

Pro Gradu –tutkielma

**Pilaantuneen maaperän kohdekohtaisen riskinarvioinnin
käytännön toteutus**

Teemu Hourula



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötieteet

30.5.2007

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötieteet

HOURULA, T. : Pilaantuneen maaperän kohdekohtaisen riskinarvioinnin käytännön toteutus

Pro Gradu –tutkielma: 41 s.

Työn ohjaajat: Prof. FT Aimo Oikari, FT Tuomas Lukkari

Tarkastajat: Prof. FT Aimo Oikari, Prof. Jukka Rintala

Toukokuu 2007

Hakusanat: Pilaantunut maaperä, riskinarviointi, ohjearvo

TIIVISTELMÄ

Pilaantuneen maaperän kohdekohtaisella riskinarvioinnilla tarkoitetaan prosessia, jossa eri menetelmin laadullisesti tai määrällisesti arvioidaan tietyn maa-alueen pilaantuneisuudesta aiheutuvia riskejä ihmisten terveydelle ja ympäristölle. Tähän asti maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi on Suomessa perustunut lähinnä haitta-ainepitoisuuksille annettuihin nk. SAMASE-arvoihin ja varsinaisia riskinarviointeja on toteutettu vähän. Valtion ympäristöhallinnossa on valmisteilla asetus *maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista*, jonka myötä riskinarviointien merkitys maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa tulee lähivuosina korostumaan ja lisääntymään.

Tutkielmassa arvioitiin riskinarvioinnin tulevaisuutta perehtymällä asetusluonnoksen sisältöön sekä sen sovellusoppaisiin. Asetuksen soveltamiseen tulee liittymään haasteita etenkin siitä syystä, että riskinarvioinnilla voidaan määrittää ohjearvoista poiketen kohteen maaperän pilaantuneisuus. Tutkielmassa perehdyttiin myös Suomessa viime vuosina tehtyjen riskinarviointiraporttien sisältöön ja laatuun. Näistä ja alan kirjallisuudesta poimittiin yksinkertaisia ja käytännöllisiä menetelmiä sekä prosesseja, joiden avulla voidaan alustavasti arvioida kohdekohtaisia ympäristö- ja terveysriskejä. Käyttökelpoisiksi menetelmiksi riskien hahmottamisessa osoittautuivat ohjearvojen lisäksi mm. käsitteellinen malli sekä pisteytys- ja matriisimenetelmät. Ohjearvoja käytettäessä tulisi varmistua niiden käyttötarkoituksesta sekä rajoituksista ja olisi suositeltavaa valita mahdollisimman spesifisiä sekä käyttökohteeseen soveltuvia ohjearvoja. Uudessa asetuksessa annettujen ohjearvojen määritysperusteet on perusteellisesti esitetty, mikä parantaa niiden käytettävyyttä ja luotettavuutta.

Tarkasteltujen riskinarviointiraporttien osalta todettiin, että etenkin kvantitatiivisten arviointien heikkoutena on yleensä luotettavuuden ja läpinäkyvyyden puute. Arvioinneissa suositellaan käytettävän esimerkiksi terveysriskien osalta eri altistumisreiteille laadittuja laskentakaavoja laskentamallien sijasta. Sen sijaan ekologisten riskien arvioimiseksi on ohjearvojen lisäksi käytössä vain vähän menetelmiä. Suositeltavaa olisikin kehittää biotestien käyttöä. Riskinarvioinnin käytännön toteuttamiseen syvennyttiin tutkielmassa tapauskohteen avulla, jossa sovellettiin lähinnä yksinkertaisia arviointimenetelmiä kuten ohjearvoja. Öljy-yhdisteiden osalta tapauskohteessa käytettiin myös SOILIRISK-laskentamallia. Tehdyn arvioinnin perusteella kohteen pilaantuneesta maaperästä aiheutuvat riskit todettiin suhteellisen vähäisiksi.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science

Environmental science and technology

HOURULA, T.: Risk assessment of Contaminated Site

Master of Science Thesis: 41 p.

Supervisors: Prof. Aimo Oikari, PhD Tuomas Lukkari

Inspectors: Prof. Aimo Oikari, Prof. Jukka Rintala

May 2007

Key Words: Contaminated soil, risk assessment, guideline value

ABSTRACT

Risk assessment of contaminated sites is a process, whereby using both qualitative and quantitative measurements, the degree of contamination and the risk to human health and environment are estimated. Until now, the soil contamination and need for remediation in Finland have been based mostly on guideline values (SAMASE values). The measurements are based on soil concentrations of contaminants and until now few actual soil risk assessments have been performed. The Finnish environmental administration is currently preparing a bylaw regarding soil contamination and assessment for site remediation. The enactment will likely increase the importance of science based risk assessment of contaminated soils. The bylaw will include guideline values of soil contamination. This study evaluated the new bylaw and estimated future implications to the risk assessments of contaminated soils. The practical implementation will likely be problematic, as risk assessment of contaminated soil can determine need for remediation, independent of the contaminant concentrations. The practical implications of the new bylaw and soil risk assessment will likely be found out in a few years.

The study also evaluated the quality of recent soil risk assessments performed over the last few years in Finland. Based upon these reports and the relevant literature, processes and practical methods were collected, which can be used to estimate environmental and health risks from contaminated sites. Guideline values are useful method in preliminary risk assessment. When using guideline values, however it is important to be aware of their limitations and choose the most specific values that are applicable to the local site. The new bylaw's guide section includes a thorough chapter on how the values were obtained, which improves the utility of the values.

A concern with the previous contaminated soil risk assessments, especially in regards to the quantitative methods, was the lack of reliability and transparency. Therefore, when calculating likely health exposure risk, it is recommended to use mathematical charts instead of models. In regards to ecological risk assessment there are few methods in addition to the guideline values. Thus the development of bioassays is recommended. The practical aspects of risk assessment were evaluated using a case study, with the use of simple methods of estimation, such as the use of guideline values. When working with oil-based components in the case risk assessment, the SOILRISK model was used. Based upon the risk assessment, the likely risk in this case was considered to be low.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. AINEISTO JA MENETELMÄT.....	8
3. TULOKSET.....	9
3.1. Pilaantuneen maaperän riskinarviointi Suomessa.....	9
3.2. Tarkastellut riskinarvioinnit.....	10
3.3. Ohjearvojen käyttö alustavassa riskien arvioinnissa.....	12
3.4. PIMA-asetuksen vaikutus maaperän riskinarviointiin.....	14
3.4.1. Asetuksen sisältö.....	15
3.4.2. Asetuksen sovellusopas	17
3.5. Alustavissa riskinarvioinneissa hyödynnettäviä menetelmiä ja toteutusmalleja .	18
3.5.1. Riskien alustava luokitus ja pisteytys	18
3.5.2. Ohjearvojen käyttö.....	20
3.5.3. Ekologisten riskien arviointi	20
3.6. Tapauskohde	21
3.6.1. Tapauskohteen riskinarviointi.....	22
3.6.2. Arviointimenetelmät	24
3.6.3. Epävarmuudet	30
4. TULOsten TARKASTELU JA JOHTOPÄÄTÖKSET.....	31
4.1. Tapauskohteen riskinarviointi.....	31
4.2. Maaperän riskinarviointi Suomessa tähän mennessä.....	31
4.3. Pilaantuneen maaperän riskinarviointi Suomessa vastaisuudessa	32
4.4. Riskinarviointeihin liittyviä ongelmia	35
4.5. Riskinarviointimenetelmien käyttökelpoisuus.....	37
KIRJALLISUUS	40

Liitteet

1. Tekstissä käytetyt lyhenteet
2. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista
3. PIMA-asetuksen mukainen haitta-aineen tietokortti, esimerkkiaineena antimoni (Ympäristöministeriö 2006a)
4. Käsitteellinen malli ja altistumisreititaulukko tapauskohteesta

1. JOHDANTO

Pilaantuneen maaperän tutkimus ja kunnostus Suomessa

Pilaantuneen maaperän ympäristö- ja terveyshaittoihin on viimeisen kahden vuosikymmenen aikana alettu kiinnittää erityistä huomiota. Kohteiden tutkimiseen ja kunnostamiseen käytetään lisääntyvässä määrin resursseja ja sektorin liiketoiminta on merkittävää. Pilaantuneen maaperän tutkimuksista ja kunnostuksista vastaavat ovat lähinnä yksityisen sektorin yrityksiä, joiden toimintatavat perustuvat vakiintuneisiin käytäntöihin.

Suomessa on arvioitu olevan noin 20 000 kohdetta, joissa maaperä on pilaantunutta haitta-aineilla ja vuosittain kunnostetaan noin 300–400 kohdetta (Pajukallio 2005). Järvisen ja Salosen (2004) tekemän selvityksen mukaan kunnostuksista on arvioitu aiheutuvan 50–70 milj. euron kustannukset vähintään 20 seuraavan vuoden ajan

Maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi on Suomessa perustunut lähinnä haitta-ainepitoisuuksille annettuihin ohjearvoihin. Ohjearvovertailu ei ota huomioon kohdekohtaisia ominaisuuksia ja voi siten johtaa useissa tapauksissa harhaan arvioitaessa maaperän pilaantuneisuutta ja kunnostustarvetta. Pilaantuneen maaperän varsinaisia kohdekohtaisia riskinarviointeja on toteutettu Suomessa toistaiseksi varsin vähän, pääosin kunnostustavoitteiden määrittämisessä suhteellisen suurissa kunnostushankkeissa.

Pilaantuneen maaperän riskinarviointi

Pilaantuneiden kohteiden riskinarvioinnin tavoitteena on selvittää, aiheutuuko maaperän haitallisista aineista ympäristönsuojelulain (2000/86) tarkoittamaa vaaraa terveydelle tai haittaa ympäristölle. Jos näiden haittojen todennäköisyys ja merkittävyys eli riski arvioidaan liian suureksi, tulee maaperä puhdistaa tilaan, jossa riskit voidaan hyväksyä. Pilaantuneen maaperän kunnostamisen perusteena on ympäristönsuojelulain 7 §:n mukainen maaperän pilaamiskielto.

Maaperän pilaantumisella tarkoitetaan maaperän laadun huononemista, jonka seurauksena voi aiheutua 1) terveyshaittaa, 2) haittaa luonnolle tai sen toiminnalle, 3) luonnonvarojen käyttämisen estymistä, 4) ympäristön yleisen viihtyisyyden tai virkistyskäytön vähentymistä tai 5) erityisten kulttuuriarvojen vähentymistä, 6) vahinkoa omaisuudelle sekä 7) yksityisen edun loukkausta (Ympäristöministeriö 2006a). Maaperän pilaantuminen voi aiheutua muistakin syistä kuin korkeista haitta-ainepitoisuuksista, kuten esimerkiksi jätteestä tai radioaktiivisuudesta. Yleensä pilaantuneen maaperän riskinarvioinneissa keskitytään haitta-aineista aiheutuvien terveyshaittojen (kohta 1) ja ekotoksikologisten ympäristöhaittojen arviointiin (kohta 2). Muiden haittojen arviointi koetaan näitä subjektiivisemmaksi ja niihin otetaan harvoin kantaa arvioinneissa.

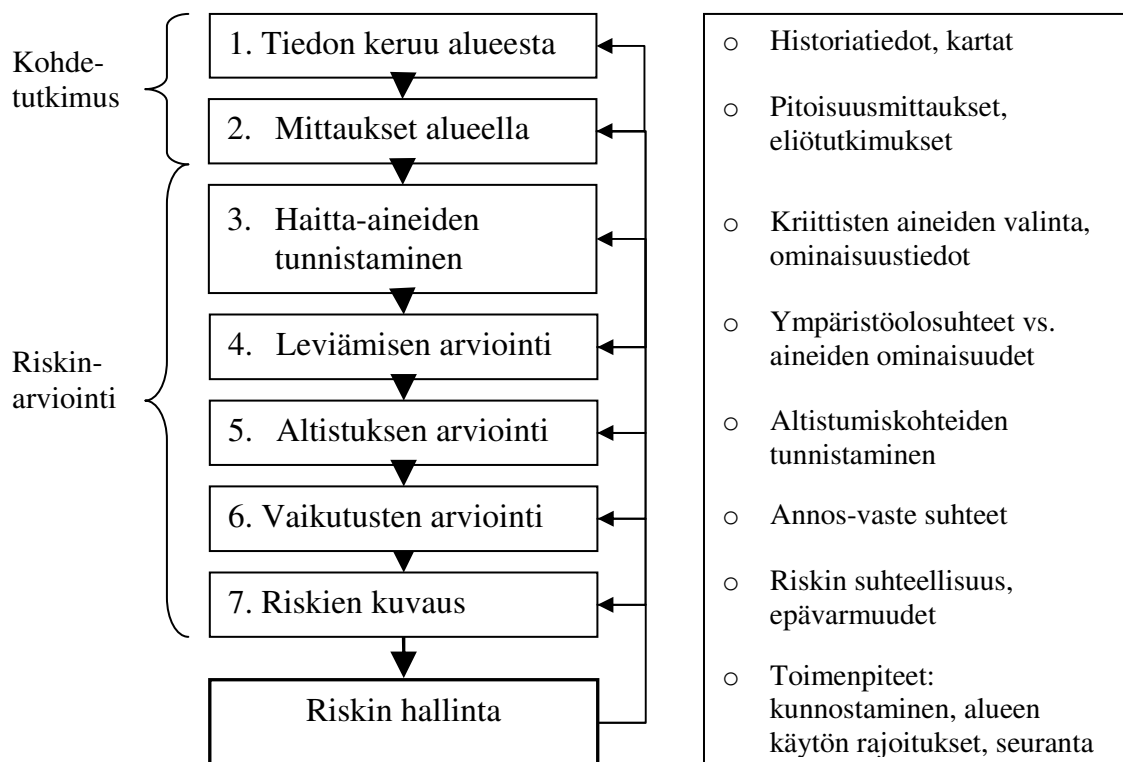
Pilaantuneen maaperän kohdekohtainen riskinarviointi poikkeaa mm. kemikaalien riskinarvioinnista siinä, että edellä mainitussa riskejä ei pyritä yleensä ennustamaan, vaan arviointi suoritetaan vasta siinä vaiheessa, kun onnettomuus tai muu pilaantumisen aiheuttanut tapahtuma on jo sattunut.

Kuvassa 1. on esitetty pääpiirteissään riskinarvioinnin vaiheet. Kohdat 1 ja 2 kuuluvat tavanomaisen pilaantuneisuustutkimuksen sisältöön. Pilaantuneisuustutkimuksia toteutetaan etenkin kiinteistökauppojen yhteydessä, kun on tarve tietää maaperän laatu, joka voi vaikuttaa kiinteistön hintaan. Mikäli tutkimuksissa havaitaan maaperässä olevan luontaisen tason ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia, tulisi kohteesta suorittaa riskinarviointi.

Arvioinnin laajuus vaihtelee hyvin paljon ja yksinkertaisimmillaan se voi olla pelkkä ohjearvovertailu.

Jos kohteen maaperässä havaitaan lukuisia haitta-aineita, joiden pitoisuudet ovat kohonneet, voidaan työtä helpottaa tarkastelemalla riskinarvioinnissa vain kriittisimpiä aineita. Ketjun *päästölähde* (3) → *kulkeutuminen* (4) → *altistuminen* (5) tunnistamisessa voidaan käyttää apuna käsitteellistä mallia. Jyväskylän tapauskohteen käsitteellinen malli on esitetty liitteessä 4. Käsitteellisen mallin tekemiseen on laadittu avuksi myös tietokoneohjelmia, kuten esimerkiksi yhdysvaltalainen SCEM-ohjelma (Anonyymi 1997).

Vaikutusten arvioinnissa (6) käytössä olevaa yleistä tutkimustietoa vaikutuksista (mm. ekotoksikologiset vasteet) suhteutetaan todettuun altistumiseen. Riskien kuvaus (7) on varsinaisen riskinarviointiprosessin viimeinen osa ja siinä arvioidaan riskien merkitystä.



Kuva 1. Riskinarvioinnin vaiheet ja niihin liittyviä työmenetelmiä (Sorvari & Assmuth 1998)

Oleellinen osa pilaantuneen maaperän riskinarviointiprosessia on myös arviointiin liittyvien epävarmuuksien huomioiminen. Epävarmuustekijät voidaan Fergusonin (1998) mukaan jakaa luontaiseen vaihteluun sekä todelliseen epävarmuuteen, ja niitä voidaan arvioida joko kvalitatiivisesti (laadullisesti) tai kvantitatiivisesti (määrällisesti). Epävarmuuden huomioimiseksi riskinarvioinneissa käytetään yleensä konservatiivista lähestymistapaa, jossa mieluummin yliarvioidaan kuin aliarvioidaan riskejä (Ympäristöministeriö 2006a).

Riskinarvioinnilla tuotetaan tietoa riskienhallintaa varten, joka on oma erillinen prosessinsa. Riskienhallinnan tavoitteena on eri toimenpitein vähentää havaitut riskit riittävälle tasolle. Kokonaisuudessaan riskinarviointi- ja riskienhallintaprosessi suoritetaan yleensä aina asteittain, ja käytännössä pilaantuneisuustutkimus sisältää aina suppean

riskinarvioinnin. Mikäli varsinaisen riskinarvioinnin tekeminen nähdään tarpeelliseksi, joudutaan yleensä palaamaan kohdetutkimusvaiheeseen lisätiedon tuottamiseksi.

Riskinarvioinnin tyypit voidaan Sorvarin ja Assmuthin (1998) mukaan jakaa mm. seuraavasti:

- Arviointimenetelmän mukaan: kvantitatiivinen (määrällinen) / kvalitatiivinen (laadullinen) riskinarviointi
- Kohteen ja vaikutuksen mukaan: terveystriskit / ekologiset riskit / muut riskit
- Riskinarvioinnin kohteena olevan päästölähteen ja pilaavien aineiden mukaan

Kvalitatiivisessa arvioinnissa lähinnä tunnistetaan mahdollisia riskitekijöitä. Riskin määrää voidaan kuitenkin alustavasti arvioida, mikäli on käytössä vastaavanlaisista kohteista tehtyjen arviointien tuloksia. Varsinainen kvantitatiivinen arviointi voidaan toteuttaa deterministisesti tai stokastisesti. Deterministisessä arvioinnissa lasketaan arviot yksittäisillä lukuarvoilla kun stokastisessa arvioinnissa käytetään sen sijaan jakaumia kuvaamaan muuttujien vaihtelua (Sorvari & Assmuth 1998).

Kvantitatiivinen riskinarviointi tehdään yleensä käyttäen tietokoneavusteisia monireittimalleja. Tietokonemalleja on luotu lukuisia eri valtioissa ja niistä on saatavilla kokeiluversioita internetistä. Monireittimallien antamista tuloksista on tehty vertailuja erilaisille kohteille. Vertailuissa on todettu, että mallien antamat tulokset voivat poiketa toisistaan merkittävästi (Rossi 1999, Swartjes 2002), mikä osoittaa laskentamallien heikon luotettavuuden ja vähentää niiden käytön hyväksyttävyyttä.

Ohjearvovertailua ja pisteytysten käyttöä voidaan myös pitää alkeellisena kvantitatiivisina arviointimenetelminä. Ohjearvovertailu on yleisin pilaantuneen maaperän riskinarviointimenetelmä. Haitta-ainepitoisuuksille asetettujen erilaisten ohjearvojen yleinen tarkoitus on toimia viitteellisenä pitoisuusrajana arvioitaessa haitta-aineista aiheutuvia ympäristö- ja terveyshaittoja. Ohjearvot on yleensä esitetty tietyn väliaineen, kuten maa-aineksen haitta-ainepitoisuuksina, joihin kohteessa mitattuja pitoisuuksia verrataan. Ohjearvojen merkitys vaihtelee niiden tarkoituserän ja toisaalta niiden virallisen aseman mukaan (Sorvari & Assmuth 1998). Ohjearvoille voidaan asettaa myös useita pitoisuustasoja esimerkiksi aineiden altistumisskenaarioiden mukaan, johon vaikuttaa oleellisesti alueen maankäyttömuoto.

Ohjearvot laaditaan yleensä mallintamalla, jossa lähtöarvoina käytetään yleistettyjä parametreja (Ympäristöministeriö 2006a). Ohjearvoissa ei siten yleensä huomioida kohdekohtaisia ominaisuuksia, vaan ne on laadittu keskimääräisten kansallisten olosuhteiden ja valittujen altistumisskenaarioiden perusteella. Koska ohjearvojen laadinnassa ei voida huomioida mm. erityisen herkkiä altistumisryhmiä, sisällytetään niihin yleensä runsaasti turvakertoimia. Lisäksi ohjearvojen mallinnuksessa ei huomioida, että haitta-aineista vain osa on ns. biosaatavassa muodossa. Näin ollen ohjearvot pääsääntöisesti merkittävästi yliarvioivat haitta-aineista aiheutuvia riskejä (Sorvari & Assmuth 1998). Ohjearvovertailun sijasta tulisikin tarvittaessa aina tehdä varsinainen riskinarviointi.

PIMA-asetus

Ympäristöhallinnossa on ollut valmisteilla valtioneuvoston asetus *maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista* (ns. PIMA-asetus). Asetus tulee jatkossa vaikuttamaan merkittävästi maaperän pilaantuneisuuden arviointikäytäntöihin. Asetuksen tavoitteena on parantaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin laatua. Lisäksi pyrkimyksenä on kohdekohtaisen riskinarvioinnin avulla

parantaa pilaantuneen maaperän kustannustehokasta riskienhallintaa. Asetuksessa annetaan uudet ohjeet maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen määrittämisen avuksi.

