-arvo, N = havaintojen määrä

Pölypitoisuudet Kevitsan kaivoksen työntekijöiden hengitysvyöhykkeellä jäivät noin 11 % epäorgaanisen pölyn HTP-arvosta 10 mg/m³ (STM 2014).

Kevitsan ilmanäytteiden pölypitoisuuden perusteella laskettiin uraanipitoisuus tilanteisiin, joissa malmin uraanipitoisuus on 0,002 % (0,02 kg/tonni) (Talvivaara) ja 0,1 % (1 kg/tonni) (uraanimalmiksi luokiteltava pitoisuus). Koska Kevitsan ilmanäytteiden uraanipitoisuudet olivat alle määräysrajan, niitä ei voitu käyttää laskentaan. Talvivaaran malmin uraanipitoisuudella 0,002 % uraanin ilmapitoisuudet jäivät prosentin tuhannesosiin (0,022 µg/m³ = 0,000022 mg/m³) liukenemattoman uraanin voimassa olevasta HTP-arvosta (0,2 mg/m³). Vaikka laskelmat tehtäisiin käyttäen korkeampaa uraanimalmiksi luokiteltavan malmin 0,1 % uraanipitoisuutta, jäisi ilman uraanipitoisuus pahimmassakin tapauksessa 0,5 % (1,1 µg/m³ = 0,0011 mg/m³) laskettuna liukenemattoman uraanin HTP-arvosta 0,2 mg/m³. Kaikki arvot jäivät myös luvussa 2.7 arvioidun tason 0,0025 mg/m³ (2,5 µg/m³) alle. Tämä taso on laskettu sillä perusteella, että vuotuinen säteilyannos ei ylitä väestön annosrajaa 1 mSv/v vaikka kyseistä työtä tehtäisiin 1800 h/v. Myös nikkelle laskettiin tulosten perusteella pitoisuudet ilmassa ja ne olivat korkeimmillaan 3,5 % (0,017 mg/m³) nikkelin hengittyvän pölyn HTP-arvosta 0,05 mg/m³. Taulukko 9.

Taulukko 9. Pöly- ja uraanipitoisuudet (liukenemattomat) ja osuudet HTP-arvosta Kevitsan kaivoksella porauksessa. HTP-osuudet laskettu teoreettisille 0,002 % ja 0,1 % uraanipitoisuuksille liukenemattomien uraaniyhdisteiden HTP-arvosta $0,2 \text{ mg/m}^3 = 200 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Epäorgaanisen pölyn HTP-pitoisuus on 10 mg/m^3 .

Näyte	mitattu		mitattu		laskettu pölypitoisuudesta		laskettu pölypitoisuudesta	
	Pölypit. mg/m^3	Ilman U $\mu\text{g/m}^3$	U-pit. $\mu\text{g/m}^3$	U-pit. %	Osuus mg/m^3	Osuus %	U-pit. $\mu\text{g/m}^3$	Osuus %
kiinteät pisteet								
Pora	0,19	0,1	0,4	0,4	0,002	0,002	18,7	0,09
Pora kp	0,62	< 0,1	1,2	1,2	0,006	0,006	62,0	0,31
Pora kp	0,06	< 0,1	0,1	0,1	0,001	0,001	6,07	0,03
Kauha 5500	0,08	< 0,1	0,2	0,2	0,001	0,001	8,35	0,04
Pyörökuormaaja alveoli	0,06	< 0,1	0,1	0,1	0,001	0,001	6,02	0,03
hengitysvyöhyke								
Porari	1,1	< 0,1	2,2	2,2	0,011	0,011	110	0,55
Porari	0,82	< 0,1	1,6	1,6	0,008	0,008	82,0	0,41
Porari alveoli	0,78	< 0,1	1,6	1,6	0,008	0,008	78,0	0,39
Kuljettaja	0,08	< 0,1	0,2	0,2	0,001	0,001	8,00	0,04

4.2 Virtsan uraanin biomonitorointimittaukset

Virtsan uraanipitoisuus kertoo työntekijän altistumisesta uraanille. Altistuttaessa niukka-liukoisille yhdisteille uraani kertyy keuhkoihin ja virtsan uraani kertoo pitkäaikaisesta altistumisesta uraanille. Altistuttaessa liukoisille uraaniyhdisteille uraani poistuu nopeasti elimistöstä ja tällöin se kuvaa sen hetkistä altistumista. Tyypillisesti kaivoksilla altistutaan niukkaliukoisille suoloille ja liuotusprosessissa liukoisille suoloille. Liikuttaessa kaivosalueella prosessimiehet altistuvat yleensä molemmille. Tässä tarkastelussa heidät on kuitenkin jaoteltu liukoisille suoloille altistuviksi.

Talvivaaran ja Norilsk Nickelin työntekijöistä kerättiin virtsanäytteitä niiltä osin, jolloin he olivat tekemisissä Talvivaaran malmin kanssa. Talvivaaran näytteet oli kerätty nikkeli-altistumisen seurantaan varten ja niistä analysoitiin myös uraanipitoisuudet. Kaiken kaikkiaan näytteitä oli 150 kappaletta, joista 10 oli ennen työn alkua otettuja ns. nollanäytteitä. Altistavan uraaniyhdisteen liukoisuuden perusteella altistuneiden työntekijöiden virtsanäytteet jaettiin kahteen ryhmään. Ryhmäjaossa voi olla virheitä, koska jako on tehty työtehtävän mukaan. Taulukossa 10 on esitetty tulokset ryhmätasolla.

Taulukko 10. Virtsan uraanipitoisuudet jaoteltuna ottoajankohdan ja liukoisuuden mukaan. ($\mu\text{g/g}$ kreat.).

	n	mediaani	keskiarvo	p95*	maksimi
Altistuneet	140	0,005	0,009	0,018	0,42
Nollanäytteet	10	0,003	0,003	0,008	0,008
Liukoinen	105	0,005	0,010	0,016	0,42
Niukkaliukoinen	35	0,004	0,006	0,019	0,033

* 95 % tuloksista ko. pitoisuuden alle.

Virtsanäytteiden tulokset jaettiin edelleen työtehtävien mukaan. Vain ne tulokset on esitetty joissa työntekijöiden määrä on ≥ 5 . Taulukko 11.

Taulukko 11. Virtsan uraanipitoisuudet työtehtävän mukaisesti jaoteltuna (n ≥ 5).

Työtehtävä	n	mediaani	keskiarvo	p95*	maksimi
Kunnossapitoasentaja	10	0,004	0,005	0,019	0,019
Laborantti	7	0,004	0,065	0,42	0,42
Prosessinhoitaja	94	0,005	0,006	0,016	0,027
Sähköasentaja	5	0,009	0,009	0,017	0,017
Työnjohtaja	14	0,004	0,007	0,033	0,033

* 95 % tuloksista ko. pitoisuuden alle.

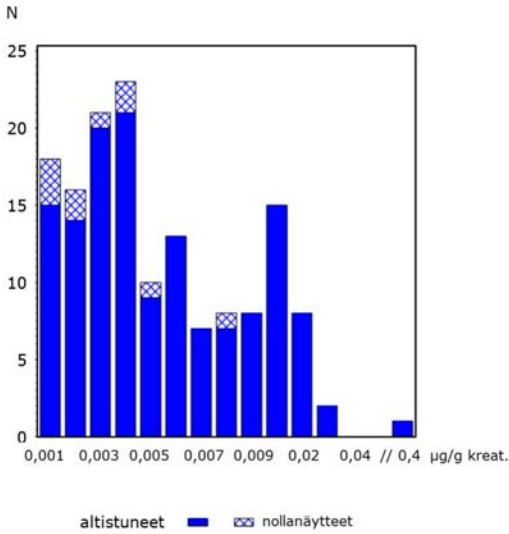
Myös tupakoinnin vaikutusta katsottiin virtsan uraanipitoisuuksiin nähden. Työntekijät, joiden tupakointitietoa ei ole ilmoitettu ei ole tunnistettavissa, n = 2, ja täten myös heidän tuloksensa on annettu. Taulukko 12.

Taulukko 12. Virtsan uraanipitoisuudet jaoteltuina tupakoinnin mukaan.

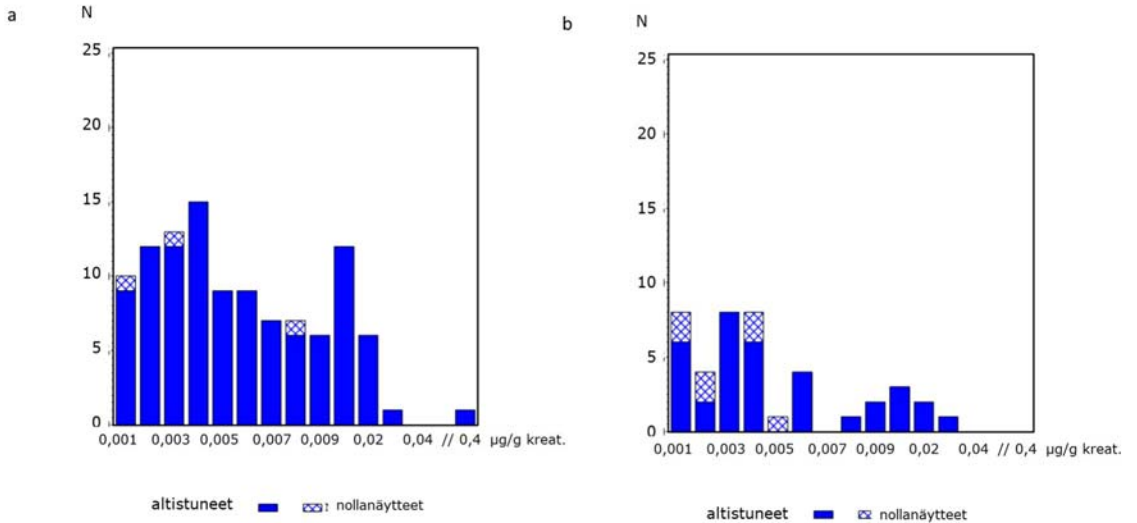
tupakointi	n	mediaani	keskiarvo	p95*	maksimi
ei tietoa	2	0,014	0,014	0,027	0,027
Tupakoimattomat	84	0,004	0,011	0,018	0,421
Tupakoivat	54	0,005	0,006	0,015	0,019

* 95 % tuloksista ko. pitoisuuden alle.

Kuten taulukosta 10 on nähtävissä, keskimääräiset altistumistasot ovat samalla, alle altistumattomien viiterajan olevalla tasolla sekä Talvivaaran että Norilsk Nickelin työpaikoilla. Myös 95 persentiilit jäävät altistumattomien viiterajan 0,03 µg/g kreatiniinia alapuolelle. Niukkaliukoisille nikkelyhdisteille altistuneiden ryhmässä altistumattomien viiteraja ylittyy yhdellä työntekijällä ja jos jätetään huomioimatta liukoisille yhdisteille altistuneiden työntekijöiden suurin tulos 0,42 µg/g kreatiniinia mahdollisena kontaminoituneena arvona niin seuraavaksi suurin arvo on juuri altistumattomien viiterajan suuruinen 0,03 µg/g kreatiniinia. (katso kohta 2.4.1.) Kuvissa 7 ja 8 on esitetty virtsan uraanipitoisuuksien jakauma koko ryhmästä jaoteltuina altistuneiden näytteet ja nollanäytteet sekä jako liukoisille ja niukkaliukoisille yhdisteille altistuttaessa. Nämä tulokset tukevat ilmamittausten tuloksia sen suhteen, että altistuminen uraanille on näissä olosuhteissa matalaa.