PIMA-asetuksen tuomista muutoksista maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointiin on esiintynyt etenkin vuoden 2006 aikana julkista keskustelua. Joulukuussa 2006 aihe ylsi valtakunnan uutisiin. Mm. luonnonsuojelujärjestöt ovat olleet huolissaan PIMA-asetuksen myötä mahdollistuvasta joustavuudesta pilaantuneisuuden arvioinnissa. Pelkona on, että asetuksen myötä riskinarviointia käytetään väärin ja kunnostamatta jätetään kustannussyistä yhä useampia kohteita.

Asetus on ollut useamman vuoden ajan valmisteilla ympäristöhallinnossa ja sen sisältö on jatkuvasti muuttunut. Asetuksen luonnos julkaistiin ympäristöhallinnon internet-kotisivuilla 2.2.2006. Samalla asetuksesta pyydettiin lausuntoja asianosaisilta. Ensimmäinen julkaistu luonnos sisälsi myös alustavan version asetuksen kaksiosaisesta sovellusoppaasta. Asetuksen viimeisin luonnosversio julkaistiin internetissä 16.10.2006. Tutkielman viimeistelyvaiheessa asetuksen lopullinen versio hyväksyttiin Valtioneuvostossa. Asetus astuu voimaan 1.6.2007. Asetuksen sisältö on muuttunut luonnosvaiheesta hyvin vähän. Sovellusoppaisiin on sen sijaan tulossa merkittäviä muutoksia.

Tutkielman tarkoitus ja tavoitteet

Tutkielmassa tarkastellaan pilaantuneen maaperän kohdekohtaisen riskinarvioinnin toteuttamiseen liittyviä menetelmiä sekä niihin liittyviä ongelmia. Tarkastelussa pyritään huomioimaan lisäksi uuden PIMA-asetuksen vaikutukset näihin jatkossa.

Pilaantuneen maaperän riskinarvioinneista on julkaistu useita kattavia oppaita (Suter ym. 1993, Sorvari & Assmuth 1998, Ferguson 1998). Oppaiden soveltaminen käytännön tasolla on kuitenkin osoittautunut haastavaksi. Tässä tutkielmassa keskitytään riskinarvioinnin toteuttamiseen käytännön näkökulmasta huomioon ottaen uuden asetuksen vaikutus arviointikäytäntöihin. Näköpiirissä on, että asetuksen myötä arviointien määrä tulee huomattavasti lisääntymään, jolloin resurssisyys ajavat käyttämään arvioinneissa nopeita ja yksinkertaisia menetelmiä. Tutkielmassa on pyrittykin tuomaan esille keinoja, joilla kohdekohtaisia ympäristö- ja terveysriskejä voidaan alustavasti arvioida.

Pro gradu-tutkielma on tehty Ramboll Finland Oy:ssä, jossa tutkielman tekijä on toiminut pilaantuneisuushankkeiden suunnittelijana ja projektipäällikkönä kuuden vuoden ajan. Hän on toiminut mm. tutkielmassa esitettävän tapauskohteen riskinarviointiin pääsuunnittelijana.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

Pilaantuneen maaperän tutkimus- ja riskinarviointimenetelmät sekä prosessit perustuvat Suomessa suurelta osin vakiintuneisiin käytäntöihin, eikä niitä pääsääntöisesti ole esitetty säädöksissä eikä oppaissa. Näiden osalta tutkielma pohjautuu kirjoittajan kokemukseen.

Jatkossa PIMA-asetus ja sen sovellusoppaat tulevat merkittävästi ohjaamaan riskinarviointikäytäntöjä. Asetuksen sovellusoppaiden luonnokset ovatkin toimineet tutkielman merkittävimpänä lähteenä, koska niiden perusteella on pyritty arvioimaan maaperän riskinarvioinnin kehittymistä Suomessa. Asetuksen lopullinen versio on vahvistettu tämän Pro gradu -tutkielman viimeistelyvaiheessa (1.3.2007) ja se astuu

voimaan kesäkuussa 2007. Tutkielmassa on lähteenä käytetty asetuksesta ja sen sovellusoppaista nähtäville annettuja luonnoksia.

Tutkielmaa varten hankittiin lisätietoa ja kehitysideoita perehtymällä aiheesta tehtyyn kotimaiseen ja ulkomaiseen kirjallisuuteen. Lähdeaineistosta poimittiin menetelmiä ja prosesseja, joilla voidaan alustavasti yksinkertaisin ja käytännöllisin menetelmin arvioida pilaantuneesta maaperästä aiheutuvia riskejä. Osaa näistä menetelmistä sekä PIMA-asetuksen ohjearvoja sovellettiin tapauskohteen riskinarviointiin. Kyseinen kohde on Jyväskylässä sijaitseva parkkialue, jonka maaperä on pilaantunut pienimuotoisesta kaatopaikkatoiminnasta metalleilla ja öljyhiilivedyillä. Tapauskohteen tunnistetietoja ei kerrota tutkielmassa työn tilaajan pyynnöstä.

Useissa maissa on julkaistu kansallisten ympäristöviranomaisten toimesta maaperän riskinarviointioppaita. Esimerkiksi muiden Pohjoismaiden riskinarviointioppaat on julkaistu englanninkielisinä internetistä ja niissä on hyviä käytännön asioita pilaantuneen maaperän kohdekohtaisiin selvityksiin ja riskinarviointeihin, joita voidaan soveltaa myös Suomessa.

- Norja: Guidelines for the Risk Assessment of Contaminated Lands (Anonyymi 1999)
- Ruotsi: Methods for inventories of Contaminated Sites (Naturvårdsverket 2002)
- Tanska: Guidelines on Remediation of Contaminated sites (Anonyymi 2002b)

Tutkielmaa varten tutustuttiin 18 Suomessa tehtyyn pilaantuneen maaperän kohdekohtaiseen riskinarviointiraporttiin. Tarkastelun tarkoituksena oli poimia arviointien menetelmien ja raporttien sisältöjen hyviä puolia ja heikkouksia. Otantaan valittiin saatavilla olleet varsinaiset riskinarvioinnit. Tarkastelun ulkopuolelle rajattiin siten pilaantuneisuustutkimusten tai kunnostussuunnitelmien yhteydessä olevat suppeat kvalitatiiviset riskinarvioinnit. Otanta on arviolta vajaa puolet Suomessa tarkasteluajankohdan (2000–2005) aikana tehdyistä riskinarvioinneista.

Tutkielmassa tutustuttiin asetuksen ja sen sovellusoppaiden sisältöön, jonka pohjalta arvioitiin asetuksen vaikutusta riskinarviointikäytäntöihin.

3. TULOKSET

3.1. Pilaantuneen maaperän riskinarviointi Suomessa

Riskinarviointioppaissa riskinarviointiprosessi esitetään yleensä hankkeena, joka lähtee ns. nolatilanteesta (mm. Sorvari & Assmuth 1998). Suomessa pilaantuneen maaperän haitta-ainetutkimukset ja riskinarviointi on toteutettu yleensä toisistaan erillisinä hankkeina ja näiden tekijät eivät usein ole samasta yrityksestä. Riskinarvioinnissa käytetään tosin haitta-ainetutkimuksessa tuotettua tietoa, mutta yleensä tietoa joudutaan tuottamaan lisää. Lisäksi selvitysten toteuttamisessa jatkuva ongelma on käytössä olevien resurssien rajallisuus. Näiden syiden johdosta oppaiden esittämä laajuus riskinarvioinnin toteutuksesta jää usein pelkäksi teoriaksi.

Suomessa riskinarvioinnin toteuttajana ja maksajana on yleensä alueen kunnostuksesta vastaava taho eli ensisijaisesti pilaantumisen aiheuttaja (Ruuska 2001). Varsinaisen riskinarvioinnin tekijänä toimii yleensä pilaantuneisiin maihin perehtynyt asiantuntija, kuten ympäristöalan konsultit. Tähän asti riskinarvioinnin toteuttamiseen on Suomessa kunnolla perehtynyt vain muutama asiantuntija. Sen sijaan

pilaantuneisuustutkimuksiin osallistuvia henkilöitä on eri konsulttitoimistoissa arviolta pari sataa. Tiedon siirtymisen ja kustannustehokkuuden kannalta olisi järkevää että sama tekijä tai yritys toteuttaisi sekä pilaantuneisuustutkimuksen että riskinarvioinnin.

Pilaantuneen maaperän riskinarvioinneissa joudutaan hyvin usein huomioimaan myös pohjaveden pilaantuneisuus ja siitä aiheutuvat riskit, koska maaperä voi pilata pohjavettä ja päinvastoin. Pohjavesi on pääsääntöisesti merkittävin maaperän haitta-aineiden kulkeutumisreitti. Pohjaveden pilaantuneisuuden arvioinnin tekee hankalaksi se, että Suomessa ei ole annettu pohjaveden pilaantuneisuudelle ohjearvoja.

3.2. Tarkastellut riskinarvioinnit

Tutkimuksessa perehdyttiin Suomessa viime vuosina tehtyihin pilaantuneen maaperän riskinarviointeihin tutustumalla vuosina 2000-2005 tehtyjen arviointiraporttien sisältöön.

Taulukko 1. Tarkastellut riskinarvioinnit (18 kpl) vuosilta 2000-2005

Kohde	Haitta-aineet	¹⁾ Tekijä	Vuosi	Pituus ²⁾	Terv/eko	Kvaliteetti-visuus	Käytetyt mallit	Laskenta-parametrit	Epävarmuustark	Arvioinnin tarkoitus ³⁾	Arvioinnin Läpinäkyvyys
Telakka	metallit	A	2000	14+7	terv	on	MMSOILS 4.0	on	on	6, 7	kohtalainen
Romuttamo	metallit, öljy, PCB	A	2001	8+3	terv (eko)	ei	-	-	on	1, 3	heikko
Maiden sijoituskohde	metallit, öljyt, VOC	A	2003	9+7	terv (eko)	on	MMSOILS 4.0	on	on	4	heikko
Teollisuusalue Y	PCDD/F, öljyt	A	2002	12+4	terv (eko)	on	EMSOFT, INDOOR	ei	on	2	heikko
Teollisuusalue Y	Fenolit, metallit	A	2002	8+3	terv, eko	ei	-	-	on	2	kohtalainen
Teollisuusalue Y	PAH, PCDD/F	A	2004	5+6	terv	on	SOILIRISK 1.0	on	on	1, 4	heikko
Teollisuusalue Y	öljyt, PAH, PCDD/F	A	2005	21+4	terv, eko	ei	-	-	on	1, 4	heikko
Kyllästämö	PAH, metallit	A	2004	12+5	terv, eko	on	SOILIRISK 1.0	on	on	3	kohtalainen
Teollisuusalue	PCB, öljyt, PAH, metallit	A	2004	8+2	terv	ei	-	-	ei	1	heikko
Teollisuusalue X	lyijy, VOC, öljyt	A	2005	12+12	terv (eko)	on	MMSOILS 4.0	on	on	5	kohtalainen
Kaatopaikka	PAH, VOC	B	2004	12	terv	on	CalTOX 4b	ei	on	1, 4	heikko
Taimitarha	DDT, lindaani	C	2000	2+2	terv, eko	ei	-	-	ei	1	kohtalainen
Ampumarata	metallit	D	2001	9+18	terv	on	RBCA 1.2	on	ei	2	kohtalainen
Teollisuusalue X	PAH	E	2005	7+2	terv (eko)	on	RISC WB 4.0	ei	ei	3	heikko
Kunnostusprosessi	metallit, PCB, öljyt	F	2000	9+9	terv.	ei	-	-	on	8	kohtalainen
Kaatopaikka	Öljyt, lyijy	F	2003	4+10	terv, eko	ei	-	-	ei	2	kohtalainen
Sedimenttien sijoituskohde	PCDD/F	F	2004	4	terv, eko	ei	-	-	ei	5	heikko
Ampumarata	metallit	G	2003	10+4	terv, eko	on	IEUBK	on	on	4	heikko

¹⁾ Riskinarvioinnin laatija	
A-B	Yksityinen konsultti
C-F	Konsulttitoimisto
G	Tutkimuslaitos

²⁾ Riskinarvioinnin pituus	a4-liuskojen määrä + liitesivut
---------------------------------------	---------------------------------

³⁾ Riskinarvioinnin tarkoitus	
1.	yleisluontoinen riskien tarkastelu (6 kpl)
2.	kunnostuksen tarpeellisuus (4 kpl)
3.	kunnostuksen tavoitepitoisuuksien määrittäminen (3 kpl)
4.	kunnostuksen jälkeisten riskien arviointi (2 kpl)
5.	riskien vertailu ennen ja jälkeen kunnostuksen (2 kpl)
6.	tulevan maankäytön vaikutus riskeihin (1 kpl)
7.	eri kunnostusvaihtoehtojen vaikutus riskeihin (1 kpl)
8.	kunnostuksen aikaisten riskien hallinta (1 kpl)

Riskinarviointien määrä on tarkastellun otannan (18 raporttia) perusteella lisääntynyt tarkasteluajanjakson (2000–2005) aikana (taulukko 1). Otantaan kuuluvien riskinarviointien tekijöitä oli yhteensä kuusi: kolme valtakunnallista ympäristöalan konsulttitoimistoa, kaksi itsenäistä konsulttia ja yksi tutkimuslaitos. Toinen yhden miehen yrityksistä oli tehnyt yli puolet (10 kpl) riskinarvioista. Osa riskinarvioinneista on tehty samoista kohteista, koska arviointia on laajennettu koskemaan eri haitta-aineita tai arvioinnin tavoite on muuttunut. Riskinarviointikohteiden maaperä oli pilaantunut useilla eri haitta-aineilla, mm. öljyhiilivedyillä, raskasmetalleilla, torjunta-aineilla, PAH- ja VOC-yhdisteillä sekä dioksiineilla. Yleensä kohteissa oli havaittu useampia eri haitta-aineita, eli kyseessä oli ns. monipilaantunut kohde. Arviointien kohteena oleville haitta-aineille on pääsääntöisesti annettu ns. SAMASE-arvot ja suurimmalle osalle on tulossa myös uudet ohjearvot.

Tarkastelluista riskinarvioinneista 13:ssa oli arvioitu sekä terveystriskejä että ekologisia riskejä. Noin puolessa näistä ekologiset riskit oli esitetty vain muutamalla lauseella ja arviointien pääpaino oli terveystriskeissä. Lopuissa viidessä oli arvioitu pelkästään terveystriskejä. Kymmenessä tarkastellussa arvioinnissa oli käytetty kvantitatiivisia menetelmiä. Tässä yhteydessä kvantitatiiviseksi arvioinniksi ei luettu vertailua ohjearvoihin. Arvioinneissa oli käytetty useita erilaisia tietokonepohjaisia kulkeutumis- ja altistumismalleja.

Kaikissa tapauksissa haitta-ainepitoisuuksia oli verrattu SAMASE-arvoihin. Maa-aineksen pitoisuuksia oli verrattu usein myös muihin ohjearvoihin, kuten ulkomaisiin ekologisiin ja ekotoksikologisiin ohjearvoihin. Lisäksi pinta- ja pohjaveden sekä ilman haitta-ainepitoisuuksia oli verrattu erilaisiin ohjearvoihin. Kyseiset pitoisuudet oli saatu joko mittauksen perusteella tai ne oli johdettu maa-aineksen pitoisuuksista jakautumiskertoimien avulla. Ilman haitta-ainepitoisuuksia oli verrattu terveydelle haitalliseksi tunnettuihin pitoisuuksiin kuten HTP-arvoihin. Pinta- ja pohjavesien haitta-ainepitoisuuksia oli verrattu talousveden laatuvaatimuksiin ja myös ulkomailta esitettyihin ekologisiin ja ekotoksikologisiin ohjearvoihin.

Suurimmassa osassa tarkasteltuja arviointeja oli haitta-aineiden ominaisuuksista laadittu esittelyt ja osassa oli arvioinnin liitteenä esitetty käsitteellinen malli kohteen riskeistä. Näiden koettiin selventävän riskinarvioinnin esitystapaa, ja niitä käytettiin myös tapauskohteen riskinarvioinnin raportoinnin yhteydessä.

Riskinarviointien tavoitteita ei oltu suurimmassa osassa raporteista esitetty selkeästi ja usein se ei tullut ilmi myöskään asiasisällöstä. Toisaalta osassa riskinarvioinneissa oli esitetty useampi tavoite. Joissain arvioissa oli selkeästi päätetty lopputulos (esim. kunnostamatta jättäminen) ennen arvioinnin toteuttamista ja arviointia käytettiin vain perustelemaan se. Riskinarviointien tuloksia ei oltu usein esitetty selkeästi mm. yhteenvetokappaleessa. Toisaalta riskinarvioinneissa ei oltu aina esitetty tuloksia, jotka olisivat antaneet vastauksen riskinarvioinnin tavoitteisiin. Yhdessä riskinarvioinnissa suositeltiin alueen kunnostamista, koska maaperän haitta-ainepitoisuudet ylittivät ohjearvot, vaikka riskinarvioinnin tulos ei välttämättä olisi edellyttänyt alueen kunnostamista.

Yleisin riskinarvioinnin tulos oli ”ei merkittävää riskiä”, mutta merkittävyyttä ei oltu yleensä sen kummemmin selitetty tai perusteltu. Useassa riskinarvioinnissa todettiin myös, että haitta-aineista ei aiheudu haittaa ihmisten terveydelle, mutta todennäköisesti kuitenkin alueen eliöille. Eliöille aiheutuvan riskin merkitys johtopäätöksissä kuitenkin ohitettiin eikä esitetty mm. perusteluja tai jatkotutkimuksia asian johdosta.

Riskinarviointien epävarmuudet oli usein tuotu varsin puutteellisesti esille. Pääsääntöisesti epävarmuuksia oli kuvailtu vain sanallisesti (kvalitatiivisesti) ja vain yhdessä tapauksessa epävarmuuksia oli arvioitu kvantitatiivisesti Monte Carlo simuloinnilla.

Tarkasteltujen riskinarviointien läpinäkyvyys oli kauttaaltaan huono (taulukko 1). Osassa riskinarvioinneista ei oltu esitetty mm. laskennassa käytettyjä parametriarvoja. Kvalitatiiviset arvioinnit olivat läpinäkyvimpiä, koska niissä käytetyn tiedon määrä oli suppeinta ja siten se on helpointa tuoda esille riskinarviointiraportissa. Vastaavasti mitä tarkempi kvantitatiivinen arviointi oli kyseessä, sitä heikompi oli pääsääntöisesti sen läpinäkyvyys. Riskinarviointiraporttien laajuus pyritään yleensä kuitenkin pitämään kohtuullisena, jotta niiden lukeminen ei olisi kohtuuttoman työlästä. Laajimmat tarkastellut raportit olivat pituudeltaan noin 20 sivua ilman liitteitä.

Laskentamallien käyttö yleensä heikentää arvioinnin läpinäkyvyyttä, koska lukijalla ei yleensä ole asiantuntemusta eikä aikaa tutustua mallin sisältöön. Lisäksi malleja on lukuisia ja niiden käyttötarkoitukset, rajoitukset ja parametrit poikkeavat toisistaan merkittävästi. Eräissä riskinarvioinnissa oli käytetty riskin suuruutta arvioitaessa laskentamallia, joka ei kuitenkaan soveltunut kaikista kriittisimmän haitta-aineen arviointiin. Tämä heikensi merkittävästi tulosten luotettavuutta ja siten koko arvioinnin tarkoituksenmukaisuutta.

3.3. Ohjearvojen käyttö alustavassa riskien arvioinnissa

Haitta-ainepitoisuuksille asetettujen erilaisten ohjearvojen yleinen tarkoitus on toimia viitteellisenä pitoisuusrajana arvioitaessa haitta-aineista aiheutuvia ympäristö- ja terveyshaittoja. Ohjearvot laaditaan yleensä riskinarvioinnilla, jossa lähtöarvoina käytetään esimerkiksi maakohtaisia yleistettyjä parametreja. Ohjearvoissa ei siten yleensä huomioida kohdekohtaisia ominaisuuksia, vaan ne on laadittu kansallisten standardiolosuhteiden ja valitun skenaarion perusteella. Ohjearvot on yleensä esitetty tietyn väliaineen, kuten maa-aineksen, haitta-ainepitoisuuksina, joihin kohteessa mitattuja pitoisuuksia verrataan. Ohjearvojen merkitys vaihtelee niiden tarkoitusperän ja toisaalta niiden virallisen aseman mukaan. Ohjearvoille voidaan asettaa myös useita pitoisuustasoja esimerkiksi aineiden altistumisskenaarioiden mukaan, johon vaikuttaa oleellisesti alueen maankäyttömuoto.

SAMASE-arvot

Suomessa ohjearvoilla on ollut vahva asema pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa. Kunnostustarpeen määrittelyä on jo yli kymmenen vuoden ajan ohjanneet ns. SAMASE-arvot, jotka perustuvat *Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojektiin* eli ns. SAMASE-projektiin (Ympäristöministeriö 1994). Ohjearvoja julkaistaessa tuskin arvattiin, että arvoja tullaan käyttämään näin kauan ja toisaalta yksioikoisesti. SAMASE-arvot perustuvat pääosin hollantilaisiin ekotoksikologisiin perustein laadittuihin ns. ABC-arvoihin. Eräiden aineiden osalta arvoja päivitettiin myöhemmin uusien tutkimustulosten perusteella (Assmuth 1997).