Kuva 7. Virtsan uraanipitoisuuksien jakauma työntekijöissä eriteltynä näytteet jotka on otettu altistumisjakson jälkeen ja nollanäytteet (ennen altistumisjaksoa otetut näytteet, n=150, µg/g kreat.).



Kuva 8 a ja b. Virtsan uraanipitoisuudet a) liukoinen, b) niukkaliukoinen ja nollanäytteet eriteltty rasterilla.

4.3 Työterveyslaitoksen rekisterit

Uraani ja sen yhdisteet eivät kuulu aineisiin, joille altistuneet tulisi ilmoittaa syöpäsairauden vaaraa aiheuttaville aineille ja menetelmille ammatissaan altistuvien rekisteriin (ASA-rekisteri) (Työsuojeluhallinto 2013b). Uraanin aiheuttamaksi epäiltyjä sairauksia ei ole myöskään ilmoitettu työperäisten sairauksien rekisteriin (TPSR-rekisteri) (Työsuojeluhallinto 2013a).

Työterveyslaitoksen biologisten mittausten rekisterin tietojen perusteella virtsan uraanipitoisuudet (U-U) ovat tehdyissä palvelumittauksissa olleet kaivosalan työntekijöillä (n = 28) 0,0002–0,02 µg/g kreat. (keskiarvo: 0,003 µg/g kreat.) ja nikkelirikasteen jatkojalostuksessa (n = 18) 0,0007–0,183 µg/g kreat. (keskiarvo: 0,033 µg/g kreat.). Jälkimmäisessä työssä altistumattomien viiterajan (0,03 µg/g) ylityksiä on ollut 7/18 näytteestä, maksimiarvon ollessa 0,183 µg/l. (Työterveyslaitos 2014a)

Työhygieenisissä mittauksissa uraanipitoisuudet ovat olleet kaivostyössä < 0,0001–0,0002 mg/m³ (keskiarvo: < 0,0001 mg/m³) sekä hengitysvyöhykkeellä (n = 24) että kiinteissä mittauspaikeissa (n = 172). Nikkelirikasteen jatkojalostukseen liittyvissä mittauksissa (n = 5) uraanipitoisuudet ovat olleet 0,0001–0,011 mg/m³ (keskiarvo: 0,002 mg/m³). (Työterveyslaitos 2014b)

4.4 Altistuminen ulkomailla

Syöpäriskistä uraanikaivostoiminnassa on julkaistu useita kohorttitutkimuksia, mutta misään näistä tutkimuksista ei ole kuvattu altistumista uraanille vaan altistumisarviot perustuvat arvioituihin altistumiskuukausiin. (Tomásek ym. 1994, Kreuzer ym. 2010a, Kreuzer ym. 2010b, Nusinovic ym. 2010, Walsh ym. 2011, McDiarmid ym. 2012) Täten näistä tutkimuksista ei tule lisätietoa koskien uraanipitoisuuksia louhittaessa ja rikastettaessa uraanipitoista malmia.

Lipsztein ym. (2001) tarkastelivat uraanin, toriumin ja poloniumin pitoisuuksia brasilialaisissa kaivoksissa virtsa-, uloste- ja ilmanäytteistä. Hiilikaivoksessa kaikilla työntekijöillä oli mitattavissa oleva pitoisuus poloniumia virtsassa, mutta vain yhdellä työntekijällä uraanipitoisuus ylitti havaitsemisrajan. Ulostenäytteistä vain kahdella työntekijällä pitoisuus oli havaittavissa uraanin osalta. Työntekijöiden ja työnjohtajien henkilökohtaiset torium- ja uraanipitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Toisen hiilikaivoksen sisällä ja murskauspaikassa kiinteiden mittauspisteiden toriumpitoisuus oli 0,05 µg/m³ ja uraanipitoisuus 0,22 µg/m³. Uraanin aiheuttama säteily työntekijöiden hengitysvyöhykenäytteissä oli 2,2–5,9 mBq/m³ U-238:n osalta ja 2,5–5,9 mBq/m³ U-234:n osalta.

Nikkelikaivoksen työntekijöiden (n = 24) keskimääräinen virtsan uraanipitoisuus oli 0,10 ± 0,02 µg/l ja toriumpitoisuus 0,18 ± 0,04 µg/l; pitoisuudet eivät poikenneet merkittävästi

Rio de Janeiron asukkaiden pitoisuuksista. Kultakaivoksessa kaikki uraanin ja toriumin ilmapitoisuudet olivat havaitsemisrajan alapuolella louhinta-, murskaus- ja jauhatuspaikoissa. Henkilöiltä virtsanäytteiden toriumin, uraanin ja Po-210:n pitoisuudet olivat havaitsemisrajan alapuolella. (Lipsztein ym. 2001)

Shawky ym. (2002) tarkastelivat altistumista uraanille uraanin prosessointilaitoksissa Egyptissä. Radioaktiivisen pölyn pitoisuudet ilmassa vaihtelivat välillä 23×10^{-7} – 11×10^{-5} Bq/cm³ ja altistumistasot olivat 1–80 µSv/h. Biomonitorointimittausten perusteella malmin murskausta ja erotusta tekevien työntekijöiden virtsan uraanipitoisuudet olivat 8–29 µg/l.

Julião ym. (2007) arvioivat altistumista uraanille, toriumille, niobiumille ja tinalle biomonitoroinnin avulla brasilialaisessa niobiumkaivoksessa. Uraanin keskimääräiset pitoisuudet työntekijöiden ja kontrolliryhmän virtsanäytteissä olivat ennen työpäivää $0,03 \pm 0,02$ µg/l, työpäivän jälkeen $0,08 \pm 0,12$ µg/l sekä kontrolliryhmällä alle $0,01$ µg/l. Niobiumin, tinan ja uraanin keskimääräiset pitoisuudet olivat työntekijöiden ryhmässä tilastollisesti merkitsevästi korkeammat kuin kontrolliryhmässä, mikä viittasi työperäiseen altistumiseen. Toriumin osalta ryhmien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa.