SAMASE-arvoilla ei Suomessa ole ollut juridista asemaa, vaan niiden käyttö on perustunut vakiintuneeseen käytäntöön (Ympäristöministeriö 2006a). Siihen että niitä käytetään kuin lakitekstiä, on olemassa useita syitä. Ensinnäkään alueellisten ympäristökeskusten pilaantuneiden maa-alueista vastaavat lupaviranomaiset eivät ole pääsääntöisesti hyväksyneet kunnostustavoitteiksi muita kuin SAMASE-arvoja. Muiden kunnostustavoitteiden edellytyksiksi on vaadittu perusteellista riskinarviointia, mikä ei välttämättä kuitenkaan ole riittänyt väljempien kunnostustavoitteiden hyväksymiseen.

Myös pilaantuneen maaperän parissa työskentelevät konsultit ovat itsekin vakiinnuttaneet SAMASE-arvojen käyttöä. Koska kohteen haitta-ainepitoisuuksien vertailu SAMASE-arvoihin on ollut helppoa, haitta-aineista varsinaisesti aiheutuvien riskien tarkastelu on yleensä unohtunut. Toisaalta etenkin pienien pilaantuneisuuskohteiden suunnittelun kilpailutus on ajanut siihen, ettei konsulteilla ei ole ollut mahdollisuutta perehtyä kohteiden ominaisuuksiin ja sitä myöten riskeihin kunnolla.

Yksinkertaisissa tapauksissa ohjearvojen soveltaminen suoraan onkin perusteltua (Sorvari & Assmuth 1998). Erityisesti pienissä pilaantumistapauksissa laajamittaisen riskinarvioinnin toteuttamiskustannukset voivat olla suhteellisen suuria verrattuna suoraan ohjearvojen perusteella tehdyn kunnostuksen kustannuksiin, jolloin riskinarvioinnin tekeminen ei ole järkevää.

PIMA-asetuksen ohjearvot

PIMA-asetuksen liitteenä esitetyt ohjearvot tulevat korvaamaan SAMASE-arvot (Ympäristöministeriö 2006a). Vanhan ohjearvon korvaa uuden asetuksen mukainen alempi ohjearvo ja raja-arvon ylempi ohjearvo. PIMA-asetuksen mukaista kynnyksarvotasoa ei SAMASE-arvoissa ole ollut. Uudet ohjearvot ovat pääsääntöisesti samaa suuruusluokkaa kuin SAMASE-arvot. Joidenkin aineiden (mm. PCB:t) osalta ohjearvot tulevat nousemaan yli kertaluokkaa suuremmiksi ja mm. tiettyjen metallien osalta tulee ylemmät ohjearvot hiukan kiristymään. Sen sijaan öljyjen ohjearvot eivät tule muuttumaan, koska niiden osalta ei ole ilmeisesti ollut käytettävissä tarkentavaa uutta tutkimustietoa.

Ohjearvojen tarkoituksenmukaisen soveltamisen kannalta on tärkeää tietää, millaisin perustein ja menetelmin ne on laadittu. PIMA-asetuksen yhteydessä julkaistavassa sovellusoppaassa on hyvinkin yksityiskohtaisesti esitetty uusien ohjearvojen määrittämisperusteet, jolloin ohjearvoja voidaan käyttää riskinarvioinnin yhteydessä mahdollisimman paljon hyödyksi. Ohjearvojen soveltamisessa tulee erityisesti huomioida seikat, joita ei ole otettu huomioon ohjearvojen määrittelyssä ja jotka huomioituna ohjearvot voisivat olla tiukemmat. Esimerkiksi PIMA-asetuksen liitteenä esitetyssä ohjearvojen terveysperusteisessa määrittämisessä on seuraavat tekijät jätetty tietoisesti huomioimatta (Ympäristöministeriö 2006a):

- tausta-altistuksen vaikutukset
- vaikutuksen erityisryhmille (mm. lapset, imettävät äidit)
- kohdealueen pohjaveden käyttö talousvetenä
- kohdealueen vesistöjen virkistyskäyttö
- laaja-alainen kasvien viljely kohdealueella
- tuotantoeläinten kasvatusta kohdealueella.

Ulkomaiset ohjearvot

Haitta-aineille, joille ei PIMA-asetuksessa ole esitetty ohjearvoja, voidaan tarvittaessa käyttää vanhoja SAMASE-arvoja tai ulkomailta esitettyjä maaperän haitallisuuden ohjearvoja (Ympäristöministeriö 2006a). Esimerkiksi Ruotsissa on esitetty Suomen ohjearvoja tarkemmat ohjearvot öljyhiilivedyille (Naturvårdsverket 1998). Lisäksi eräissä maissa on annettu ohjearvoja tarkempien kohdekohtaisten ominaisuuksien kuten käyttömuotojen mukaisesti. Muita kuin PIMA-asetuksen mukaisia ohjearvoja käytettäessä on kuitenkin syytä perehtyä niiden käyttötarkoitukseen ja määrittämisperusteisiin ja niiden käyttö on myös perusteltava riskinarviointiraportissa.

Assmuth (1994) ja Ferguson (1998) ovat esittäneet varsin kattavasti Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa käytössä olevia maaperän pilaantuneisuuden arvioinnin ohjearvoja ja

niiden käyttötarkoituksia. Esimerkkinä tietyn yksittäisen kulkeutumisreitien ohjearvoista voidaan mainita englantilaiset ohjearvot, jotka on annettu alueille joissa talousvesijohto kulkee pilaantuneen maa-alueen läpi. Ohjearvojen perusteella voidaan arvioida haitta-aineiden mahdollista kulkeutumista muovisen vesijohtomateriaalin läpi ja siten ihmisten altistumista aineille (Anonyymi 2002a). Kyseisiä ohjearvoja käytettiin myös Jyväskylän tapauskohteessa. Saksan ympäristöviranomaiset ovat puolestaan esittäneet maaperän haitta-ainepitoisuuksille ohjearvoja erikseen kunkin kulkeutumisreitien mukaan, joita ovat suora altistus ihmiseen erilaisilla maankäyttömuodoilla (mm. leikkikentät ja asuinalueet), haitta-aineiden kulkeutuminen syötäviin kasveihin sekä haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen (Ferguson 1999).

Muut viitearvot

Pilaantuneen maaperän riskinarvioinnissa voidaan käyttää myös muita viitearvoja kuin varsinaisia maaperän ohjearvoja kuten kaatopaikkakelpoisuuden ja hyötykäytön kriteerejä. Eri viitearvojen soveltuvuudesta ja rajoituksista tulee kuitenkin aina ottaa selvää ja ne pitää huomioida arviointia tehtäessä. Toisaalta pilaantuneesta maasta eri väliaineeseen, lähinnä ilmaan ja veteen, kulkeutuvien haitta-aineiden riskinarvioinnissa tulisi mahdollisuuksien mukaan käyttää suoraan näille esitettyjä viitearvoja, mikäli käytettävissä on kohteesta tutkittua pitoisuustietoa kyseisistä väliaineista. Maaperän ohjearvoissa on osittain huomioitu kulkeutuminen eri väliaineisiin, mutta arvioinnin luotettavuus paranee, mikäli oletamusten määrää voidaan vähentää. Maaperän ohjearvoihin liittyy huomattavasti enemmän epävarmuuksia ja oletamuksia kuin esimerkiksi talousveden tai hengitysilman ohjearvoihin, sillä maaperän aiheuttama altistus on epäsuorempaa ja riippuu useammista tekijöistä (Assmuth 1994). Maaperästä haihtuvien yhdisteiden ja hiukkasten mukana ilmaan kulkeutuvien epäpuhtauksien haitallisuuden arvioinnissa voidaan käyttää apuna HTP-arvoja (Haitallisiksi Tunnetut Pitoisuudet), jotka on annettu työpaikkojen ilmanlaadun valvontaa varten (Anonyymi 2005).

Pohjaveden pilaantuneisuudelle ei ole toistaiseksi Suomessa esitetty pitoisuusrajoja. EU:n pohjavesitytärdirektiivi edellyttää, että myös Suomessa tullaan asettamaan kriteerit pohjaveden hyvän kemiallisen tilan arvioimiseksi. Tähän mennessä pohjaveden tilaa on arvioitu Suomessa lähinnä Sosiaali- ja terveysministeriön talousveden laatuvaatimusten (461/2000) ja WHO:n juomavesisuositusten nojalla (WHO 2004). Näiden arvojen määrittely perustuu ainoastaan ihmisten juomavesialtistukseen, joten niiden käyttö pohjaveden pilaantuneisuuden arvioinnissa voi olla harhaanjohtavaa, etenkin ellei tutkittavan alueen pohjavettä käytetä talousvetenä.

3.4. PIMA-asetuksen vaikutus maaperän riskinarviointiin

Valtioneuvoston asetuksella maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arvioinnista (PIMA-asetus) luodaan Pajukallion (2006) mukaan pilaantuneen maaperän arvioinnille oikeudellinen perusta, joka on puuttunut lainsäädännöstä. Aikaisemmin Suomessa ei ole ollut säädöksiä, jossa määrättäisiin pilaantuneen kohteen riskinarvioinnin toteuttamisesta ja toisaalta sen sisällöstä (Sorvari & Assmuth 1999).

Asetus on annettu ympäristönsuojelulain (86/2000) seuraavien pykälien nojalla (Ympäristöministeriö 2006b):

14 § Maaperä

Valtioneuvosto voi asetuksella säätää:

1) eri maankäyttötarkoituksissa maaperässä olevien haitallisten aineiden suurimmista sallituista pitoisuuksista tai haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi

117 § Tarkemmat säännökset ja ohjeet

Tarkemmat säännökset tämän lain täytäntöönpanosta annetaan asetuksella. Ympäristöministeriö voi lisäksi antaa yleisiä ohjeita tämän lain täytäntöönpanemiseksi.

Asetuksen perustelujen (Pajukallio 2006) mukaan pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on aina perustuttava kohdekohtaiseen arvioon vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Lisäksi perusteluissa on arvioitu, että asetuksen perusteella tehtävien kohdekohtaisten riskinarviointien määrän lisääntyessä tulee pilaantuneiden kohteiden tutkimus- ja suunnittelukustannukset lisääntymään. Toisaalta riskinarvioiden ansiosta vastaavasti kunnostusten kustannus- ja ekotehokkuus tulee todennäköisesti paranemaan. Asetuksen tavoitteena on myös, ettei kunnostushankkeita enää käynnistettäisi puutteellisten perustein, sillä toimenpiteistä voi olla enemmän haitallisia ympäristövaikutuksia kuin varsinaisesti hyötyä. Haitallisiin ympäristövaikutuksiin voidaan sisällyttää myös mm. pilaantuneiden maiden kuljetuksista aiheutuvat vaikutukset. Pilaantuneiden alueiden riskinhallintaratkaisujen vaikutusta ekotehokkuuteen tarkastellaan käynnissä olevassa Suomen ympäristökeskuksen PIRRE-hankkeessa (Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus, Sorvari & Antikainen 2006).

3.4.1. Asetuksen sisältö

Asetusluonnos maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista on esitetty kokonaisuudessaan liitteessä 2. Asetuksen sisältö on hyvin suppea. Viimeisimmässä luonnoksessa (Ympäristöministeriö 2006b) asetuksessa oli annettu vain kuusi pykälää (sisältö tiivistettynä):

1 § Tarkoitus ja soveltamisala

- Asetusta sovelletaan vain maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin, eikä siten mm. sedimenttien arviointiin

2 § Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

- Arviointi on perustuttava maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta haitasta tai vaarasta terveydelle ja ympäristölle
- Arvioinnissa on otettava huomioon mm. haitallisten aineiden pitoisuudet ja kokonaismäärät, taustapitoisuudet, maaperä- ja pohjavesiolosuhteet, alueen nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus, haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä epävarmuustekijät

3 § Kynnysarvojen soveltaminen

- Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos jonkin haitta-aineen pitoisuus ylittää kynnysarvon

4 § Ohjearvojen soveltaminen

- Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jos jonkin haitta-aineen pitoisuus ylittää teollisuusalueella tai vastaavilla ylemmän ohjearvon ja muualla alemman ohjearvon

5 § Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

- Pilaantuneisuuden selvittämiseksi on otettava maaperä- ja pohjavesinäytteitä

6 § Voimaantulo

- Asetusta ei sovelleta vireillä oleviin ja jo luvan saaneisiin kohteisiin

Varsinaisen asetustekstin sisällössä on kohtia, jotka poikkeavat nykyisestä pilaantuneen maaperän tutkimus- ja kunnostushankkeiden käytännöistä. Asetuksen 2 §:ssä tuodaan esille tekijöitä, jotka on huomioitava riskinarvioinnissa. Asetuksessa korostetaan mm. taustapitoisuuksien selvittämistä, mikä on oleellinen osa riskinarviointia. 4 §:ssä sanotaan ohjearvojen käytöstä, että niitä voidaan käyttää pilaantuneisuuden arvioinnin apuna (Ympäristöministeriö 2006b).

Uutena asiana ohjearvoihin asetuksessa tuodaan termi kynnysarvopitoisuus. Asetusluonnoksen 3 §:ssä sanotaan seuraavasti (Ympäristöministeriö 2006b): ”Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman maaperän haitallisen aineen pitoisuus ylittää tämän asetuksen liitteessä säädetyn kynnysarvon.” Kynnysarvopitoisuudet ovat pääsääntöisesti hyvin alhaisia (liite 2), sillä esimerkiksi eräiden raskasmetallien osalta ne ovat vain hiukan luontaisia taustapitoisuuksia suurempia. Myös joidenkin epäorgaanisten haitta-aineiden kynnysarvopitoisuudet ylittyvät kaupunkialueilla pelkästään ilmanpäästöjen laskeumien johdosta. Onkin oletettavissa, että riskinarviointien määrä tulee lisääntymään kynnysarvojen ylityksien johdosta. Toisaalta asetuksessa ei ole esitetty vaadittavaa riskinarvioinnin laajuutta eikä toteutustapaa. Pääsääntöisesti pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi voidaan toteuttaa vertailemalla havaittuja pitoisuuksia ohjearvoihin, mikäli ohjearvot vain määrittäisperusteidensa puolesta soveltuvat kohteen arviointiin. Pilaantuneisuuden arvioinnissa on kuitenkin asetuksen hengen mukaisesti otettava huomioon kohdekohtaiset erityistekijät, kuten pohjavesiolosuhteet, jolloin pelkästään ohjearvoihin perustuvaa arviointia ei aina voida pitää riittävänä.

Asetuksen liitteenä on esitetty maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvot, jotka on jaettu kolmeen tasoon: *kynnysarvo*, *alempi ohjearvo* ja *ylempi ohjearvo*. Arvot on annettu 12 epäorgaaniselle aineelle sekä 40 orgaaniselle yhdisteelle tai näiden summapitoisuudelle. Kunkin ohjearvon yhteydessä on esitetty perustuuko se ekologisiin vai terveydellisiin perustein määritellyyn riskiin (Ympäristöministeriö 2006b). Kynnysarvot perustuvat ekologiseen riskitasoon, jossa 95 prosenttia maaperän eliöistä oletetaan olevan turvassa (Ympäristöministeriö 2006a). Epäorgaanisille aineille on esitetty myös luontaiset taustapitoisuudet, joita voidaan käyttää apuna riskinarvioinnissa. Asetuksen liitteenä olevassa ohjearvotaulukossa on lisäksi merkitty erikseen ne aineet, jotka voivat aiheuttaa tavallista merkittävämmän pohjaveden pilaantumisriskin jo alemmaa ohjearvoa pienemmissä pitoisuuksissa.

Asetuksen mukaan (Ympäristöministeriö 2006b) haitta-aineiden, joille ei ole annettu ohjearvoja, pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi tulee perustua riskinarviointiin. Aikaisemmat SAMASE-arvot oli annettu yhteensä noin 190 yhdisteelle tai aineryhmälle (Ympäristöministeriö 1994) eli huomattavasti useammalle kuin uudessa asetuksessa. Näin ollen yhä useamman aineen kohdalla joudutaan käyttämään suoraan riskinarviointia pilaantuneisuuden arvioinnissa.

3.4.2. Asetuksen sovellusopas

Valtioneuvoston asetuksen myötä on tarkoitus julkaista maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista kaksiosainen sovellusopas. Sovellusoppaan ensimmäisessä osassa on käsitelty asetuksen soveltamiseen liittyviä asioita (Ympäristöministeriö 2006b). Osiossa on kuvattu pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi (riskinarviointi) yleisellä tasolla sekä tuotu esille asioita, joita tulisi huomioida arviointeja tehtäessä. Lisäksi siinä on kuvattu pääpiirteissään uusien ohjearvojen soveltaminen, pilaantuneisuustutkimusten toteutus sekä kaivettujen pilaantuneiden maiden jäteluonne.

PIMA-asetuksen sovellusoppaan toisessa osassa on kuvattu yksityiskohtaisesti ohjearvojen määrittämisperusteet. Ohjearvot perustuvat suurimpiin haitattomiin pitoisuuksiin maaperässä (Ympäristöministeriö 2006b). Ohjearvoiksi on valittu kunkin haitta-aineen kohdalla terveydellisin tai ekotoksikologisin perustein määritelty alhaisempi pitoisuus. Kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet on tiivistetysti esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. PIMA-asetuksen mukaiset maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien riskitasot ja niitä vastaavat ohjearvot (Ympäristöministeriö 2006a, mukailtu)

Määritelmä	Riskitaso	Ohjearvo
Pitoisuus, joka arvioidaan maaperässä haitattomaksi (haitallinen 5 % maaperän eliöistä)	SVP	Kynnysarvo
Pitoisuus, joka voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia 50 %:lle maaperän eliöistä tai mikrobiologisista prosesseista	SHP _{eko}	} Alempi ohjearvo
Pitoisuus, joka aiheuttaa suurinta hyväksyttävää päiväannosta vastaavan altistumisen pientaloalueella ihmisen eliniän aikana	SHP _{ter}	
Pitoisuus, joka voi aiheuttaa merkittävää haittaa maaperän biologisille toiminnoille (haitallinen 95 % maaperän eliöistä mutta maaperä säilyy mikrobiologisesti toimintakykyisenä)	SHPT _{eko}	} Ylempi ohjearvo
Pitoisuus, joka aiheuttaa teollisuusalueella työskentelevälle ihmiselle suurinta hyväksyttävää päiväannosta vastaavan altistumisen	SHPT _{ter}	
SVP – Suurin vaikutukseton pitoisuus maaperässä SHP – Suurin hyväksyttävä pitoisuus maaperässä SHPT – Suurin hyväksyttävä pitoisuus teollisuusalueen maaperässä		

Kynnysarvon määrittely vastaa pääosin EU:n kemikaalitoimiston esittämän riskinarviointiohjeen PNEC-arvon (Predicted No Effect Concentration) määrittelyä. Siltä osin kuin EU:ssa on aineille jo riskinarviointi suoritettu, on kynnysarvona käytetty kyseisiä PNEC-arvoja (Ympäristöministeriö 2006a). Lisäksi tiettyjen aineiden osalta kynnysarvo on poikkeuksellisesti asetettu tasoon, joka on yleisimmän analyysimenetelmän määrittämisraja tai pitoisuus aiheuttaa lisäsyöpärisikin *yksi miljoonasta*. Samoin alempia ja ylempiä ohjearvopitoisuuksia on korjattu tiettyjen aineiden osalta aineiden poikkeuksellisten

ominaisuuksien ja epävarmuuksien perusteella. Esimerkiksi PAH-yhdisteiden alempia ohjearvoja on säädetty SHP-arvoista ylöspäin vähäisen maaperätoksisuustiedon perusteella. Ohjearvot on lopulta esitetty pyöristettyinä enintään kahdella merkitsevällä luvulla.

Sovellusoppaan toisessa osiossa on esitetty erikseen pohjavesiriskien huomioiminen pilaantuneisuuskohteissa (Ympäristöministeriö 2006b). Aineille ja yhdisteille, joille on annettu uudet ohjearvot, on esitetty lisäksi pohjaveden juomavesikäyttöön perustuvat ohjearvot (SHP_{PV}). Pohjavesiarvot perustuvat talousveden laatuvaatimuksiin, jotka on aineiden liukoisuusominaisuuksien perusteella muutettu maa-aineksen enimmäispitoisuuksiksi.

Sovellusoppaassa on esitetty laskentakaavat ihmisten terveydelle merkittävimmistä altistumisreiteistä (maan nieleminen, sisäilman hengitys ja ravintokasvien syöti) aiheutuvien altistumisen laskemiseksi (Ympäristöministeriö 2006a). Kohdekohtaisessa arvioinnissa voidaan kokonaisaltistus laskea käyttäen kyseisiä laskentakaavoja. Altistusta verrataan kirjallisuudessa esitettyihin toksikologisiin referenssiannoksiin, jotka löytyvät myös sovellusoppaasta. Vertailun perusteella voidaan arvioida kohteessa havaitun aineen kokonaisriskiä.

Sovellusoppaan liitteenä on esitetty tietokortit kullekin haitta-aineelle, jolle on annettu ohjearvot (Ympäristöministeriö 2006b). Liitteessä 3 on esitetty esimerkkinä antimoinin tietokortti. Tietokortti on yhden tai kahden sivun mittainen lyhyt esittely haitta-aineen ominaisuuksista, ympäristö- ja terveysvaikutuksista, käyttökohteista ja pilaantuneisuuslähteistä. Lisäksi korteissa on esitetty annetut ohjearvot sekä taulukoituna ohjearvojen määrittelyssä käytetyt toksisuustiedot. Tietokortti on hyvä tiedonlähde tehtäessä riskinarviointia, koska siinä esitetyt lähtötiedot on helppo perustella ympäristölupaviranomaisille. Tietokortit on myös hyvä esittää riskinarviointiraporttien liitteenä niiden aineiden osalta joita kohteessa on merkittäviä pitoisuuksia havaittu.