Sabol ym. (2011) tutkivat kaivostyöntekijöiden kuuden vuoden aikaista (v. 2004–2009) säteilyaltistumista tšekkiläisessä uraanikaivoksessa. Altistuminen määritettiin vuosittaisena efektiivisenä kokonaisannoksena huomioiden radonin lyhytikäiset hajoamistuotteet, pitkäikäiset alfasäteilijät malmipölyssä ja gammasäteily. Työntekijöiden altistumisen havaittiin vähentyneen vuosittain tutkimusjakson aikana (9 mSv vuonna 2004, 7 mSv vuonna 2009), minkä katsottiin selittyvän tehokkaammalla ilmanvaihdolla, pölypitoisuuden alentamisella ja erällä organisatorisilla toimenpiteillä.

Otahal & Burian (2011) esittelivät artikkelissaan tšekkiläisessä uraanikaivoksessa tehtyjen radioaktiivisuusmittausten tuloksia. Mittaukset oli tehty noin 1100 m syvyydessä ja pääasiälliset mittauskohdat olivat louhokset ja paikka, jossa malmia lastattiin kaivosvaunuihin. Pitkäikäisten radionuklidien pitoisuuksien vaihtelu oli $0,10$ – $1,07$ Bq/m³, Lyhytikäisten radonin hajoamistuotteiden 30 – 2300 Bq/m³ ja gammasäteilyn pitoisuuksien vaihtelu $0,08$ – 49 µGy/h. Neljän mittausjakson välillä oli suuria eroja siten, että suurimmillaan radonsäteily oli 4800 ± 760 Bq/m³ ja pienimmillään 860 ± 350 Bq/m³.

Dias da Cunha ym. (2012) tarkastelivat työntekijöiden altistumista toriumia, uraania, niobiumia ja tantaalia sisältäville hiukkasille pyrokloorikaivoksessa ja sen yhteydessä toimivassa metallurgisessa laitoksessa Brasiliassa. Uraanipitoisuudet olivat malmin murskauksessa $0,02 \pm 0,014$ µg/m³, kuonan murskauksessa $0,41 \pm 0,21$ µg/m³, vaahdotuksessa $0,008 \pm 0,005$ µg/m³, uuttamisessa $0,006 \pm 0,003$ µg/m³. Ulkoalueilla pitoisuus oli alle määritysrajan ($0,002$ µg/m³).

Dinis & Fiúza (2013) laativat hypoteettisen skenaarion, jonka avulla he arvioivat uraanikaivosjätteisiin liittyvää altistumista tilanteessa, jossa työntekijät tekisivät ympäristön kunnostustöitä entisen uraanikaivoksen alueella. Työntekijöiden oletettiin altistuvan säteilylle sekä sisäisesti että ulkoisesti. Tarkoituksena oli arvioida kvantitatiivisesti mahdollista radonin hengittämiseen ja kontaminoituneen maan gammasäteilyyn liittyvää altistumista. Deterministisen mallin mukaan radonin hengittämisestä aiheutuva efektiivinen annos oli 5 mSv/vuosi, gammasäteilylle altistumiseen liittyvä efektiivinen annos 6 mSv/vuosi ja kokonaisannos 10 mSv/vuosi. Tulosten perusteella gammasäteilystä aiheutuva ulkoinen altistuminen oli 53 % ja radonin hengittämisestä aiheutuva sisäinen altistuminen 47 % kokonaisannoksesta. Radonin hengittämiseen liittyvä annos oli aliarvio, koska radionuklideita sisältävää hengittyvää pölyä ei huomioitu puutteellisen tiedon vuoksi.

5 YHTEENVETO

Tässä selvityksessä koottiin Suomea koskeva mittaustieto uraanin aiheuttamasta kemiallisesta ja säteilyaltistumisesta uraanipitoisen malmin louhinnasta liuospuhdistukseen. Olemassa olevia mittaustietoja täydennettiin työhygieenisillä mittauksilla avolouhoksella pölypitoisuuksien selvittämiseksi porauksessa. Pölypitoisuuksien perusteella arvioitiin uraanialtistuminen altistuttaessa pölylle Talvivaaran malmin uraanipitoisuudella (0,002 % uraania) ja uraanimalmiksi luokiteltavan malmin pitoisuudella (0,1 % uraania). Työntekijöiden altistumistason selvittämiseksi tehtiin kaivannaisteollisuuden eri prosesseissa työskentelevien työntekijöiden virtsan uraanimäärityksiä. Tässä yhteenvedossa on katsottu tilannetta myös Talvivaaran bioliuotusprosessin osalta, jollaista ei ole käytössä muualla maailmassa. Yhteenvedoon liitettiin myös aiemman, julkaisemattoman tutkimuksen tulokset virtsan uraanipitoisuudesta altistumattomassa väestössä Suomessa. Kotimaista mittaustietoa täydennettiin kirjallisuuskatsauksella uraanialtistumisesta muualla maailmassa.

Altistumisen arvioinnin lisäksi tehtiin arvio uraanin terveysriskeistä eri altistumistasoilla työperäisessä altistumisessa. Uraanin terveysvaikutukset ovat erilaiset riippuen siitä, ovatko yhdisteet liukoissa vai niukkaliukoissa muodossa. Liukoisen uraanin kohdalla kriittiset vaikutukset ovat munuaistoksiset vaikutukset, mutta niukkaliukoisen uraanin kohdalla arvioitaessa uraanialtistumista ja uraanin terveysvaikutuksia tulee huomioida niukkaliukoisen uraanin kertyminen keuhkoihin ja sen aiheuttama säteilyannos. Uraanin aiheuttamien säteilystä ja kemiallisista haitoista kerättyjen tietojen perusteella arvioitiin Suomessa voimassa olevien uraanin työhygieenisten raja-arvojen uudelleenarviointitarve, sekä mahdollisuudet asettaa toimenpideraja virtsan uraanipitoisuudelle altistuttaessa liukoisille ja niukkaliukoisille uraaniyhdisteille.