3.5. Alustavissa riskinarvioinneissa hyödynnettäviä menetelmiä ja toteutusmalleja

3.5.1. Riskien alustava luokitus ja pisteytys

Käsitteellinen malli on hyvä työväline haitta-aineiden kulkeutumisen ja altistumisen tunnistamisessa ja havainnollistamisessa. Mallia on myös helppo muokata, kun tiedon määrä kasvaa. Jyväskylän tapauskohdetta varten luotiin oma esitystapa (liite 4) käsitteelliselle mallille, jota voidaan käyttää pohjana myös muille riskinarviointikohteille. Lisäksi mallin laadinnan apuvälineeksi kehitettiin altistumisreititaulukko, joka toimii samalla muistilistana. Laaditussa käsitteellisessä mallissa otettiin mahdollisten kulkeutumis- ja altistumisreittien lisäksi myös kantaa niiden merkittävyyteen. Merkittävyyttä voidaan arvioida esimerkiksi taulukossa 3 esitetyn luokittelun mukaisesti. Käsitteellisen mallin lisäksi haitta-aineiden altistumisen riskiä voidaan havainnollistaa esimerkiksi kuvilla ja kartassa esitetyillä altistuskohteilla (esimerkiksi kuva 2).

Kvalitatiivisessa riskinarvioinnissa voidaan käyttää taulukon 3. mukaista riskin suuruuden sanallista luonnehdintaa. Riskin käsitteen mukaan riskin suuruus muodostuu sen todennäköisyydestä suhteessa sen vakavuuteen. Pilaantuneen maaperän yhteydessä vakavuuden sijasta voidaan käyttää haitta-aineen haitallisuutta (toksisuus). Taulukossa 3. kuvattu matriisi voidaan esittää riskinarviointiraportissa, jolloin lukijalle välittyy viesti arvioidun riskin muodostumisesta sekä sen suhteellinen suuruus. Luokittelu voidaan tehdä myös erikseen esimerkiksi altistumisreiteittäin jaoteltuna.

Taulukko 3. Riskin suuruuden luokittelumatriisi todennäköisyyden ja haitallisuuden perusteella (Hämäläinen ym. 2003)

Todennäköisyys	Seuraukset		
	Lievästi haitallinen	Haitallinen	Erittäin haitallinen
Hyvin epä-todennäköinen	<i>Merkityksetön riski</i>	<i>Vähäinen riski</i>	<i>Kohtalainen riski</i>
Epätodennäköinen	<i>Vähäinen riski</i>	<i>Kohtalainen riski</i>	<i>Merkittävä riski</i>
Todennäköinen	<i>Kohtalainen riski</i>	<i>Merkittävä riski</i>	<i>Sietämätön riski</i>

Esimerkkinä yksinkertaisesta luokitteluun perustuvasta riskinarviointimenetelmästä voidaan mainita myös PIMA-asetuksen sovellusoppaassa esitetty Ruotsin ympäristöviranomaisten suosittama riskiluokitus, joka on esitetty taulukossa 4. Siinä verrataan maaperässä olevan haitta-aineen absoluuttista määrää ja toisaalta pilaantuneen maan määrää aineen myrkyllisyyteen (Naturvårdsverket 2002).

Taulukko 4. Ruotsin ympäristöviranomaisten suosittama riskiluokitus (Naturvårdsverket 2002)

Aineen haitallisuus tai maamassojen määrä	Riskin suuruus			
	Vähäinen	Kohtalainen	Suuri	Erittäin suuri
Hyvin myrkyllinen	–	–	alle kg	kymmeniä kg
Myrkyllinen	–	muutama kg	kymmeniä kg	satoja kg
Haitallinen	muutama kg	kymmeniä kg	satoja kg	tuhansia kg
Pilaantuneen maan määrä	< 1 000 m ³	1 000 - 10 000 m ³	10 000 - 100 000 m ³	< 100 000 m ³

Edellä esitetyssä vertailussa tietoisesti unohdetaan haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavat kohdetekijät, joiden arvioiminen on riskinarvioinnissa aina vaikeaa. Vertailu on hyvin yksioikoinen ja sitä voidaan käyttää lähinnä vain alustavassa tarkastelussa. Taulukon perusteella esimerkiksi erittäin myrkyllisten aineiden, kuten dioksiinien, olemassaolo maaperässä tarkoittaisi aina vähintäänkin suurta riskiä, vaikka pitoisuus olisi määrittäjäluokan luokkaa. Toisaalta lukijalle, joka ei ole perehtynyt pilaantuneesta maaperästä aiheutuviin riskeihin, taulukko voi olla selittävämpi kuin kymmenen sivua vaikeaselkoista tekstiä. Haitta-aineen myrkyllisyyden arvioinnissa voidaan käyttää soveltaen PIMA-asetuksen sovellusoppaan tietokortteissa esitettyjä myrkyllisyysarvoja (LC₅₀) sekä teoksessa *Ympäristölle vaaralliset kemikaalit – riskinarviointi ja luokitus* (Nikunen & Leinonen 2002) esitettyjä ympäristövaaraluokituksia.

Edellä esitetyn taulukon mukainen riskiluokitus yhdessä ohjeavertailun kanssa antaa hyvän kokonaiskuvan kohteen riskipotentiaalista. On kuitenkin huomioitava, että tarkastelussa ei oteta huomioon lainkaan kohteen ominaispiirteitä, joten sen perusteella ei voida tehdä kovin pitkälle meneviä tapauskohtaisia johtopäätöksiä.

3.5.2. Ohjearvojen käyttö

Vertailu PIMA-asetuksen mukaisiin ohjearvoihin voidaan suorittaa siten, että kunkin haitta-aineen osalta tarkastelun kohteeksi otetaan alustavasti pilaantuneeksi oletetut alueet, joilla kyseisen aineen pitoisuus ylittää kynnsarvon. Tämän jälkeen pilaantuneiksi oletetun alueen sopivaa keskilukua verrataan alempaan tai ylempään ohjearvoon alueen käyttömuodon mukaisesti. On lisäksi huomioitava, että tuloksia voidaan käsitellä tilastollisesti ainoastaan, jos alueelta on tehty riittävästi mittauksia. Keskilukuna voidaan käyttää sovellusoppaan (Ympäristöministeriö 2006a) mukaan mediaania tai aritmeettista keskiarvoa. Mediaani soveltuu erityisesti suhteellisen pienissä pitoisuuksissa, joissa pitoisuusjakaumaa vinouttaa yksittäiset suuret pitoisuudet. Haitta-aineiden kokonaismäärää laskettaessa tulee käyttää aritmeettista keskiarvoa.

Maaperän heterogeenisuudesta johtuen alue tulee jakaa tarvittaessa useampaan osa-alueeseen ennen tilastollista vertailua. Osa-aluejakoa tukee myös osa-alueiden erilaiset käyttömuodot sekä haitta-aineiden poikkeava kulkeutuminen eri osa-alueilla (pintamaa/pohjavesivyöhyke).

Ohjearvoja voidaan tapauskohtaisesti muokata esimerkiksi kunnostuksen tavoitearvoiksi määrittämällä käytettävä ohjearvopitoisuus sovellusopasta mukailen. Määrittämisessä käytetään kuitenkin kohteessa havaittuja todellisia olosuhteita (mm. pH, orgaanisen aineksen pitoisuus), siltä osin kuin ne merkittävästi poikkeavat standardiolosuhteista (Ympäristöministeriö 2006a). Tavoitearvon uudelleen määrittäminen joudutaan tekemään kuitenkin alusta alkaen laskentamallia käyttäen. Täten järkevämpää on todennäköisesti laskea tavoitearvot kokonaan uudestaan käyttäen sopivinta mallia ja pelkästään kohdekohtaisia lähtöarvoja.

3.5.3. Ekologisten riskien arviointi

Ekologisten riskien arviointiin on käytössä vielä vähän kvantitatiivisia menetelmiä (Sorvari & Antikainen 2004). Toisaalta ekologisten riskien arviointi yksinkertaisillakin menetelmillä on hankalaa. Pilaantuneesta maaperästä aiheutuvat haitalliset vaikutukset eliöihin ovat monisyisiä ja altistumiskohteita on yksinkertaisimmissakin tapauksissa lukuisia. Lisäksi hyväksyttävän riskitason määrittäminen on subjektiivista ja vaikeasti perusteltavissa.

Ekologisten riskien perusteellinen arviointi edellyttää ekotoksisuustestien eli biotestien tekemistä. Testissä määritetään yhteys kohteesta otetun näytteen haitta-ainepitoisuuden ja eliöissä aiheutuvien vaikutusten välille (Ympäristöministeriö 2006a). Yksittäisten testien tekeminen ei sinänsä ole kovin hankalaa ja kallista, mutta tuloksia ei tällöin voida välttämättä johtaa koskettamaan koko kohdealuetta ja eri eliölajeja. Biotestien käyttö on toistaiseksi ollut Suomessa vielä hyvin vähäistä, mutta niiden käyttö ekologisten riskien arvioinnissa tulee todennäköisesti lisääntymään. Biotestien etuna on että niissä voidaan käyttää kohteesta otettua maa-ainesta, jolloin mm. haitta-aineiden yhteisvaikutukset tulevat esille.

3.6. Tapauskohde

Tapauskohteen tunnistetietoja ei kerrota tutkielmassa työn tilaajan pyynnöstä. Tapauskohde sijaitsee Jyväskylän kaupungin reunaosilla. Pääosin alue muodostuu laaja-alaisesta sorapintaisesta parkkialueesta, jolla ei kuitenkaan ole jatkuvaa käyttöä. Alueella on sijainnut 1970-luvulle saakka kaatopaikka, jonne on sijoitettu tutkimusten yhteydessä tehtyjen havaintojen perusteella tavanomaista kotitalousjätettä ja pienteollisuudesta peräisin olevaa pysyvää jätettä. Parkkipaikan rakentamisen yhteydessä jätettä on levitetty alkuperäistä laajemmalle alueelle ja se on peitetty puhtaalla maa-aineksella.

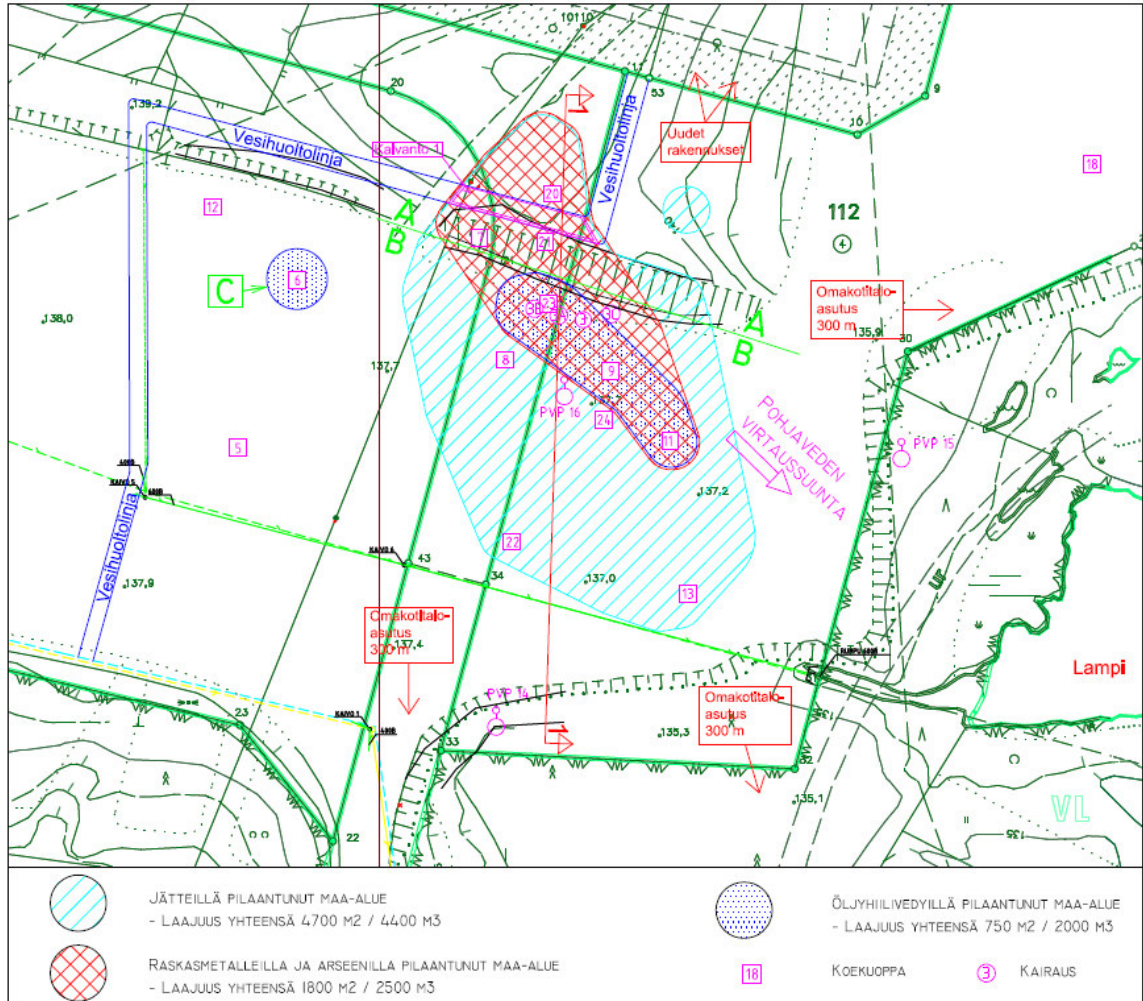
Aluetta ollaan uudelleen kaavoittamassa ja jätetäytön ulkopuolisilla alueilla rakentaminen aloitettiin jo vuoden 2005 aikana. Alueelle suunnitellun vesihuoltolinjan pohjatutkimusten yhteydessä havaittiin alueen maaperässä haitta-aineita. Erikoista on, että alueen pilaantuneisuus tuli viranomaisille ja alueen maanhaltijalle yllätyksenä, vaikka kaatopaikkatoiminta oli loppunut alle 30 vuotta sitten.

Vuoden 2005 aikana alueella toteutettiin pilaantuneisuustutkimuksia useassa eri vaiheessa. Tutkimusten ja tulevan käytön perusteella pilaantuneet alueet jaettiin seuraaviin osa-alueisiin:

A alue on parkkipaikan pohjoispuolella sijaitseva metsäinen kumpu. Alueen pintamaassa on runsaasti suhteellisen homogeenistä jätettä (lasi-, metalli- ja nahkasilppua), jonka johdosta maa on pilaantunut noin 1000 m² alueelta metalliyhdisteillä. Kallio on paikoin lähellä maanpintaa. Alueen läpi kulkee myös vuoden 2005 aikana rakennettu vesihuoltolinja. A alueen pilaantunut maaperä on tarkoitus kunnostaa lähivuosina, koska alueelle on suunniteltu rakentamista.

B alue on parkkipaikan pohjoisosa. Alueella on havaittu jätettä noin 4000 m² alueella, mutta suurimmalla osalla alueesta maa-aineksen seassa vain yksittäisiä roskia. Alueella on havaittu merkkejä myös kotitalousjätteistä. Alueen maa-aines on pilaantunut noin 1000 m² alueelta metalliyhdisteillä sekä öljyhiilivedyillä. Paikoin jätettä ja pilaantunutta maata sijaitsee myös pohjavedenpinnan alapuolella.

C alue sijaitsee myös parkkialueella ja sillä on havaittu kohonneita öljyhiilivetyttöisyyksiä noin 200 m² alueella.



Kuva 2. Jyväskylän tapauskohteen pilaantuneet maa-alueet ja tutkimuspisteet

3.6.1. Tapauskohteen riskinarviointi

Tapauskohteen pilaantuneisuuden laajuuden ja tulevan käyttötarkoituksen johdosta kohteesta päätettiin tehdä riskinarviointi, jonka tavoitteena oli arvioida alueen haitta-aineista aiheutuvia riskejä sillä oletuksella, että osa alueesta jätetään kunnostamatta. Riskinarviointi laadittiin talvella 2005–2006. Sitä varten tehtiin lisäselvityksiä öljyhiilivetyjakeiden koostumuksesta, maa-aineksen metallien liukoisuudesta, maaperän pH:sta ja orgaanisen aineksen pitoisuudesta, maa-aineksen raekokojakaumista (maalaji) sekä jätteen määrästä.

Jyväskylän tapauskohteen riskejä arvioitiin usealla eri menetelmällä, joiden arviointikohteissa on osittain päällekkäisyyksiä. Menetelmät ovat pääosin ohjearvovertailuja. Taulukossa 5. on esitetty tapauskohteen riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät. Koska käytettyjen menetelmien tulokset eivät ole yhteismitallisia, arvioitiin riskin suuruutta ja luotettavuutta yleisluontoisella asteikolla (-/+/>+).

Taulukko 5. Yhteenveto Jyväskylän tapauskohteessa käytetyistä riskinarviointimenetelmistä

Menetelmä	Kohde	Kulkeutumis- altistumisreitti	Osa- alue	Hyödynnetyt pitoisuudet	Riski	Luotet- tavuus
Metallit						
<i>Liukoisuuskoe</i>		<i>Aineiden kulkeutuminen veden välityksellä</i>	<i>A / B</i>	<i>maanäytteet</i>	<i>+</i>	<i>++</i>
PIMA-asetuksen ylemmät ohjearvot (SHPT)	Terv	Maan ja kasvien syöti	A / B	maanäytteet	-	+
	Eko	Maaperän mikrobit	A / B	maanäytteet	+	+
Talousveden laatuvaatimukset (RfC _{PV})	Terv	Pohjaveden käyttö juomavetenä	B	pohjavesi- näytteet	-	+
PIMA-asetusoppaan pohjavesiarvot (SHP _{PV})	Terv	Pohjaveden käyttö juomavetenä	B	maanäytteet	+	+
Vesijohtojen ohjearvot (RfC _{VESIJ})	Terv	Haitta-aineiden kulkeutuminen vesijohtoveteen	A	maanäyte	+	-
Pintaveden ekologiset ohjearvot (RfC _{PINTAV})	Eko	Vesieliöt	B	pohjavesi- näytteet	-	+
Öljyhiilivedyt						
PIMA-asetuksen ylemmät ohjearvot (SHPT _{ÖLJY})	Eko/ terv	<i>ei tiedossa</i>	B + C	maanäytteet	+	-
SOILIRISK-malli	Terv	Juomavesi, hengitysilma	B + C	maa- ja pv- näytteet	-	++
Pintaveden ekologiset ohjearvot (RfC _{PINTAV})	Eko	Vesieliöt	B	pohjavesi- näytteet	-	+
Ekologiset ohjearvot öljyjakeille	Eko	Maaperäeliöt	B + C	maanäytteet	+	+
Riskin suuruus tarkastelun perusteella			Luotettavuus			
ei riskiä			-	huono		
riski mahdollinen			+	kohtalainen (ei kohdekohtainen)		
riski todennäköinen			++	hyvä (kohdekohtainen)		
Osa-alueiden (A, B, C) luonnehdinta on esitetty sivulla 21.						

Riskinarviointimenetelmän luotettavuuteen vaikuttaa oleellisesti se, että onko menetelmässä käytetty kohdekohtaisia parametreja. Yleensä ohjearvovertailuissa käytetään pelkästään väliaineen kokonaispitoisuustietoja, jolloin menetelmää ei voida pitää erityisen luotettavana.

Menetelmän luotettavuuteen vaikuttavia tekijöitä on myös sen soveltuvuus kyseiseen kohteeseen. Esimerkiksi englantilaisia ohjearvoja vesijohdoille ei voida pitää tähän

kohteeseen erityisen luotettavana, koska pilaantunut maa-aines ei ole välittömässä kosketuksessa vesijohtoon, mikä on vertailun kriteeri. Menetelmä on muutenkin epäluotettava, sillä ohjearvojen perusteet on lähdeoksessa puutteellisesti esitetty (Anonyymi 2002a).

3.6.2. Arviointimenetelmät

Liukoisuuskoe

Ohjearvot on yleensä aina laadittu koskemaan haitta-aineiden kokonaispitoisuuksia. Kokonaispitoisuudet kuvaavat heikosti haitta-aineen todellista haitallisuutta, koska aineen olomuodosta (spesiaatio) riippuen sen haitallisuus ja etenkin liukoisuus voi vaihdella paljon. Lisäksi liukoisuuteen vaikuttavat myös maaperäolosuhteet. Esimerkiksi kuusiarvoinen kromi on huomattavasti kolmiarvoista kromia haitallisempaa, mutta jälkimmäinen on kuitenkin yleisempi olomuoto (Ferguson 1998). Kokonaispitoisuuksien käyttöä ohjearvovertailussa helppouden lisäksi puoltaa se, että aineiden olomuoto voi maaperässä muuttua ajan kuluessa, jolloin haitattomiksi todetut pitoisuudet voivat myöhemmin muuttua haitallisiksi ja toisin päin.

Tapauskohteen neljästä maanäytteestä teetettiin liukoisuuskoe Jyväskylän yliopiston kemian laitoksella. Kokeessa verrattiin tutkittujen näytteiden metallien ja arseenin kokonaispitoisuutta, joka määritettiin kuningasvesiuuton perusteella, asetaatti/EDTA-uuton perusteella määritettyihin pitoisuuksiin. Asetaatti/EDTA-uutosta tehdyn pitoisuusmäärittelyn on arvioitu kuvaavan metallien helposti liukoista osaa, joka on kasveille ja näin myös muille eliöille saatavassa muodossa (ns. biosaatava osa).

Taulukko 6. Jyväskylän tapauskohteen maanäytteiden metallien helposti liukoiset pitoisuudet

Näyte	Helposti liukoiset pitoisuudet [mg/kg]						
	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Sb	As
Näyte 1	1170	610	620	7,6	1,3	3,8	2,5
Näyte 2	100	300	110	5,3	0,57	1,7	4,0
Näyte 3	160	380	50	7,7	0,49	1,5	4,0
Näyte 4	3,8	6,5	3,7	0,79	< 0,25	0,56	0,51
Liukoinen osuus kokonaispitoisuudesta keskimäärin	69 %	32 %	69 %	26 %		43 %	55 %

Tapauskohteen näytteistä tehtyjen kokeiden osalta havaittiin (taulukko 6), että metallien liukoisuus Asetaatti/EDTA-uutolla vaihteli aineittain runsaasti. Keskimäärin liukoisimmassa muodossa olivat lyijyn ja kuparin pitoisuudet (69 % kokonaispitoisuudesta), kun nikkeli oli sen sijaan niukkaliukoisin (keskimäärin 26 %). Myös eri näytteiden liukoisuuksissa oli merkittäviä eroja saman metallin osalta. Esimerkiksi arseenin liukoisuus eri näytteissä vaihteli 25-100 % välillä.

Tulosten perusteella arvioitiin, että tapauskohteen maa-aineksen metallit ovat suhteellisen helposti liikkuvassa muodossa. Toisaalta alueen maaperän pH on luonnostaan suhteellisen korkea (6,1-8,0), mikä vähentää metallien liukoisuutta. Jos alueen olosuhteet muuttuvat kuitenkin siten että maaperä happanee, metalleja voi liueta ympäristöön merkittävässä määrin.

Lisäksi eri osa-alueiden maanäytteiden liukoisuudesta tehtiin seuraava johtopäätös:

Osa-alueen A maanäytteessä metallit olivat liukoisuustestien perusteella pääsääntöisesti liukoisemmassa muodossa kuin osa-alueelta B otetuissa näytteissä. Poikkeuksen muodostavat arseeni ja antimoni. Merkille pantavaa on että ne ovat metallien yleisominaisuuksista johtuen yleensä kaikkein liukoisimpia. Onkin mahdollista, että metsäkummun alueelta on arseenia ja antimonia kulkeutunut vuosien saatossa suotoveden mukana pois ja jäljelle ovat jääneet niukkaliukoisimmat muodot ko. metalleista.

Vertailu PIMA-asetuksen ohjearvoihin

Tapauskohteen maanäytteiden haitta-ainepitoisuuksia (metallit ja öljyhiilivedyt) vertailtiin tulevan PIMA-asetuksen ylempiin ohjearvoihin (SHTP). Vertailu suoritettiin osa-alueittain keskiarvopitoisuuksien ja maksimipitoisuuksien suhteen. Kunkin aineen suhteen muodostettiin vaaraosamäärä (HQ - Hazard Quotient) seuraavasti:

$$HQ = \frac{\text{havaittu pitoisuus}}{\text{vaaralliseksi tiedetty pitoisuus (esim. ohjearvo)}}$$

Jos vaaraosamäärä ylittää arvon 1, voidaan olettaa pitoisuudesta aiheutuvan riskejä (Sorvari & Assmuth 1998).

Tapauskohteessa tutkituista maanäytteistä lyijyn, sinkin, kuparin, bariumin ja nikkelin pitoisuudet ylittivät PIMA-asetuksen ylempät ohjearvot, jotka on määritetty ekologisista perusteista (SHPT_{EKO}). Suurimmat vaaraosamäärät metalleista olivat sinkillä, jonka keskiarvopitoisuudet ylittivät ekologiset ohjearvot enimmillään 3,3-kertaisesti (HQ = 3,3) ja maksimipitoisuudet 7,7-kertaisesti (taulukko 7).

Taulukko 7. Osa-alueen B metallipitoisuuksien vertailu PIMA-asetuksen ylempiin ohjearvoihin (SHPT)

	Pit _{TAUSTA}	Pit _{KA}	Pit _{MAX}	SHPT _{EKO}	HQ _{EKO}		SHPT _{TERV}	HQ _{TERV}	
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	KA	MAX	mg/kg	KA	MAX
Lyijy (Pb)	15	200	1 600	750	0,3	2,1	5 260	0,04	0,30
Sinkki (Zn)	30	600	2 900	400	1,5	7,3	>10 000	< 0,06	< 0,29
Kupari (Cu)	20	80	400	200	0,4	2,0	>10 000	< 0,01	< 0,04
Barium (Ba)	60	1 700	2 100	1600	1,1	1,3	>10 000	< 0,17	< 0,21
Nikkeli (Ni)	8	40	150	150	0,3	1,0	4 960	0,01	0,03
Kadmium (Cd)	0,2	1	2	20	0,1	0,1	1 460	< 0,01	< 0,01
Antimoni (Sb)		2	3	50	0,1	0,1	1 171	< 0,01	< 0,01
Arseeni (As)	3	12	40	100	0,1	0,4	2 920	0,00	0,01

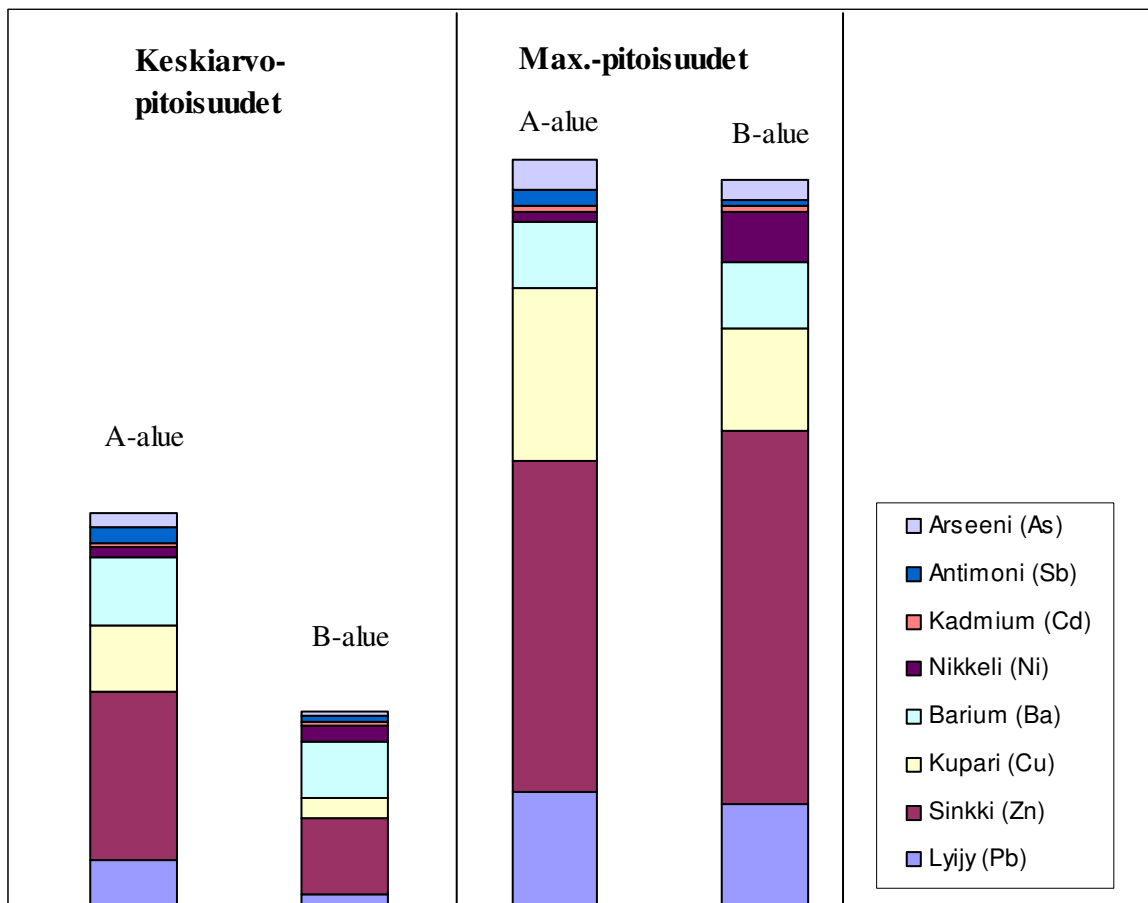
PIMA-asetuksen terveysperusteiset ylempät ohjearvot ovat metalleille huomattavasti suuremmat kuin vastaavat ekologiset arvot. Tapauskohteen metallien terveysperusteiset ohjearvot (SHPT_{TERV}) eivät siten ylittyneet kummallakaan osa-alueella. Suurin vaaraosamäärä (HQ_{MAX} = 0,32) oli lyijyllä. Terveysperusteisten ohjearvojen määrittämisprosessin avulla voitiin lisäksi tehdä johtopäätöksiä ohjearvojen soveltuvuudesta kohteen riskien arviointiin (Ympäristöministeriö 2006c). Kohteessa havaittujen metallien ohjearvot muodostuivat lähes täysin maansyöntiskenaariosta, mikä sen sijaan tapauskohteessa on hyvin epätodennäköinen altistusreitti.

Tapauskohteen osa-alueen B keskimääräinen öljyhiilivetyypitoisuus ylitti PIMA-asetuksen ylempään ohjearvon 1,2-kertaisesti. Haitan merkittävyyttä ja kohdetta (ihmisten terveys vai ympäristö) on arvioinnin perusteella vaikea arvioida, koska PIMA-asetuksen sovellusoppaassa ei ole perusteltu öljyhiilivetyjen ohjearvoja.

Eri osa-alueiden kesken haitta-ainepitoisuuksista aiheutuvaa vaaraa voidaan verrata keskenään laskemalla kunkin alueen eri haitta-aineiden vaaraosamäärät yhteen ja vertailemalla näin muodostettuja vaaraindeksejä (HI - Hazard Index) toisiinsa. Huomattavaa on, että vaaraindeksi itsessään ei selitä mahdollisia riskejä, koska eri haitta-aineista aiheutuvat vaikutukset eivät välttämättä aina ole summautuvia. Vaara-indeksejä voidaan ilman lisätietoa käyttää lähinnä selkeästi rinnastettavien osa-alueiden riskien vertailuun. Vaaraindeksit voidaan muodostaa myös muiden kuin vaaraosamäärien summana. Vaaraindeksien vertailua varten havaittuja pitoisuuksia voidaan verrata myös suoraan aineen toksisuusominaisuuksiin, kuten esimerkiksi:

$$HI = \sum (Pit./LC_{50}) \text{ (Suter ym. 1993)}$$

Tapauskohteen maaperän metalleista aiheutuvaa vaaraa verrattiin osa-alueiden A ja B kesken. Vaaraindeksit muodostettiin sekä keskiarvo- että maksimipitoisuuksista lasketusta vaaraosamääristä (kuva 3).



Kuva 3. Jyväskylän tapauskohteen osa-alueiden maa-aineksen metallien vaaraindeksit keskiarvo- ja maksimipitoisuuksien suhteen.

Vertailtaessa tapauskohteen vaaraindeksejä metallien keskimääräisten pitoisuuksien suhteen, voidaan havaita että osa-alueesta A aiheutuu selvästi suurempi vaara kuin osa-

alueesta B. Maksimipitoisuuksien suhteen yhteenlasketuissa vaaraosamäärissä ei sen sijaan ole suurta eroa.

Pohjavesiriskien arviointi

PIMA-asetuksen ohjearvoissa ei ole huomioitu pohjavesiriskejä, vaikka haitta-aineiden kulkeutuminen juomavetenä käytettävään pohjaveteen aiheuttaa usein merkittävämmän terveysriskin kuin muut altistumistekijät. Maaperän haitta-aineiden pitoisuustiedon perusteella ei voida luotettavasti arvioida niistä aiheutuvia riskejä pohjaveden käytölle (Ympäristöministeriö 2006a). Toisaalta pohjavesiriskien sisällyttäminen ohjearvoihin yliarvioisi ainakin vesiliukoisten aineiden osalta riskejä kohteissa, joissa pohjaveden kulkeutuminen ja sille altistuminen on vähäistä. Sen sijaan PIMA-asetuksen mukaiset ohjearvot voivat aliarvioida riskejä huomattavasti kohteissa, joissa haitta-aineiden kulkeutuminen juomavetenä käytettävään pohjaveteen on merkittävää.

Pohjavesiriskit tulee arvioida PIMA-asetuksen sovellusoppaan mukaan (Ympäristöministeriö 2006a) erikseen, kun maaperässä esiintyvät haitta-aineet ovat vesiliukoisia tai helposti haihtuvia ja kun ne voivat aiheuttaa haittaa pohjaveden käytölle tai ympäristölle pohjaveden mukana leviämällä. Pohjavesiriskien arvioinnissa tulee kiinnittää erityistä huomiota haitta-aineiden kulkeutumiseen ja altistumiseen pohjaveden mukana. Sovellusoppaassa on esitetty seuraavat lähestymistavat pohjavesiriskien arviointiin:

- *pohjaveden suojeluun perustuva riskinarviointi, jossa lähtökohdaksi valitaan pohjaveden pilaantumisen estäminen;*
- *altistumiseen perustuva terveysriskien arviointi, jossa lähtökohdaksi valitaan terveysviranomaisten esittämät annosrajat (esim. TDI) ja pohjaveden käyttö juomavetenä on yksi tarkasteltavista altistusreiteistä;*
- *enimmäispitoisuuksiin perustuva terveysriskien arviointi, jossa lähtökohdaksi valitaan talousvedelle esitetyt laatuvaatimukset; tai*
- *ympäristöriskien arviointi, jossa lähtökohdaksi valitaan vesistön tai muun lähialueen pilaantumisen estäminen taikka eliöiden altistuminen pohjaveden kautta kulkeutuvien haitta-aineiden osalta.*

Tapauskohteen riskinarvioinnissa on käytetty kahta viimeistä lähestymistapaa. Ensimmäisessä lähestymistavassa mainittu ympäristönsuojelulain mukainen pohjaveden pilaamiskiellon todentaminen on vaikeaa, koska pohjavedelle ei ole toistaiseksi esitetty pitoisuusarvoja tai muita kriteerejä siitä, joiden avulla pilaantuminen voitaisiin todentaa.

Pohjaveden haitta-ainepitoisuuksia verrataan yleensä talousveden laatuvaatimukseen, kun pohjavettä käytetään pohjavedenottamon tai talousvesikaivojen raakavetenä. Vertailuarvoina käytetään ensisijaisesti Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen (STM 461/2000) mukaisia talousveden laatuvaatimuksia sekä niiden aineiden osalta, joille asetuksessa ei ole esitetty arvoja, käytetään WHO:n esittämiä laatuvaatimuksia (WHO 2004). Usein vaikka pilaantunut alue ei sijaitisi luokitellulla pohjavesialueella eikä vettä muutenkaan tietävästi käytettäisi, vertaillaan pohjaveden haitta-ainepitoisuuksia talousveden laatuvaatimukseen, koska muita kansallisia vertailuarvoja pohjavedelle ei ole. Vertailun perusteella voidaan muodostaa vaaraosamäärät, joiden avulla voidaan hahmottaa eri haitta-ainepitoisuuksien suuruutta. Talousvesiarvoihin verrattaessa on myös kuitenkin muistettava, että ne eivät kerro mitään mm. pohjaveden haitta-aineiden ekotoksisuudesta.

Taulukko 8. Jyväskylän tapauskohteesta otettujen pohjavesinäytteiden tutkimustulokset ja viitearvot

	PVP 14	PVP 15	PVP 16	<i>RfC_{PV}</i>
pH	6,0	6,0	6,3	6,5-9,5
Sähkönjohtavuus	189 mS/m	53 mS/m	56 mS/m	250 mS/m
Arseeni (As)		< 5 µg/l	< 5 µg/l	10 µg/l
Kadmium (Cd)		< 0,5 µg/l	< 0,5 µg/l	5 µg/l
Kupari (Cu)		6 µg/l	40 µg/l	2000 µg/l
Sinkki (Zn)		53 µg/l	36 µg/l	1500 µg/l
Lyijy (Pb)		< 10 µg/l	< 10 µg/l	10 µg/l
Barium (Ba)		40 µg/l	600 µg/l	700 µg/l
Öljyhiilivedyt		< 50 µg/l	70 µg/l	

RfC_{PV} – Pohjaveden juomavesikäytön viitearvot (Ympäristöministeriö 2006a)

Tapauskohteeseen oli asennettu kolme pohjavesiputkea, joista kahdesta otetusta vesinäytteestä on tutkittu metalli- ja öljyhiilivetytitoisuudet (taulukko 8). Pitoisuudet alittivat selvästi talousveden laatuvaatimusten mukaiset enimmäispitoisuudet. Lisäksi on huomioitava, että alue ei kuulu luokiteltuun pohjavesialueeseen, eikä pohjaveden virtaussuunnassa ole tiettävästi talousvesikaivoja.

Pilaantuneisuuskohteissa ei ole aina käytettävissä pohjaveden haitta-ainepitoisuustietoja ja toisaalta ne voivat olla jostain syystä epärelevantteja. Myös maaperän haitta-ainepitoisuuksien avulla voidaan tehdä arvioita riskeistä juomavedelle. Arvioinnissa käytetään apuna aineiden maa-vesi jakautumiskertoimia sekä laimenemiskertoimia. PIMA-asetuksen sovellusoppaassa (Ympäristöministeriö 2006a) on laskettu maaperän haitta-ainepitoisuuksille ohjearvot (SHP_{PV}) kohteisiin, joissa pohjavettä käytetään talousvetenä. Arvot on laadittu Sosiaali- ja terveysministeriön (2000) sekä WHO:n talousveden enimmäispitoisuuksien (WHO 2004) perusteella.

Tapauskohteen maaperästä tutkittujen haitta-aineiden pitoisuudet eivät ylittäneet PIMA-asetuksen pohjavesiarvoja lukuun ottamatta arseenia ja bariumia. Arseenin keskipitoisuus oli pohjaveden ohjearvoon verrattuna 1,2-kertainen ja bariumin keskipitoisuus nelinkertainen. Bariumin osalta on huomioitava, että analyysien määrä on vähäinen (n = 2). Tapauskohteen osalta otettuja pohjavesinäytteitä voidaan pitää edustavina, joten suoraan vesinäytteiden suhteen tehtyä vertailua voidaan pitää luotettavampana kuin maanäytteiden suhteen tehtyä pitoisuusvertailua.

Vesijohdoille laadittujen kynnyspitoisuuksien (RfC_{VESIJ}) laatimisperusteissa on juomavesikäytön terveyshaittojen lisäksi huomioitu haitta-aineiden kyky läpäistä vesijohtomateriaali (Anonyymi 2002a). Tapauskohteessa vesijohdon kohdalta otetussa näytteessä on todettu lyijypitoisuus 1330 mg/kg, joka ylittää kynnyspitoisuuden 500 mg/kg (taulukko 9). Metallien osalta kynnyspitoisuuden ylittäminen tarkoittaa kuitenkin lähinnä, että pitoisuudesta voi aiheutua ensisijassa vaaraa itse putkilinjalle (korroosio ym.), sillä metallit eivät kulkeudu putkimateriaalin läpi.

Taulukko 9. Tapauskohteen maanäytteen haitta-ainepitoisuuksien ja pH:n vertailu vesijohtojen kynnsarvoihin (Anonyymi 2002a)

	Pit_{KA} [mg/kg]	SHP_{PV} [mg/kg]	HQ_{PV}
Lyijy (Pb)	200	240	0,8
Sinkki (Zn)	600	3 750	0,2
Kupari (Cu)	80	10 800	< 0,1
Barium (Ba)	1 700	420	4,0
Nikkeli (Ni)	40	110	0,4
Kadmium (Cd)	1	9,5	0,1
Antimoni (Sb)	2	4,3	0,5
Arseeni (As)	12	9,8	1,2

Vertailu ekologisiin ohjearvoihin

Kirjallisuudessa on esitetty ohjearvoja myös muiden ympäristönsien haitta-ainepitoisuuksista aiheutuvien ekologisten riskien arvioimiseksi. Ekologisia ohjearvoja on esitetty ainakin pintavesille ja sedimenteille. Sen sijaan pohjaveden pilaantumisesta ei yleensä aiheudu merkittävää ekologista riskiä, ellei pohjavesi suotaudu maanpinnalle tai pintaveteen, joten sille ei ole esitetty ekologisia ohjearvoja. Maa-aineksen ekologisina ohjearvoina voidaan pitää mm. PIMA-asetuksen ekologisista perusteista määritettyjä ohjearvoja.

Tapauskohteen pohjavesi purkautuu todennäköisesti läheiseen lampeen. Pohjaveden haitta-aineista mahdollisesti aiheutuvaa riskiä lammen eliölle arvioitiin vertailemalla pohjaveden haitta-ainepitoisuuksia eri maissa käytettyihin ohjearvoihin (mm. Efrogymson 1997 ja Anonyymi 2002c). Vertailua varten jouduttiin arvioimaan pohjaveden laimeneminen. Oletettu laimenemiskerroin (1:300) huomioon ottaen pohjaveden haitta-ainepitoisuuksista ei ohjearvojen perusteella ole merkittävää vaaraa lammen eliölle (taulukko 10).