Tulosten perusteella työperäinen altistuminen uraanille Suomessa on vähäistä. Avolouhoksella malmin porauksessa tehtyjen pölymittausten perusteella ei ole odotettavissa, että altistuminen Suomessa nousisi terveysriskin kannalta merkittäväksi vaikka arviointiin sovellettaisiinkin voimassa olevia raja-arvoja tiukempia rajoja. Tähän vaikuttaa Suomen maaperän matala uraanipitoisuus. Suomessa ei ole yhtään uraanimalmiksi luokiteltavaa malmiota (pitoisuus > 0,1 %).

Olemassa oleva työhygieeninen mittaustieto Suomesta Talvivaaran malmin louhinnasta ja jatkoprosessoinnista osoittaa altistumisen olevan nykyisellään vähäistä. Sekä aiemmissa Suomessa tehdyissä mittauksissa että tässä tutkimuksessa tehdyissä mittauksissa myös työntekijöiden virtsan uraanipitoisuudet olivat matalia. Nämä tulokset kattavat myös Talvivaaran bioliuotusprosessin ja talteenoton. On kuitenkin huomioitava, että varsinainen uraanin rikastus Talvivaarassa ei ole vielä alkanut.

Virtsan uraanipitoisuuden normaaliarvoksi Suomessa on Työterveyslaitoksen äskettäisessä tutkimuksessa todettu 0,03 µg/g kreatiniinia. Työpaikoilta tehdyissä mittauksissa keskiarvoiset pitoisuudet olivat 0,009 µg/g kreatiniinia ja 95 prosenttia tutkittujen 140 työntekijän virtsan uraanipitoisuuksista oli alle 0,018 µg/g kreatiniinia. Yhden oletettavasti liukoisille yhdisteille altistuneen henkilön virtsan uraanipitoisuus ylitti viiterajan (0,42 µg/g kreat.) ja toisen henkilön virtsan uraanipitoisuus oli juuri viiterajalla, 0,03 µg/g kreatiniinia.

Kirjallisuudessa on esitetty ilman uraanipitoisuuksia, jotka ovat korkeimmillaan olleet 0,2 µg/m³ murskauksessa kiinteissä pisteissä, mutta hengitysvyöhykkeellä ne ovat jääneet alle määritysrajan. Suomessa malmin jatkojalostuksessa tehdyissä mittauksissa havaittiin yksittäinen korkeampi, 0,011 mg/m³, pitoisuus uuttokennon päältä (altistuminen liukoiselle uraanille). Tässä tilassa ei kuitenkaan työskennellä. Muut tehdyt mittaukset jäivät alle µg/m³ tason. Koska Talvivaaran uraaninpuhdistusprosessi ei ole käynnissä, tästä ei ole tällä hetkellä tuloksia saatavilla.

Suomessa on tällä hetkellä voimassa työhygieeninen raja-arvo 0,2 mg/m³ niukkaliukoiselle uraanille ja raja-arvo 0,05 mg/m³ liukoiselle uraanille (STM 2014). Ottaen huomioon nykyymmärrys uraanin terveyshaittojen annosvastesuhteista sekä uraanin säteilyvaikutukset kemiallisen toksisuuden lisäksi, suositellaan raja-arvojen uudelleenarviointia etenkin siinä tapauksessa, että uraanin rikastus aloitetaan Suomessa. Lähtökohtana raja-arvon asettamiseksi liukoisille yhdisteille suositellaan tasoa 0,025 mg/m³, joka vastaa munuaisvaikutusten BMDL5% tasoa (laskettu 5 % kohonnut esiintyvyyys). Niukkaliukoisten yhdisteiden kohdalla munuaisvaikutuksia merkityksellisemmäksi nousee niiden kertyminen keuhkoihin ja siitä seuraava säteilyaltistuminen. Säteilylle ei ole osoitettavissa annoskynnystä, pienikin lisäältäminen voi nostaa syöpäriskiä. Säteilyasetus (1143/1998) määrittelee annosrajat säteilytyölle. Säteilytyöluokkaan A katsotaan työ, jossa altistutaan yli 6 mSv tasoille, ja luokkaan B työ, jossa altistuminen on yli väestön tausta-altistumisen, 1 mSv. Niukkaliukoiselle uraanille altistumisen pysyessä tasoilla 0,015 mg/m³ ja 0,0025 mg/m³ nämä annosrajat eivät ylity. Edes näihin perustuvat raja-arvot eivät tämän selvityksen perusteella ylittyisi kaivannaisteollisuudessa Suomessa, mutta on huomioitava että uraanin rikastus ei ole Suomessa tällä hetkellä käynnissä.

Altistuttaessa liukoisille uraaniyhdisteille ilmapitoisuutta 0,025 mg/m³ vastaava virtsan uraanipitoisuus on noin 40 µg/l (~ µg/g kreatiniinia), joten tämä voitaisiin asettaa biologisten näyttöiden viitearvoksi. Tiedon puutteen takia ei ole mahdollista laskea yllämainittuja ilmapitoisuuksia (0,015 ja 0,0025 mg/m³) vastaavia virtsapitoisuuksia altistuttaessa niukkaliukoiselle uraanille.