Taulukko 10. Jyväskylän tapauskohteesta läheiseen lampeen suotautuvan pohjaveden haitta-ainepitoisuuksien vertailu ekologisiin viitearvoihin laimenemiskerroin (1:300) huomioon ottaen

	Max. pit. pohjavedessä	Pitoisuus Rimminlammessa	RfC_{PINTAV} [µg/l]	Lähde
Arseeni (As)	< 5 µg/l	< 0,02 µg/l	3,1 5,0	Kangas 1994 Efrogymson ym. 1997
Kadmium (Cd)	< 0,5 µg/l	< 0,002 µg/l	1,1 0,017	(Kangas 1994 Efrogymson ym. 1997
Kupari (Cu)	40 µg/l	0,1 µg/l	12 2-4	Kangas 1994 Efrogymson ym. 1997
Sinkki (Zn)	53 µg/l	0,5 µg/l	110 30	Kangas 1994 Efrogymson ym. 1997
Lyijy (Pb)	< 10 µg/l	< 0,03 µg/l	3,2 1-7	Kangas 1994 Efrogymson ym. 1997
Barium (Ba)	600 µg/l	2 µg/l	4	Kangas 1994
Öljyhiilivedyt	70 µg/l	0,2 µg/l	1,4-35	Anonyymi 2002c

Tapauskohteen öljyhiilivedyistä aiheutuvien ekologisten riskien arvioimiseksi käytettiin Ruotsissa laadittuja maaperän ekologisia ohjearvoja (Naturvårdsverket 1998). Arvot on laadittu kuudelle eri alifaattisten hiilivetyjen ekvivalenttiryhmälle. Kohteessa havaittujen jakeiden enimmäispitoisuudet ylittivät kolmessa ekvivalenttiryhmässä ohjearvopitoisuudet enimmillään kymmenkertaisesti. Vertailun perusteella tapauskohteen öljyhiilivetytasoitukset aiheuttavat haittaa alueen maaperäeliöille.

Laskentamallin käyttö (SOILIRISK)

Kohteessa (osa-alueet B ja C) havaituista öljyhiilivedyistä aiheutuvia terveysriskejä arvioitiin SOILIRISK 1.0 mallilla. Mallin on kehittänyt Esko Rossi suomalaisen SOILIOhjelman (Öllyalan Palvelukeskus Oy) käyttöön (Rossi 2003). Mallissa huomioidaan maaperän ja pohjaveden ominaisuudet sekä haitta-ainepitoisuudet pinta- ja pohjamaassa sekä pohjavedessä. Malliin syötetään öljyhiilivetytasoitukset jaettuna eri jakeisiin ja lisäksi alifaattisiin ja aromaattisiin yhdisteisiin. Lisäksi siinä voidaan huomioida bensiinin lisäaineiden, BTEX- ja PAH-yhdisteiden pitoisuudet. Mallin lähtöarvoina tarvitaan tiedot altistumiskohteista sekä kohteen maaperä- ja pohjavesiolosuhtetietoja. Niiltä osin kuin kohdekohtaisia tietoja ei ole tiedossa, voidaan käyttää mallin oletusarvoja.

Tapauskohteen osalta mallissa käytettiin kohteen öljyhiilivetytasoitusten keskiarvoja jakeittain. Osa mallin maaperäolosuhteiden lähtöarvoista, kuten orgaanisen aineksen pitoisuus, saatiin tehtyjen tutkimusten perusteella. Muilta osin lähtöarvoina käytettiin mallin sisältämiä oletusarvoja hiekkamaalle. Mallin antaman tuloksen perusteella kohteessa havaitut pitoisuudet ovat alle yhden prosentin kohteessa haitalliseksi arvioiduista pitoisuuksista. Näin ollen öljyhiilivedyistä ei ole riskiä ihmisten terveydelle.

3.6.3. Epävarmuudet

Tapauskohteen riskinarviointi tehtiin käyttäen pääasiassa erilaisia ohjearvoja, jolloin kohteeseen liittyvien erityispiirteitä huomioiminen riskinarviossa jäi vähäiseksi. Tämän vuoksi riskinarvioinnin tuloksiin liittyy hyvin paljon epävarmuutta ja tuloksia voidaan pitää lähinnä suuntaa antavina päätöksenteossa. Arvioinnissa käytettyjen ohjearvojen laskemisessa on käytetty pääsääntöisesti varsin konservatiivisia eli riskejä yliarvioivia lähtöarvoja, mikä on ohjearvojen laadinnassa yleensä käytäntönä (Ferguson 1998).

SOILIRISK-mallissa käytettiin osittain kohdekohtaisia lähtöarvoja, mikä parantaa arvioinnin luotettavuutta kyseisen tarkastelun osalta. Mallissa on kuitenkin varsin paljon yleistyksiä, esimerkiksi maa-aineksen oletetaan kauttaaltaan olevan hiekkaa, mikä heikentää mallin ja sen antamien tuloksien luotettavuutta. Mallin osalta tehtiin pintapuolinen herkkystarkastelu muuttelemalla kutakin lähtöarvoa pahimpaan skenaarioon. Minkään yksittäisen parametrin ei todettu vaikuttavan merkittävästi arvioinnin lopputulokseen.

Merkittäviä epävarmuuksia liittyy myös näytteiden ottoon ja analysointiin. Kohteen luonteen (sekalainen täyttöalue) johdosta maaperän haitta-ainepitoisuudet voivat vaihdella alueella erityisen paljon jo hyvin lyhyellä matkalla. Koska tutkittuja näytteitä oli kustannussyistä varsin rajallinen määrä, voi haitta-ainepitoisuuksien ja pilaantuneen maan määrä vaihdella arvioidusta hyvinkin paljon.

Maa-aineksen laboratorioanalyysien mittaepävarmuus voi olla useita kymmeniä prosentteja. Lisäksi määrityksissä käytettiin myös kenttämittareita, joihin liittyy tätäkin enemmän virhelähteitä. Kokonaan analysoimatta tutkimuksessa on voinut jäädä useita eri haitta-aineita, jotka voivat aiheuttaa riskejä ympäristölle.

4. TULOSTEN TARKASTELU JA JOHTOPÄÄTÖKSET

4.1. Tapauskohteen riskinarviointi

Tapauskohteeksi valittu Jyväskylässä sijaitseva entinen kaatopaikka-alue oli tavanomaisesta pilaantuneisuuskohteesta poikkeava suuren kokonsa ja moniongelmaisuuksiensa vuoksi. Riskinarvioinnin tarkoituksena oli etsiä haitta-aineiden merkittävimpiä kulkeutumisen- ja altistumisreittejä, eikä siinä pyritty tarkasti laskemaan altistumista. Riskinarvioinnille oli asetettu epävirallinen tavoite, joka oli kohteen osa-alueen kunnostamatta jättäminen. Tehdyn arvioinnin perusteella riskit arvioitiin etenkin ihmisten terveydelle vähäisiksi. Merkittävämmäksi altistumisreitiksi arvioitiin pilaantuneen pohjaveden kulkeutuminen läheisiin pintavesiin. Riskinarvioinnin perusteella suositeltiin tehtävän eristämistoimenpiteitä kunnostamatta jätettävälle alueelle.

Tapauskohteen riskinarvioinnissa käytettiin etenkin erilaisia ohjearvoja. Tutustuttaessa ohjearvoihin todettiin, että useat ohjearvot soveltuivat huonosti kohteen riskien arvioimiseen, koska määritysperusteet poikkesivat kohteen ominaisuuksista merkittävästi. PIMA-asetuksen ohjearvojen määritysperusteista oli arvioinnissa hyötyä, koska niiden avulla pystyttiin arvioimaan ohjearvojen käyttökelpoisuutta sekä eri kulkeutumisreittien merkittävyyttä kokonaisriskistä. Tapauskohteessa käytettiin myös ohjearvovertailujen perusteella muodostettuja vertailuarvoja vaaraosamäärä (HQ) sekä vaaraindeksi (HI). Ne auttoivat vertailemaan eri osa-alueiden riskejä keskenään.

4.2. Maaperän riskinarviointi Suomessa tähän mennessä

Riskinarviontien toteuttamiseen liittyvät käytännöt

Pilaantuneen maaperän kunnostushankkeet ovat edenneet Suomessa yleensä seuraavissa vaiheissa:

1. alustavat pilaantuneisuustutkimukset
2. tarkentavat pilaantuneisuustutkimukset
3. kunnostustarpeen määrittely
4. kunnostuksen suunnittelu ja lupahakemus
5. kunnostus
6. kunnostuksen hyväksyntä ja jatkotarkkailu.

Pilaantuneen maaperän riskinarviointi on suoritettu yleensä kunnostustarpeen määrittelyn yhteydessä sekä jossain tapauksissa kunnostuksen jälkeisten riskien arvioimisessa ja jatkotarkkailun määrittelemisessä. Riskinarvioinnilla on ollut yleensä selkeä tavoite, joka on voinut olla mm. kunnostustavoitteen ja kiireellisyyden määrittely, eri kohteiden priorisointi, kunnostuksen aikaisten riskien arviointi sekä lisätutkimustarpeiden tai seurannan määrittely. Kunnostuksen tavoitepitoisuus on voitu arvioinnin perusteella määritellä myös niin korkealle, ettei kunnostustoimenpiteitä ole tarvittu (kunnostamatta jättäminen).

Pilaantuneen maaperän riskinarviointia on edeltänyt käytännössä aina vähintään yksivaiheinen pilaantuneisuustutkimus, jonka tarkoituksena on ollut selvittää kohteen maaperän haitta-ainepitoisuuksia. Tutkimuksien yhteydessä on verrattu aina havaittuja pitoisuuksia ohjearvoihin, jolloin suoritetaan samalla alustava riskien arviointi. Mikäli maaperä on todettu ohjearvojen perusteella pilaantuneeksi, mutta kunnostamisen toteuttaminen on ollut esimerkiksi kustannussyistä hankalaa, on voitu harkita varsinaisen kohdekohtaisen riskinarvioinnin tekemistä. Aina riskinarvioinnin tekeminen ei ole kuitenkaan ollut tarpeellista, vaikka kohteen maaperä todettaisiinkin ohjearvojen

perusteella pilaantuneeksi. Näin on toimittu mm. jos riskinarvioinnin kustannukset ovat olleet merkittävät suhteessa kunnostuskustannuksiin tai jos alueella on suoritettu maaperän pilaantuneisuudesta riippumattomia massanvaihtoja tulevan maankäyttömuodon johdosta.

Tarkastellut riskinarviot

Tutkielman yhteydessä tarkasteltiin Suomessa tehtyjä riskinarvioiteja. Tarkasteltujen riskinarviointiraporttien perusteella pilaantuneesta maaperästä aiheutuvien ekologisten haittojen arviointi on heikolla tasolla. Usein ekologiset riskit ohitetaan hyvin lyhyellä kvalitatiivisella arvioinnilla kun terveysriskit on sen sijaan arvioitu kvantitatiivisesti. Myös raportoinnissa oli parantamisen varaa, sillä arvioinnin tavoite, tulokset ja epävarmuudet oli usein puutteellisesti esitetty.

Arvioinneissa hyödynnettyjen laskentamallien käyttö oli harvoin perusteltu ja esitetty, mikä heikensi arviointien läpinäkyvyyttä. Riskinarviointien tarkastelun yhteydessä nousi esille kysymys, että missä määrin arviointien oikeellisuuteen voidaan luottaa. Esimerkiksi valitseeko arvioija käytettävän arviointimenetelmän (mm. laskentaohjelma), joka on hänelle entuudestaan tuttu vai parhaiten kohteeseen soveltuvan menetelmän. Kvantitatiivisissa arvioinneissa käytetyt tietokonemallit on helppo kokea eräänlaisiksi mustiksi laatikoiksi, jotka syöttötietojen perusteella antavat absoluuttisia numeerisia tuloksia, mutta ei perusteita sille. Yleensä ei riskinarviointiin tutustuvilla henkilöillä eikä edes sen hyväksyjällä, kuten lupaviranomaisilla, ole asiantuntemusta tai aikaa tutustua mallin sisältöön. Lukija ei voi olla varma, onko edes arvioinnin suorittaja tutustunut mallin sisältöön ja sen rajoituksiin. Tämä oletus realisoitui tapauskohteen osalta, jossa käytetyn laskentamallin (SOILIRISK) toiminta ja rajoitteet eivät täysin valjenneet arvioinnin ja tutkielman tekijälle.

4.3. Pilaantuneen maaperän riskinarviointi Suomessa vastaisuudessa

Riskinarviointien määrä

Pilaantuneesta maaperästä aiheutuvien todellisten riskien arviointi on Suomessa jäänyt taka-alalle 1990- ja 2000-luvuilla kun pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi on lähes täysin perustunut ohjearvoihin. Varsinaisia riskinarvioiteja on tehty vähän ja niiden laatu ja sisältö on ollut hyvin vaihtelevaa. Valtioneuvoston *asetuksen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista* (ns. PIMA-asetus) myötä uskotaan yleisesti riskinarviointien määrän ja laadun paranevan Suomessa. Asetuksessa mm. edellytetään, että pilaantuneisuus ja kunnostustarve on aina arvioitava kun kynnysarvopitoisuus ylittyy. Lisäksi asetuksen hengen mukaisesti alueen pilaantuneisuus tulee ensisijaisesti määrittää riskinarvioinnin avulla, jossa yhtenä apukeinona voidaan käyttää ohjearvoja.

Tehtävien riskinarviointien määrän lisääntymiseen tulee todennäköisesti myös vaikuttamaan se, että haitta-aineiden, joille on annettu ohjearvot, lukumäärä on entisistä SAMASE-arvoista merkittävästi vähentynyt. Asetus myös tuo ohjearvoille säädösmäisen aseman, mikä välttämättä ei kuitenkaan heikennä varsinaisten riskinarviointien asemaa. Asetuksen sovellusoppaan myötä on helpompaa ymmärtää ohjearvojen rajoittuneisuus ja toisaalta niiden merkitys osana riskinarviointia. Epätoivottavaa on, että pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointi tehdään jatkossakin lähes pelkästään ohjearvojen perusteella, vaikka niiden käyttöön on totuttu ja toisaalta hintakilpailu ajaa tekemään halpoja pilaantuneisuusselvityksiä. Tästä riippumatta asetuksen myötä pilaantuneisuusselvityksistä aletaan jatkossa todennäköisesti käyttää termiä riskinarviointi, vaikka ne perustuisivat pelkästään ohjearvovertailuun. Riskinarviointikäytäntöjen kehittyminen vie joka

tapauksessa todennäköisesti vuosia ja käytännöt muotoutuvat viranomaisohjauksen lisäksi pitkälti kustannusten ohjaamina.

Riskinarviointien laatu

Sikäli kun riskinarviointien määrä tulee Suomessa merkittävästi kasvamaan, on lähes kaikkien pilaantuneen maaperän parissa työskentelevien asiantuntijoiden kyettävä hahmottamaan pilaantuneesta maaperästä aiheutuvia riskejä ja laatimaan tämän perusteella alustavia riskinarviointeja, jossa huomioidaan maaperän haitta-ainepitoisuuksien lisäksi myös kohdekohtaisia tekijöitä. Suomessa on ollut toistaiseksi vain muutamia henkilöitä, jotka ovat tehneet kohdekohtaisia kvantitatiivisia riskinarviointeja. Koska jatkossa on todennäköisesti tarvetta huomattavasti useammalle arvioitsijalle, tulee tähän valmistautua mm. lisäkouluttamalla henkilöitä, joilla on jo kokemusta pilaantuneen maaperän tutkimuksista ja riittävä peruskoulutus. Riskinarvioijien lisääntymisen myötä mahdollistuu myös arvioijien erikoistuminen mm. eri haitta-aineille sekä tietyn tyyppisille kohteille.

Pilaantuneisuustutkimuksia tekevät konsultit ja muut asiantuntijat voivat vaikuttaa myös riskinarviointien tulevaan tasoon. Heidän tulisi saada tilaajat vakuuttuneiksi, että selvitysvaiheeseen kannattaa jatkossa panostaa enemmän resursseja, jolloin kunnostuskustannuksissa voidaan säästää merkittävästi. Vielä merkittävämpi rooli tulevien riskinarviointien tasoon on kunnostuspäätöksiä ja ympäristölupia myöntävillä viranomaisilla. Asetuksen sovellusoppaan (Ympäristöministeriö 2006a) mukaan viranomaisten hallintopäätöksissä tulee hyväksyä poikkeaminen ohjearvoista, mikäli tähän on riittävät perusteet. Toisaalta viranomaisten ei tulisi hyväksyä myöskään sokeasti ohjearvoihin pohjautuvaa riskinarviointia, mikäli kohteessa on esimerkiksi erityispiirteitä joita ei ole huomioitu ohjearvojen määrittelyssä ja näin ollen haitta-aineista voi aiheutua riskiä jo ohjearvoja pienemmissä pitoisuuksissa.

PIMA-asetuksen mukainen riskinarviointi

Uudessa PIMA-asetuksessa ei ole esitetty kuinka riskinarviointi tulee suorittaa. Asetus antaa tähän kuitenkin tiettyjä reunaehtoja ja lisäksi sen sovellusoppaassa on esitetty keinoja arvioinnin suorittamiseen. Oppaassa esitettyjä menetelmiä voidaan pitää erityisen luotettavina, mikä todennäköisesti lisää niiden käyttöä. Asetuksen sovellusoppaan mukaan kunnostustarpeen arviointi voidaan tehdä vertailemalla alueella todettujen haitta-aineiden keskipitoisuuksia ohjearvoihin. Aiemmin kunnostustarpeen yhteydessä vertailu on vakiintuneen käytännön mukaan tehty lähinnä maksimipitoisuuksien suhteen. Keskipitoisuuksien ja maksimipitoisuuksien käytön välillä on merkittävä ero. Suurimmalla osalla jo kunnostetuista kohteista olisi kunnostustarve voitu todeta negatiiviseksi käyttäen keskipitoisuuksia. Keskipitoisuuksien käyttö mahdollistaa vehkeilyn. Esimerkiksi ottamalla arviointiin mukaan puhtaita alueita ja näytteitä keskipitoisuus pienenee. Mikäli keskipitoisuutta käytetään ohjearvovertailussa, tulisi laskentaan ottaa mukaan esimerkiksi pelkästään näytteet joiden haitta-ainepitoisuus ylittää kynnsarvon.

PIMA-asetuksen sovellusoppas tulee todennäköisesti vaikuttamaan riskinarviointikäytäntöihin, vaikka sillä ei olekaan varsinaista säädösasemaa. Oppaassa esitettyjä menetelmiä voidaan pitää yleisesti hyväksytyinä, joten niihin on helppo pohjautua tehtävissä riskinarvioinneissa. Esimerkiksi terveystarpeiden määrittämisessä voi olla helpon perusteltavissa hollantilaisen RiskHuman-mallin käyttö, koska juuri sitä on käytetty sovellusoppaan mukaisten ohjearvojen määrittämisessä.

Sovellusoppaassa on esitetty eri altistumisreittien osuus prosentteina kunkin pitoisuustason muodostumisesta (Ympäristöministeriö 2006b). Tätä tietoa voidaan niin

ikään käyttää tapauskohtaisissa riskinarvioinneissa. Kohteessa voi olla esimerkiksi SHP_{ter} -tason ylittävä pitoisuus vinyylidikloridia ja tiedetään, että pitoisuustason muodostumiseen on sisäilmahengitykseen perustuva altistusreitti vaikuttanut 95 % kokonaisaltistuksesta. Jos alueella ei ole kuitenkaan rakennuksia, joihin ainetta voisi kulkeutua, voidaan arvioida, että ohjearvotaso todennäköisesti yliarvioi merkittävästi riskiä.

On mahdollista ja jopa todennäköistä, että asetuksen liitteenä esitetty ohjearvolista tulee vaikuttamaan maaperän pilaantuneisuusselvitysten yhteydessä tutkittavien aineiden valintaan ja siten myös riskinarvioinnin yhteydessä huomioitaviin aineisiin. Selvityksiä toteuttavien henkilöiden on helpompaa arvioida havaitun aineen pitoisuuden haitallisuutta, kun sille on annettu ohjearvoja, johon vertailu voidaan suoraa suorittaa. Lisäksi ohjearvoaineet tulee vaikuttamaan laboratorioden analyysivalikoimaan ja analyysipakettien (mm. VOC-yhdisteet) sisältöön. Vaarana on, että tiettyjä haitta-aineita ei pidetä mahdollista riskiä aiheuttavina, koska sille ei ole annettu ohjearvoja. Asetuksen sovellusoppaassa tämä seikka on yritetty tuoda kuitenkin selvästi esille (Ympäristöministeriö 2006a). Koska ohjearvoaineiden määrä on uudessa asetuksessa selvästi vähentynyt, tullaan myös jatkossa käyttämään listasta pois jääneiden osalta SAMASE-arvoja.

Yli puolessa maaperän pilaantuneisuuskohteista, on pilaantumisen aiheuttanut öljy-yhdisteet (Järvinen & Salonen 2004). Ne ovat usein luonteeltaan hyvin pienimuotoisia ja vaativat harvoin tarkempaa riskien arviointia. Koska öljy-yhdisteet koostuvat lukuisista yhdisteistä ja toisaalta eri jakeidenkin koostumus vaihtelee, ei niille ole olemassa luotettavaa ja yhdenmukaisesti määriteltä haitallisuustietoa, jonka perusteella ohjearvot olisi voitu määrittellä. Mahdollisuuksien mukaan tulisikin arvioida öljyissä esiintyvien yksittäisten yhdisteiden riskejä (mm. BTEX- ja PAH-yhdisteet). PIMA-asetuksessa on annettu öljyjakeille (bensiiinjakeet, keskitisleet ja raskaat öljyjakeet) SAMASE-arvojen mukaiset ohjearvot, mutta niiden määrittelyä ei ole perusteltu sovellusoppaassa (Ympäristöministeriö 2006a). Tämän johdosta öljy-yhdisteiden ohjearvojen käyttö riskinarvioinnissa on PIMA-asetuksenkin myötä edelleen hyvin hankalaa. Asetuksen sovellusoppaan liitteenä on tarkoitus esittää ohjeita öljy-yhdisteiden riskinarvioinnista, mutta sitä ei ole julkaistu ennen tutkielman valmistumista.