LÄHTEET

- ACGIH (2010). Uranium. Recommended BEI. Kirjassa American Conference of Governmental Industrial Hygienists TLVs and BEIs. Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices. Cincinnati, OH, American Conference of Industrial Hygienists: 10.
- ACGIH (2014). TLVs®and BEIs®. Based on the Documentation of the Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents & Biological Exposure agents. Cincinnati, The American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- Anon. (2011). Harrison's Principles of Internal Medicine. New York, McGraw-Hill.
- ATSDR. (2013, February 2013). Toxicological Profile for uranium. Lainattu 4.6.2014, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=440&tid=77>.
- BMU. (2007). Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2007: Unterrichtung durch die Bundesregierung. Lainattu 2.10., https://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-201003311025/1/BfS_2008_PB_Umweltradioaktivit%c3%a4t_und_Strahlenbelastung_2007.pdf.
- CDC. (2013). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Lainattu 25.6.2014, <http://www.cdc.gov/exposurereport/>
- DFG (2012). Uran (natürlich und abgereichert) und seine anorganischen Verbindungen. Lieferung, Deutsche Forschungsgemeinschaft
- Dias da Cunha, K., Dalia Pereira, K., Guimarães, J. R. D., Lima, C., Nascimen-to, J., Lima, R., Hecht, A. A. ja Ward, P. (2012). Human exposure to airborne particles containing tantalum in mining and metal-lurgical activities. J Occup. Environ. Hyg. 11:6, W1.
- Dinis, M. d. L. ja Fiúza, A. (2013). Occupational exposure during remediation works at a uranium tailings pile. Journal of Environmental Radioactivity 119: 63-69.
- Fisenne, I. M., Perry, P. M., Decker, K. M. ja Keller, H. W. (1987). The daily intake of 234,235,238U, 228,230,232Th and 226,228Ra by New York City residents.
- FQM_Kevitsa_Mining_Oy. (2013, 28.10.2013). FQM Kevitsa Mining Oy:n yleisesittely Lainattu 25.6.2014, http://www.kaivos.fi/fqm-kevitsa-mining-oy/kaivoksen_esittely/
- GTK. (2014a). Metallit. Lainattu 25.6.2014, <http://www.gtk.fi/geologia/luonnonvarat/metallit/>.
- GTK. (2014b). Uraani – ydinvoiman energiametalli. Lainattu 25.6.2014, <http://www.gtk.fi/geologia/luonnonvarat/uraani/>.
- Guilmette, R., Parkhurst, M., Miller, G., Hahn, E., Roszell, L., Daxon, E., Little, T., Whicker, J., Cheng, Y., Traub, R., Lodde, G., Sxrom, F., Bihl, D., Creek, K. ja McKee, C. (2004). Human health risk assessment of capstone depleted uranium aerosols, attachment 3 of depleted uranium aerosol doses and risks: summary of U.S. assessments.
- Hämäläinen, J. (2014). Norilsk Nickel Harjavalta Oy:n työhygieenisten uraanimittausten tulokset. Harjavalta.
- ICRP (1997). General Principles for the Radiation Protection of Workers. ICRP Publication International Commission on Radiological Protection 75. Ann. 27(1).
- ICRP (2002). Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32(3-4).

- Julião, L., Melo, D., Sousa, W., Santos, M., Fernandes, P. ja Godoy, M. (2007). Exposure of workers in a mineral processing industry in Brazil. *Radiat Prot Dosimetry*. 125(1-4): 513-515.
- Karlsson, T. (2011). Kaivostoiminta ja kaivoksen elinkaari. Lainattu 25.6.2014, <http://www.geologia.fi/index.php/2011-12-21-12-30-30/luonnonvarat/kaivostoiminta-ja-kaivoksen-elinkaari>.
- Kauppi, S. (2013). Ympäristötietoa kaivoshankkeista – taustatietoa kaivostoimintaan liittyvästä lainsäädännöstä ja eräiden kaivosten ympäristötarkkailusta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja. Helsinki. 10: 42.
- Kauppila, P., Räsänen, M.-L. ja Myllyoja, S. (2011). Metallimalmikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt., Suomen ympäristökeskus.
- Keith, L., Faroon, O. ja Fowler, B. (2007). Uranium. Kirjassa *Handbook on the Toxicology of Metals*. Toim. Nordberg, G., Fowler, B., Nordberg, M. ja Friberg, L. Burlington, Academic Press: 881-903.
- Kreuzer, M., Grosche, B., Schnelzer, M., Tschense, A., Dufey, F. ja Walsh, L. (2010a). Radon and risk of death from cancer and cardiovascular diseases in the German uranium miners cohort study: follow-up 1946-2003. *Radiat Environ Biophys*. 49(2): 177-185.
- Kreuzer, M., Schnelzer, M., Tschense, A., Walsh, L. ja Grosche, B. (2010b). Cohort profile the German uranium miner cohort study (WISMUT cohort), 1946–2003. *International Journal of Epidemiology* 39(4): 980-987.
- Kuhn, K. (1996). *Basic Physics: A Self-Teaching Guide*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Kurttio, P., Auvinen, A., Salonen, L., Saha, H., Pekkanen, J., Mäkeläinen, I., Väisänen, S., Penttilä, I. ja Komulainen, H. (2002). Renal effects of uranium in drinking water. *Environ Health Perspect*. *Environ. Health Perspect*. 110(4): 337-342.
- Kurttio, P., Komulainen, H., Leino, A., Salonen, L., Auvinen, A. ja Saha, H. (2005). Bone as a possible target of chemical toxicity of natural uranium in drinking water. *Environ Health Perspect* 113(1): 68-72.
- Kurttio, P., Vesterbacka, P., Muikku, M. ja Turtiainen, T. (2010). Luonnon uraani suomalaisten juomavedessä. *Ympäristö ja terveys : elintarvike- ja ympäristöhygienian sekä työsuojelun erikoislehti* 41 (3): 54-59.
- Lahtinen, J., Arvela, H., Pöllänen, R. ja Moring, M. (2003). Ulkoinen säteily. Kirjassa *Säteily ympäristössä*. Toim. Pöllänen, R. Helsinki, Säteilyturvakeskus. 2.
- Leach, L., Yuile, C., Hodge, H., Sylvester, G. ja Wilson, H. (1973). A five-year inhalation study with natural uranium dioxide (UO₂) dust. II. Postexpo-sure retention and biologic effects in the monkey, dog and rat. *Health Phys*. 25(3): 239-258.
- Leggett, R. (1989). The behavior and chemical toxicity of U in the kidney: a reassessment. *Health Phys*. 57(3): 365-383.
- Lipsztein, J., Dias da Cunha, K., Azeredo, A., Julião, L., Santos, M., Melo, D. ja Simões Filho, F. (2001). Exposure of workers in mineral processing industry in Brazil. *Radiation Protection Dosimetry* 54(1): 189–199.
- Loukola-Ruskeeniemi, K. (2012). Suomen kaivosteollisuuden tilannekatsaus vuonna 2012 TEM raportteja, Elinkeino- ja innovaatio-osasto Helsinki, Työ- ja elinkeinoministeriö (TEM). 23: 48.
- Markkanen, M. ja Venelampi, E. (2011). Norilsk Nickel Harjavalta Oy: Uraanin tuottaminen, hallussapito ja varastoiminen (nikkelin jalostusprosessista erotettu uraani). Tarkastuspöytäkirja 7.4.2011. Helsinki, Säteilyturvakeskus.

- McDiarmid, M., Gaitins, J. ja Squibb, K. (2012). Uranium and Thorium. Kirjassa Patty's Toxicology, Wiley Online Library 769–816.
- Mitchel, R., Jackson, J. ja Heinmiller, B. (1999). Inhaled uranium ore dust and lung cancer risk in rats. *Health Phys.* 76(2): 145-155.
- Morrow, P., Gelein, R., Beiter, H., Scott, J., Picano, J. ja Yuile, C. (1982). Inhalation and intravenous studies of UF₆/UO₂F₂ in dogs. *Health Phys.* 43(6): 859-873.
- Muikku, M., Puhakainen, M., Heikkinen, T. ja Ilus, T. (2009). The mean concentration of uranium in drinking water, urine, and hair of the occupationally unexposed Finnish working population. *Health Phys.* 96(6): 646-654.
- Mustonen, R., Ikäheimonen, T., Kurttio, P., Vesterbacka, P., Nikkarinen, M., Tenhola, M. ja Äikäs, O. (2007). Uraanimalmin koelouhinnan ja -rikastuksen ympäristövaikutukset (URAKKA). Säteilyturvakeskuksen ja Geologian tutkimuskeskuksen projektiryhmän loppuraportti ympäristöministeriölle. Kirjassa GTK:n maastotoiminnan käsikirja E 479/013/2007.Toim. Murtovaara, S. Helsinki, Geologinen tutkimuslaitos.
- Norilsk_Nickel_Harjavalta. (2013). Norilsk Nickel Harjavalta tuotantoprosessi. Lainattu 25.6.2014.
- Nusinovici, S., Vacquier, B., Leuraud, K., Metz-Flamant, C., Caër-Lorho, S., Acker, A. ja Laurier, D. (2010). Mortality from circulatory system diseases and low-level radon exposure in the French cohort study of uranium miners, 1946–1999. *Scand J Work Environ Health* 36(5): 373-383.
- Otahal, P. ja Burian, I. (2011). The airborne natural radioactivity in the uranium mine Rožná I. *Radiat Prot Dosimetry.* 145(2-3): 150-154.
- Pohjalainen, E. (2013). Perustietoa uraanista. Geologinen tutkimuslaitos.
- Ramboll_Finland_Oy (2010). Uraanin talteenoton ympäristövaikutusten arviointi: Arviointiselostus. Tuhkakylä, Talvivaara Sotkamo Oy.
- Rothermel, J., Baxter, R., Eriksen, N., Cobler, J., Harrison, W., North, J., Ward, M., Shannon, A. ja Brinkman, J. (1953). Uranium tetrachloride: two 1 –year inhalation toxicity studies of animals at 0.05 and 0.2 mg U/m³. Kirjassa Pharmacology and toxicology of uranium compounds.Toim. Voegtlin, I. ja Hodge, H. New York, McGraw Hill Book Company: 1491-1522.
- Sabol, J., Jurda, M., Gregor, Z. ja Navrátil, L. (2011). Assessment of the total effective dose of miners in the underground Rožná uranium mine in the Czech Republic during the period 2004–2009. *Radiat Prot Dosimetry.* 144(1-4): 615-619.
- Salo, O., Hietala, J., Hamari, S., Häyrynen, A., Nurkkala, A. ja Paksuniemi, S. (2005). Talvivaara Projekti Oy: Talvivaaran kaivoshankkeen ympäristövaikutusten arviointiselostus. . Rovaniemi, Lapin Vesitutkimus Oy (LVT).
- Shawky, S., Amer, H., Hussein, M., el-Mahdy, Z. ja Mustafa, M. (2002). Uranium bioassay and radioactive dust measurements at some uranium processing sites in Egypt--health effects. *J Environ Monit.* 4(4): 588-591.
- Spiegel, C., Schepartz, A., Minor, J., Marx, J., Schlamowitz, M. ja Doran, T. (1953). The toxicity of uranium hexafluoride fume in animals exposed for 1 year to 0.05 and 0.2 mg U/m³, respectively. Kirjassa Pharmacology and toxicology of uranium compounds.Toim. Voegtlin, I. ja Hodge, H. New York, McGraw Hill Book Company: 1491-1522.
- STM (1991). Säteilyasetus. terveysministeriö, Sosiaali- ja terveysministeriö , Suomen laki. 1512.