Asetuksen sovellusoppaasta (Ympäristöministeriö 2006a) saa sen käsityksen, että ohjearvojen ylittyminen yksittäisissä pisteissä ei välttämättä johda alueen kunnostamiseen, mikäli alueen keskimääräinen pitoisuustaso on ohjearvoa pienempi. Asetusluonnoksen (Ympäristöministeriö 2006b) liitteessä todetaankin, että ohjearvoja voidaan vertailla yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi myös pitoisuusjakaamaa kuvaaviin arvoihin, kuten keskilukuihin. Tähän asti kunnostustarpeen arviointi on yleensä tehty pelkästään maksimipitoisuuksien perusteella. Ainoastaan kunnostuksen kiireellisyyden arvioinnissa on käytetty harkinnanvaraisuutta.

Asetuksessa tai muussa lainsäädännössä ei ole otettu kantaa siihen, minkälaisessa hallintomenettelyssä riskinarvioinnit käsitellään (Ympäristöministeriö 2006b). Pääasiassa riskinarviointien hyväksyntä tullaan käsittelemään alueellisissa ympäristökeskuksissa kunnostuslupien yhteydessä. Kuitenkin jos riskinarvioinnissa päädytään kunnostamatta jättämiseen, niin arviointia ei tällöin tarvitse alistaa alueellisten ympäristöviranomaisten hyväksyttäväksi.

Lupia myöntävillä viranomaisilla ei todennäköisesti ole aina riittävää tietämystä eikä aikaa tehdyn riskinarviointiin perehtymiseen. Lisäksi lupia myöntäviä ympäristökeskuksia on lukuisia, mikä voi johtaa arviointien eriarvoiseen käsittelyyn. Suomeen on tarkoitus

perustaa pilaantuneen maaperän riskinarviointien arviointiryhmä (Sorvari & Antikainen 2006). Asiantuntijaryhmä koostuisi pääasiassa ympäristöhallinnon asiantuntijoista. Ryhmän tarkoituksena on arvioida kohdekohtaisten riskinarvioinnin oikeellisuutta ja hyväksyttävyyttä

Arvioitaessa pilaantuneisuuskohteen riskejä ohjearvojen perusteella, tulisi PIMA-asetuksen mukaiset ohjearvot selkeästi purkaa ekologisista ja terveydellisistä perusteista määriteltäviin arvoihin. Itse asiassa useammalla haitta-aineella pilaantuneessa kohteessa on hyvin harvoin perusteltua käyttää ohjearvoja sellaisenaan, koska eri aineille ohjearvot voivat olla määritelty joko terveydellisistä tai ekologisista perusteista ja eri kohteissa altistuminen aineille poikkeaa merkittävästi. Esimerkiksi kohteessa, jossa alueen käytön mukaan on perusteltua käyttää terveysperusteista määriteltyä suurinta hyväksyttävää pitoisuutta SHP_{ter} , niin ei välttämättä ole kuitenkaan tarvetta käyttää SHP_{eko} -arvoa, vaan esimerkiksi $SHPT_{eko}$ -arvoa.

Sovellusoppaassa on lisäksi esitetty pisteyttämällä (1-3) SHP_{ter} -arvojen määrittämisessä käytettyjen tekijöiden (fysikaalis-kemialliset tiedot, laskentamalli, altistus, referenssiannos) luotettavuus ainekohtaisesti (Ympäristöministeriö 2006b). SHP_{eko} -arvojen osalta luotettavuus on arvioitu pelkästään ainekohtaisesti *huono-keski-hyvä* kriteereillä. Suurimpien hyväksyttävien pitoisuuksien luotettavuustasoista voi olla apua pohdittaessa tapauskohteessa mahdollisesti käytettävän ohjearvon soveltuvuutta.

4.4. Riskinarviointeihin liittyviä ongelmia

Riskinarviointeihin liittyvä kommunikaatio

PIMA-asetuksen soveltamiseen käytännössä liittyy ongelmia ja uusien riskinarviointikäytäntöjen vakiintuminen vie todennäköisesti vuosia. Merkittävin ongelma riskinarviointien käyttöön liittyy todennäköisesti siihen, että sillä voidaan ohjearvoista poikkeavasti määrittää kohteen maaperän pilaantuneisuus. Mikäli kohdealue katsotaan riskinarviointiin perustuen ei-pilaantuneeksi vaikka ohjearvot ylittyvät, voi myöhemmin ilmetä kuitenkin tulkinnallisia ongelmia maan käytöstä. Ensinnäkin jos alueen maankäyttömuoto muuttuu myöhemmin herkemmäksi, voi riskejä aiheutua tällöin jo pienemmissä pitoisuuksissa. Toiseksikin jos alueen maaperää syystä tai toisesta kaivetaan, saatetaan kaivettu maa-aines katsoa ohjearvojen perusteella jätteeksi. Näiden seikkojen esiintyminen riskinarviointiraporteissa on tärkeää. Todennäköisesti maanomistajilla tulee olemaan tämän johdosta hankaluuksia maaperän pilaantuneisuuskäsitteen ymmärtämisessä ja riskinarvioinnin merkitystä siinä. Maaperään liittyvät rajoitukset tulisi tuoda esille myös maa-alueen vaihtaessa omistajaa. Maa-aineksen sisältämien haitta-aineiden arvottaminen voi koitua hyvin ongelmalliseksi maakauppojen yhteydessä, koska alueen käyttömuodon tulevaisuutta on hankala ennustaa.

Riskinarvioinnin myötä alueen pilaantuneisuuden tulkinnanvaraisuuteen voi maanomistajilla olla pelkoja. Usein onkin järkevää kunnostaa alue ohjearvopitoisuuksiin, jolloin periaatteessa haitta-aineisiin liittyvistä rasitteista päässään. Sen sijaan riskinarvioinnin avulla määritettävä alueen pilaantuneisuus ja kunnostustarve soveltuu erityisen hyvin esimerkiksi kunnille ja valtionyhtiöille näiden maanomistukseen liittyvän pitkäjänteisyyden vuoksi. Riskinarvioissa pitää tällöin tuoda selkeästi esille maaperään liittyvät rajoitukset, etenkin jos alueelle jää ohjearvojen ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia. Alueen omistajalle pitää tiedottaa mm. alueen käyttömuodon merkityksestä riskeihin sekä kaivetun maan jäteluonne. Ongelmana lopulta onkin, että hautautuuko nämä rajoitukset riskinarvioreportin mukana arkistoon, vai kuinka alueen käyttöä kontrolloidaan. Myös

viranomaisten tulisi miettiä keinoja kuinka alueen käyttöä valvotaan. Eräs mahdollisuus on kiinteistöön liittyvien rasitteiden merkitseminen kaavaan tai kiinteistötietojärjestelmiin. Nykyisessä kankeassa kaavajärjestelmässä se tuskin on mahdollista.

Merkittävässä pilaantuneen maaperän kunnostushankkeissa on tullut esille, että erilaisten sidosryhmien on vaikea ymmärtää riskinarvioinnin merkitystä. Esimerkiksi kohteissa, joissa pilaantunut maaperä voi aiheuttaa haittaa yksityisille ihmisille, on heidän usein vaikea ymmärtää riskin käsitettä. Pilaantuneiden kohteiden riskinhallinnan tiedottaminen onkin ollut usein puutteellista ja siihen tulisi panostaa jatkossa enemmän. Riskiviestinnällä voidaan saavuttaa kansalaisten luottamus päätöksiä tekevien henkilöiden päätöksentekokykyyn, riippumattomuuteen ja oikeudenmukaisuuteen (Ballantine 2003).

Raportointi

Kohdekohtaiset riskinarvioinnit ovat usein suppeasti dokumentoitu, jolloin prosessi ei ole läpinäkyvä. Puutteellinen ja heikkotasoinen dokumentointi vähentää riskinarvioinnin luotettavuutta, vaikka arvioinnin tulos olisikin sinänsä totuudenmukainen (Sorvari & Antikainen 2004).

Riskinarviointi tulisi teoriassa raportoida niin tarkasti, että arviointi voidaan toistaa uudestaan (Assmuth & Sorvari 1999). Käytännössä tämä johtaa hyvin laajaan ja vaikeasti sisäistettävään raporttiin. Lisäksi raportoinnin laajuudesta aiheutuu merkittäviä lisäkustannuksia, joita ei käytännössä ainakaan tällä hetkellä toimeksiantajat ole valmiita kustantamaan. Riskinarvioinneissa olisikin pyrittävä käyttämään esim. yleisesti hyväksytyjä toimintamalleja, joiden sisältö on dokumentoitu muualla. Raportoinnin luotettavuutta voidaan parantaa hyvällä tiivistelmällä tai yhteenvedolla. Eri asianosaisille voidaan lisäksi laatia erilaisia räätälöidyt raportit (Assmuth & Sorvari 1999). Käytännössä hyväksi on osoittautunut kahden raportin toimintamalli. Hyvin lyhyt pääasiassa johtopäätöksiin keskittyvä raportti voidaan laatia asianosaisille, joilla ei ole aikaa tai aisiantuntemusta perehtyä koko arviointiin. Varsinaisessa riskinarviointiraportissa tuodaan esille kaikki arviointiin liittyvät seikat mahdollisimman läpinäkyvästi.

Riskinarviointien suhde pilaantuneisuusselvityksiin

Pilaantuneen maaperä riskinarviointi tulisi jatkossa ymmärtää laajempaan käsitteenä. Tähän asti pilaantuneisuustutkimukset ja riskinarviointi on yleensä toteutettu erillisinä hankkeina ja eri tekijöiden toimesta. Pilaantuneisuustutkimusten tavoitteena onkin ollut tähän asti lähinnä tuottaa pitoisuustietoa, joita voidaan verrata ohjearvoihin, eikä tutkimuksen lähtötietojen hankintaa ole yleensä toteutettu riittävällä laajuudella riskinarvioinnin toteuttamiseksi. Jotta esimerkiksi maastotutkimuksia ei tarvitsisi tehdä useaan kertaan, olisi kannattavaa että riskinarvioinnissa tarvittavat tiedot tuotettaisiin jo muiden tutkimusten yhteydessä. Tämä tosin lisää syntyviä kustannuksia selvityksen alkuvaiheessa, mutta todennäköisesti tulee kokonaistaloudellisesti edullisemmaksi.

Perusteellinen riskinarviointi vaatii lähes poikkeuksetta erityisiä maastotutkimuksia. Myös riskinarvioinnissa käytettävien laskentamallin käyttö tulee päättää riittävän ajoissa, jotta maastotutkimuksissa voidaan hankkia tarvittavat tiedot (Rossi 1999). Toisaalta kohteissa, joissa ei ole tarvetta suorittaa riskinarviota, ei siihen liittyvää lisäinformaatiota ole kannattavaa tuottaa kohdetutkimuksen yhteydessä. Riskinarvioinnin ja pilaantuneisuustutkimuksien resurssien yhdistäminen ei näin ollen ole täysin ongelmaton ja se vaatii vastuuhenkilöiltä tarkkaa harkintaa.

Myös Jyväskylän tapauskohteessa jouduttiin tekemään lisää maastotutkimuksia varsinaisessa riskinarviointivaiheessa. Kohteessa tehtiin lopulta näytteenottoa sisältäviä

maastotutkimuksia neljä kertaa. Tähän olivat syynä kohteen pilaantuneisuuden poikkeava luonne (selkeää pilaantumislähdettä ei ollut) sekä tutkimuksiin kerralla varattujen resurssien vähäisyys. Jotta alueen riskit saadaan hallintaan ja kunnostuksen onnistuminen varmistettua, on tilaajalle esitetty vielä yhden tutkimuksen toteuttamista. Siinä on tarkoitus toteuttaa läheisen lammen veden ja pohjasedimentin laadun tutkimus sekä poistettavien pilaantuneiden maiden kaatopaikkakelpoisuustestaus.

Koska on oletettavaa, että pilaantuneiden kohteiden riskinarvioinnin tekeminen tulee yleistymään, tulisi jatkossa kohdetutkimusvaiheessa kiinnittämään enemmän huomiota peruslähdetietoihin, joita tarvitaan riskinarvioinneissa. Alustavan riskinarvioinnin toteuttamiseksi ja jatkotutkimustarpeiden kohdentamiseksi, tulisi seuraaviin tekijöihin kiinnittää huomiota jo kohdetutkimusvaiheessa:

- Maastotöiden ohessa olisi hyvä tehdä alustava silmämääräinen arviointi mahdollisista aineiden kulkeutumisreiteistä ja altistumiskohteista.
- Näytteitä voidaan ottaa varastoon suurempi määrä mitä alustava kohdetutkimus vaatii. Näytteistä voidaan tehdä myöhemmin tiettyjä haitta-aineiden pitoisuusmäärytyksiä tai geofysikaalisia määrytyksiä.
- Haitta-aineiden kulkeutuminen arvioimiseksi maanäytteistä olisi hyvissä ajoin tehtävä suhteellisen edullisia geofysikaalisia määrytyksiä, kuten: raekokojakauma, pH, Redox-potentiaali ja orgaanisen aineksen pitoisuus.
- Pohjavesiolosuhteisiin tulee kiinnittää erityistä huomiota.
- Riskinarvioinneissa näytteiden haitta-ainepitoisuuksia tulee voida käsitellä tilastollisesti (keskipitoisuudet, haitta-aineen kokonaismäärä ym). Tämän edellytyksenä on, että näytepisteet ja tehtävät analyysit sijoitetaan kohteeseen suhteellisen tasaisesti (näytepisteverkko). Normaalisti kohdetutkimuksissa on pisteiden sijoittelulla pyritty etsimään pilaantuneisuuslähdetä ja enimmäispitoisuuksia.

4.5. Riskinarviointimenetelmien käyttökelpoisuus

Ohjearvovertailu vs. laskentamallien käyttö

Pilaantuneen maaperän laskentamallien antamista tuloksista on tehty vertailuja erilaisille kohteille. Muun muassa Rossi (1999) ja Swartjes (2002) ovat todenneet, että mallien antamat tulokset voivat poiketa toisistaan merkittävästi. Tämä tieto ei paranna laskentamallien käytön luotettavuutta ja hyväksyttävyyttä. Riskinarviointiin liittyy aina myös subjektiivisuutta. Arvioijilla on yleensä tietty osaamisalue, jonka riskeihin hän kiinnittää muita enemmän huomioita. Arvioinneissa voidaan jättää kokonaan tiettyjä asioita tietoisesti tai tiedostamatta pois ja toisaalta korostaa tiettyjä epäoleellisia asioita. Mikäli arvioinnin perusteella haetaan esimerkiksi maaperän kunnostuslupaa, tulisi lupaviranomaisella olla siten erittäin hyvät valmiudet käsitellä asiaa, jotta hän voi arvioida arvioinnin luotettavuutta. Myös riskinarvioinnin suorittaneen henkilön arvovallalla ja maineella voi olla merkitystä arvioinnin hyväksyttävyyteen. Erityisesti kvalitatiivinen riskinarviointi ja myös riskien pisteytys on hyvin subjektiivista, koska ne perustuvat yksittäisen asiantuntijan näkemykseen kohteesta. Tämän vuoksi arviointi olisi hyvä suorittaa esimerkiksi ryhmätyöskentelynä, jolloin yhden henkilön näkemyksen merkitys ei olisi niin merkittävä. Ryhmäarviointiin osallistuvien henkilöiden koulutus- ja kokemustausta olisi hyvä olla toisistaan poikkeava.

Etenkin kvantitatiivisiin riskinarvioihin liittyvä ongelma on läpinäkyvyys. Arvioinnit sisältävät hyvin suuren määrän dataa, jota ei voida käytännön syistä yleensä dokumentoida ja raportoida kattavasti. Riskinarvioinnit tulisikin pyrkiä tekemään suhteellisen

yksinkertaisesti, jotta asianosaiset ymmärtävät mitä on tehty. Toisaalta tällöin tulee arvioinnin epävarmuudet ja rajoitukset tuoda riittävän hyvin esille.

Toisaalta tutustuttaessa PIMA-asetuksen mukaisten (Ympäristöministeriö 2006a) ohjearvojen määrittystapoihin selviää kuinka vähäisiin tietoihin sekä oletuksiin ja varmuuskertoimiin ohjearvot loppujen lopuksi perustuvat. Mikäli ohjearvon määrittämisessä käytetty lähtöaineisto tietyn aineen kohdalla olisi esimerkiksi valittu eri tavalla, voisi tämä johtaa mm. siihen, että ohjearvo olisi vähintään kertaluokkaa suurempi tai pienempi. Ohjearvovertailussa päästään totuudenmukaisempaa arvioon riskeistä, mikäli pitoisuusvertailu tehdään käyttäen mahdollisimman spesifisiä ohjearvoja.

Käytettävät ohjearvot tulisi valita tai muokata sen mukaan mihin altistumiskohteisiin haittoja voi todellisuudessa aiheutua. Koska sovellusoppaassa on esitetty sekä terveydellisin että ekologisista perusteista määritellyt suurimmat hyväksyttävät pitoisuudet, voidaan tapauskohtaisissa riskinarvioinneissa käyttää parhaiten soveltuvaa pitoisuustasoa. Esimerkiksi kohteissa, joissa ei ihmisten altistuminen haitta-aineille ole mitenkään mahdollista, voidaan tavoitetasoksi perustellusti asettaa ekologisesti määritellyt pitoisuustasot. Tällä voi olla kunnostustarpeen kannalta merkittävä ero sillä tietyillä haitta-aineilla ekologisesti ja terveydellisesti määritetyillä ohjearvoilla voi olla suuruusero jopa kolme kertaluokkaa (1000-kertainen). Tarvittaessa arvioinnissa voidaan käyttää myös ulkomaalaisia ohjearvoja, mutta niiden käyttö on perusteltava hyvin. PIMA-asetuksen sovellusoppaassa on esitetty suhteellisen tarkasti kuinka ohjearvot on laadittu ja mitkä tekijät ovat vaikuttaneet niiden määrytymiseen. Tietoja voidaan käyttää myös ohjearvovertailuun perustuvassa riskinarvioinnissa. Sovellusoppaassa on esitetty mm. terveysperusteisten ohjearvojen altistumisreittien prosenttiosuudet aineittain, määrittämistekijöiden luotettavuus aineittain sekä omat ohjearvot pohjavesialueen talousvesikäytölle.

Ohjearvoihin perustuvan riskinarvioinnin merkittävin ongelma on, että ohjearvot yleistävät hyvin paljon jolloin kohdekohtaisilla ominaisuuksilla ei tule huomioitua arvioinnissa. Tämä on johtanut myös siihen, että pilaantuneisuusselvityksiä tehneet eivät ole vaivautuneet enää miettimään pilaantuneesta maaperästä aiheutuvia varsinaisia riskejä, vaan ohjearvojen ylittäminen on ymmärretty synonyymiksi riskin kanssa. Ohjearvojen käyttökohteisiin liittyy myös hyvin paljon rajoituksia, jotka tahtovat usein unohtua.

Muut riskinarviointimenetelmät

Tutkielmassa on pyritty tuomaan esille keinoja, joilla pilaantuneista kohteista aiheutuvia riskejä voidaan arvioida yksinkertaisilla menetelmillä. Näiden etuna vähäisten kustannusten lisäksi on, että niiden läpinäkyvyys ja ymmärrettävyys on yleensä parempi kuin käytettäessä tietokonehallinnusta. Sen sijaan arviointiin liittyvät epävarmuudet voivat olla suurempia. Toisaalta tarkimmatkin kvantitatiiviset riskinarvioinnit sisältävät aina merkittävän määrän epävarmuustekijöitä ja oletuksia, joita ei voida korvata edes suurella resurssimäärällä. Riskinarviointiraporteissa onkin tuotava selkeästi esille, että kyse on yleisluontoisesta riskinarvioinnista, jossa epävarmuudet ovat suuret.

Pilaantuneesta maaperästä aiheutuvien riskien alustavassa arvioinnissa voidaan ohjearvojen lisäksi käyttää taulukossa 4. esitettyä riskiluokitusta, joka perustuu aineen haitallisuuteen suhteessa sen määrään maaperässä. Mikäli alustavan arvion perusteella on tarvetta tehdä tarkempia tarkasteluja, voidaan terveysriskejä arvioida yksinkertaisilla laskentakaavoilla, jotka on esitetty myös PIMA-asetuksen sovellusoppaassa (Ympäristöministeriö 2006a). Tällöin riskien laskenta tulisi suorittaa käsitteellisen mallin perusteella arvioitujen merkittävimpien altistumisreittien suhteen. Menetelmää voidaan

pitää hyvin läpinäkyvänä ja myös hyväksyttävänä sillä kaavoihin tarvittavat aineiden ominaisuudet löytyvät myös pääosin sovellusoppaan liitteenä olevista ainekorteista.

Riskien alustavassa kvantitatiivisessa arvioinnissa voidaan käyttää apuna pisteytykseen perustuvaa luokittelua. Pisteytysmalleja on kehitetty varsinkin kohteiden priorisointia varten. Näitä kehittämällä olisi mahdollista toteuttaa jopa valtakunnallinen arviointimenetelmä, joka olisi parempi kuin pelkkä ohjearvoihin perustuva kohteiden riskiluokittelu.

Ekologisten ja ekotoksikologisten riskien arvioinnissa ohjearvoja voidaan käyttää alustavassa riskien hahmottamisessa. Ekologisten riskien tarkempi arvioiminen voi olla hyvin työlästä, sillä vaikutuskohteita voi olla lukuisia. Suomessa toistaiseksi vähän käytettyjä mutta varteenotettavia arviointimenetelmiä ovat biotestit. Niiden hyvä puoli suhteellisen yksinkertaisen toteutuksen lisäksi on, että oikein suunniteltuna ne huomioivat eri haitta-aineiden yhteisvaikutukset, aineiden biosaatavuudet sekä maa-aineksen laadun vaikutuksen altistumiseen. Testien tuloksia voidaan soveltaen käyttää täten myös terveysriskien arvioimisessa.

KIRJALLISUUS

- Anonyymi 1997. Site Conceptual Exposure Model Builder – User Manual. U.S. Department Of Energy.
- Anonyymi 1999. Guidelines for the Risk Assessment of Contaminated Lands. Norwegian Pollution Control Authority. Report 99:06. <http://www.sft.no/publikasjoner/andre/1691/ta1691.pdf>
- Anonyymi 2002a. The selection of materials for water supply pipes to be laid in contaminated land. WRAS (Water Regulations Advisory Scheme)
- Anonyymi 2002b. Guidelines on Remediation of Contaminated sites. Danish Environmental Protection Agency. www.mst.dk/udgiv/publications/2002/87-7972-280-6/html/default_eng.htm
- Anonyymi 2002c. Canadian Water Quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).
- Anonyymi 2005. HTP-arvot 2005. Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskus 2005:10. Yliopistopaino, Helsinki.
- Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä – tiedolliset perusteet, määrittelyperiaatteet, soveltaminen, kehittäminen. Oy Edita Ab, Helsinki 1997. 56 s.
- Ballantine, B. 2003. Improving the quality of risk management in the European Union: Risk communication. EPC working paper June 2003 / WP 05. The European Policy Centre.
- Efroymson, R.A. Suter, G.W. Sample, B.E. Jones, D.S. 1997. Preliminary Remediation Goals for Ecological Endpoints. U.S. Department Of Energy.
- Ferguson, C.C. 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe; Volume 1 Scientific Basis. LQM Press, Nottingham. 165 s.
- Ferguson, C.C. (toim.) 1999. Assessing Risk from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries.
- Hämäläinen, P. Mattila, M. Molarius, M. 2003. Ympäristöriskit – Satunnaispäästöjen arviointi. Opetushallitus.
- Järvinen, K. & Salonen S. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostuskustannukset Suomessa. Muistio 5.10.2004. Ramboll Finland Oy.
- Kangas, M.J. 1994 Development of water quality criteria for diesel no. 2 for remediating contaminated groundwater.
- Naturvårdsverket 1998, Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Svenska petroleum institutet. Rapport 4889.
- Naturvårdsverket 2002, Methods for inventories of Contaminated Sites. Swedish Environmental Protection Agency. Report 5053.
- Nikunen, E. Leinonen, R. 2002. Ympäristölle vaaralliset kemikaalit – riskinarviointi ja luokitus. Kemianteollisuus Ry. Hakapaino Oy, Helsinki. 139 s.
- Pajukallio, A-M. 2005. Luentomoniste seminaarissa ”Uudet menetelmät pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kunnostuksessa”. Helsinki 11.1.2005.
- Pajukallio, A-M. 2006. Ehdotus valtioneuvoston asetukseksi maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Ympäristöministeriö. Muistio 16.10.2006.
- Rossi, E. 1999. Multimedia-riskinarviointimallien vertailu – MMSOILS, Multimed ja CalTOX. Suomen Ympäristö-sarja. Luonnos 23.6.1999.

- Rossi, E. 2003. Riskinarviointimenettelyn kehittäminen SOILI-ohjelmaa varten. Loppuraportti. 17.11.2003. Öljyalan palvelukeskus.
- Ruuska, S. 2001. Pilaantuneiden alueiden kunnostamista ja riskinarviointia koskeva lainsäädäntö. Suomen ympäristö –sarja. Edita Oyj, Helsinki. 59 s.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1999. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi miten. Oy Edita Ab, Helsinki 152 s.
- Sorvari, J. & Antikainen, R. 2004. Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin. Suomen ympäristökeskuksen moniste. Helsinki. 79 s.
- Sorvari, J. & Antikainen, R. 2006. Ekotehokkuuden edistäminen – PIRREssä tunnistetut kehitystarpeet ja suositukset. Moniste. Suomen ympäristökeskus. 26.9.2006.
- Sosiaali- ja Terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 19.5.2000/461.
- Suter, G.W. Efrogmson, R.A. Sample, B.E. Jones, D.S. 1993. Ecological Risk Assesment for contaminated sites. Lewis Publisher. London. 438 s.
- Swartjes, F.A. 2002. Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM report 711701030/2002.
- WHO (World Health Organisation) 2004. Guidelines for drinking-water quality, third edition. Geneva. 515 s.
- Ympäristöministeriö 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristönsuojeluosaston muistio 5/1994. Painatuskeskus Oy, Helsinki.
- Ympäristöministeriö 2006a. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi – valtioneuvoston asetuksen sovellusopas. Luonnos 2.2.2006.
- Ympäristöministeriö 2006b. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Luonnos 16.10.2006.
- Ympäristönsuojelulaki 2000: Ympäristönsuojelulaki (YSL) 4.2.2000/86.

Tekstissä käytetyt lyhenteet.

BTEX	Bentseeni, tolueni, etyylibentseeni ja ksyleeni (bensiniin haihtuvia hiilivetyjä)
HI	<i>Hazard Index</i> eli vaaraindeksi
HQ	<i>Hazard Quotient</i> eli vaaraosamäärä. Mitatun ja vaaralliseksi tiedetyn (tai oletetun) pitoisuuden suhde, jolla kuvataan riskin suuruutta.
HTP-arvo	Haitallisiksi Tunnetut Pitoisuudet. Ihmisten työperäiselle altistumiselle määritetty haitalliseksi tunnettu pitoisuus
LC ₅₀	<i>Lethal Concentration</i> . Pitoisuus, jossa kuolleisuus todetaan 50 %:lle koe-elioistä
PNEC	<i>Predicted No Effect concentration</i> . Toksisuustietojen perusteella arvioitu pitoisuustaso, joka ei aiheuta havaittavia vaikutuksia kohde-eliössä.
PAH	Polyaromaattiset hiilivedyt
PCB	Polyklooratut bifenyylit
PIMA-asetus	Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (valmisteilla 2006)
RfC	<i>Reference Concentration</i> eli referenssipitoisuus. Pitoisuus, joka päivittäisessä altistuksessa ei oletettavasti aiheuta merkittävää riskiä.
SAMASE-arvot	Saastuneiden maa-alueiden valtakunnallinen selvitys- ja kunnostusprojektin valmistelevan ehdotuksen (1994) mukaiset maaperän pilaantuneisuuden arviointiin tarkoitetut ohjeelliset haitallisten aineiden pitoisuusarvot.
SHP _{eko/terv/PV}	Suurin hyväksyttävä pitoisuus maaperässä. Ekologiset arvot asetettu tasoon, jossa pitoisuus voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia 50 %:lle maaperän eliöistä tai mikrobiologisista prosesseista. Terveydelliset arvot asetettu tasoon, jossa pitoisuus aiheuttaa suurinta hyväksyttävää päiväannosta vastaavan altistumisen pientaloalueella ihmisen eliniän aikana (RiscHuman mallilla laskettuna). Pohjavesiarvo asetettu suurimpaan hyväksyttävään tasoon, kun pohjavettä käytetään talousvetenä.
SHPT _{eko/terv}	Suurin hyväksyttävä pitoisuus teollisuusalueen maaperässä Ekologiset arvot asetettu tasoon, jossa pitoisuus voi aiheuttaa merkittävää haittaa maaperän biologisille toiminnoille. Terveydelliset arvot asetettu tasoon, jossa pitoisuus aiheuttaa teollisuusalueella työskentelevälle ihmiselle suurinta hyväksyttävää päiväannosta vastaavan altistumisen (RiscHuman mallilla laskettuna).
SVP	Vaikutuksettomaksi arvioitu pitoisuus maaperässä.
TDI	<i>Tolerable Daily Intake</i> eli siedettävä päivittäinen kokonaisannos (käytetään karsinogeenisten aineiden arvioinnissa).
VOC	<i>Volatile Organic Compound</i> eli haihtuvat orgaaniset hiilivedyt.

Valtioneuvoston asetus (214/2007)

maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista

Annettu 1 päivänä maaliskuuta 2007

Valtioneuvoston päätöksen mukaisesti, joka on tehty ympäristöministeriön esittelystä, säädetään 4 päivänä helmikuuta 2000 annetun ympäristönsuojelulain (86/2000) 14 §:n 1 momentin nojalla:

1 §

Soveltamisala

Tässä asetuksessa säädetään maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Asetusta ei sovelleta vesistön pohjakerrostumien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

2 §

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Arvioinnissa on otettava huomioon:

1) haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärät, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet maaperässä; taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kohooneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pinta-amaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä;

2) pilaantuneeksi epäillyn alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella;

3) pilaantuneeksi epäillyn alueen ja sen ympäristön tai pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus;

4) mahdollisuus haitallisille aineille altistumiseen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa;

5) altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset,

6) käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuustekijät.

Olosuhteiden muuttuessa maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan.

3 §

Kynnysarvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää tämän asetuksen liit-

teessä säädetyn kynnsarvon. Alueilla, joilla taustapitoisuus on kynnsarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidetään taustapitoisuutta.

4 §

Ohjearvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa on käytettävä apuna tämän asetuksen liitteessä säädettyjä maaperän haitallisten aineiden ohjearvoja.

Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jollei 2 §:ssä tarkoitettusta arvioinnista muuta johdu:

1) alueella, jota käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn ylemmän ohjearvon;

2) muulla kuin 1 kohdassa tarkoitettulla alueella, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn alemman ohjearvon.

5 §

Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi on otettava näytteitä, jotka edustavat hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä.

Haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

6 §

Voimaantulo

Tämä asetus tulee voimaan 1 päivänä kesäkuuta 2007.

Lupa- ja ilmoitusasiaan, joka on tullut vireille ennen asetuksen voimaantuloa, sovelletaan asetuksen voimaan tullessa voimassa olleita säännöksiä.

Helsingissä 1 päivänä maaliskuuta 2007

Ympäristöministeri Stefan Wallin

Ympäristöneuvos Olli Pahlkala

Liite

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot

Tässä liitteessä esitetään eräiden yleisesti esiintyvien maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys - ja ohjearvot maaperässä kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Epäorgaanisten aineiden kynnys- ja ohjearvoja verrataan alle 2 mm raakoosta mitattuun tulokseen. Jos on syytä epäillä muiden kuin tässä liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden esiintymistä maaperässä taikka epäorgaanisten aineiden esiintymistä yli 2 mm raakoossa tai tavanomaista haitallisemmassa muodossa, myös nämä on otettava huomioon maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Ohjearvot on määritelty joko ekologisten riskien (e) tai terveystarpeiden (t) perusteella. Jos pohjaveden pilaantumisen riski on tavanomaista suurempi alemmaa ohjearvoa alhaisemmissa pitoisuuksissa, aineet on merkitty p-kirjaimella.

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua kynnys- ja ohjearvoihin voidaan tehdä yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi alueen erilaisia pitoisuusjakaumia kuvaavien tilastollisten tunnuslukujen avulla, jos käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia ja tämä on arvioinnin kannalta muuten perusteltua.

Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus ¹ mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Metallit ja puolimetallit²</i>				
Antimoni (Sb) (p)	0,02 (0,01-0,2)	2	10 (t)	50 (e)
Arseeni (As) (p)	1 (0,1-25)	5	50 (e)	100 (e)
Elohopea (Hg)	0,005(<0,005-0,05)	0,5	2 (e)	5 (e)
Kadmium (Cd)	0,03 (0,01-0,15)	1	10 (e)	20 (e)
Koboltti (Co) (p)	8 (1-30)	20	100 (e)	250 (e)
Kromi (Cr)	31 (6-170)	100	200 (e)	300 (e)
Kupari (Cu)	22 (5-110)	100	150 (e)	200 (e)
Lyijy (Pb)	5 (0,1-5)	60	200 (t)	750 (e)
Nikkeli (Ni)	17 (3-100)	50	100 (e)	150 (e)
Sinkki (Zn)	31 (8-110)	200	250 (e)	400 (e)
Vanadiini (V)	38 (10-115)	100	150 (e)	250 (e)

Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus ¹ mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Muut epäorgaaniset</i>				
Syanidi (CN)		1	10	50
<i>Aromaattiset hiilivedyt</i>				
Bentseeni (p)		0,02	0,2 (t)	1 (t)
Tolueeni (p)			5 (t)	25 (t)
Etyylibentseeni (p)			10 (t)	50 (t)
Ksyleeni ³ (p)			10 (t)	50 (t)
TEX ⁴		1		
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>				
Antraseeni		1	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)antraseeni		1	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)pyreeni		0,2	2 (t)	15 (e)
Bentso(k)fluoranteeni		1	5 (e)	15 (e)
Fenantreeni		1	5 (e)	15 (e)
Fluoranteeni		1	5 (e)	15 (e)
Naftaleeni		1	5 (e)	15 (e)
PAH ⁵		15	30 (e)	100 (e)
<i>Polyklooratut bifenyylit (PCB) sekä polyklooratut dibentso-p-dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)</i>				
PCB ⁶		0,1	0,5 (t)	5 (e)
PCDD-PCDF-PCB ⁷		0,00001	0,0001 (t)	0,0015 (e)

Aine (symboli)	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Klooratut alifaattiset hiilivedyt</i>			
Dikloorimetaani (p)	0,01	1 (t)	5 (t,e)
Vinyylkloridi (p)	0,01	0,01 (t)	0,01 (t)
Dikloorieteenit ³ (p)	0,01	0,05 (t)	0,2 (t)
Trikloorieteeni (p)	0,01	1 (e,t)	5 (e)
Tetrakloorieteeni (p)	0,01	0,5 (t)	2 (t)
<i>Klooribentseenit</i>			
Triklooribentseenit ³	0,1	5 (t)	20 (e)
Tetraklooribentseenit ³	0,1	1 (t)	5 (e)
Pentaklooribentseeni	0,1	1 (t)	5 (e)
Heksaklooribentseeni	0,01	0,05 (t)	2 (e)
<i>Kloorifenolit</i>			
Monokloorifenolit ³ (p)	0,5	5 (e,t)	10 (e)
Dikloorifenolit ³ (p)	0,5	5 (t)	40 (e)
Trikloorifenolit ³ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Tetrakloorifenolit ⁴ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Pentakloorifenoli (p)	0,5	10 (e,t)	20 (e)
<i>Torjunta-aineet ja biosidit</i>			
Atratsiini (p)	0,05	1 (e)	2 (e)
DDT-DDD-DDE ⁸	0,1	1 (e)	2 (e)
Dieldriini	0,05	1 (e)	2 (e)
Endosulfaani ⁹ (p)	0,1	1 (e)	2 (e)
Heptakloori	0,01	0,2 (t)	1 (e)
Lindaani (p)	0,01	0,2 (t)	2 (e)
TBT-TPT ¹⁰	0,1	1 (e)	2 (e)
<i>Öljyhiilivetyjakeet ja oksygenaatit</i>			
MTBE-TAME ¹¹	0,1	5 (t)	50 (t)
Bensiinijakeet (C5-C10 ¹²)		100	500
Keskitisleet (>C10-C21 ¹²)		300	1000
Raskaat öljyjakeet (>C21-C40 ¹²)		600	2000
Öljyjakeet (>C10-C40 ¹²)	300		

¹Moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaani ja vaihteluväli kuningasvesiuutolla määritettynä, paitsi elohopea pyrolyytisesti määritettynä. Kohdekohtaisissa tarkasteluissa tulee ottaa huomioon, että erityisesti savissa luontaiset pitoisuudet voivat olla selvästi suurempia kuin moreenista mitatut pitoisuudet.

²Ekologisin perustein määritellyt metallien ja puolimetallien ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraalimaan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Vastaavasti voidaan kohdekohtaisissa tarkasteluissa ottaa huomioon alueen maaperän luontainen pitoisuus, jos tämä on luotettavasti selvitetty.

³Summapitoisuus sisältäen aineen rakenneisomeerit.

⁴Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni.

⁵PAH- yhdisteiden summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: antraseeni, asenaftteeni, asenaftyleeni, bentso(a)antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, dibentso(a,h)antraseeni, fenantreeni, fluoranteeni, fluoreeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni, naftaleeni ja pyreeni.

⁶Summapitoisuus sisältäen PCB-kongeneerit 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

⁷Summapitoisuus WHO:n toksisuusekvivalenttina ilmoitettuna sisältäen PCDD/F-yhdisteet sekä dioksiinien kaltaiset PCB-yhdisteet.

⁸Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: diklooridifenyylitrikloorietaani (DDT), diklooridifenyylidikloorietaani (DDD) ja diklooridifenyylidikloorietyleeni (DDE).

⁹Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: alfa-endosulfaani ja beta-endosulfaani.

¹⁰Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tributyylitina (TBT) ja trifenyylitina (TPT).

¹¹Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: metyyli-tert-butyylieetteri (MTBE) ja tert-amyyylimetyylieetteri (TAME).

¹²n-parafiinisarja kaasukromatografisessa analyysissä.

Antimoni

Antimoni esiintyy luonnossa yleisimmin hapetusmuodossa +3 ja satunnaisesti hapetusmuodossa +5 ja -3. Antimoni on puolimetalli ja kemiallisilta ominaisuuksiltaan arseenin kaltainen. Luonnon kivissä antimoni esiintyy pääasiassa sulfidimineraaleissa, antimonihosteena (Sb_2S_3) tai seosmetallina erilaisissa arseeni-, lyijy-, kupari-, vismutti-, palladium-, kulta-hopeasulfideissa ja harvemmin oksidimineraalina (Sb_2O_3), joka on useimmiten antimonihosteen muuttumistuote. Suomen kallio- ja maaperässä antimonia esiintyy hyvin vähän ja sen alueellinen jakautuminen seuraa arseenin esiintymistä. Antimonipitoisia sulfideja on tavattu emäksisissä ja ultraemäksisissä kivissä, mutta myös pegmatiitti- ja kvartsijuonissa sekä serisiitti-kvartsiliuskeissa. Antimonisulfidit hajoavat hyvin happamissa ja hapettavissa oloissa sulfidimineraalien rapautuessa. Maaperän humus, alumiini- ja rautahydroksioksidit sekä fosfaatit sitovat herkästi antimonia ja säätelevät siten sen kulkeutuvuutta. Antimoni voi olla maaperässä hyvin kulkeutuva ja päätyä siten pohjaveteen. Antimonin yhdisteistä terveys- että ympäristövaaran perusteella on luokiteltu mm. antimonitri- ja pentakloridi (C; R34;N; R51-53) sekä syöpävaaralliseksi arvioitu antimonitrioksidi (Carc. Cat. 1;R45). Antimonia käytetään mm. erilaisissa metalliseoksissa, kuten lyijyluodeissa. Siten antimonia löydetään usein maaperässä ampumaradoilla.

Antimoni									
Eko	HC50terr mg/kg	HC5terr mg/kg	HC50aq µg/l	HC5aq µg/l	logKp	NOECterr lajit mg/kg	L(E)C50terr mg/kg	NOECaq makea vesi mg/l	L(E)C50aq makea vesi mg/l
	26 ¹⁾	0,2 ²⁾	21000 ³⁾	6,2 ⁴⁾	1,93	10-65	-	23 ja 120	6,2-1100
Terveys	SHP _{ter} mg/kg	SHPT _{ter} mg/kg	TDI µg/kg/vrk	TCA µg/m ³	SHP _{PV} mg/kg	Talouksen laatuvaatimus STM 461/2000	Eri organisaatioiden esittämiä, suurimpia sallittuja annoksia/pitoisuuksia elinikäisessä altistuksessa (ellei toisin mainittu)		
	9	1171	0,4	-	4	5 µg/l	0,4 µg/kg/vrk, altistuminen suun kautta (U.S.EPA, IRIS)		

¹⁾ Geom. ka. NOECterr(lajit). NOECterr-arvojen määrittäminen: $\text{NOECterr} = \text{EC20terr} / 3$. HC50aq x K_p (1790 mg/kg).

²⁾ $\text{NOECterr}_{\text{min}} / 50$ (EU/TGD: 3 NOECterr-arvoa, ei L(E)C50terr-arvoja). HC5aq x K_p (0,53 mg/kg).

³⁾ Geom. ka. $\text{L(E)C50aq} / 10 < \text{geom. ka. NOECaq}$ (53 mg/l). Vain kaksi NOECaq-arvoa.

⁴⁾ $\text{L(E)C50aq}_{\text{min}} / 1000 < \text{NOECaq}_{\text{min}} / 10$ (Modified EPA Method). Ei riittävästi tietoa EU/TGD:n menettelyyn.

⁵⁾ Perustana tutkimus, jossa koe-eläinrotille annosteltiin juomaveden mukana antimonia 0,35 mg/kg/vrk (juomaveden pitoisuus 5 mg/l) (Schroeder ym. 1970). Tällä annoksella havaittiin altistetuilla koe-eläimillä lyhyempi elinikä kontrolliryhmään verrattuna sekä muutoksia veren glukoosi- ja kolesterolitasoissa. Kyseisestä LOAEL-tasosta johdettu TDI käyttämällä varmuuskerrointa 1000: lajinväliset ja -sisäiset vaihtelut [10 x 10] sekä LOAEL-arvon käyttö [10] (U.S.EPA, IRIS).

Taustapitoisuus maaperässä: **0,3 (0,1-1) mg/kg**

Alempi ohjearvo maaperässä: **10 mg/kg**

Ylempi ohjearvo maaperässä: **50 mg/kg**

KÄSITTEELLINEN MALLI