- STM (1998). Asetus säteilyasetuksen muuttamisesta terveysministeriö, Sosiaali- ja terveysministeriö, Suomen laki. 1143.
- STM (2014). HTP-Arvot 2014, Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet. HTP-värden 2014, Koncentrationer som befunnits skadiliga. Helsinki, Sosiaali- ja terveysministeriö.
- STUK (2005). Luonnon radioaktiivisia aineita sisältävät materiaalit., Säteilyturvakeskus.
- STUK (2007). Säteilytyötätekevien työntekijöiden terveystarkkailu. OHJE ST 7.5, 4.5.2007. Säteilyturvakeskus. Helsinki, Säteilyturvakeskus: 14.
- STUK. (2010). Ihminen ja säteily: Ionisoiva säteily. Lainattu 5.6.2014, http://www.stuk.fi/ihminen-ja-sateily/mitaonsateily/fi_FI/ionisoiva/.
- STUK (2011). Säteilyturvallisuus luonnonsäteilylle altistavassa toiminnassa. OHJE ST 12.1 / 2.2.2011. Helsinki, Säteilyturvakeskus.
- STUK (2012). Uraani kaivostoiminnassa. Säteily- ja ydinturvallisuuskatsauksia. Rovaniemi, Säteilyturvakeskus.
- STUK. (2013a). Luonnon taustasäteily. Lainattu 4.6.2014, http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/taustasateily/fi_FI/taustasateily/.
- STUK. (2013b). Malminetsintä ja kaivokset. Lainattu 4.6.2014, http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/uraani/fi_FI/malminetsinta-ja-kaivokset/.
- STUK. (2013c). Uraanipitoisuudet Suomen kallioperässä ja vesistöissä. Lainattu 25.6.2014, http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/uraani/fi_FI/uraanipitoisuudet-suomessa/.
- STUK. (2014, 2.6.2014). Radon tavanomaisilla työpaikoilla. Lainattu 25.6.2014, http://www.stuk.fi/proinfo/valvonta/luonnonsateily/radon_tyopaikoilla/fi_FI/radon_tyopaikoilla/.
- Talvivaara. (2009). Tuotantoprosessi. Lainattu 25.6.2014, <http://www.talvivaara.com/toiminta/Tuotantoprosessi>
- Talvivaara_Mining_Company_Plc. (2010). Talvivaara_uraani_presentaatio_09_02_2010_FI. Lainattu 26.5.2014, http://www.talvivaara.com/files/talvivaara/Uranium/Talvivaara_uraani_presentaatio_09_02_2010_FI.pdf
- TEM. (2014). Kaivosteollisuus. Lainattu 4.6.2014, <http://www.tem.fi/index.phtml?s=2112>.
- Tomásek, L., Swerdlow, A., Darby, S., Placek, V. ja Kunz, E. (1994). Mortality in uranium miners in west Bohemia: a long-term cohort study. Occup Environ Med. 51(5): 308-315.
- TTNK (2010). Uraani ja sen yhdisteet. HTP-arvon perustelumuuisto. Työturvallisuussäännöksiä valmisteleva neuvottelukunta.
- Tukes. (2014, 1.6.2014). Kullanhuuhtonta, malminetsintä ja kaivokset. Lainattu 4.6.2014, <http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kaivokset/>.
- Työsuojeluhallinto. (2013a, 1.3.2013). Ammattitaudit. Työperäisten sairauksien rekisteri (TPSR). <http://www.tyosuojelu.fi/fi/ammattitautitilastot>.
- Työsuojeluhallinto. (2013b, 10.12.2013). ASA-ilmoitus. <http://www.tyosuojelu.fi/fi/asa-ilmoitus>.
- Työterveyslaitos. (2014a). Biomonitoinnin vuositilasto 2010–2013.
- Työterveyslaitos. (2014b). Työhygieenisten mittausten vuositilasto 2010 – 2013.
- Uusisuo, M. (2012). Kaivosteollisuus. Toimialaraportit. Helsinki. 2: 118.

- Walsh, L., Dufey, F., Möhner, M., Schnelzer, M., Tschense, A. ja Kreuzer, M. (2011). Differences in baseline lung cancer mortality between the German uranium miners cohort and the population of the former German Democratic Republic (1960–2003). *Radiat Environ Biophys.* 50(1): 57-66.
- WHO (2008). Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization.
- Äikäs, O. (2009). Gammasäteilymittauksia Talvivaaran kaivospiirissä 2009, Kuopio, Geologinen tutkimuslaitos, Itä-Suomen yksikkö. Rnro M105K22009: 28.

Arvioitaessa terveysriskejä on huomioitava, että uraanin terveysvaikutukset ovat erilaiset riippuen siitä, ovatko uraaniyhdisteet liukoissa vai niukkaliukoissa muodossa. Liukoinen uraani voi aiheuttaa munuaistoksisia vaikutuksia, mutta niukkaliukoisen uraanin kohdalla tulee ensisijaisesti kiinnittää huomioita niukkaliukoisen uraanin kertymiseen keuhkoihin ja sen aiheuttamaan säteilyannokseen.

Työperäinen altistuminen uraanille on Suomessa vähäistä kirjallisuudessa olevan tiedon ja nyt tehtyjen mittausten perusteella. Mittaukset kuvaavat tämän hetken tilannetta, jolloin uraania ei oteta talteen. Virtsan uraanipitoisuudet olivat matalia kaivannaisteollisuudessa työskenneltäessä ja ne eivät poikkea altistumattoman väestön virtsan uraanipitoisuuksista.

TYÖTERVEYSLAITOS

Työterveyslaitos

Topeliuksenkatu 41 a A, 00250 Helsinki

www.ttl.fi

ISBN 978-952-261-454-4 (PDF)



Työterveyslaitos



**ITÄ-SUOMEN
YLIOPISTO**



**SOSIAALI- JA
TERVEYSMINISTERIÖ**



**Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment**