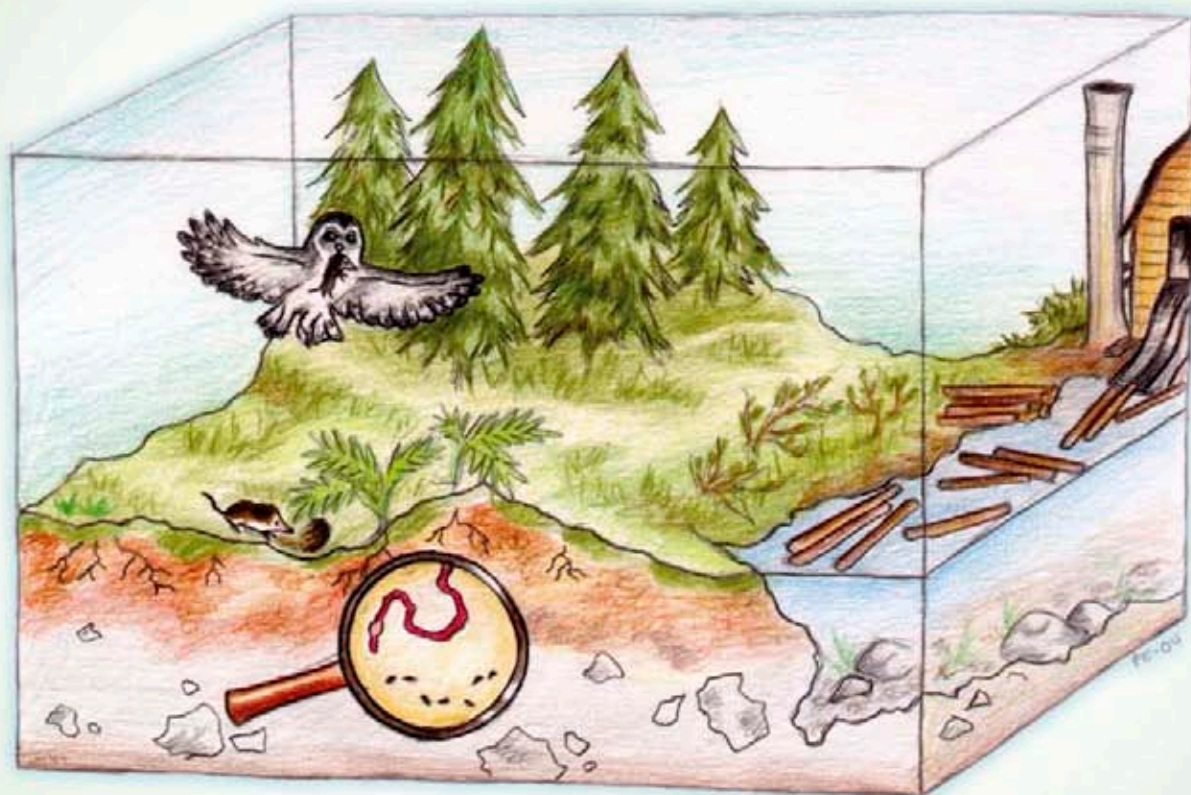


Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi

Jukka Pellinen, Jaana Sorvari ja Markus Soimasuo



YMPÄRISTÖOPAS | 2007

Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi

Jukka Pellinen, Jaana Sorvari ja Markus Soimasuo

Helsinki 2007

Suomen ympäristökeskus



S Y K E

YMPÄRISTÖOPAS | 2007
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Maria Cavonius
Kansikuva: Pauliina Enqvist
Sisäsivujen kuvat: Pauliina Enqvist

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Julkaisu on painettu paperille, joka on valmistettu ympäristöä säästäen.
Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala

ISBN 978-952-11-2717-5 (nid.)
ISBN 978-952-11-2718-2 (PDF)
ISSN 1238-8602 (pain.)
ISSN 1796-167X (verkkokj.)

ESIPUHE

Työn tausta

Pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyviä ekologisia riskejä on Suomessa näihin aikoihin asti arvioitu harvoin yksityiskohtaisesti ja usein arviointi on rajoittunut ympäristön haitta-ainepitoisuuksien vertailuun ohjearvoihin ja muihin viitearvoihin. Lainsäädännössä ekologisia riskejä pidetään kuitenkin saman arvoisina kuin ihmiseen kohdistuvia terveysriskejä. Yksi syy ekologisiin riskeihin keskittyneiden arvioiden vähäisyyteen on melko itsekäs terveysriskien ensisijaisuuden korostaminen, mutta myös se on vaikuttanut asiaan, ettei ekologisten riskien arviointiin ole ollut ohjeistusta.

Aloite tällaisen ohjeistuksen laatimisesta tuli pilaantuneiden maa-alueiden haltijoiden taholta. Todettiin, että on alueita, joissa kunnostamispäätöksen tekeminen ihmisiin kohdistuvien terveysriskien perusteella ei ole perusteltua. Tällaisia voivat olla esim. sellaiset alueet, joille ei tule asutusta tai työpaikkoja.

Päijät-Hämeen osaamiskeskus käynnisti kesällä 2004 hankkeen ensimmäisen ekologisen riskinarviointioppaan laatimiseksi Suomeen. Hanke on jatkoa aiemmin toteutetulle Kaakkois-Suomessa sijaitsevan entisen saha-alueen ekologisten riskien arvioinnille.

Tämän ohjeistuksen tavoitteena on esitellä menettelytapa, jota käyttäen voidaan tehdä yhtenäinen, tieteellisesti perusteltu pilaantuneen maa-alueen kohdekohtainen ekologinen riskinarviointi. Menettelytavan yhtenäistämällä saavutetaan etuja päätöksenteon helpottuessa, eri arvioiden vertailtavuudessa, oleellisten seikkojen mukana olon varmistuessa ja raportoinnin selkeytyessä.

Työryhmä

FT Jukka Pellinen, Finnenco Ympäristökonsultointi
TkL Jaana Sorvari, Suomen ympäristökeskus
FT Markus Soimasuo, Ympäristötutkimus Biomark Oy

Ohjausryhmä

Työryhmän tukena toimi koko hankkeen ajan ohjausryhmä, johon kuului eri intressiryhmien edustajia:

Essi Artima, Päijät-Hämeen osaamiskeskusohjelma
Hilikka Hirvikallio, Kaakkois-Suomen ympäristökeskus
Timo Kanerva, M-Real Corporation
Heli Karjalainen, Lahden tiede- ja yrityspuisto Oy
Sanni Manninen, Hämeen ympäristökeskus

Juha Määttä, Lahden tiede- ja yrityspuisto Oy
Kai Nykänen, Boliden Kokkola Oy
Mari Pantsar-Kallio, UPM-Kymmene Oyj
Olli-Pekka Penttinen, Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos
Outi Pyy, Suomen ympäristökeskus
Anna-Lea Rantalainen, Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos
Jussi Reinikainen, Suomen ympäristökeskus
Minna Ruokolainen, Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy
Heikki Setälä, Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos
Tuija Suur-Hamari, Stora-Enso Oyj
Vesa Törölä, Boliden Harjavalta Oy
Olli Valo, Hämeen ympäristökeskus
Asko Vesanto, TEKES

Rahoittajat

Hankkeen rahoittajia olivat:

Boliden Oy

Metsäteollisuus ry.

Päijät-Hämeen osaamiskeskus

Kiitokset

Kiitämme ohjausryhmän lisäksi seuraavia henkilöitä, jotka ovat työn eri vaiheissa antaneet kritiikkiä ja tehneet ehdotuksia oppaan parantamiseksi: Jari Haimi, Jari Heinonen, Arto Kultamaa, Katarina Leminen, Tuomas Lukkari, Leona Mattsoff, Anna-Maija Pajukallio, Esko Rossi ja Henrik Westerholm.

SISÄLLYS

I Johdanto	8
1.1 Määritelmät	8
1.2 Ekologisen riskinarvioinnin tarve.....	9
1.3 Säädöspohja.....	10
1.4 Oppaan sisältö ja rajaukset	11
2 Ekologisen riskinarvioinnin tekeminen	13
2.1 ERA -portaat.....	13
2.2 Ekologisen riskinarvioinnin työvaiheet	13
2.3 Tietojen keruu – vaihe 1	16
2.3.1 Vaiheen 1 tavoitteet.....	16
2.3.2 Tarvittavien tietojen kokoaminen	16
2.3.3 Tarkasteltavien haitta-aineiden valinta	17
2.3.4 Alustavan käsitteellisen mallin laatiminen	18
2.3.5 Mahdollisten haitallisten vaikutusten tunnistus.....	19
2.3.6 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe 1	20
2.4 Alustavat arviot – vaihe 2	22
2.4.1 Vaiheen 2 tavoitteet.....	22
2.4.2 Altistumisen arviointi.....	23
2.4.3 Alustava riskin määrittäminen.....	23
2.4.4 Johtopäätösten teko.....	24
2.4.5 Esimerkki- ERA saha-alueella, vaihe 2.....	25
2.5 Tavoitteiden määrittely - vaihe 3	26
2.5.1 Vaiheen 3 tavoitteet.....	26
2.5.2 Arviointivasteiden ja tavoitteiden määrittely	27
2.5.3 Riskikysymysten laatiminen.....	28
2.5.4 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe 3	28
2.6 Työsuunnitelman teko –vaihe 4.....	30
2.6.1 Vaiheen 4 tavoitteet.....	30
2.6.2 Työsuunnitelman sisältö.....	30
2.6.3 Näytteenotto- ja analysointisuunnitelma	31
2.6.4 Suunnitelmien varmennus	33
2.6.5 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe 4	34
2.7 Tutkimusten suorittaminen – vaihe 5.....	35
2.7.1 Vaiheen 5 tavoitteet	35
2.7.2 Esimerkki- ERA saha-alueella, vaihe 5	36
2.8 Riskien määrittäminen ja luonnehdinta – vaihe 6.....	36
2.8.1 Vaiheen 6 tavoitteet.....	36
2.8.2 Riskin määrittäminen	37

2.8.2.1 Riskin määrittäminen altistumisen perusteella.....	37
2.8.2.2 Riskin määrittäminen myrkyllisyystestien perusteella	39
2.8.2.3 Ekologiset tutkimukset	41
2.8.2.4 Tulosten käsittely ja yhteenveto	42
2.8.3 Painoarvotarkastelu.....	42
2.8.4 Epävarmuusanalyysi	43
2.8.5 Esimerkki – ERA Saha-alueella, vaihe 6.....	44
2.8.6 Raportointi	48
3 Kustannukset ja riskinarvioinnin ajallinen kesto	50
Lähteet.....	51
Liitteet.....	52
Kuvailulehdet	111

Termit

BCF	BioConcentration Factor	Biokertyvyyskerroin, haitta-aineen kertyvyys eliöihin
EC ₅₀	Effective Concentration 50%	Pitoisuus, joka aiheuttaa tietyn vaikutuksen 50%:lle koe-eliöistä
EEC	Estimated Environmental Concentration	Arvioitu pitoisuus ympäristössä
ERA	Ecological Risk Assessment	Ekologinen riskinarviointi
HC ₅₀	Hazardous Concentration 50%	Pitoisuus, joka aiheuttaa haittaa 50%:lle organismeista tai lajeista
HQ	Hazard Quotient	Vaarasuhde, esim. mitattu haitta-ainepitoisuus/suurin haitaton haitta-ainepitoisuus
I-TEQ	International Toxicity Equivalent	Kansainvälinen myrkyllisyyskvivalentti, samankaltaisten yhdisteiden summapitoisuuden yksikkö, joka huomioi myrkyllisyyserot
LC ₅₀	Lethal Concentration 50%	Pitoisuus, joka tappaa 50% koe-eliöistä
LD ₅₀	Lethal Dose 50%	Annos, joka tappaa 50% koe-eliöistä
LOAEC	Lowest Observed Adverse Effect Concentration	Pienin havaittavan haittavaikutuksen aiheuttava pitoisuus
NEPC	National Environment Protection Council	Australian ympäristövirasto
NOAEC	No Observed Adverse Effect Concentration	Pitoisuus, joka ei aiheuta havaittavaa haittavaikutusta
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level	Annos, joka ei aiheuta havaittavia haitallisia vaikutuksia kohdeorganismiin
NOEL	No Observed Effect Level	Annos, joka ei aiheuta havaittavia vaikutuksia kohdeorganismiin
PEC	Predicted Environmental Concentration	Arvioitu pitoisuus ympäristössä
PNEC	Predicted No Effect Concentration	Arvioitu pitoisuus, joka tietyllä todennäköisyydellä ei aiheuta vaikutuksia
Riski		1. Todennäköisyys, että haitta-aine aiheuttaa haitallisen vaikutuksen kohdeorganismille tai prosessille. 2. Altistumisen suhde haitattomaan altistumistasoon (HQ) kuvaa riskin suuruutta.
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry	Ympäristötoksikologian ja –kemian kansainvälinen yhdistys
US EPA	United States Environmental Protection Agency	Yhdysvaltojen ympäristövirasto

1 Johdanto

1.1

Määritelmät

Ekologinen riskinarviointi (ERA) on muodollinen, tieteellisiin menetelmiin perustuva menettely, jossa arvioidaan ja määritellään jonkun stressitekijän aiheuttamien kasveihin tai eläimiin kohdistuvien haitallisten vaikutusten suuruus, todennäköisyys sekä ajallinen ja alueellinen ulottuvuus. Nämä stressitekijät voivat olla haitta-aineisiin, ihmisen toimintaan tai luonnon katastrofeihin liittyviä. Tämä opas käsittelee ainoastaan haitta-aineiden aiheuttamia riskejä.

Ekologisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan useimmiten haitta-aineiden vaikutuksia laajemmalla perspektiivillä kuin yksittäisen eliön kannalta. Toisaalta oletetaan, että suojelemalla lajia, johon kohdistuu suurin riski tunnistettujen ekologisten arvojen joukossa, koko ekologinen systeemi tulee suojelluksi. ERA-menettelyssä mitataan tai arvioidaan eliöiden altistuminen haitta-aineille sekä tästä aiheutuvat vaikutukset. Vaihtoehtoisesti voidaan määrittää ainoastaan aiheutuneita vaikutuksia (biologiset tutkimukset ja ekologiset kartoitukset pilaantuneella alueella).

Ekologisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan useimmiten erilaisia yksilö-, yhteisö-, populaatio- tai ekosysteemitason vaikutuksia kokonaisriskin arvioimiseksi. **Terveysriskinarvioinnissa** kohteena on vain yksi eliö, ihminen ja yksilön merkitys on korostunut. Lisäksi terveysriskien arvioinnissa pääpaino on usein syöpäriskeissä, ekologisessa riskinarvioinnissa puolestaan muissa vasteissa. Jotkut eliöt voivat olla herkempiä kuin ihminen ja altistua useampien reittien kautta. Eliöiden altistuminen on usein suurempaa ihmiseen verrattuna myös niiden nopeamman aineenvaihdunnan ja pienemmän koon vuoksi. Etenkin monien maaperäeliöiden osalta haitta-aineiden ekotoksisuus on huomattavasti tunnettu kuin niiden haitallisuus ihmiselle. Lisäksi ympäristön monimuotoisuus ja haitta-aineiden suuri lukumäärä vaikeuttavat kohdeorganismien määrittelyä ja menetelmien valintaa. Monet eliöt kykenevät välttelemään pilaantuneita kohtia ympäristössä ja näin vaikuttamaan altistumiseensa.

Puhekielessä **riski**, **vaara** ja **haitta** menevät usein sekaisin. Haitta on eliön kannalta negatiivinen tapahtuma, joka johtaa sen elinkelpoisuuden vähenemiseen. Termi vaara sisältää sen, että jokin haitallinen tapahtuma on mahdollinen. Riskiin taas sisältyy myös ei-toivotun tapahtuman todennäköisyys. Riski on klassisen määritelmän mukaan haitan, sen todennäköisyyden ja seurauksen funktio (Kaplan ja Garrick 1981):

$$\text{Riski} = f\{x_i, p_i, c_i\}$$

jossa x_i = haittavaikutus i (mitä voi tapahtua?), p_i = tapahtuman x_i todennäköisyys, c_i = seuraukset tapahtumasta x_i .

Ympäristöriskin tapauksessa klassisen määritelmän mukaista todennäköisyyskomponenttia on käytännössä kuitenkin usein mahdotonta ottaa huomioon. Siksi riskiä kuvataan mm. **vaarasuhteen** (HQ) avulla (ks. luku 2.4.3). Vaarasuhde kuvaa eliön altistumisen suuruutta suhteessa haitattomana pidettyyn altistumistasoon.

Merkittävä riski on syytä määritellä kussakin tapauksessa. Voidaan esimerkiksi todeta, että ekologinen riski on merkittävä, jos todetaan, että neljä alueen 20 eliölajista lisääntyy 95% todennäköisyydellä vertailualueen vastaavia lajeja huomommin. Vastaavasti voidaan päättää, että ekologinen riski on merkittävä, mikäli vaarasuhde (HQ) on suurempi kuin yksi.

Riskinarviointi on prosessi, jossa tunnistetaan, määritetään ja luonnehditaan riskejä. **Riskinhallinnalla** tarkoitetaan puolestaan prosessia, jossa mm. päätetään toimista, joilla riskiä vähennetään ja jossa toteutetaan nämä toimet. Riskinhallintakeinoja voivat olla esim. alueen kunnostaminen, eristäminen tai sen käytön rajoittaminen.

1.2

Ekologisen riskinarvioinnin tarve

Pilaantuneen tai sellaiseksi epäillyn maa-alueen kohdekohtainen ekologinen riskinarviointi on tarpeen jossain laajuudessa aina. Perusteellista riskinarviointia voidaan tarvita esimerkiksi, kun:

- aikaisemmat kohdetutkimukset osoittavat, että alueen haitta-ainepitoisuudet ovat taustatasoa korkeampia
- alueen aikaisemman käytön perusteella voidaan olettaa, että haitallisia vaikutuksia ilmenee
- on epäily, että alueesta ei tiedetä riittävästi, alueella voi esiintyä toistaiseksi tuntemattomia haitta-aineita tai tiedot haitta-aineiden myrkyllisyydestä tai kohde-eliöistä ovat puutteellisia tai epävarmoja
- alueella on erityisiä luontoarvoja (esim. Natura-alueen läheisyys tai uhanalaisten lajien esiintymisalueet)
- alueen eliöyhteisön reaktioita haitta-aineiden aiheuttamaan stressiin ei voida suoralta kädeltä arvioida
- kohteen kunnostus yleisten ohjearvojen tasolle on huomattavan kallista (liittyy kunnostuksen kustannus-hyöty-analyysiin)
- kohde on laaja, eliöstöltään monimuotoinen ja helposti häiriintyvä
- halutaan hyvät perustiedot ja perusteet kunnostussuunnittelua varten
- halutaan varmistaa, että terveysriskin perusteella tehtävä kunnostus ei aiheuta liian suuria ekologisia haittoja tai että kunnostus on ekologisten riskien kannalta riittävä
- halutaan parantaa julkisuuskuvaa
- kun maankäyttö muuttuu

Perusteellinen ekologinen riskinarviointi ei ehkä ole tarpeen, kun:

- tarkasteltava alue on pieni, eikä siihen liity suojeltavia ekologisia arvoja
- alue on eliöstön ylläpitämisen kannalta merkityksetön (esim. päällystetyt liikennealueet tai teollisuusalueet)

ERAn tarpeellisuutta arvioitaessa on kuitenkin aina otettava huomioon haitta-ainesten leviäminen pilaantuneen alueen ulkopuolelle ja tästä aiheutuvat mahdolliset ekologiset riskit. Lisäksi on huomattava, että ERA johtaa yleensä toisenlaisiin kunnostustavoitteisiin ja jopa toisenlaisten kunnostusmenetelmien valintaan kuin terveysriskien arviointi. Terveysriskit eivät siten yksin ohjaa eikä niiden tulisiakaan ohjata pilaantuneen alueen riskinhallintatoimia (vrt. luku 2).

1.3

Säädöspohja

Lainsäädännössä ekologisia riskejä pidetään yhtä tärkeinä kuin terveysriskejäkin, vaikka käytännössä pilaantuneen maa-alueen tapauksessa ekologisia riskejä on tarkasteltu varsin harvoin muutoin kuin ohjearvovertailun tasolla. Tärkeimmät pilaantuneita alueita koskevat säädökset ovat ympäristönsuojelulaisissa (YsL 86/2000) ja -asetuksessa (YsA 169/2000). Ympäristönsuojelulaki sisältää mm. selvittämismallisuuden eli maanomistajan tai toiminnanharjoittajan velvollisuuden olla perillä maaperän tilasta.

YsL 77 §:n mukaan pilaantuneen maaperän puhdistustarpeen arvioinnissa on otettava huomioon pilaantumisen terveydelle tai ympäristölle mahdollisesti aiheutuva vaara tai haitta. (Laki ympäristönsuojelulain muuttamisesta 252/2005).

Muita pilaantuneita maa-alueita koskevia säädöksiä on kirjattu useisiin eri lakeihin ja asetuksiin, kuten:

- Jätelaki (1072/1993)
- Jäteasetus (1390/1993)
- Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista (861/1997)
- Haitta-ainelaki (744/1989)
- Jätehuoltolaki (673/1978)
- Valtioneuvoston päätös puhdistamolietteen käytöstä maanviljelyksessä (282/1994)
- Valtioneuvoston päätös pohjavesien suojelemisesta eräiden ympäristölle tai terveydelle vaarallisten aineiden aiheuttamalta pilaantumiselta (364/1994)
- Laki maa-alueilla tapahtuvien öljyvahinkojen torjunnasta (378/1974)
- Laki öljysuojarahastosta (379/1974)

- Laki ympäristövahinkojen korvaamisesta (737/1994)
- Laki ympäristövahinkovakuutuksesta (81/1998)

Lisätietoja pilaantuneiden alueiden kunnostukseen ja riskinarviointiin liittyvästä lainsäädännöstä on julkaistu mm. Suomen ympäristö –sarjassa (Ruuska 2001). Maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arviointia koskevassa Valtioneuvoston asetuksessa 214/2007 annetaan yleisimmille maaperän pilaantumista aiheuttaville haitta-aineille pitoisuusrajat, joiden perusteella voidaan tehdä alustavia arvioita ekologisista riskeistä, terveysriskeistä ja kunnostuksen tarpeesta. Asetus korostaa myös tapauskohtaisen arvioinnin merkitystä päätöksenteon apuvälineenä.

1.4

Oppaan sisältö ja rajaukset

Tämä opas kuvaa mallin maa-alueen kohdekohtaisen ekologisen riskinarvioinnin tekemiseen. Se on laadittu avuksi tilanteisiin, joissa halutaan selvittää maaperään joutuneiden haitta-aineiden eliöille aiheuttama riski kvalitatiivisesti tai kvantitatiivisesti. Tarkastelu keskittyy vain haitallisista aineista aiheutuvaan ekotoksikologiseen stressiin eikä esimerkiksi ilmastosta, elinympäristön muuttamisesta tai ihmisen muusta toiminnasta aiheutuviin vaikutuksiin, vaikka monilta osin menettelyjä voidaanakin käyttää myös tällaisten ilmiöiden vaikutusten selvittämiseen.

Tässä esitetään vain yleinen menettelytapa pilaantuneiden maa-alueiden ekologisen riskinarvioinnin suorittamiseksi. Monet seikat jäävät edelleen asiantuntijoiden harkittaviksi. Tavoitteena kuitenkin on, että eri tilanteissa ja eri tahojen tekemät riskinarviot olisivat jatkossa samankaltaisia eli että arviointikäytännöistä tulee yhtenäisiä. Yhtenäisten käytäntöjen saavuttamiseksi on määriteltävä hyvän ekologisen riskinarvioinnin sisältötarpeet. Lisäksi tämä on tärkeää mm. viranomaispäätöksenteon helpottamiseksi. On odotettavissa, että ekologisen riskinarvioinnin menettelytavat tulevat kehittymään arviointien yleistyessä. Arviointien laajuus, sisältö ja niissä käytettävät menetelmät joudutaan kuitenkin viime kädessä määrittelemään kohdekohtaisesti. Ei siis ole olemassa yhtä ainoaa oikeaa tapaa toimia arvioitaessa ekologisia riskejä. Näin ollen tätä opasta ei tule pitää lopullisena menettelytapana, vaan pikemminkin lähtökohtana ekologisen riskinarvioinnin tekemiseen.

Maaperä on käsitteenä vaikeasti määriteltävissä niin, että olisi mahdollista kuvata riskinarvioinnin menettelytapa sovellettavaksi kaikkiin maaekosysteemeihin. Esimerkiksi maaperän fysikaaliskemialliset ominaisuudet ja eliöyhteisöjen rakenteet poikkeavat pilaantuneissa kohteissa niin, että niiden huomioon ottaminen ekologisten riskien arvioinnissa edellyttää asiantuntemusta ja tapauskohtaista tarkastelua.

Ympäristöön päässeet haitalliset aineet voivat muuntua ja muodostaa esim. läh- töaineita haitallisempia reaktiotuotteita. Tämä opas ei sisällä erityistä ohjeistusta tällaisesta muuntumisesta aiheutuvien ekologisten riskien arviointiin. Käytännössä

hajoamis- ja muuntumistuotteita koskeva riskinarviointi on tehtävä erikseen ja siinä voidaan noudattaa samoja periaatteita kuin lähtöaineisiin liittyvien ekologisten riskien arvioinnissa.

Oppaassa esitetyt menettelytavat kattavat kaikki eliöiden altistumisreitit. Käytännössä riskinarvioinnissa on kuitenkin syytä keskittyä joihinkin valittuihin, riskien muodostumisen kannalta olennaisimpiin reitteihin.

Metallien osalta riskinarviointi on toistaiseksi useimmiten perustunut kokonaispi-toisuuksiin, sillä metallien eri esiintymismuotoja koskevaa tietoa on harvoin käytettävissä. Biosaatavuus vaikuttaa kuitenkin oleellisesti eliöiden todelliseen altistumiseen ja siksi sen määrittäminen tai arviointi on syytä huomioida tutkimuksia suunnitel-taessa. Biosaatavuutta voidaan arvioida paitsi pilaantuneessa kohteessa tehtävään biomonitorointiin ja eliötesteihin pohjautuen myös eräiden spesifien liukoisuustes-tien avulla. Liitteessä 2 esitetään muutamia esimerkkejä tällaisista eri tarkoituksiin sovellettavista liukoisuustesteistä.

Ekologista riskinarviointia varten käytettävien tutkimusmenetelmien osalta keski-tytään tunnettuihin tai standardoituihin menetelmiin, joiden sovellusalue on mahdol-lisimman laaja. Tällaisten menetelmien etuna on se, että niiden herkkyys, oikeellisuus ja toistettavuus on selvitetty ja tulokset ovat vertailukelpoisia.

Ekologisen riskinarvioinnin tulosten käsittelyyn liittyy monia tekijöitä, joiden osal-ta yksityiskohtaisten ohjeiden antaminen ei ole mahdollista. Esimerkiksi eri eliölajien arvottaminen on yksi tällainen tekijä. Käytännössä arvotuksesta vastaa riskinhallin-nasta päättävä taho. Riskinarvioijakin voi kuitenkin joutua tekemään arvotusta ja painotuksia päättäessään esim. mikä mitattu vaikutus eri testieliöissä on merkittävin ja mikä on osoitus merkittävästä ekologisesta riskistä. Tässä oppaassa ei määritellä yksiselitteisesti sitä, milloin riski tai mitattu vaikutus on merkittävä. Määrittelystä esitetään kuitenkin muutamia käytännön esimerkkejä.

Tässä oppaassa ei käsitellä ekologisten riskien hallintaan liittyviä kysymyksiä. Riskinarviointi ymmärretään tässä tiedonhankintaan liittyvänä menettelynä, joka tuottaa tietoa päätöksenteon tueksi. Joissain yhteyksissä riskinhallinta on luettu osak-si riskinarviointia tai riskianalyysiä. Näiltä osin on siis eroavaisuuksia määrittelyissä ja terminologiassa. Koska riskinhallintaan liittyvät tehtävät on rajattu tässä käsittelyn ulkopuolelle, ohjeistus keskittyy riskinarviointiin osallistuvien tahojen tehtävien ja arvioinnissa käytettävien menetelmien kuvaukseen. Eri osapuolten rooleja pilaantu-neiden maiden riskinarvioinnissa ja riskinhallinnassa on käsitelty tarkemmin esim. teoksessa Sorvari ja Assmuth (1998).

2 Ekologisen riskinarvioinnin tekeminen

2.1

ERA -portaat

Riskinarvioinnissa sovelletaan usein portaattaista tai vaiheittaista toimintamallia. Ensimmäisessä portaassa pyritään päättämään tai määrittämään, onko alueella haitallisia aineita pitoisuuksina, jotka voivat aiheuttaa haitallisia vaikutuksia. Tämä päättely perustuu usein yleisiin ohje- ja raja-arvoihin tai muihin viitearvoihin.

Suomessa on ollut tavallista tehdä ensimmäiset arviot maaperän pilaantuneisuudesta ns. SAMASE-muistion (Puolanne ym. 1994) perusteella. Siinä on esitetty maaperän ohje- ja raja-arvot yli 200 haitta-aineelle. Valtioneuvoston asetus 214/2007 sisältää päivitettyt maaperän ohje-arvot. Ohje-arvoissa erotetaan terveystripohjaiset ja ekologisiin riskeihin perustuvat pitoisuustasot. Asetus edellyttää, että maaperän pilaantuneisuus on arvioitava jos jonkin aineen pitoisuus ylittää asetuksen liitteessä säädetyn kynnyksiarvon. Mikäli suoritetusta arvioinnista ei muuta johdu, maaperää pidetään pilaantuneena, jos jonkin aineen pitoisuus teollisuusalueella ylittää liitteessä annetun ylemmän ohje-arvon tai asuinalueella alemman ohje-arvon.

Jos ensimmäisen vaiheen arvioinnin perusteella haittojen ilmeneminen on mahdollista, edetään toiseen portaaseen, jossa tehdään alustava riskinarviointi, hankitaan arvioinnin suunnitteluun tarvittavat tiedot ja päätetään varsinaisen riskinarvioinnin tekemisestä ja menettelytavasta.

Kolmannessa portaassa tehdään tapauskohtainen perusteellinen riskinarviointi, jonka tulosten perusteella tehdään päätökset alueen kunnostamisesta ja muista riskinhallintatoimista ja -tavoista tai kunnostamatta jättämisestä.

Tässä menettelytapaohjeessa lähdetään siitä, että ensimmäisen vaiheen arviointi on tehty ja alueelle on päätetty tehdä kohdekohtainen ERA.

2.2

Ekologisen riskinarvioinnin työvaiheet

Riskinarviointi on riskinhallinnan ja päätöksenteon apuväline. Tässä prosessissa on useita työvaiheita (Kuva 1), joiden tavoitteet ovat seuraavat.

Tiedon keruu (1) ja **alustavien arviointien (2)** tekeminen ovat tarpeen jatkosuunnittelun pohjaksi.

Ekologisen riskinarvioinnin vaiheet

Tavoitteiden määrittely (3) yhteydessä muotoillaan ERAn tavoitteet ja määritellään tiedon tarpeet sen suorittamiseksi.

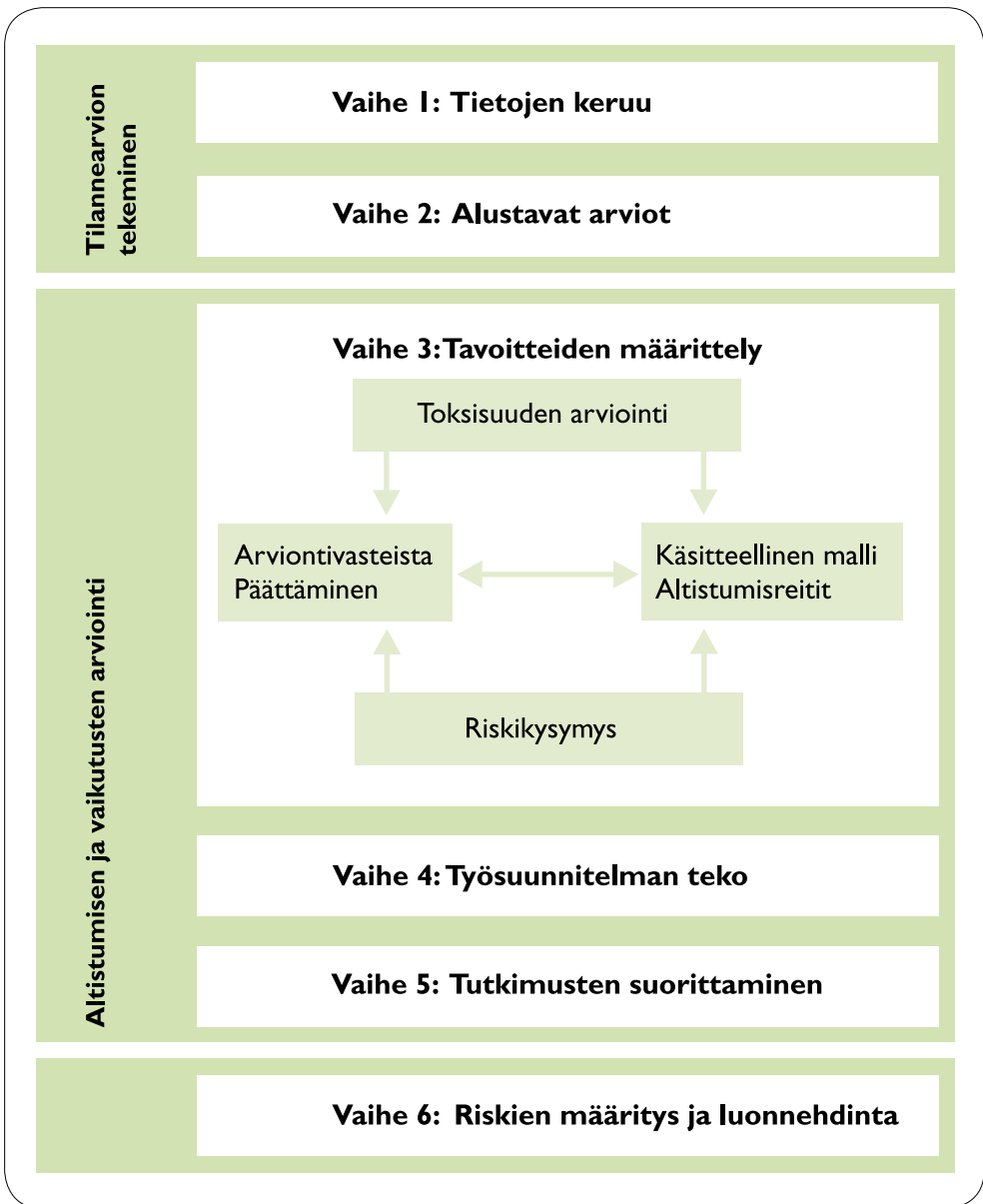
Arvioinnin kohteiden tunnistuksessa selvitetään, mitkä eliöt, yhteisöt tai ekologiset prosessit saattavat olla vaarassa haitta-aineiden takia ja mitä näistä halutaan suojella. Tämä tunnistus voi sisältää ekologisten arvojen puntaroinnin ohella myös sosiaalisia ja taloudellisia näkökohtia. Arvioinnin kohteiden määrittely tuleekin tehdä yhdessä riskinhallintatarpeen määrittelystä ja riskinhallinnassa käytettävien keinojen valinnasta vastaavan tahon kanssa.

Koottujen tietojen ja alustavien arviointien perusteella tehdään **työsuunnitelma (4)** tarpeellisten tietojen hankkimiseksi.

Tutkimusten suorittaminen (5) jakaantuu alueella tehtäviin pilaantuneisuutta kartoittaviin tutkimuksiin ja mahdollisiin ekologisiin ja ekotoksikologisiin tutkimuksiin. Altistumisen arviointi käsittää altistusreittien ja altistuksen suuruuden määrittelyn. Näiden tietojen avulla arvioidaan kohde-eliöiden altistuminen mahdollisten altistusreittien kautta ottaen huomioon paikalliset olosuhteet.

Vaikutusten arviointi sisältää haitta-aineiden mahdollisesti aiheuttamien haitallisten vaikutusten (vasteiden) määrittämisen ja arvioinnin kohteiden herkkyuden selvittämisen. Tämä voidaan tehdä esimerkiksi kirjallisuustietojen, kohdealueella tehtävien myrkyllisyysmääritysten tai yhteisöarakennetta koskevien selvitysten perusteella.

Riskien määrittely (6) tehdään yhdistämällä kootut tiedot niin, että voidaan päätellä, miten tarkasteltavat haitta-aineet vaikuttavat valittuihin kohdeorganismeihin tai prosesseihin. Jos vaikutukset ovat mahdollisia, verrataan altistumista haitattomana pidettyyn tasoon. Mitä suurempi altistuminen on verrattuna haitattomaan tasoon, sitä suurempi riski on. Viimeiseen vaiheeseen sisältyy raportointi eli tulosten ja johtopäätösten esittäminen.



Kuva 1. Ekologisen riskinarvioinnin vaiheet.

Tietojen keruu – vaihe I

2.3.1 Vaiheen I tavoitteet

Tässä työvaiheessa kootaan olemassa olevat tiedot ja hahmotellaan riskinarvioinnin tavoitteet.

- Kootaan aluetta ja toiminnan historiaa koskevat tiedot
- Tunnistetaan haitta-aineet
- Selvitetään tarvittavat fysikaaliset, toksikologiset ja biologiset parametrit altistumisen ja vaikutusten arviointiin
- Selvitetään pilaantuneisuuden taso
- Selvitetään kirjallisuuden perusteella haitta-aineannokset tai pitoisuudet, joiden ylittäminen ilmentää riskiä
- Tehdään ensimmäinen aluetta kuvaava käsitteellinen malli ja määritellään alueen suojeltavat ekologiset arvot

2.3.2 Tarvittavien tietojen kokoaminen

Riskinarviointiprosessin alussa tietoa kohdealueesta voi olla hyvin vähän ja tiedon laatu voi olla vaihtelevaa. On kuitenkin tarpeen tehdä päätöksiä tulevasta menettelystä heti hankkeen alussa. Vähintään on kyettävä tekemään toimintasuunnitelma, jonka toteuttamisella saadaan riittävät tiedot päätöksentekoa varten.

Alueen ympäristöominaisuuksien ja maankäytön selvittäminen ovat oleellisia tehtäviä ennen kuin arviointia voidaan jatkaa. Tarpeellisia tietoja ovat yleensä:

- Aluetta koskevat tiedot, sijainti, pinta-ala
- Historiatiedot toiminnasta alueella
 - Toiminnan laatu ja sijoittuminen alueelle
 - Käytetyt haitta-aineet, käyttömäärät ja ajat
- Entinen, nykyinen ja tuleva maankäyttö
- Ihmisen nykyinen ja mahdollinen tuleva toiminta alueella
- Ympäröivän alueen maankäyttötapa
- Luonto-olot
 - Pinnanmuodot
 - Pohjavesiolosuhteet
 - Maalajit
 - Vesistöt
 - Kasvillisuus ja eläimistö

- Erityisiä luontoarvoja sisältävät alueet
- Elinympäristöjen (habitaatti) tyypit
- Valtalajit ja harvinaiset lajit
- Kartat
- Haitta-aineet, joita alueella on tai epäillään olevan ja niiden pitoisuustiedot
- Mahdolliset kulkeutumis- ja altistumisreitit sekä katkeamattomat altistumisreitit
- Alustavat ekologisen riskinarvioinnin kohde-eliöt ja näissä mahdollisesti ilmenevät haitalliset vaikutukset
- Alustavasti kriittisiksi tunnistettujen haitta-aineiden toksisuustiedot ja tiedot ympäristökäyttäytymisestä
 - Ei-vaikuttavat ja vaikuttavat tai tappavat pitoisuudet eli esim. NOEC-, NOAEL-, LOAEL-, PNEC-, EC- ja LD-arvot valituille eliöille
 - Todetut ekologiset muutokset
 - Haitta-aineiden ominaisuudet (mm. haihtuminen, liukoisuus, pysyvyys ja mahdolliset hajoamistuotteet, kertyvyys).

2.3.3 Tarkasteltavien haitta-aineiden valinta

Tarkasteluun on aluksi syytä ottaa kaikki alueella mahdollisesti esiintyvät haitta-aineet ja karsia näistä vähemmän tärkeitä pois käyttämällä apuna esimerkiksi ekotoksisuuteen perustuvia haitta-ainepitoisuuksien viitearvoja, joiden alapuolelle jäävien pitoisuuksien oletetaan olevan haitattomia alueella tavattaville eliöille.

Alustava riskien tunnistus voidaan tehdä myös haitta-aineiden myrkyllisyyteen perustuen (Taulukko 1). Tällä tavalla voidaan joissain tapauksissa karsia tarkasteltavien haitta-aineiden lukumäärää jatkosta.

Taulukko 1. Haitta-aineiden myrkyllisyyteen perustuva vaarojen tunnistus (Nikunen 1990).

Toksisuutta kuvaava muuttuja	erittäin myrkyllinen	myrkyllinen	kohtalaisen myrkyllinen tai haitallinen	lievästi myrkyllinen	hyvin lievästi myrkyllinen
nisäkkäät, akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg/kg)	< 25	25 – 200	200 – 2000	–	> 2000
nisäkkäät, akuutti (4h) hengitys, LC ₅₀ (mg/l)	< 0,5	0,5 – 2,0	2,0 – 20	–	> 20
linnut, akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg/kg)	< 10	10 – 50	50 – 500	500 – 2000	> 2000
linnut, ravintoaltistus LC ₅₀ (mg/kg ravinto)	< 50	50 – 500	500 – 1000	1000 – 5000	> 5000

liero, akuutti LC ₅₀ (mg/kg, maa)	< 1	1,0 – 10	10 – 100	100 – 1000	> 1000
hyönteiset (mehiläinen), akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg/kg)	< 0,1	0,1 – 1,0	1,0 – 10	10 – 100	> 100
vesieliöt, akuutti LC/EC/IC ₅₀ (mg/l)	< 1	1,0 – 10	10 – 100	–	> 100
vesieliöt, pitkäaikainen myrkyllisyys, NOEC (mg/l)	0,01	0,01 – 0,1		0,1 - 1,0	> 1,0

Haitta-aineiden karsinta voidaan tehdä myös yksinkertaisen kunkin haitta-aineen toksisuuteen ja ympäristöpitoisuuteen perustuvan pisteytysmenetelmän avulla (ks. tarkemmin luku 3.1). Ellei riittäviä tietoja alueella mahdollisesti olevista haitta-aineista ole käytettävissä, on syytä tehdä ensin kartoitus, jossa selvitetään mahdollisimman monen haitta-aineen pitoisuus kohdealueen maaperässä.

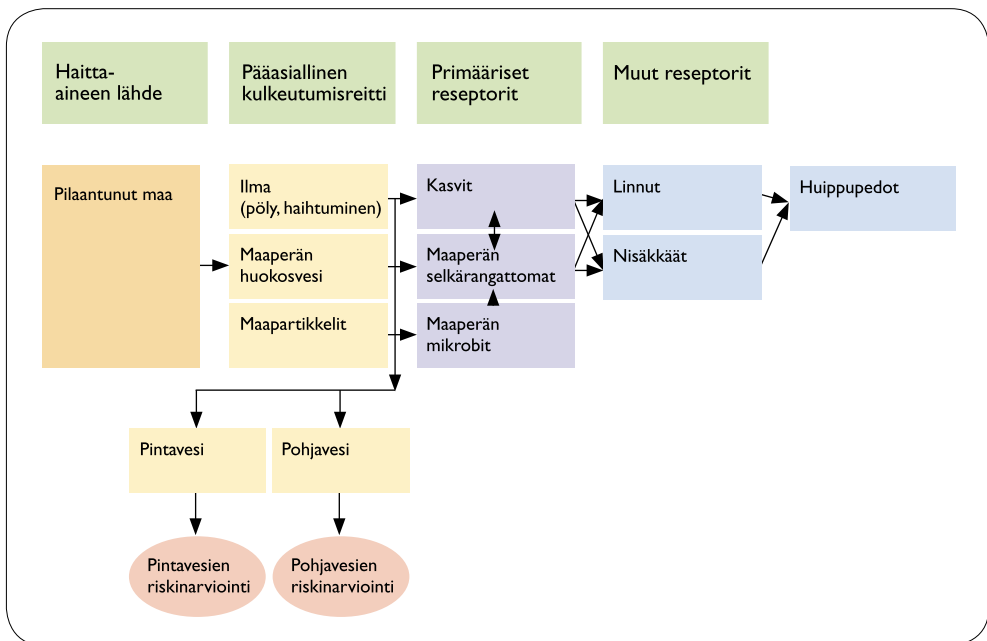
Seosvaikutuksia on syytä tarkastella, jos yksittäisten haitta-aineiden pitoisuudet ovat lähellä haitalliseksi arveltuja pitoisuuksia. Seosvaikutusten huomioiminen on kuitenkin useimmiten vaikeaa. Samalla tavalla vaikuttavien yhdisteiden tapauksessa voidaan joskus käyttää toksisuusekvivalenteja (esim. I-TEQ kloorattujen dioksiinien ja furaanien tapauksessa) tai rakenne-aktiivisuuslaskelmia. Eri tavoin vaikuttavien yhdisteiden tapauksissa ei ole olemassa selkeää käytäntöä arvioida yhteisvaikutuksia. Tutkittavaa maata käyttäen tehtävät biotestit ovat usein käyttökelpoisia yhteisvaikutusten määrittämisessä, mutta tällöin ei taas saada tietoa eniten vaikuttavista haitta-aineista.

2.3.4 Alustavan käsitteellisen mallin laatiminen

Seuraavaksi on tehtävä aluetta ja tilannetta koskeva alustava käsitteellinen malli. Käsitteellinen malli sisältää kuvauksen haitta-aineiden lähteestä ja niiden kulkeutumisesta ja alueen kohdeorganismien altistumisesta niille eli altistumisreitit.

Katkeamaton altistumisreitti tarkoittaa sellaista kulkeutumisreittiä, jossa haitta-aineen kulkeutuminen tietystä ympäristön osasta kohde-eliöön tunnetaan (esimerkiksi reitti maaperä-liero-päästäinen).

Alustavan käsitteellisen mallin tekemisessä voidaan käyttää mahdollisimman yleistä mallia (Kuva 2) apuna ja karsia siitä myöhemmin tarpeettomia elementtejä pois.



Kuva 2. Esimerkki ekologiseen riskinarviointiin liittyvästä käsitteellisestä mallista. Kaikkia kulkeutumisreittejä ei ole huomioitu.

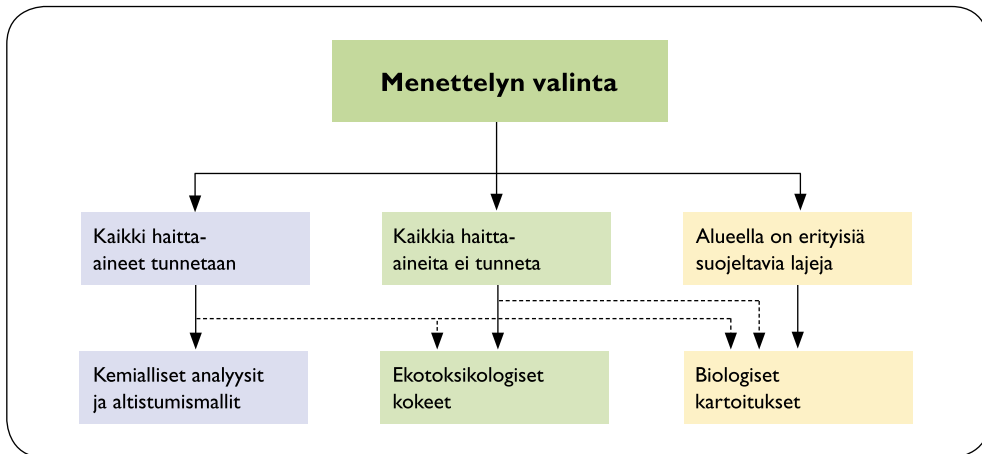
2.3.5 Mahdollisten haitallisten vaikutusten tunnistus

Alustavaa arviota varten on päätettävä, mitä haitallisia vaikutuksia ja mitä eliöryhmiä tarkastellaan. Käsitteellistä mallia on mahdollisuuksien mukaan yksinkertaistettava, jotta saadaan esitettyä tärkeimmät altistumisreitit, joihin riskinarviointi tulee perustumaan.

Haitalliset vaikutukset voivat olla esim. lisääntymishäiriöitä, kasvun tai kehityksen häiriöitä tai kuolleisuuden lisääntymistä. Myös mikrobiologiset prosessit voivat häiriintyä. Seurauksena voi olla eliöyhteisön rakenteen tai toiminnan eri asteisia muutoksia.

On myös mahdollista käyttää yleisiä ekotoksisuutta ilmaisevia viitearvoja, joiden tulisi perustua kroonisen altistuksen NOEC- tai NOAEL-arvoihin. Merkittävimmät ekologiset vaikutukset ovat sellaisia, jotka johtavat muutoksiin ylemmillä biologisilla tasoilla, esim. populaatioissa. Yhteisötason vaikutusten arviointiin ei yleensä ole riittäviä tietoja.

Tutkimuksia suunniteltaessa kannattaa pohtia, minkä tyyppinen tutkimus palvelee parhaiten tavoitteita. On olemassa kolme eri tyyppistä tutkimustapaa: (1) kemiallisiin määrittelyksiin ja altistumismalleihin perustuva, (2) ekotoksikologisiin määrittelyksiin perustuva ja (3) ekologiin kartoituksiin perustuva tapa (Kuva 3). Voidaan käyttää myös useita tutkimustapoja ja yhdistää näistä saatavat tiedot. Tällainen on ns. triadmenettely (ks. tarkemmin liite 5, luku 2.4.2).



Kuva 3. Ekologisen riskinarvioinnin menettelytapa riippuu mm. käytettävissä olevan tiedon määrästä ja laadusta.

2.3.6 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe I

Riskinarvioinnin tavoitteena oli selvittää, voiko kohdealueella toimineella sahalla käytetyistä haitta-aineista aiheutua haittaa alueen eliöille. Sahatoiminnan loputtua joutomaaksi jääneen villiintyneen alueen pinta-ala oli noin 50 ha ja se rajoittui järveen. Selviä merkkejä ekosysteemin häiriintymisestä ei maastokäynnin yhteydessä havaittu. Alueen läheisyydessä oli sekä vakituista asutusta että lomarakennuksia.

Saha-alueella oli alustavissa tutkimuksissa todettu olevan sinistymisenestoaineena käytetyn KY-5:n komponentteja tri-, tetra- ja pentakloorifenolia sekä valmistuksessa esiintyneitä epäpuhtauksia, kloorattuja dibentso-*p*-dioksiineja ja -furaaneja (PCDD/F-yhdisteit). Korkein alustavissa tutkimuksissa ilmennyt PCDD/F-yhdisteiden summapitoisuus oli 2600 ng I-TEQ/kg ja kloorifenolien 4,7 mg/kg.

Työn kuluessa koottiin tietoja haitta-aineista ja niiden vaikutuksista (Taulukko 2 ja taulukko 3). Tarkastellut haitta-aineet ovat ominaisuuksiltaan hyvin erilaisia. PCDD/F-yhdisteet ovat hyvin niukkaliukoisia veteen, eivät haihdu ja hajoavat hyvin hitaasti maaperäoloissa. Ne eivät myöskään kulkeudu maaperässä muuten kuin maapartikkeleiden mukana. Kloorifenolit sen sijaan ovat vesiliukoisia, varsinkin, jos pH on korkea. Ne voivat kulkeutua veden mukana kasveihin ja näistä eläimiin tai suoraan eläimiin. Kloorifenolit hajoavat selvästi PCDD/F-yhdisteitä nopeammin.

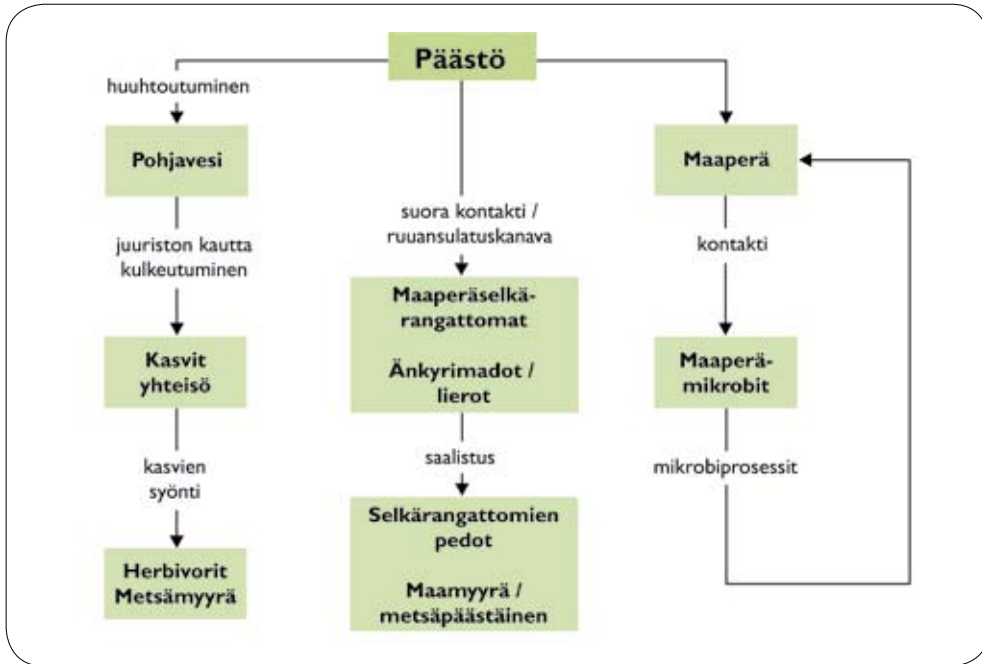
Taulukko 2. Kloorifenolien fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia.

	PeCP	TeCP	TriCP
CAS numero	87-86-5	58-90-3	88-06-2
Moolimassa, g/mol	266,34	231,89	197,45
Sulamispiste, C°	187-191	67,0-70,0	68,0-69,5
Vesiliukoisuus g/m³ (20C°)	9,6-20,0	100-183	420-1000
Höyrynpaine, Pa (20-25 C°)	0,004-0,23	0,28-0,81	1,12-4,28
Oktanoli-vesi-jakaantumiskertoimen logaritmi	1,30-5,85	4,10-5,03	2,80-4,03
Fugasiteettisuhde	0,0336	0,3589	
Dissosiaatiovakio	4,60-5,30	5,22-5,62	5,99-6,23
Biokonsentraatiokerroin	22-5610	2,55-2,69	20-12300
Puoliintumisaika, h			
ilma	139-1390	364-3640	123-1230
pintavesi	1-110	1-336	216-432
pohjavesi	1100-36500	1344-8640	336-43690
maaperä		672-4320	168-6720
PeCP = pentakloorifenoli, TeCP = 2,3,4,5-tetrakloorifenoli (eri isomeeri kuin KY-5:ssä), TriCP = 2,4,6-trikloorifenoli.			

Taulukko 3. Lieroille kirjallisuudessa esitettyjä toksisuustietoja.

Lierolaji	Toksisuus-arvo	Maan TCDD-pitoisuus (mg/kg)	Maan PCP-pitoisuus (mg/kg)	Maan 2345-TeCP-pitoisuus (mg/kg)	Maan 246-TriCP-pitoisuus (mg/kg)
<i>Allolobophora caliginosa</i>	NOEC (85 d)	5			
<i>Eisenia andrei</i>	NOEC		10		
<i>Eisenia fetida</i>	NOEC		5,3-32	40-60	20
<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	5		170-280	
<i>Allolobophora tuberculata</i>	LC ₅₀				110
<i>Eisenia andrei</i>	LC ₅₀		16-500	120-180	
<i>Eisenia fetida</i>	LC ₅₀		16-50		58
<i>Lumbricus rubellus</i>	LC ₅₀		360-2300	510-880	
<i>Lumbricus terrestris</i>	LC ₅₀		<10-190		
TCDD=2,3,7,8-tetraklooridibentsodioksiini.					

Haitta-aine- ja kohdetietojen perusteella laadittiin alustava käsitteellinen malli (Kuva 4). Suojeltavaksi ekologiseksi arvoksi määriteltiin tässä vaiheessa maaeräeliöt ja niitä edustaviksi eliöiksi valittiin lierot, joita alueella oli runsaasti. Ajatus oli, että alueen ekologinen tila on heikentynyt, jos haitta-aineet vaikuttavat lieroihin.



Kuva 4. Esimerkissä tarkasteltavan saha-alueen maaekosysteemissä ilmenevien ekologisten riskien muodostumista kuvaava alustava käsitteellinen malli.

2.4

Alustavat arviot – vaihe 2

2.4.1 Vaiheen 2 tavoitteet

Alustava riskinarvio tehdään arvioimalla riski niiden tietojen perusteella, joita on käytettävissä edellisen vaiheen jälkeen. Arvio tehdään yleensä pahimman mahdollisen tapauksen mukaisesti. Tilannearvion yhteydessä todetaan riskin suuruus, arvioidaan koottujen tietojen riittävyys ja laatu suhteessa riskin arvioinnin epävarmuuteen sekä tehdään päätökset prosessin jatkamisesta ja arvioidaan sen edellyttämien resurssien tarve.

Ensin arvioidaan kohde-eliöiden **altistuminen** ja sen jälkeen laskemalla toksisuus-tietojen perusteella **vaarasuhde** HQ. Vaarasuhde merkitsee altistumisen suhdetta haitattomana pidettyyn altistumistasoon. Riskin katsotaan yleisesti ylittävän hyväksyttävän tason, kun $HQ > 1$. Johtopäätöksen teossa on huomattava tarkastella myös altistumislaskelmiin sisältyviä epävarmuuksia ainakin kvalitatiivisesti.

2.4.2 Altistumisen arviointi

Mikäli ekologiset vaikutukset eivät ole helposti todettavissa, on tehtävä altistumis-arvio vaarasuhteen laskemiseksi. Altistumisarviossa käytetään suurimpia todettujen haitta-aineiden pitoisuuksia ja tunnistettuja altistumisreittejä. Tarpeellisia tietoja ovat pilaantuneen maa-alueen pinta-alan suhde eliön normaaliin elinpinta-alaan, haitta-aineen biosaatavuus, tieto eliön herkimmästä kehitysvaiheesta (esim. toukka vai aikuinen hyönteinen), eliön massa, ravinnonkäyttö ja ravinnon laatu. Nämä tiedot ovat joskus vaikeasti saatavilla, sillä varsinkaan kotimaisilla eläimillä ei ole tehty riittävästi biosaatavuuskokeita. Ulkomaisista lähteistä saa monista eliöistä suuntaa antavia tietoja, joita voi harkiten käyttää myös Suomessa.

Altistuminen (E_{tot}) voi tapahtua eri tavoin, ravinnon/ruoansulatuskanavan (E_{oral}), ihon (E_{dermal}) tai hengityksen (E_{inhal}) kautta. Altistumisen komponentit ovat siis:

$$E_{tot} = E_{oral} + E_{dermal} + E_{inhal} \quad (1)$$

Annos E_{tot} on arvioitu haitta-aineen päivittäinen saanti/eläimen massa.

Liitteessä 5 on esitetty esimerkki menetelmän käytöstä ampumaratakohteen ekologisessa riskinarvioinnissa.

2.4.3 Alustava riskin määrittäminen

Riski voidaan ilmaista vaarasuhteen eli vaaraosamäärän – HQ – avulla. Tämä laske-taan altistumisen ja toksisuustietojen avulla seuraavasti:

$$HQ = \frac{E_{tot}}{NOAEL} \quad (2)$$

NOAEL = No Observed Adverse Effect Level eli annos, joka ei aiheuta havaittavaa haittavaikutusta. Joissain tilanteissa – tyypillisesti vesiympäristössä ja maaperäeliöiden tapauksessa – toksisuustesteissä ei määritellä annosta vaan muuttujana on ympäröivän väliaineen haitta-ainepitoisuus. Tällöin vaarasuhde voidaan laskea:

$$HQ = \frac{PEC}{NOEC} \quad (3)$$

PEC = Predicted Environmental Concentration eli arvioitu haitta-ainepitoisuus ympäristössä ja NOEC = No Observed Effect Concentration eli pitoisuus, joka ei aiheuta havaittavia vaikutuksia.

Jos vaarasuhde on pienempi kuin yksi, kyseinen haitta-aine ei todennäköisesti aiheuta haittoja ympäristössä yksinään. Se voi kuitenkin olla yhtenä tekijänä vaikuttamassa eri haitta-aineiden yhdessä aiheuttamaan riskiin. Jos alueella on useita samalla tavalla ja samaan kohteeseen haitallisesti vaikuttavia aineita (kuten kloorifenoleita), näiden riskisuhteet voidaan laskea yhteen kokonaisriskin arvioimiseksi. Yleisesti ottaen seosten yhteisvaikutusten määrittäminen ilman ekotoksikologisia tutkimuksia on hyvin vaikeaa. Ekotoksikologisissa tutkimuksissa taas ei aina voida osoittaa, mikä haitta-aine vaikutukset aiheutti vai oliko kyse yhteisvaikutuksista.

2.4.4 Johtopäätösten teko

Alustavan riskinarvioinnin perusteella tehtävä johtopäätös riippuu paitsi vaarasuhteen suuruudesta myös siihen liittyvien epävarmuuksien suuruudesta. Ei ole itsestään selvää, että riski on vähäinen, jos vaarasuhde on alle yksi, vaan epävarmuudet, haittojen luonne ja laajuus pitää ottaa huomioon. Lisäksi jossain vaiheessa on määriteltävä suurin hyväksyttävä riski, mihin liittyy eri asioiden arvottaminen. Tämä arvottamisprosessi ei kuulu varsinaiseen riskinarviointiin, vaan se on pikemminkin riskinarvioinnin tulosten hyväksikäyttöä. Sen sijaan itse riskinarvioinnin epävarmuuksien merkityksen arvottaminen on osa riskinarviointia ja voi vaikuttaa johtopäätöksiin. Arvion

Esimerkki.

Altistumisen laskeminen

Oletetaan, että tarkasteltava eläin altistuu ravinnon ja tahattoman maan syönnin kautta. Päivittäinen haitta-aineannos (E_{tot} , mg/kg/d) on tällöin:

$$E_{tot} = \frac{C_s[(BAF \cdot I_a \cdot AC) + (ST \cdot I_s)] \cdot AH}{BW}$$

C_s = maan haitta-ainepitoisuus, mg/kg

BAF = bioakkumulaatiokerroin = ravinnon haitta-ainepitoisuus/maan kemikaalipitoisuus

I_a = eläimen ravinnon saanti, kg/d

AC = absorptiotekijä, joka ilmaisee osuuden, joka ravinnon haitta-aineesta tosiasiallisesti absorboituu elimistöön, usein 1 (oletetaan, että kaikki absorboituu)

I_s = maan tahaton saanti, kg/d

ST = biosaatavuusmaasta eliöön, usein 1 (oletetaan kaikki biosaatavaksi)

AH = altistumisalue/elinpiirin alue = 1, jos eläin on aina kohdealueella

BW = eläimen massa, kg

On syytä varmistua, että yksiköt täsmäävät eli esimerkiksi käytetään johdonmukaisesti kuiva- tai tuorepainoja mm. pitoisuuksissa ja BAF-tekijää laskettaessa.

epävarmuutta vähentävät mm. käsitteellisen mallin oikeellisuus, luotettavat toksisuustiedot ja riittävät pitoisuustiedot. Yksinkertainen epävarmuusanalyysi voidaan tehdä antamalla kaikille laskennassa käytettäville parametreille todennäköisinä pidetyt minimi- ja maksimiarvot, joita käyttäen lasketaan riskisuhteelle minimi- ja maksimiarvot. Näiden arvojen ero kuvaa arvioinnin epävarmuutta, joka on huomioitava johtopäätöstä tehtäessä.

Tämän arviointivaiheen johtopäätösten perusteella yksityiskohtaisempi riskinarviointi voidaan todeta tarpeettomaksi, se voidaan suunnata eri tavoin kuin alussa ajateltiin ja/tai sitä voidaan tarkentaa ja syventää lopullisen riskinarvion tekemiseksi. Johtopäätösten perusteella on mahdollista jättää osa haitta-aineista pois jatkotutkimuksista tai lisätä niiden määrää, mikäli se on koottujen tietojen valossa perusteltua. Samoin voidaan menetellä altistumisreittien tai valittujen vaikutuksia mittaavien parametrien osalta.

Päätöksenteko on syytä dokumentoida selkeästi: mikä oli alustavan arvion tulos, mitä päätettiin tehdä, mitkä olivat päätöksen perusteet, miten epävarmuudet huomioitiin, ketkä osallistuivat päätöksentekoon jne.

2.4.5 Esimerkki- ERA saha-alueella, vaihe 2

Ympäristön haitta-ainepitoisuuksista arvioitava eliöiden altistumisarvio ja vaarasuhteen laskeminen on mahdollista tehdä vain organismeille, joille on olemassa riittävät toksikologiset tiedot. Tämä rajoittaa tarkasteltavien kohdeorganismien määrää. Maaperäeliöistä luultavasti eniten tutkittuja ovat lierot, joita tälläkin tutkittavalla alueella oli runsaasti. Siksi lierot ovat hyvä alustavan ekologisen riskinarvioinnin kohde-eliö. Lierojen NOEC-arvon avulla ja suurinta todettua haitta-ainepitoisuutta sekä I-TEQ-pitoisuustietoja käyttäen voitiin laskea vaarasuhde:

$$HQ_{PCDD/F} = \frac{C_{I-TEQ}}{NOEC} = 0,0026/5 = 0,00052$$

jossa C_{I-TEQ} = korkein todettu maaperän PCDD/F-pitoisuus (I-TEQ, mg/kg).

Vaarasuhde 0,00052 merkitsee, että lieroille ei pitäisi aiheutua havaittavia vaikutuksia maaperän PCDD/F-pitoisuuden takia. Tätä menettelyä käytettäessä on huomattava, että kyseinen NOEC-arvo oli saatu yhtä kloorattua dioksiinikongeneeria (2,3,7,8-TCDD) käyttäen. Kyseisen kongeneerin biosaatavuus ympäristössä on paljon suurempi kuin niiden kongeneerien (esim. hepta- ja oktaklooridibentsofuraani), joita saha-alueella tosiasiaassa esiintyy. Näin ollen HQ-arvo lieroille olisi esitettyä paljon pienempi, jos biosaatavuus huomioitaisiin.

Vastaavasti saatiin kloorifenoleille kokonaispitoisuuden perusteella seuraavat HQ-arvot (2,3,4,6-tetrakloorifenolin osalta NOEC-arvona käytettiin 2,3,4,5-tetrakloorifenolin arvoa).

Pentakloorifenoli:	HQ_{PCP}	= 4,7/5,3	= 0,89
Tetrakloorifenoli:	HQ_{2346TeCP}	= 4,7/40	= 0,12
Trikloorifenoli:	HQ_{246TCP}	= 4,7/20	= 0,24

Suurin vaarasuhde on pentakloorifenolin tapauksessa 0,89 ja johtopäätös on siten, ettei siitä ole odotettavissa haitallisia vaikutuksia lieroihin. On huomattava, että näissä laskelmissa käytettiin kastelualtaan pohjalta otetun näytteen pitoisuutta. Altaan ulkopuolella pitoisuudet olivat paljon pienemmät (< 1 mg/kg).

Jos oletetaan, että kaikki kloorifenolit vaikuttavat samalla mekanismilla ja vaarasuhteet lasketaan yhteen, arvion tulos ilmentää mahdollista riskiä (summa HQ=1,3).

Alustavan riskinarvioinnin tulos on siis, että alueen maaperässä olevat haitta-aineet eivät aiheuta merkittävää riskiä lieroille kastelualtaan pohjan kloorifenolijäämiä lukuun ottamatta. Koska haitta-aineiden pitoisuustiedot olivat kuitenkin vähäiset alueen pinta-alaan verrattuna, alueelle päätettiin tehdä perusteellinen riskinarviointi, jossa maaperän haitta-ainepitoisuudet kartoitetaan paremmin.

2.5

Tavoitteiden määrittely - vaihe 3

2.5.1 Vaiheen 3 tavoitteet

Arvioinnin kolmannessa vaiheessa päätetään:

- Mitkä ovat koko arviointiprosessin arvioitavat vasteet, mitkä ovat alueen ekologiset arvot?
- Mitkä ekologiset vaikutukset ovat tärkeimmät?
- Mitkä haitta-aineet ovat arvioinnissa mukana?
- Mitä uusia tietoja tarvitaan haitta-aineiden kulkeutumisesta ja hajoamisesta, niille altistumisesta tai vaikutuksista?
- Millainen on tilannetta kuvaava käsitteellinen malli?
- Mitkä ovat mahdolliset työhypoteesit ja riskiä koskevat kysymykset, joihin arvioinnin avulla halutaan vastata?

2.5.2 Arviointivasteiden ja tavoitteiden määrittely

Ennen tutkimussuunnitelman tekemistä on määriteltävä riskinarvioinnin tavoitteet. Edellisen työvaiheen perusteella tiedetään alustavasti, mitkä ovat ilmeisimmät ekologiset ongelmat ja toisaalta, mitkä ovat tiedon tarpeet. Ongelmien tunnistamisessa käytettiin konservatiivisia arviointimenetelmiä, koska käytettävissä olevat tiedot olivat puutteellisia. Tämän työvaiheen aikana päätetään, mitä tutkitaan ja arvioidaan. Varsinainen tutkimussuunnitelma tehdään näiden päätösten perusteella vaiheessa 4.

Kolmannessa arviointivaiheessa käydään yksityiskohtaisesti läpi käytettävissä olevat tiedot: tarkasteltavien haitta-aineiden ympäristöominaisuudet, tutkimusalueen ominaisuudet (ympäristön laatu, kasvisto, eläimistö, mahdolliset häiriintyvät organismit tai prosessit) sekä pilaantumisen laajuus (mm. pitoisuudet alueen eri osissa). Tarkasteltavien altistumisreittien lukumäärää voidaan usein pienentää keskittymällä kriittisimpiin reitteihin, joiden kautta organismien altistuminen on suurinta tai joissa kynnys vaikutusten ilmenemiselle on alhaisin.

Tarkasteltavalla pilaantuneella alueella voi olla sellaisia erityispiirteitä, jotka on otettava huomioon ekologisessa riskinarvioinnissa. Tällaisia ovat erityiset suojeltavat alueet tai eliöt. Varsinkin, jos tutkittavalla alueella on suojeltuja kohteita, näiden suojelun tarkoitus on selvitettävä. Suojelu voi perustua esimerkiksi maisemaan, metsätyyppiin tai yksittäiseen kasvi- tai eläinlajiin.

Joitakin altistumisreittejä voidaan ehkä pudottaa pois jatkokäsittelystä, mutta voi olla, että uusia tunnistetaan. Tyypillisesti altistumisreitit ovat ravintoketjuja, mutta muitakin mahdollisuuksia on, esimerkiksi kun arvioinnissa on mukana ekologiaa prosesseja (esim. typen sidonta maaperämikrobien toimesta). Tässä työvaiheessa päivitetään aikaisemmin tehty käsitteellinen malli koottujen tietojen perusteella.

Altistumisreittien määrittelyn jälkeen on päätettävä arviointivasteista eli siitä, minkä ekologisten arvojen suojelemiseen tähdätään. Ei ole käytännössä mahdollista selvittää kaikkiin alueella esiintyviin eliölajiin kohdistuvaa riskiä, vaan arviointivasteet valitaan tärkeimmiksi tunnistettujen suojeltavien arvojen perusteella. Arvioinnin suunnittelua helpottaa, jos pyritään etsimään vastausta kysymykseen, mitä tässä kohteessa halutaan erityisesti suojella? On selvää, että koko tarkasteltavan alueen ekosysteemin tutkiminen ei käy päinsä.

Arvioinnin kohteiden valinnassa joudutaan myös pohtimaan ekologista tasoa, johon keskitytään (Suter ym. 2000). Ekosysteemi voi olla kohteena, jos se sisältää erityisiä suojeltavia arvoja (esim. lintukosteikot). Ekosysteemitason suojeltavia ominaisuuksia voivat olla esim. orgaanisen aineksen hajoamiseen ja ravinteiden kiertoon liittyvät muuttujat. Tavallisimmin arvioinnin kohteena on jokin yhteisö tai populaatio, mutta joissain tilanteissa myös yksilöt voivat olla tärkeitä. Näin on silloin, kun alueella on uhanalaisen lajin yksilöitä.

Arvioinnin kohteiden ja mitattavien tekijöiden valinnan yhteydessä joudutaan määrittelemään myös kriteerit, joita johtopäätösten teossa käytetään. On määriteltävä

mitattaville vasteille herkkyys, jonka perusteella voidaan päätellä kyseessä olevan todellinen vaste eikä vain vaikutuksen ilmenemiseen liittyvä luonnollinen vaihtelu.

2.5.3 Riskikysymysten laatiminen

Riskikysymysten avulla pyritään saamaan arviointitehtävälle selkeät menetelmät ja konkreettiset vastaukset. Yleisellä tasolla riskikysymys on ”voiko alueella oleva haitta-aine aiheuttaa haitallisia vaikutuksia arvioinnin kohteeseen (esim. eliölajiin eli tunnistettuun suojeltavaan kohteeseen)?”

Vastaus riskikysymykseen voidaan päätellä eri tavoin käytettävissä olevista tiedoista riippuen. Riskikysymysten asettaminen helpottaa näkemään, millaista tietoa siihen vastaamiseksi on hankittava. Erilaisia tiedonhankintamenetelyjä on useita.

- Verrataan arvioituja tai mitattuja altistumistasoja haitallisiksi tiedettyihin tasoihin.
- Verrataan tutkittavalta alueelta peräisin olevien biologisten näytteiden ja vertailunäytteiden ekotoksisuuskokeissa saatuja tuloksia keskenään.
- Verrataan tutkittavalla alueella tehtyjen biologisten in situ -tutkimusten tuloksia vastaavalla vertailualueella tehtyjen kokeiden tuloksiin.
- Verrataan tutkittavalla alueella havaittuja haitallisia vaikutuksia vastaavan vertailualueen kanssa.

Riskinarvioinnin vaiheessa 4 on päätettävä, mitä menettelytapaa ja mitä mittausvasteita käytetään riskikysymykseen vastaamiseksi.

Riskinarvioinnissa voidaan käyttää hypoteesintestausta yhtenä keinona johtopäätöksen tekemiseen. Nollahypoteesina voi olla esimerkiksi, että tutkittavalla alueella ei havaita ekologisesti haitallisia vaikutuksia enempää kuin vertailualueella. Vastahypoteesina voi vastaavasti olla, että tiettyjä vaikutuksia on. Hypoteesin tilastollisen testaamisen edellytyksenä on luotettavuustason määrittely (esim. 95% taso) ja riittävän tutkimusaineiston kerääminen vaihtelun määrittämiseksi.

2.5.4 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe 3

Ongelmanasettelu

Altistumisreitit ja arviointivasteet

Klooratut dioksiinit ja furanit ovat erittäin pysyviä ja rasvahakuisina myös hyvin ravintoketjuissa kerääntyviä. Tärkeimpänä altistumisreittinä pidettiin siksi maaperä - maaperäselkärangan - peto - reittiä, josta johdettiin arviointivasteeksi maaperä-eliöiden kannalta haitallisten vaikutusten ilmenemisen selvittäminen.

Maaperäselkärangattomat valittiin suojeltavaksi arvoksi. Lisäksi tarkasteltiin maaperäselkärangattomia ravintonaan käyttäviin päästäisiin mahdollisesti kohdistuvia haittoja.

Jotta saataisiin kuva haitta-aineiden mahdollisista vaikutuksista muihin maaperäeliöihin, päätettiin tutkia myös sukkula- ja änkyrimatoja.

Riskikysymys ja työhypoteesi

Riskikysymykseksi muodostui näin: Vaikuttavatko alueella mahdollisesti olevat klooratut dibentso-*p*-dioksiinit ja -furaanit tai kloorifenolit haitallisesti maaperäeliöihin?

Työhypoteesi oli: Alueen ja vertailualueen välillä ei ole merkittäviä eroja tutkittavissa muuttujissa.

Mittausvasteet

Riskikysymykseen vastaamiseksi päätettiin mittausvasteiksi valita tutkimusalueen maassa laboratorio-oloissa kasvatettujen lierojen lisääntyminen, kasvu, kuolleisuus ja EROD-entsyymiaktiivisuus. Nämä vasteet ovat suoraan käytettävissä arviointivasteen mittoina. Lisäksi päätettiin määrittää haitta-ainepitoisuudet niistä maanäytteistä, joita käyttäen mittausvasteet määritettäisiin. Näin saataisiin mahdollinen annosvaste-suhde selvitettyä. Sukkula- ja änkyrimatokokeissa vasteena oli biomassa tai yksilöiden lukumäärä.

Päästäisten tutkimiseen mittauksin ei ollut soveltuvaa menetelmää, vaan altistuminen arvioitiin altistumismallin perusteella.

Epävarmuudet

Riskinarvioon aiheuttivat epävarmuutta mm. seuraavat seikat: 1) haitta-aineiden pitoisuusjakaumaa ei tunnettu riittävän tarkasti; 2) näytteenottoon ja kemialliseen analytiikkaan liittyi epävarmuutta; 3) ekotoksikologisissa määrittämissä oli suuri hajonta ja tutkittavana oli vain yksi laji; 4) tehtävien kokeiden lukumäärä oli pieni eikä riittänyt kaikkiin tilastollisiin analyysiin; 5) vertailualueen valinta saattoi vaikuttaa johtopäätöksiin.



Katkeamaton altistumisreitti

Saha-alueen ERAssa mielekkään altistumisreitin muodosti kloorattujen dioksiinien tapauksessa ketju maaperä - liero - päästäinen.

2.6

Työsuunnitelman teko –vaihe 4

2.6.1 Vaiheen 4 tavoitteet

Tässä vaiheessa tehdään yksityiskohtainen työ- ja tutkimussuunnitelma, joissa kuvataan koko riskinarviointiprosessin kulku. Nämä sisältävät itse tutkimusten ja arviointien suorittamisen lisäksi suunnitelman laadunvarmistusmenettelyistä ja epävarmuuksien arviointimenetelmistä sekä tehdyistä oletuksista. Lisäksi tässä vaiheessa varmistutaan siitä, että suunnitelmat ovat toteuttamiskelpoisia.

2.6.2 Työsuunnitelman sisältö

Työsuunnitelmaan tulevat altistumisreitit määriteltiin käsitteellisen mallin laadinnan yhteydessä vaiheessa 3. Tähän liittyen päätettiin arviointivasteista, riskikysymyksistä ja työhypoteesista. Vaiheessa 4 nämä muotoillaan työsuunnitelmaksi ja edelleen

näytteenotto- ja analyysisuunnitelmaksi. Ensin on päätettävä, millä tutkimuksilla tai mittauksilla voidaan määrittää arviointivasteiksi tunnistetut muutokset. Toisin sanoen on päätettävä mittausvasteista, joiden perusteella tai joita yleistäen voidaan ottaa kantaa arviointivasteisiin ja vastata riskikysymyksiin. Tähän liittyen on tunnistettava menettelyjen epävarmuudet ja tuloksiin tai menetelmien valintaan vaikuttavat oletukset.

Työsuunnitelmassa kuvataan

- Altistumisreitit
- Arviointivasteet
- Riskikysymykset ja hypoteesit
- Mitattavat vasteet ja niiden suhde arviointivasteisiin
- Epävarmuudet ja oletukset

Työsuunnitelmassa määritellään altistumisen tai vaikutusten arvioimiseksi tarpeellisten näytteiden laatu ja analyysit. Arviointivasteet kuvataan vaiheen 3 mukaisesti ja esitetään riskikysymykset ja työhypoteesit. Tämän jälkeen on määriteltävä varsinaiset mitattavat vasteet eli ekotoksikologiset mittaukset, joilla tulee olla suora yhteys arviointivasteeseen eli suojeltavaan ekologiseen arvoon. Samalla määritellään muut mitattavat suuret.

2.6.3 Näytteenotto- ja analysointisuunnitelma

Työsuunnitelman pohjalta tehdään käytännön toimintaa varten yksityiskohtainen näytteenotto- ja analysointisuunnitelma.

Näytteenotto- ja analysointisuunnitelmassa kuvataan

- Tutkimusten rakenne ja tiedon analysointitavat
- Analyysi- ja näytteenottomenetelmät
 - Millaisia näytteitä otetaan (maa, pohjavesi, sedimentti jne.)?
 - Mitä varten näytteet otetaan?
 - Mistä ja millä välineillä näytteet otetaan?
 - Montako näytettä otetaan ja miten usein?
 - Montako rinnakkais- tai kokoomanäytettä otetaan?
 - Otetaanko kokoomanäytteitä sekä horisontaalisesti että vertikaalisesti?
 - Miten näytteet nimetään?
 - Miten näytteitä käsitellään ja säilytetään?
 - Millä menetelmillä näytteet analysoidaan?
- Tulosten käsittely- ja esitystavat
- Laadunvarmistusmenettelyt
- Kuka vastaa mistäkin vaiheesta?
- Miten laadunvarmistusrutiinit raportoidaan?

Tutkimusten sisältöön vaikuttavat monet seikat: haitta-aineiden ominaisuudet, eliöyhteisön rakenne, arviointivaste jne. Yleensä ERAssa on syytä käyttää useita menetelmiä ja mittauksia, sillä muuten satunnaiset tekijät, luontainen hajonta ja tuntemattomat muuttujat voivat johtaa vääriin johtopäätöksiin. Riskinarvioinnin kohteena olevat eliölajit ratkaisevat, millaisia menetelmiä on käytettävissä tai kannattaa käyttää. Myös kemiallisissa analyyseissä voi olla tarpeen käyttää menetelmiä, jotka palvelevat nimenomaan riskinarviointia. Tällaisten menetelmien käytön tavoitteena voi olla esimerkiksi biosaatavuuden määrittäminen (ks. liite 2) pikemminkin kuin yhdisteen kokonaispitoisuuden määrittäminen.

Näytteenotto

Käyttökelpoiset näytteenottomenetelmät riippuvat olosuhteista ja tavoitteista eikä tässä voida antaa niistä seikkaperäisiä ohjeita. Näytteenotossa huomioon otettavia seikkoja ovat mm. näytteen edustavuuden varmistaminen, näytteiden kontaminaation estäminen, näytteiden muuttumisen minimointi näytteenoton jälkeen ja näytteiden esikäsittelytarve ennen määrittämiä. Kontaminaatiotasoa ja näytteiden muuttuminen voidaan selvittää mm. sopivien kontrollinäytteiden avulla.

Näytteenottoa käsitellään lähemmin liitteessä 2.

Kemialliset analyysit

Kemiallisissa analyyseissä on syytä käyttää standardimenetelmiä, mikäli ne vain soveltuvat tilanteeseen. Kaikkien analyysien osalta on kuitenkin erittäin tärkeää varmistua kontrollinäytteiden avulla siitä, että menetelmien oikeellisuus (saanto), toistettavuus, uusittavuus ja herkkyys ovat riittävät tavoitteen kannalta.

Kemiallista analytiikkaa käsitellään tarkemmin liitteessä 2.

Kulkeutumismallien (esim. fugasiteettimallit, Mackay 1991) avulla voidaan arvioida, mihin ympäristönsaahan (maa, vesi, ilma, eliöt) haitta-aine pyrkii kertymään ja missä määrin. Malleja on monen tasoisia, ja ne voivat mahdollistaa mm. hajoamisreaktioiden huomioon ottamisen. Kulkeutumismallien tuloksia voidaan käyttää altistumisen arvioinnissa, jos kemiallisten analyysien tuloksia ei ole riittävästi käytettävissä

Ekotoksikologiset ja ekologiset tutkimukset

Ekotoksikologisia kokeita suunniteltaessa on pohdittava, miten kunkin testin tulos (siis mittausvaste) tukee arviointivasteen määrittämistä ja riskinhallintapäätöksiä. Eritasoisia menetelmiä on useita.

Käytettävien ekotoksisuustestimenetelmien valinta riippuu täysin tapauksesta. Yleinen suositus on soveltaa standardoituja menetelmiä, mutta usein tästä voidaan joutua poikkeamaan paikallisten olosuhteiden takia. Myös ekotoksikologisissa kokeissa on pidettävä huoli menetelmien laadusta. Oleellista on varmistaa vertailunäytteiden soveltuvuus kokeisiin, näytteiden riittävä lukumäärä, koe-eliöiden tai -yksiköiden riittävä määrä tilastollisiin tarkoituksiin kuten hypoteesin testaukseen

sekä tuntea testin normaalit vasteet ja haitta-aineiden ohella muut vasteeseen vaikuttavat tekijät.

Laboratoribiotesti, jossa käytetään pilaantuneelta alueelta peräisin olevaa materiaalia on monesti riittävä menettely. Tätä varten tarvitaan myös vertailu- ja kontrollinäytteitä.

In situ –biotestit eli tutkimukset, jotka tehdään kohdealueella, ovat parhaita mittaamaan haitta-aineiden vaikutuksia alueella todellisuudessa esiintyviin eliöihin. Tällaisia tutkimuksia ovat esim. maaperäprosessien mittaaminen paikan päällä ja erilaiset koeruutujen sisältämien eliöiden seuraamiseen perustuvat tutkimukset. On myös mahdollista tehdä erilaisia populaatio- tai yhteisökartoituksia, jos sopiva vertailualue on olemassa. Usein on tarpeen käyttää useampia testejä mahdollisten haittavaikutusten osoittamiseen tai osoittamaan, ettei niitä ilmene.

Koska ekotoksikologisissa testeissä luonnollinen vaihtelu on suurta ja sen lisäksi tulosten tulkintaa häiritsee näytteiden käsittelyn ja epähomogeenisuuden tuoma vaihtelu, on tärkeää tehdä useita rinnakkaismäärytyksiä kussakin kokeessa. Rinnakkaismäärytysten lukumäärän tulisi olla vähintään viisi. Ekotoksikologisia menetelmiä käsitellään tarkemmin liitteessä 3.

Erilaiset ekologiset kartoitukset voivat olla tarpeen silloin, kun alueen lajistoon kuuluu erityisiä suojeltavia lajeja tai on merkkejä siitä, että eliöyhteisön rakenne poikkeaa alkuperäisestä. Rakenteellisia eroja kuvataan usein erilaisten biodiversiteetti-indeksien avulla (ks. liite 3, esimerkki 1, s. 81).

Laadunvarmistus

Kaikki hankittavaan kokeellisen tiedon laatuun liittyvät tarpeet ja menettelyt on koottava laatutiedostoksi, jossa kuvataan eri osatehtävissä käytettyjen tutkimusmenetelmien luotettavuuden arvioinnissa käytetyt menetelmät ja tutkimusmenetelmien käyttöön liittyvät epävarmuudet ja rajoitukset.

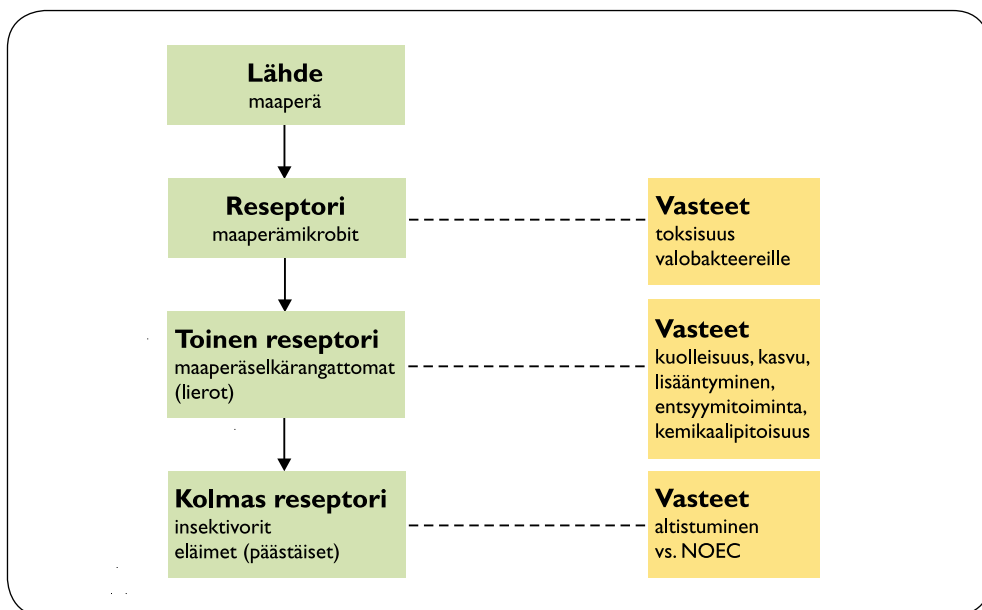
2.6.4 Suunnitelmien varmennus

Tehdyt suunnitelmat on syytä käydä huolellisesti läpi maanomistajan, mahdollisen toiminnanharjoittajan, ympäristöviranomaisten ja muiden asianosaisten kanssa, jotta varmistutaan niiden tarkoituksenmukaisuudesta ja toteuttamiskelpoisuudesta. Tässä vaiheessa ei pitäisi enää palata pohtimaan arvioinnin vasteita, sillä tämä edellyttäisi palaamista vaiheeseen kolme.

Suunnitelmien varmennuksen yhteydessä on syytä varmistaa se, että suunnitellut näytteet voidaan ottaa niillä välineillä kuin on ajateltu. Tämä voi edellyttää myös koenäytteiden ottamista välineiden testaamiseksi ja sen varmistamiseksi, että riskiarvioinnin kohteena olevia eliöitä esiintyy riittävästi alueella. Samalla voidaan päättää mahdollisten lisätietojen hankkimisen tarpeellisuudesta esimerkiksi kaapeleiden tai muiden maanalaisten rakenteiden sijainnin selvittämiseksi. Alueen elinympäristöjen laatu ja vertailualueen soveltuvuus voidaan varmistaa maastokäynnillä

2.6.5 Esimerkki – ERA saha-alueella, vaihe 4

Saha-alueen riskinarvion tarkennettu käsitteellinen malli muotoutui oheisen kuvan (Kuva 5) mukaiseksi. Altistuvat eliöt olivat maaperämikrobit, maaperäselkärangattomat ja omnivorit eli sekaruokavaliota käyttävät selkärangattomat. Altistuminen voi siis tapahtua maasta tai huokosvedestä ruuansulatuskanavan ja ihon kautta (eläimet) tai suoraan eliöön (bakteerit). Hengitysteiden kautta tapahtuva altistuminen sivuutettiin tässä merkityksettömänä.



Kuva 5. Esimerkkinä olevan saha-alueen ekologisten riskien muodostumista kuvaava tarkennettu käsitteellinen malli. Insektivorit = hyönteissyöjät

Näytteenottosuunnitelmassa kuvattiin seuraavat asiat:

Näytepisteiden sijainti suunniteltiin kartan avulla ja ajankohdaksi päätettiin heinäkuun alku. Näytepisteet sijoitettiin linjalle, jolla arveltiin pitoisuuksien pienenevän kuljettaessa sahan kasteluualtaalta pois päin. Vertailupisteet sijoitettiin rinteeseen noin 5 m kasteluallasta korkeammalle. Näytteenotto päätettiin toteuttaa lapiokaivuuna 0,5 m syvyyteen, jossa on eniten maaperäeläimiä. Alueen kivikkoisuus muodosti esteen näytteenottoon syvemmältä. Näytteet päätettiin ottaa liuottimilla huuhdeltuihin lasitölkkeihin, jotka kuljetettiin kylmälaukuissa laboratorioon lähetettäväksi samana päivänä.

Analysointisuunnitelmassa kuvattiin seuraavat seikat:

Kemialliset analyysit

Maanäytteistä analysoitiin seuraavat haitta-aineet ja ryhmät:

- Kloorifenolit
- Klooratut dibentso-*p*-dioksiinit ja -furaanit
- pH
- Kuiva-aine
- Hehkutushäviö
- Polyaromaattiset hiilivedyt

Lieroista analysoitiin kloorattujen dioksiinien ja furaanien pitoisuudet kudoksessa.

Ekotoksikologiset analyysit

Laboratoriossa tehdyt ekotoksikologiset määrytykset olivat

- lierojen kuolleisuus, kasvu, lisääntyminen ja EROD-entsyymin aktiivisuus
- änkyri- ja sukkulamatojen biomassa tai lukumäärä
- bakteeritoksisuus (valobakteeri-flash-testi)

Suunnitelman varmennuksessa todettiin näytteenottomenetelmät alueelle sopiviksi, mutta maaperäolojen erojen takia referenssialueen sijaintia muutettiin sijaitsemaan lähempänä kohdealuetta.

2.7

Tutkimusten suorittaminen – vaihe 5

2.7.1 Vaiheen 5 tavoitteet

Vaiheessa 5 tehdään suunnitellut tutkimukset, huolehditaan näytteenottoon ja analytiikkaan liittyvien seikkojen ja havaintojen kirjaamisesta sekä tarvittavien laatutietojen keräämisestä.

Tutkimukset tehdään suunnitelmien mukaisesti niin pitkälti kuin mahdollista. On kuitenkin tilanteita, joissa tämä ei onnistu. Sääolot yhdessä sovitun aikataulun kanssa voivat johtaa tarpeeseen poiketa suunnitelmista. Myös tutkimusten aikana voi ilmetä seikkoja, joiden takia on pakko muuttaa suunnitelmia. Tähän voi johtaa esimerkiksi havainto, että pilaantuminen ulottuuakin laajemmalle alueelle kuin on otaksuttu. Tällöin on päätettävä, otetaanko mahdollisesti uusia näytteitä alueen kartoittamiseksi. On myös mahdollista, että alueelta löytyy aikaisemmin havaitsematon uhanalainen

laji, jonka esiintyminen muuttaa näytteenottosuunnitelmaa. Muutosten tekeminen edellyttää, että näytteitä ottavat henkilöt ovat riittävästi perillä riskinarviomenetelystä ja sen tavoitteista.

Ekologisten vaikutusten määrittämisessä on tärkeää varmistua siitä, että mittausvasteet johtuvat tarkasteltavista haitta-aineista eivätkä mahdollisista muista stressitekijöistä. Muita stressitekijöitä voivat olla tutkittavalle eliölle haitalliset ympäristöolosuhteet kuten esim. kosteus, ravinnon riittämättömyys ja pH. Tutkimusten suorittamisen yhteydessä on siis tehtävä havaintoja myös muista tuloksiin mahdollisesti vaikuttavista seikoista.

Ekologisten vaikutusten määrittämisessä pyritään muun ohella selvittämään, onko kirjallisuudesta saatuja tietoja mahdollista käyttää täydentämään tässä vaiheessa tehtävissä tutkimuksissa saatavia tietoja. Yksi tärkeä selvitettävä seikka on altistumisen ja vaikutuksen välinen yhteys. Tässä voidaan joutua käyttämään kirjallisuustietoja ja tutkimusten tuloksia rinnan.

2.7.2 Esimerkki- ERA saha-alueella, vaihe 5

Saha-alueen tutkimukset tehtiin aikana, jolloin sää oli poikkeuksellisen lämmin. Tämä vaikeutti työskentelyä, sillä näytteenottajien suojautuminen mahdollista haitta-ainealtistusta vastaan vaati kuumien suojavaateiden käyttöä. Lisäksi kuumuus vaikeutti näytteiden säilyttämistä viileässä.

Maanäytteet päätettiin ottaa lapiolla tehdyistä kuopista, sillä kaivurin kulkeminen monessa paikassa olisi ollut jokseenkin mahdotonta ja pohjaveden pinta oli niin korkealla, ettei syviä kuoppia olisi voitu tehdä.

Näytteet saatiin otettua suunnitelman mukaisesti, mikä kirjattiin näytteenottoraporttiin.

2.8

Riskien määrittäminen ja luonnehdinta – vaihe 6

2.8.1 Vaiheen 6 tavoitteet

Riskin määrittäminen

Tulosten käsittelyn yhteydessä käytetään koottua tietoa riskien määrittämiseksi. Tällöin lasketaan riskien lukuarvot tutkimustulosten tai erilaisten altistusta ja vaikutuksia kuvaavien mallien avulla tai suoraan vaste- ja/tai pitoisuusmittausten tuloksista. Lopuksi laskettuja lukuarvoja verrataan asetettuihin kriteereihin ja tehdään päätelmät riskistä.

Riskin määrittämiseen on useita menetelmiä, joiden käyttökelpoisuus riippuu tarkasteltavasta tapauksesta. Oikean menetelmän valinta edellyttää riittävää asiantuntemusta ja valinnan perustelut on esitettävä raportoinnin yhteydessä.

Painoarvotarkastelu

Varsinaisen riskinarvion lisäksi on tehtävä painoarvotarkastelu. Siinä otetaan kantaa siihen, mitkä tutkimustulokset ovat tärkeämpiä tai onko joitain tuloksia, jotka eivät ole olennaisia arvioinnin kannalta.

Epävarmuuksien arviointi

Epävarmuusanalyysissä käydään läpi kunkin tiedon luotettavuus ja arvioidaan näiden merkitys riskin epävarmuuteen. Lopuksi koko arviota koskevat tiedot kootaan yhtenäiseen raporttiin.

Riskin luonnehdinta

Riskin luonnehdinta sisältää tulosten tulkinnan ja johtopäätösten teon. Tässä vaiheessa pohditaan riskien suuruutta, todennäköisyyttä, ajallista ulottuvuutta ja epävarmuutta kokonaisuutena ja pelkistetään arvioinnin tulokset selkeäksi johtopäätökseksi.

Raportointi

Dokumentoinnissa tulee esittää riskinarvioinnissa käytetyt lähtötiedot, tehdyt oletukset, tutkimustulokset, miten päätelmät tutkimustuloksista arvioinnin tavoitteisiin on tehty ja millä perusteilla riskikysymyksiin on vastattu sekä johtopäätökset.

2.8.2 Riskin määrittäminen

Riski määritetään kohde-eliöiden altistumisen perusteella. Altistuminen voidaan arvioida maaperän haitta-ainepitoisuuksien ja altistumista kuvaavien mallien avulla. Näin arvioitua altistumista verrataan haitalliseen altistumistasoon riskin arvioimiseksi. Joskus voidaan määrittää eliöistä haitta-ainepitoisuus ja verrata sitä haitalliseksi tunnettuun kudospitoisuuteen. Silloin, kun arviointimenetelminä käytetään ekotoksikologisia ja/tai biologisia tutkimuksia ja/tai ekologisia kartoituksia, mitataan suoraan altistuksesta aiheutuvia vaikutuksia.

2.8.2.1 Riskin määrittäminen altistumisen perusteella

Riski voidaan määrittää laskemalla altistuminen yhdelle haitta-aineelle ja vertaamalla sitä haitattomaan altistumistasoon eli käyttämällä vaarasuhdetta (HQ) riskin mittana.

HQ-arvon ylittäessä arvon yksi eliöön kohdistuu haitallisen vaikutuksen riski. Samaan tapaan vaikuttavien haitta-aineiden (esim. kloorifenolit) riskisuhteet voidaan laskea yhteen yhteisvaikutuksen arvioimiseksi.

Kasveille on kirjallisuudessa kuvattu NOEC-arvoja, joita voidaan harkiten käyttää vaarasuhteen laskemiseen (esim. Efrogymson ym. 1997). On mahdollista käyttää myös kertymismallilaskelmia kasveille aiheutuvan riskin määrittämisessä. Nämä mallit ovat tyypillisesti regressiomalleja (esim. Sample ym. 1997 ja Rikken ym. 2001), joiden soveltuvuus arviointiin vaihtelee. Niiden käyttöä tulee harkita huolellisesti. On huomattava, että eri kasvilajien välillä on huomattavia eroja tietyn haitta-aineen kertymisen suhteen. Myös toksisuus on hyvin lajikohtaista. Lisäksi ympäristöolosuhteet kuten maaperän ominaisuudet ja ilmasto vaikuttavat huomattavasti kertyvyyteen.

Peruseriaate eliön altistumisen arvioimiseksi on yksinkertainen. Kun tiedetään kuinka paljon eläin hengittää, syö ja juo, mikä on ilman, veden ja ravinnon haitta-ainepitoisuus, kuinka paljon haitta-aineesta absorboituu eläimeen ja mikä on eläimen massa, haitta-aineen saanti voidaan arvioida.

Summalausekkeena sama voidaan esittää seuraavasti:

$$E_{tot} = \sum_{i=1}^m \left(\frac{IR_i \times AB_i \times C_i}{BW} \right) \quad (4)$$

Indeksi *i* viittaa eri altistumisväliaineisiin, jolle kohdeorganismi altistuu (ravinto, vesi, ilma, maa-aines), *IR* on väliaineen saanti, *AB* on absorptiokerroin (paljonko elimistöön joutuneesta haitta-aineesta jää sinne), *C* on väliaineen haitta-ainepitoisuus ja *BW* on eläimen massa. Ihon läpi tapahtuva altistuminen on tässä jätetty huomioimatta, mutta on mahdollista lisätä tarvittaessa. Iholla on merkitystä erityisesti pehmytkudoksisten, karvattomien maaperäeliöiden (esim. lierojen) tapauksessa. Tähän peruslausekkeeseen (4) voidaan ottaa uusia tekijöitä tilanteen mukaan. Voidaan esim. lisätä aluetekijä, joka kuvaa kohdealueen kokoa verrattuna eliön koko elinpiiriin.

Eliökohtaisia referenssipitoisuuksia ja -annoksia sekä muita altistumisparametreja on saatavissa eri kirjallisuuslähteistä (Sample ym. 1997, US EPA 1993). Niiden käyttö edellyttää tapauskohtaista harkintaa.

Kudospitoisuuksien käyttö riskinarvioinnissa

Käyttökelpoisin tieto kudospitoisuuksiin liittyen on ns. kriittinen kudospitoisuus eli pitoisuus, jonka on voitu osoittaa aiheuttavan jonkun myrkyvaikutuksen riskinarvioinnin kohteena olevalle eliölle. Tämän pitoisuuden ylittäminen ilmentää riskiä. Tietoja haitta-aineiden kriittisistä kudospitoisuuksista on varsin vähän eikä niihin perustuva riskinarviointimenettely siksi ole yleistynyt. Eniten tällaisia tietoja on olemassa vesieliöille. Vaarasuhde voidaan laskea samalla tavalla kuin yllä:

$$HQ = \frac{C_{kudos}}{C_{kriittinen}} \quad (5)$$

Tavallisimmin kriittisiä kudospitoisuuksia on määritetty niin, että vasteena on eläimen kuolema ja altistus on akuutti. Nämä tiedot soveltuvat huonosti ekologisen riskin arviointiin, jossa tarkastellaan tyypillisesti pitkäaikaista altistumista.

Biomarkkerien käyttö altistumisen arvioinnissa

Biomarkkerit ovat fysiologisia tai biokemiallisia vasteita, joilla on yhteys haitta-ainealtistukseen tai siitä seuraaviin vaikutuksiin. Pelkästään biomarkkereiden avulla ei yleensä voi tehdä riskinarviointia, mutta ne voivat tuoda lisätietoja tilanteesta ja tukea päätöksentekoa. Jos tutkittavan alueen biomarkkerit eroavat vertailualueesta, on selvitettävä, mikä on niiden yhteys tarkasteltaviin haitta-aineisiin tai ympäristöoloihin. Jos biomarkkerit liittyvät altistumiseen, muutoksia verrataan haitta-aineen pitoisuuksiin ja jakaumiin alueella. Mitatulla biomarkkerilla tulee olla yhteys esimerkiksi lisääntymiskykyyn tai kasvuun, jotta sitä voidaan soveltaa riskinarvioinnissa.

2.8.2.2 Riskin määrittäminen myrkyllisyystestien perusteella

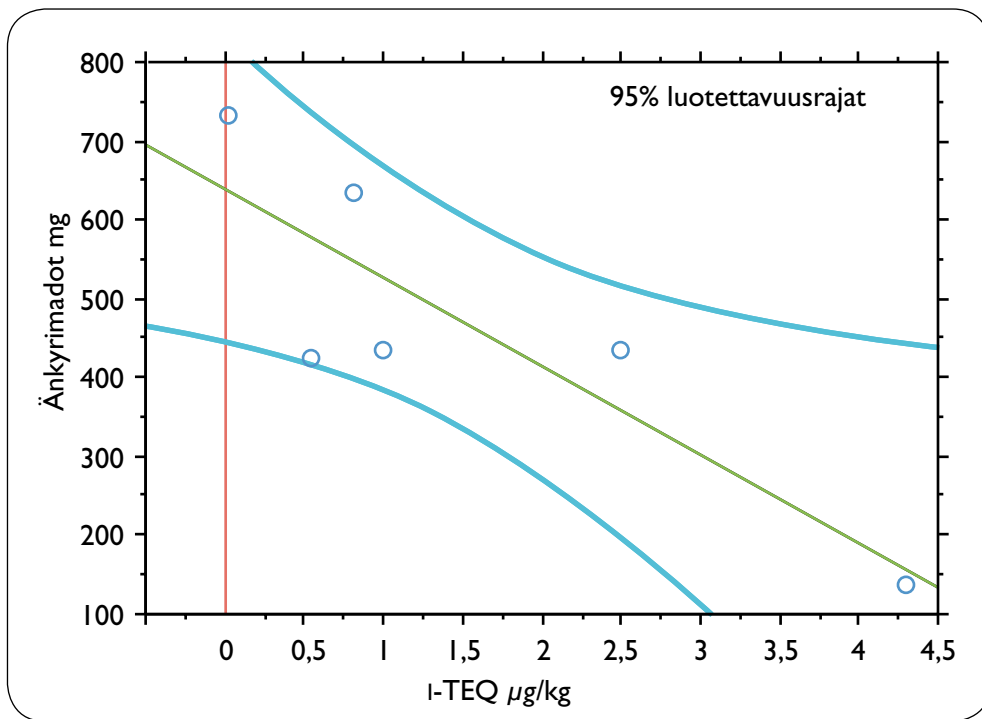
Kriittisen arvon ylittävä myrkyllisyysvaste

Riskiä ilmentää vaste, joka ylittää esimerkiksi kirjallisuudessa ilmoitetun normaalin vasteen tai vertailukokeessa saadun vasteen. Ongelmaksi voi muodostua vasteiden merkitsevän eron määrittelemisen. Kokeiden luonteesta (vaihtelun suuruus ja kustannukset sekä aikataulutekijät) johtuen tulosten tilastollinen käyttökelpoisuus on usein pieni. Tällöin tilastollisilla testeillä voi olla vaikea löytää merkitseviä eroja koetulosten ja vertailutulosten välillä.

Suter ym. (2000) esittää yleisellä tasolla soveltuvaksi biotestien kriteeriksi 20% muutosta kontrolliin verrattuna. Tämän rajan valinta johtuu siitä, ettei tyypillisissä ekotoksikologisissa tutkimuksissa kyetä mittaamaan tätä pienempiä eroja eikä aina näinkään pieniä. Vaihtoehtoisesti kriteerinä voidaan käyttää tilastollisesti merkitsevää eroa (valitulla luotettavuustasolla), mutta tällöin aineistoa pitää olla riittävästi tunnuslukujen laskemiseen. Koska ekotoksikologisissa testeissä vasteiden luonnollinen vaihtelu on suurta ja tulosten tulkintaa häiritsee näytteiden käsittelyn ja epähomogeenisuuden tuoma vaihtelu, on tärkeää tehdä useita rinnakkaismäärityksiä. Esimerkiksi varianssianalyysiä käyttäen voidaan selvittää, onko tutkittavien näytteiden ja vertailunäytteiden tulosten välillä merkitsevä tilastollinen ero.

Annoksen suhde myrkyllisyysvasteeseen

Tunnettu toksikologian perusilmiö on vaikutuksen riippuvuus annoksesta (Kuva 6). Tämä voidaan havaita vertaamalla havaittuja vaikutuksia aineiden pitoisuuksiin tai annoksiin. Mikäli on nähtävissä selvä korrelaatio annoksen ja vasteen välillä, voidaan määrittää annos tai pitoisuus, jonka ylittyminen johtaa haitalliseen vaikutukseen ja siten riskiin. On kuitenkin huolehdittava siitä, etteivät muut olosuhteisiin liittyvät seikat vaikuta vasteisiin, sillä korrelaatio ei merkitse syy-seuraus-suhdetta.



Kuva 6. Annos-vaste-suhteen ilmeneminen esimerkkinä olevan saha-alueen ekologisessa riskinarvioinnissa käytetyssä biotestissä. 1 µg/kg I-TEQ-pitoisuus dioksiineja johti änkyrimatojen biomassan pienenemiseen, joskin suuri vaihtelu heikensi tuloksen luotettavuutta.

Todennäköisyysperustainen riskinarviointi

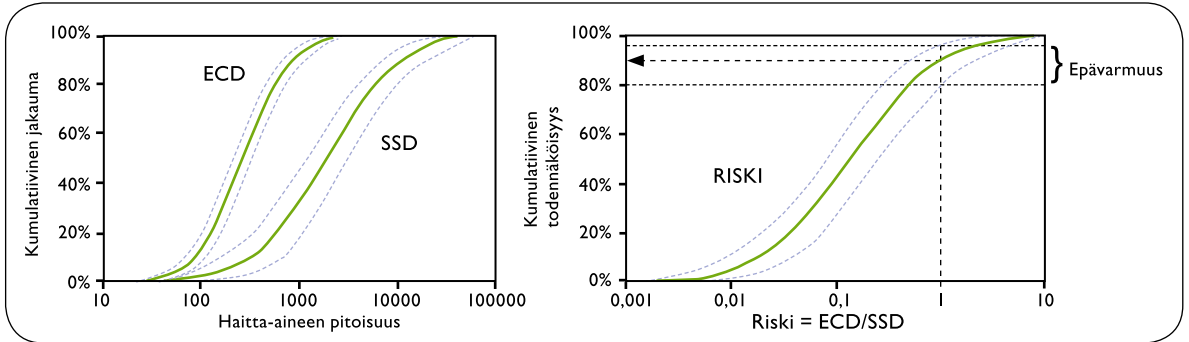
Riski eli todennäköisyys, että jokin valittu haitta-aineen pitoisuus EC ylittää haitallisen tason SS voidaan ilmaista lausekkeella

$$\text{Riski} = P(\text{EC} > \text{SS})$$

Todennäköisyysperusteisessa riskinarvioinnissa arvioidaan riski käyttämällä analyysitulosten perusteella laadittua kumulatiivista haitta-ainepitoisuuksien jakaumaa (Environmental Concentration Distribution, ECD) yksittäisen pitoisuuden sijasta ja vastaavasti useiden eri eliölajien toksisuustietojen kumulatiivista herkkyysjakaumaa (Species Sensitivity Distribution, SSD) yksittäiselle lajille toksisen pitoisuuden tai annoksen sijasta (Kuva 7a).

Todennäköisyys, että EC on suurempi kuin SS on sama kuin todennäköisyys että suhde $\text{EC}/\text{SS} > 1$. Jakaumia käytettäessä sama voidaan ilmaista lausekkeella $\text{Riski} = \text{ECD}/\text{SSD}$, jonka tulos on myös jakauma. Riskin kumulatiivisesta todennäköisyysjakaumasta (kuva 7b) voidaan määrittää todennäköisyys, että haitta-aineen pitoisuus on suurempi kuin toksinen pitoisuus. Kuvan 7b tilanteessa riski (ECD/SSD) on

10 % todennäköisyydellä suurempi kuin yksi. Tämä riskinarviointitapa mahdollistaa myös arvion epävarmuuden määrittämisen, jota kuvaa katkoviivojen välinen alue kuvassa 7b.



Kuva 7. Todennäköisyysperusteisen riskinarvioinnin periaate. a) Määritetty haitta-aineen pitoisuuksien jakauma (ECD=environmental concentration distribution) tutkimusalueella ja eri eliölajeille haittavaikutuksia aiheuttavien pitoisuuksien jakauma (SSD=species sensitivity distribution), b) riskin todennäköisyysjakauma. Katkoviivojen väliset alueet kuvaavat jakaumien epävarmuutta eli mittaustulosten epätarkkuutta.

Todennäköisyysperusteista riskinarviointia vaikeuttaa riittävien toksisuustietojen puute varsinkin maaperäympäristössä. Menettelyä on sovellettu enemmän vesiympäristössä, jossa on käytettävissä runsaasti toksikologisia tietoja. Vesieliöiden myrkyllisyystietojen käyttäminen pilaantuneen maaperän riskinarvioinnissa on mahdollista esimerkiksi laskemalla jakaantumiskertoimien avulla maaperän huokosveden haitta-ainepitoisuus ja vertaamalla tätä vesieliöille määritettyihin myrkyllisyystietoihin. Tämä menettely sisältää oletuksen, että maaperäeliöt altistuvat vain huokosveden kautta. Erot toksisuusmekanismeissa ja eliöiden herkkyydessä pyritään ottamaan huomioon epävarmuuskertoimien avulla (esim. liite 3, taulukko 1). Suurten epävarmuustekijöiden takia ekstrapolointi vesieliöistä maaperäeliöihin ei kuitenkaan ole suositeltavaa.

2.8.2.3 Ekologiset tutkimukset

Riskinarvioinnin kohdealuetta voidaan verrata puhtaaksi tiedetyn, samankaltaisen alueen kanssa kartoittamalla valitun populaation yksilötiheys tai yhteisön rakenne. Jos tutkittavalla alueella on vähemmän yksilöitä tai lajeja, voidaan eron perusteella laskea riskiä kuvaava numeroarvo (esim. yksilömäärä prosentteina vertailualueen yksilömäärästä). Merkitsevän riskin kriteerit pitää jälleen määritellä epävarmuudet huomioiden. Ekologisten tutkimusten käytöstä ERAssa on esimerkki liitteessä 4.

2.8.2.4 Tulosten käsittely ja yhteenveto

Tuloksista pitää jokaisen tehdyn määrittelyn kohdalla tehdä johtopäätös: voidaanko tuloksen perusteella päätellä, että riski on suuri tai pieni tai että riski on merkityksellinen.

Johtopäätösten tekoon on vaikeaa tai mahdotonta antaa yksiselitteisiä ohjeita, jotka soveltuisivat kaikkiin tilanteisiin. Yksi tapa toimia on ns. triad-menettelyssä käytetty pisteytys tai luokittelumenettely. Tällöin hankitaan kohteen (1) haitta-ainepitoisuuksiin, (2) myrkyllisyyteen ja (3) yhteisö-rakenteeseen liittyviä tietoja. Saadut tiedot voidaan esittää johtopäätösten tekemiseksi taulukossa vasteiden mukaisesti koodattuna (Taulukko 4). Triad-menettely on kehitetty alun perin sedimenttien riskinarviointiin (mm. Suter ym. 2000), mutta sitä on sovellettu myös esim. pilaantuneen maaperän riskinarvioinnissa etenkin Hollannissa (mm. Rutgers ja den Besten 2005). Johtopäätösten teko edellyttää, että kaikki käytettävät tiedot on todettu riittävän luotettaviksi.

Taulukko 4. Mahdolliset johtopäätökset triad-menettelyn tulosten perusteella (Suter ym. 2000). Vasteet merkitään positiivisiksi, jos tilastollinen ero kontrollinäytteisiin voidaan todeta, muuten negatiivisiksi.

Tilanne	Haitta-aineita todettu	Myrkyllisyys	Yhteisön rakenteen muutos	Mahdollinen johtopäätös
1	+	+	+	Vahva todiste pilaantumisen haitallisuudesta
2	-	-	-	Vahva todiste, ettei pilaantumista ole tapahtunut
3	+	-	-	Haitta-aineet eivät ole biosaatavia tai niiden pitoisuus on haitattomalla tasolla
4	-	+	-	Myrkyllisyys liittyy tuntemattomiin haitta-aineisiin tai olosuhteisiin
5	-	-	+	Muutokset eivät johdu haitta-aineista
6	+	+	-	Haitta-aineet vaikuttavat ympäristöön, mutta eivät niin paljon, että siitä aiheutuisi muutoksia yhteisöön
7	-	+	+	Tuntemattomat haitta-aineet aiheuttavat vaikutuksia
8	+	-	+	Haitta-aineet eivät ole biosaatavia tai muutokset eivät johdu myrkyllisistä haitta-aineista

2.8.3 Painoarvotarkastelu

Tutkimusten tuloksissa on usein ristiriitaisuuksia. Yhden kokeen tulos ilmentää riskiä, mutta toisen ei. Tällöin on mahdollista tehdä painoarvotarkastelu, jossa punnitaan eri tulosten uskottavuutta riskinarvioinnissa.

Painoarvot voidaan koodata sanallisesti. Erikseen voidaan arvioida esimerkiksi mitatun vasteen suhdetta arvioinnin tavoitteisiin (hyvä = mittaustulos liittyy suoraan arvioinnin kohteeseen, kohtalainen = mittaustulos liittyy epäsuorasti arvioinnin kohteeseen ja välttävä = mittaustulos liittyy vain löyhästi arvioinnin kohteeseen). Lisäksi voidaan arvioida saatujen tietojen laatu (hyvä = tulokset ovat luotettavia, huono = tulokset ovat liian epäluotettavia käytettäväksi päätöksenteon perusteina).

Painoarvotarkastelu voidaan yksinkertaisimmillaan tehdä laatimalla taulukko, jossa jokaiselle riskinarvioinnin osatulokselle annetaan sen luotettavuutta kuvaava lukuarvo esimerkiksi asteikolla 0-3. Luotettavimpia ovat omat mittaustulokset ja vähiten luotettavia runsaasti oletuksia sisältävien laskelmien tuloksina saadut arviot. Riski voidaan ilmaista arvolla +1 ja tulos, jonka mukaan riski on merkityksetön, arvolla -1. Hyvin luotettavana pidetty tulos, jonka mukaan riski on merkityksettömän pieni, saisi näin painotusarvon $3 \cdot (-1) = -3$. Painotettujen tulosten yhteenlasku tuottaa näin painotetun arvon riskistä ja sen arviointiin käytettyjen tietojen luotettavuudesta.

2.8.4 Epävarmuusanalyysi

Riskinarvioinnin johtopäätösten tekemistä ajatellen on tärkeää suhteuttaa tulokset niihin liittyviin epävarmuuksiin. Kaikkiin riskinarvioinnissa käytettäviin tietoihin liittyy epävarmuutta. Siksi haitta-aineiden todelliset vaikutukset voivat olla suuremmat tai pienemmät kuin saadut tutkimustulokset osoittavat. Päätöksenteossa tämäkin mahdollisuus on huomioitava, mikä edellyttää epävarmuuksien ja luonnollisen vaihtelun suuruuden tuntemista. Epävarmuutta voivat lisätä vielä sellaiset tekijät, joita ei ole osattu lainkaan ottaa arvioinnissa huomioon. Epävarmuuksien tuominen esiin ja analysointi lisää riskinarvion uskottavuutta ja läpinäkyvyyttä.

Epävarmuutta voidaan arvioida laadullisesti eli kvalitatiivisesti tai määrällisesti eli kvantitatiivisesti. Laadullisessa arvioinnissa epävarmuuden suuruudelle voidaan käyttää esim. asteikkoa vähäinen – kohtalainen - huomattava. Yksinkertaisimpia kvantitatiivisia arviointitapoja on minimi-maksimi-arvio. Siinä kullekin riskiluvulle arvioidaan vaihteluväli ja lasketaan lopputulokselle niiden perusteella pienin ja suurin arvo. Näiden erotus kuvaa riskinarvion epävarmuutta.

Maaperäeliöiden osalta yksi merkittävä riskin epävarmuutta aiheuttava tekijä on myrkyllisyystietojen vähäisyys. Jos käytettävissä on vähän epävarmoja tutkimustietoja jonkun haitta-aineen vaikutuksista, tämä on otettava epävarmuusanalyysissä huomioon. On kuitenkin suositeltavaa suorittaa riskinarviointiin liittyvät laskelmat saatavilla olevia myrkyllisyystietoja käyttäen ja huomioida niihin liittyvät epävarmuudet vasta tässä vaiheessa. Usein epävarmuudet sivuutetaan käyttämällä turvakertoimia, joiden sopivuudesta ei ole varmuutta ja jotka pyritään valitsemaan niin, että ne ovat konservatiivisia eli riskiä yliarvioivia. Usean muuttujan turvakertoimien yhteisvaikutus voi vaikeuttaa varsinaisen epävarmuusanalyysin tekemistä ja johtaa virheellisiin johtopäätöksiin.

Jos riskin määrittäminen perustuu laskennallisen mallin käyttöön, syöttötietojen epävarmuus voidaan usein määritellä todennäköisyysjakaumina ja laskea riskiarvon epävarmuus esim. Monte Carlo-simuloinnilla. Todennäköisyysjakaumiin perustuvien arvioiden suurin ongelma on itse jakauman oikeellisuudessa. Usein etenkin ympäristön haitta-ainepitoisuuksien osalta käytetään oletuksena log-normaali-jakaumaa, mutta mittaustulokset eivät aina noudata tätä riittävän hyvin. Tilastollisiin menetelmiin perustuvan epävarmuusanalyysin tulokset ovat käytännössä täysin luotettavia ainoastaan silloin, kun jakaumien muoto ja parametrien väliset riippuvuussuhteet sekä niiden ääriarvot tunnetaan tarkkaan.

2.8.5 Esimerkki – ERA Saha-alueella, vaihe 6

Riskin määrittäminen, painoarvo- ja epävarmuusanalyysi ja riskinarvioinnin johtopäätösten tekeminen

Riskin määrittäminen

Riskin määrittäminen perustui tutkimusalueen näytteistä saatujen tulosten eroihin vertailualueen näytteistä saatuihin tuloksiin nähden. Tulokset esitettiin menetelmittäin taulukoituna ja vasteen mukaisesti koodattuna (taulukko 5). Lisäksi arvioitiin haitta-aineiden annos-vaste-suhdetta oletetun pitoisuusgradientin avulla.

Kriteerit tulosten arvioinnissa

Käsiteltävässä esimerkissä tehtiin valintoja eri tutkimusten tulosten arvioimiseksi. "HQ>1" tarkoittaa riskisuhteen arvoa, joka ilmentää haitatonta tasoa suurempaa altistumista. Kriteeri ">20% muutos" tarkoittaa yli 20% eroa mittausvasteessa kontrolliin verrattuna. Annos-vaste-suhde ilmaistiin maininnalla "todettu" tai "ei todettu". Tarkastelu pelkistettiin kunkin osatuloksen osalta muotoon, ilmentääkö se valittujen kriteerien perusteella riskiä vai ei.

Tietojen painoarvot

Painoarvojen (0-3) valinta perustui tiedon luotettavuuteen ja merkitykseen asetettuun riskikysymykseen vastaamisessa. Painoarvon ollessa nolla tiedolla ei ole merkitystä arvioinnissa. Painoarvo yksi viittaa tilanteeseen, jossa tutkittavaan alueeseen liittyvää tietoa on käytetty hyvin vähän vasteen määrittämisessä. Näin on tilanne tapauksessa, jossa riskinarvio perustuu haitta-aineen pitoisuuden määrittämiseen ja tuloksen vertaamiseen yleisiin ohjearvoihin. Painoarvo kasvaa tapauskohtaisen tiedon määrän kasvaessa. Painoarvo 3 merkitsee tulosta, joka perustui ainoastaan mittaustuloksiin ja joiden relevanssi riskikysymykseen vastaamisen suhteen on suuri.

Epävarmuudet

Epävarmuuden ollessa nolla, tieto on varma. Tämä on harvoin tilanne kokeellisen tutkimuksen osalta. Arvo yksi asetettiin tiedoille, jotka perustuivat mittauksiin ja arvo kaksi tiedoille, jotka määritettiin laskemalla mittaustuloksista. Arvo kolme kuvasi tilannetta, jolloin tiedon epävarmuutta ei voitu määrittää tai tehtyyn arvioon arveltiin liittyvän erityisen suurta epävarmuutta.

Taulukko 5. Esimerkki riskinarvioinnin tulosten käsittelystä taulukossa.

Määrittäminen tai koe	Kriteeri	Riskiarvo	Painoarvo	Epävarmuus	Tulos
Lierojen lisääntyminen	>20% ero kontrolliin	riski	3	1	3
Lierojen massa	>20% ero kontrolliin	riski	3	1	3
Lierojen kuolleisuus	>20% ero kontrolliin	ei riskiä -	3	1	-3
Lierojen entsyymiaktiivisuus	>20% ero kontrolliin	riski *	1	2	1
Lierojen HQ	>1	ei riskiä -	2	2	-1
Änkyrimatojen biomassa	>20% ero kontrolliin	riski	2	2	1
Sukkulamatojen lukumäärä	>20% ero kontrolliin	joko tai** 0	2	2	0
Bakteeritoksisuus	>20% ero kontrolliin	ei riskiä -	2	2	-1
Annosvasteisuus	todettu/ei todettu	riski	2	2	1
Päästäisten HQ	>1	suuri riski	2	3	0,7
Kokonaisriski					4,7

* Todettiin EROD-entsyymin inhiboituminen, ei induktiota.
 ** Osassa sukkulamatojen määrä kasvoi, osassa väheni

Johtopäätösten teko

Taulukointi

Yksi tapa tehdä koko arviota koskeva johtopäätös on taulukon perusteella tehtävä laskenta. Olettaen, että painoarvot ja epävarmuudet on koodattu mielekkäällä tavalla riskinarvioinnin johtopäätös voidaan tehdä kertomalla kunkin rivin riskiarvo ja painoarvo keskenään ja jakamalla epävarmuuden arvolla sekä laskemalla rivien summa. Positiivinen summa merkitsee riskin olemassaoloa, negatiivinen, että merkittävää riskiä ei ole. Esimerkkitaulukossa lopputulokseksi tulee +4,7 ja johtopäätös on näin ollen, että maaperän haitta-aineet aiheuttavat ekologisen riskin (Taulukko 5).

Skaalaustekniikka

Riskinarvioinnissa yhtenä ongelmana on eri tyyppisten asioiden vertaaminen. On tilanteita, joissa eri tutkimusten tulokset ovat eri yksiköissä tai tulosten vertailu suoraan ei ole muista syistä mahdollista. Tällöin voidaan käyttää erilaisia skaalaustekniikoita vertailukelpoisuuden parantamiseksi. Skaalausmuunnoksesta on myös se hyöty, että sen jälkeen voidaan soveltaa erilaisia muodollisia monikriteerimenetelmiä päätöksenteossa.

Tässä esimerkissä tulokset skaalattiin välille 0-100% verrattuna kontrolliin. Yksinkertaisimmillaan tämä muunnos lasketaan

$$\text{Skaalattu tulos} = \frac{\text{koetulos}}{\text{vertailutulos}} * 100\% \quad (9)$$

Kun koetulos on yhtä suuri kuin vertailutulos, skaalattu tulos on 100. Jos kokeessa vaste on nolla, skaalattu tulos on myös nolla. Negatiiviset arvot ovat mahdollisia ja ne voidaan koodata harkinnan mukaan välille 0 – 100. Jos esimerkiksi näyttemaassa eliöiden kasvu on suurempi kuin vertailumaassa, skaalattu tulos on suurempi kuin 100. Tulos merkitsee mahdollisesti virhettä koejärjestelyissä, mutta sen perusteella on ilmeistä, ettei riskiä ole. Niinpä tulos voidaan koodata luvulla 100. Epävarmuus on silti olemassa ja tuloksen käyttökelpoisuus on huono. Koe olisi uusittava, jos erot ovat suuria. Jos tuloksia kuitenkin käytetään, syy vertailumaan huonompaan tulokseen pitää selvittää ja tarkastella sen merkitystä kokeen johtopäätöksen kannalta.

Mittaukset ja testit voivat antaa myös negatiivisia tuloksia eli sellaisia, joissa vaste on päinvastainen kuin odotettiin. Tällainen tapaus oli saha-alueen esimerkissä EROD-entsyymin induktio, joka osoittautui kokeessa inhibitioksi eli vaste oli normaalisti laskettuna negatiivinen. Skaalattuna tuloksena käytettiin siksi yhtälön 9 mukaisesti laskettua suuretta.

Yllä kuvattu laskentatapa ei sovellu kaikkiin tilanteisiin. Joissain tapauksissa seurataan muutosta koeaikana, jolloin vertailu tapahtuu saman näytteen alkutilanteeseen, kuten kasvua seurattaessa. On tyypillistä, että kun muutos jonkin kokeen tuloksessa on lähellä nollaa, suhde vertailunäytteeseen muuttuu hajonnasta johtuen satunnaisesti huomattavan paljon. Tällaisessa tilanteessa voidaan käyttää skaalausta

$$100 - (\text{muutos-\% vertailunäytteessä} - \text{muutos-\% pilaantuneessa maassa}) \quad (10)$$

Normaalitapauksessa koodatussa tulostaulukossa on siis lukuja välillä 0-100 (Taulukko 6).

Taulukko 6. Esimerkki saha-alueella tehtyjen ekologisten riskien arvioinnissa käytettyjen biologisten kokeiden tuloksien skaalauksesta. Mukana ovat myös epävarmuudet (variaatiokertoimina). Luvut ovat % vertailunäytteistä.

	näyte S1	näyte S5
lierojen lisääntyminen	71 ± 43%	65 ± 16%
lierojen kasvu	79 ± 32%	103 ± 122%
lierojen selviytyminen	100 ± 0%	100 ± 0%
lierojen EROD-aktiivisuus	30 ± 14%	33 ± 49%
bioluminesenssi	117 ± 7%	91 ± 15%
änkyrimatojen biomassa	87 ± 43%	19 ± 25%
sukkulamatojen lukumäärä	65 ± 61%	57 ± 24%

Kaikki 100 pienemmät luvut ilmentävät riskiä. Arvoa 100 suuremmat tai nollassa pienemmät luvut ilmentävät ongelmia koejärjestelyissä. Tulosten epävarmuutta ilmaisee lukuihin liittyvä vaihtelu. Tilastollinen ero on hankala käytettäväksi epävarmuuden arvioinnissa, sillä toistojen määrä suhteessa tulosten vaihteluun on usein liian pieni. Tilastollista käsittelyä voidaan tarkentaa lisäämällä rinnakkaisnäytteiden määrää.

Skaalattuja tuloksia voidaan myös kertoa painoarvoilla. Skaalattujen tulosten tarkastelu osoittaa (Taulukko 6) useita vaikutuksia. Lierojen lisääntymisen heikentyminen ja EROD-inhibitio, änkyrimatojen pienempi biomassa ja sukkulamatojen pienempi lukumäärä ilmentävät ekologisia riskejä näytepisteessä S5. Pisteessä S1 vain EROD-aktiivisuus on kontrollista poikkeava, mutta tämän suureen tapauksessa ei voida osoittaa, miten kyseinen muutos vaikuttaa lierojen elintoimintoihin. EROD-inhibitio kuvastaa pikemminkin siitä, että lierot ovat altistuneet haitta-aineille ja että altistuminen häiritsee niiden entsyymijärjestelmän toimintaa.

Yhteenveto

Saha-alueella tehtyjen tutkimusten perusteella kokonaistilanne oli seuraavanlainen. Lieroihin ja sen perusteella myös muihin maaperäeliöihin kohdistuva riski oli tulosten perusteella mahdollinen. Tärkein tieto oli lisääntymisen häiriintyminen, joka merkitsi alueen elinkelpoisuuden huonontumista. Toisaalta kuolleisuus ei kuitenkaan kasvanut. Myös muiden maaperäeliöiden osalta tulokset olivat ristiriitaisia. Änkyrimatojen osalta vaste oli riskiä ilmentävä, mutta sukkulamatojen osalta monissa näytteissä päinvastainen. Näiden tulosten tulkintaa vaikeutti suuri hajonta, joka otettiin huomioon epävarmuustekijässä. Toisaalta maaperäeliöille todettiin vaikutuksen riippuvan annoksesta, mikä ilmensi riskiä. Tämän vasteen painoarvo oli sama kuin lierokokeiden tuloksen, mutta epävarmuus suurempi. Päästäisiin kohdistui suuri riski, mutta sen epävarmuus oli suuri, sillä vaste oli arvioitu eikä mitattu.

Riskikysymykseen annettava vastaus on näin ollen: maaperäeliöihin kohdistui riski maaperän haitta-ainepitoisuuden takia. Oletus, että tutkittavan alueen ja vertailualueen välillä ei ole eroa, hylättiin, sillä monet vasteet poikkesivat tutkimus- ja vertailualueilla toisistaan.

2.8.6 Raportointi

Riskinarvioinnin raportoinnissa tavoitteena on tuoda arvioinnin tulokset ja niihin johtaneet päättelyketjut näkyviin niin, että lukijalle selviää mitä tehtiin, miksi näin tehtiin ja millä perusteilla johtopäätökset on tehty. Valintaperusteet on tuotava esiin niin, että lukija voi arvioida riskinarvioinnin luotettavuuden. Alla on esimerkinomainen luettelo seikoista, jotka on syytä mainita riskinarviointiraportissa. Yleisiä ohjeita riskinarvioinnin raportoinnista on esitetty myös lähteessä Sorvari ja Assmuth (1998).

Riskinarviointiraportin sisällysluettelo voi olla seuraavan rakenteen mukainen (mukailtu viitteestä NEPC 1999):

- Tiivistelmä
- Sisällys
- Johdanto
- Ongelman kuvaus
- Käytettyjen menetelmien valintaperusteet
- Kohde-eliöiden tai prosessien määrittely
- Riskinarviointimenettelyn ja käytettyjen määritysmenetelmien kuvaus
- Riskinarvioinnin tulokset
- Riskien luonnehdinta ja arvioinnin luotettavuus
- Johtopäätökset
- Viitteet
- Liitteet

Tiivistelmän tulee sisältää oleelliset taustatiedot, ERAn tavoitteiden, riskinarvioinnin tason ja menettelytavan kuvaus, tärkeimmät tulokset ja johtopäätökset. Tiivistelmä on syytä kirjoittaa helposti ymmärrettävällä yleiskielellä.

Ongelman kuvauksessa selvitetään riskinarvioinnin tavoitteet, taustatiedot, aikaisempien tutkimusten tulokset ja arvio niiden laadusta, epävarmuuksista ja soveltuvuudesta riskinarviointiin sekä tärkeimmät todetut haitta-aineet, jotka riskinarviointi kattaa. Taustatietoja ovat mm.:

- Alueen käyttö menneisyydessä ja tulevaisuudessa, kaavoitustilanne
- Lähiympäristön maankäyttö
- Käytetyt haitta-aineet, käyttömäärät ja -tavat
- Kartat, valokuvat, toimintojen suunnittelutiedot
- Toimintoja koskevat hallinnolliset päätökset ja ilmoitukset

Riskinarvioinnin toteutusta koskevassa luvussa esitetään, miten haitta-aineiden aiheuttamat ekologiset vaikutukset arvioitiin, mikä on niiden laajuus, todennäköisyys, merkitys ja epävarmuuskomponentit. Kuvattavia seikkoja ovat:

- Arvioinnin suorittaminen, käsitteellinen malli, riskikysymykset, työhypoteesit
- Haitta-aineiden myrkyllisyydestä käytetyt tiedot ja niiden lähteet
- Käytetyt tietolähteet
- Arvioinnissa käytetyt parametriarvot ja niiden valintaperusteet
- Näytteenottomenetelmät, epävarmuudet, näytestekartta
- Haitta-aineiden määritysmenetelmät ja pitoisuudet, epävarmuudet
- Biologisten kartoitusten tulokset, menetelmät ja epävarmuudet
- Ekotoksikologisten määritysten tulokset, menetelmät, epävarmuudet
- Laskennallisen arvioinnin tulokset, menetelmät ja epävarmuudet

Epävarmuuksien arvioinnista esitetään arviointimenetelmät ja se, miten suuri epävarmuus liittyy lopullisiin riskiä kuvaaviin lukuihin. Lisäksi kerrotaan epävarmuuksien ja painoarvojen asettamisen perusteet sekä arvioidaan mahdollisuuksien mukaan, miten epävarmuuksia voitaisiin pienentää.

Johtopäätökset esitetään lyhyesti aikaisemmin esitettyihin tietoihin perustuen niin, että voidaan vastata riskikysymykseen ja todeta, toteutuvatko asetetut hypoteesit. Johtopäätösten perusteella riskinhallinnasta vastaavien tahojen on voitava tehdä päätös jatkotoimista. Johtopäätösten yhteydessä esitetään myös:

- Eri tulosten painoarvotarkastelu ja painoarvojen asettamisperusteet
- Eri tulosten epävarmuusarviointi ja epävarmuuksien vaikutus johtopäätökseen

Liitteissä voidaan esittää yksityiskohtaisia tietoja, kuten analyysi- ja laskentatuloksia.

Ekologisen riskinarvioinnin tuloksena on edellä mainittujen tutkimusten avulla saatu koottua tiedot kohteen tilanteesta, haitta-aineiden pitoisuuksista ja niiden vaikutuksista eliöihin. Tulosten luotettavuus on arvioitu ja eri tulosten perusteella on tehty johtopäätökset riskin suuruudesta. Kaikki tämä on koottu raportiksi, jossa esitetään tulosten lisäksi käytetyt menetelmät ja painotukset sekä kriittinen tulosten tarkastelu. Raportin on oltava sellainen, että sen perusteella voidaan käydä avoimesti läpi koko riskinarviointiprosessi. Lukijan pitää voida varmistua arvioinnin uskottavuudesta. Arvioinnin mahdolliset puutteet on myös tuotava esiin.

3 Kustannukset ja riskinarvioinnin ajallinen kesto

Ekologisen riskinarvioinnin kustannukset riippuvat tietysti eniten kohteen olosuhteista riskinarvioinnin tavoitteista ja siitä, miten paljon tietoa on olemassa työhön ryhdyttäessä. Ohessa on kuvitteellinen laskelma ekologisen riskinarvioinnin kustannuksista 10 ha kyllästämoalueella. Ekotoksikologiset tutkimukset oletetaan tehtäväksi riskinarvioinnin yhteydessä tässä oppaassa esitetyn, laboratoriossa tehtäviin ekotoksikologisiin kokeisiin perustuvan riskinarviointimenettelyn mukaisesti käyttäen koe-eliöinä lieroja, hyppyhäntäisiä, salaattia ja valobakteereja. Alueen kartoitus ajateltiin tehtäväksi 50 koekuopasta otettujen näytteiden avulla. Näytteistä oletettiin tehtäväksi 10 kokoomanäytettä, joista kahden kokoomanäytteen kaikki 5 osanäytettä analysoidaan lopuksi yksittäin. Analyysien lukumäärä on näin ollen 20.

Karkean arvion mukaan kustannukset voivat olla seuraavaa luokkaa:

Näytteenotto	6 000 €
Kemialliset analyysit	3 000 €
Ekotoksikologiset kokeet	8 000 €
Asiantuntijatyö (suunnittelu, riskinarviointi ja raportointi)	21 000 €
Yhteensä	38 000 €

On selvää, että kustannukset voivat vaihdella hyvin paljon alueesta, haitta-aineista ja menettelytavoista riippuen.

Ekologisen riskinarvioinnin tekeminen yllä esitetystä laajuudesta kestää useita kuukausia, mutta on toteutettavissa yhden kesän aikana.

LÄHTEET

- Efroymson, R. A., Will, M.E., Suter, G.W. & Wooten, A.C. 1997. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision, ES/ER/TM-85/R3. 123 s.
- Kaplan, S. & Garrick, B. J. 1981. Risk Analysis, 1: 11-27.
- Mackay, D. 1991. Multimedia Environmental Models. The Fugacity Approach. Lewis Publishers, Chelsea. 257 s. ISBN 0-87371-242-0.
- NEPC 1999. Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, Australia. 45 s.
- Nikunen, E., Leinonen, R. & Kultamaa, A. 1990. Environmental properties of chemicals. Ministry of Environment, Research report 91. 1084 s. ISBN 951-47-3539-0.
- Puolanne, J, Pyy, O. & Jeltsch, U. 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa, Ympäristöministeriö, Muistio 5. 218 s. ISBN 951-47-4823-9.
- Rikken, M.G.J., Lijzen, J.P.A., & Cornellese, A.A. 2001. Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM report 711701022. 138 s.
- Rutgers, M. & den Besten P. 2005. The Netherherlands perspective – soils and sediments, teoksessa: Environmental Toxicity Testing, Thompson, K.C., Wadhia, K. ja Loibner, A.P. (eds.), Blackwell Publishing, Oxford. s. 269-289. ISBN 1-4051-1819-9.
- Ruuska, S. 2001. Pilaantuneiden alueiden kunnostamista ja riskinarviointia koskeva lainsäädäntö. Suomen ympäristö 503, Suomen ympäristökeskus. 59 s. ISBN 952-11-0940-8.
- Sample, B.E, Aplin, M. S., Efroymson, R. A., Suter II, G. W. & Welsh, C. J. E. 1997. Methods And Tools For Estimation Of The Exposure Of Terrestrial Wildlife To Contaminants, Oak Ridge National Laboratory, ORNL/TM-13391.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden maiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten, Ympäristöopas 50, Suomen ympäristökeskus. 152 s. ISBN 952-11-0408-2.
- Suter, G.W. II, Efroymson, R.A., Sample, B.E. & Jones, D.S. 2000. Ecological risk assessment for contaminated sites, Lewis Publishers, Boca Raton. 438 s. ISBN 1-56670-525-8.
- US EPA 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook, vol. I ja II, EPA/600/R-93/187.
(Saatavissa: <http://www.epa.gov>)
- US EPA 1997. Ecological risk assessment guidance for superfund, EPA 541-R-97-006.
(Saatavissa: <http://www.epa.gov>)
- US EPA 2003. Ecological Soil Screening Levels for Lead, Interim Final, OSWER Directive 9285.7-70.
(Saatavissa: <http://www.epa.gov>)
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007.
- Verdonck, F.A.M., Jaworska, J., Janssen, C.R. & Vanrolleghem, P.A. 2002. Probabilistic Ecological Risk Assessment Framework for Chemical Substances, Proceedings of Integrated Assessment and Decision Support, 24-27 June 2002, Lugano, Switzerland.

WWW-linkkejä ekologiseen riskinarviointiin liittyen:

<http://www.erg.com/portfolio/learn/ecorisk/html/>
<http://www.epa.gov/ecotox/>
http://www.ephc.gov.au/nepms/cs/con_sites.html
http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/eco/ECO_select
http://www.ead.anl.gov/project/dsp_topics.cfm
http://www.setac.org/eraag/era_index.htm

Liite I. Tiivistelmä ekologisen riskinarvioinnin suorittamisesta

I Alustava tiedon keruu alueesta ja haitta-aineista

- historiatiedot
- käytetyt kemikaalit
- kemikaalien käyttömäärät ja ajat
- toiminnan laatu ja sijoittuminen alueelle
- toimintoja koskevat hallinnolliset päätökset ja ilmoitukset
- aluetta koskevat tiedot: sijainti, pinta-ala, omistussuhteet
- (metsä)tyyppi
- topografia
- pohjavesiolot
- pintavesiolot
- maalajit
- kasvillisuus: valtalajit, harvinaisuudet
- havaittava eläimistö
- ilmasto-olot
- alueen nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus
- ihmisen toiminta alueella (marjastus, metsästyminen tms.)
- tiedot haitta-ainepitoisuuksista maaperässä
- mahdolliset kulkeutumisen- ja altistumisreitit
- mahdolliset kohde-eliöt ja prosessit
- havainnot haitta-aineiden aiheuttamista vaikutuksista
- alustavan analyysin perusteella valittujen haitta-aineiden myrkyllisyystiedot
- referenssiannokset tai -pitoisuudet (NOAEL tai NOEC) valituille eliöille

2 Alustavat arviot

- tunnettujen pitoisuuksien perusteella tehdään leviämisen- ja altistumisarvio
- määritellään parametrit: elinympäristön laajuus, biosaatavuus, herkin kehitysvaihe, eliön massa, ravinnon käyttö, ravinnon koostumus
- selvitetään mahdolliset altistumisreitit?
- valittujen eliöiden altistumisen arviointi
- vaikutusarvio: onko minkään eliön altistuminen suurempi kuin NOAEL tai NOEC?
- alustava riskinarviointi: riskisuhde $HQ = \text{arvioitu annos} / \text{NOAEL}$ tai $HQ = \text{EEC} / \text{NOEC}$

3 Tavoitteiden määrittely

- valitaan tarkasteltavat ympäristöosat (maaperä, ilma, pohjavesi, kasvillisuus, eläimet, pintavesi, sedimentti)
- määritellään ympäristöosien laajuus (m³, m²)
- valitaan tarkasteltavat eliölajit
- valitaan tarkasteltavat haitta-aineet
- määritellään tarkasteltavat altistumisreitit
- valitaan myrkyllisyyden määrittämistavat
- valitaan tarkasteltavat muuttumis- ja leviämistavat (hajoaminen, kompleksoituminen, ionisoituminen, saostuminen, adsorptio, haihtuminen, eroosio, laskeuma, bio- ja fototransformaatio, kulkeutumien vedessä tai ilmassa, bioakkumulaatio, erityys)
- muotoillaan riskikysymys: voiko haitta-aine aiheuttaa kohde-eliölle arvioitavaksi määritellyn vaikutuksen?
- menettelytapoja on useita:
- verrataan altistumistasoa tasoihin, joiden tiedetään vaikuttavan valitulla tavalla haitallisesti
- verrataan laboratoriobiotestien tuloksia tutkittavan alueen ja referenssialueen välillä
- verrataan in situ-testien tuloksia referenssialueen kanssa
- verrataan havaittuja vaikutuksia tiettyyn reseptoriin vastaaviin vaikutuksiin referenssialueella
- määritellään testihypoteesi, esim. H₀: vertailualueen ja tutkittavan pilaantuneen alueen välillä ei ole eroa mitattavissa vasteissa.

4 Työsuunnitelman teko

Työsuunnitelma

- listataan tarkasteltavat haitta-aineet, altistumisreitit, vaikutukset ja menetelmät
- varmistetaan mitattavien tai arvioitavien vaikutusten suhde riskinarvioinnin kohteeksi valittuun vaikutukseen eli varmistetaan, että suunniteltujen kokeiden ja analyysien avulla saadaan vastaus esitettyyn kysymykseen
- arvioidaan menetelmiin liittyvät epävarmuudet
- kirjataan tehdyt oletukset ja reunaehdot

Näytteenotto- ja analyysisuunnitelma

- listataan tarvittavat aluetta ja eliöitä koskevat tiedot
- listataan eri vaiheiden tekijät ja aikataulut
- määritellään näytteenottopisteet ja -ajat sekä näytteenottotiheys
- määritellään näytteenottotavat ja -välineet
- määritellään näytteiden käsittely ja varastointitavat

- kuvataan eri määritysten antamat tulokset
- kuvataan tulostenkäsittelytavat ja tilastolliset menetelmät
- kuvataan laadunvarmistusmenettelyt

Käsitteellinen malli

- kuvataan mahdolliset altistumisreitit, joita tutkitaan
- kirjataan arvioinnin kohteena olevat vaikutukset
- kirjataan vastattavat riskikysymykset
- luetteloidaan mitattavat vaikutukset ja vasteet

Työ-, näytteenotto- ja analysointisuunnitelmien verifiointi kentällä

- voiko suunnitelman toteuttaa?
- onko kohdealueella riittävästi näytemateriaalia (esim. eläimiä)?
- ovatko suunnitellut välineet sopivat?
- onko valittu referenssialue soveltuva?

5 Tutkimusten suorittaminen

- käytännön työ: näytteenotto ja analyysit
- varautuminen mahdollisiin muutoksiin suunnitelmassa
- altistumisen mittaaminen
- ekologisen vaikutuksen johtaminen altistuksesta: syy-seuraussuhteen osoittaminen

6 Tulosten käsittely, johtopäätösten teko ja raportointi

6.1 Tulosten käsittely

Määritetään

- ekologinen riski tulosten ja kirjallisuuden perusteella
- epävarmuudet, kuten
- mittausepävarmuus (näytteenotot ja analytiikan epävarmuus)
- riskimallin puutteellisuuksista johtuva epävarmuus
- luonnollinen vaihtelu ja väärät parametrien valinta
- mallin rakenteelliset virheet
- reunaehtojen aiheuttamat virheet

Varmistetaan

- tulosten todistusarvo
- miten riski voidaan päätellä tuloksista
- tilastomenetelmien soveltuvuus

6.2 Johtopäätösten teko

- tehdään päätelmät kvalitatiivisella asteikolla
- sovelletaan pisteytysmallia kvantitatiivisen arvion tekemiseksi
- käytetään omaa asiantuntemusta
- suhteutetaan johtopäätökset käytettävissä olevien tietojen laatuun

6.3 Raportointi

Taustatiedot

- alueen käyttö menneisyydessä ja tulevaisuudessa, kaavoitustilanne
- lähiympäristön maankäyttö
- käytetyt haitta-aineet, käyttömäärät ja -tavat
- haastattelutiedot
- kartat, valokuvat, toimintojen suunnittelutiedot
- toimintoja koskevat hallinnolliset päätökset ja ilmoitukset

Kartoitukset ja määritykset

- näytteenottomenetelmät, epävarmuudet, näytepistekartta
- määrittymenetelmät ja epävarmuudet
- biologisten kartoitusten menetelmät ja epävarmuudet
- ekotoksikologisten määrittysten tulokset, menetelmät, epävarmuudet
- tulokset: pitoisuudet, todetut vaikutukset, biologisten kartoitusten tulokset
- myrkyllisyyden kynnsarvojen ylittyminen
- käytetyt parametriarvot ja niiden lähteet

Riskin määrittäminen

- arvioinnin periaatteet, käsitteellinen malli, riskikysymykset, työhypoteesit
- käytetyt laskentamenettelyt, mallit ja niiden epävarmuudet
- käytetyt tietolähteet
- arvioinnissa käytetyt parametriarvot ja niiden valintaperusteet
- riskin suuruuden määrittäminen

Johtopäätökset

- tulokset ja niistä tehdyt johtopäätökset
- eri tulosten painoarvotarkastelu
- eri tulosten epävarmuusarviointi ja epävarmuuksien vaikutus johtopäätökseen

Liite 2. Kemialliset menetelmät

I Näytteenotto

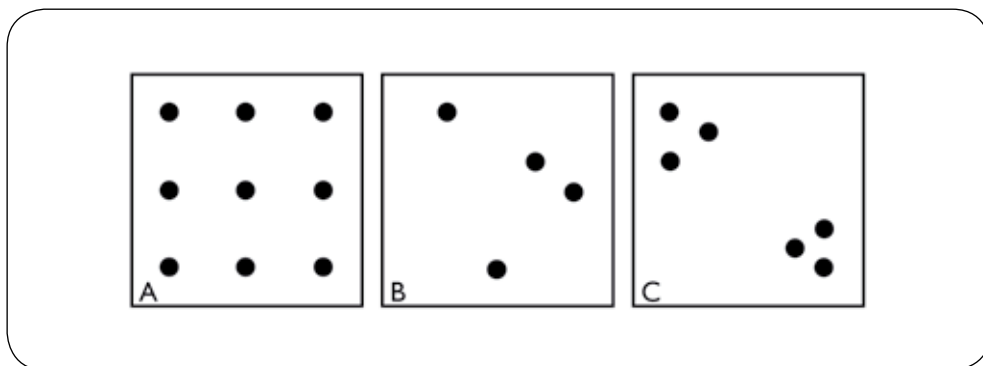
I.1 Yleistä

Pilaantuneiden maa-alueiden tutkimuksien suorittamisessa on huomioitava monia seikkoja edustavan näytteenoton toteuttamiseksi ja analytiikan luotettavuuden varmistamiseksi (mm. Mroueh ym. 1996, Keith 1992). Pilaantuneen maa-alueen kerroituksissa voidaan tutkimukset suunnitella monella tavalla. Tavallisinta on tehdä kohdennettu näytteenotto eli pyrkiä löytämään kohdat, joissa haitta-ainepitoisuudet ovat suurimmat. Nämä kohdat - hot spotit - ovat usein sekä pinta-alaltaan että kerrospaksuuksiltaan pieniä ja niissä olevien pitoisuuksien käyttö koko alueen riskinarvioinnin perustana on keskimääräistä riskiä yliarvioiva menettely.

Usein hot spot -kohtien lisäksi otetaan näytteitä pilaantuneen alueen rajaamiseksi sekä satunnaisia näytteitä sieltä täältä. Tällaisten näytteiden käyttökelpoisuus riskinarvioinnin tarpeisiin on usein kyseenalainen. Näytteiden tulee joka tapauksessa olla samalla tavalla otettuja (sama tekniikka, samat kerrospaksuudet jne.).

Kolmas tapa on ottaa systemaattisia näytteitä eli jakaa koko tutkittava alue tasavälisiin ruutuihin, joista otetaan kaikista samanlaiset näytteet. Näytteitä tulee ottaa vähintään kahdesta kerroksesta: ylempi kerros on se, josta kasvit voivat juurtensa kautta ottaa haitta-aineita ja alempi kerros on tämän juurikerroksen ja pohjaveden pinnan välinen kerros. On tapauskohtaisesti arvioitava kuinka syviä kerrokset kulloinkin ovat.

Näytteenottostrategioiden eroja selvittää kuva 1. Riskinarvioinnin kannalta on oleellista tietää myös se, että jossain kohtaa ei ole haitta-aineita. Systemaattinen näytteenotto on paras ratkaisu silloin, kun alue tunnetaan huonosti ja halutaan saada tietoa riskinarviointia varten. Satunnaisen näytteenoton käyttö on harvoin perusteltua riskinarvioinnin yhteydessä.



Kuva 1. Näytteenottotapoja. A) systemaattinen, B) satunnainen ja C) kohdennettu.

I.2 Näytetiheys ja kokoomanäytteet

Näytteenottotiheys riippuu aina tapauksesta ja käytettävissä olevista resursseista. On epäilemättä joku raja, jota pienemmällä näytemäärällä alueen pilaantuneisuutta ei voida selvittää ja toisaalta näytemäärä, joka ei tuo oleellisesti lisää tietoa pienempään näytemäärään verrattuna. Yksi tapa lähestyä tätä kysymystä on määritellä tarvittavan tiedon tarkkuus tai maksimiepävarmuus. Tätä käsitteleviä kirjoja on saatavilla (esim. Paasivirta 1991). Hyvällä näytteenoton suunnittelulla voidaan saavuttaa tarpeellinen tarkkuus tuloksissa ja hallita kustannukset. Esimerkkinä voidaan tarkastella tilannetta, jossa määritellään ensin tarvittava näytemäärä ja sitten tämän näytemäärän kanssa saman tarkkuuden tuovan kokoomanäytteiden määrä (esimerkki 1).

Kokoomanäytteiden käyttöön liittyy myös seikkoja, jotka on syytä pitää mielessä tutkimussuunnitelmaa tehtäessä. Osanäytteiden heterogeenisuus voi aiheuttaa ongelmia ja väkevät näytteet laimenevat näytteitä yhdistettäessä. Yhdistäminen on tehtävä säännönmukaisesti ja yhtä suurina osanäytteiden määriä käyttäen.

On myös mietittävä, milloin on tarkoituksenmukaista ottaa horisontaalisia, milloin vertikaalisia kokoomanäytteitä. Maan päällä elävien eliöiden altistuksen arvioinnin kannalta on yleensä hyödyllistä, jos käytössä on esim. eri kohdista pintamaanäytteistä koottuja kokoomanäytteitä. Sen sijaan maaperässä elävien eliöiden osalta myös syvyysuuntaiset (vertikaaliset) kokoomanäytteet ovat käyttökelpoisia.

I.3 Kontaminaation välttäminen ja laadunvarmistus

Maaperänäytteenotossa on huomioitava erityisesti kontaminaatiovaara. Koska usein ei tiedetä, missä näytteessä haitta-ainejäämät ovat suurimpia, voi käydä niin, että samoilla välineillä otetaan ensin näyte hyvin likaantuneesta kohdasta ja sen jälkeen lähes puhtaasta kohdasta. Välineet on voitava puhdistaa niin, ettei tästä aiheudu virheitä analyysituloksiin. Erilaisten kontrollinäytteiden analysointi on välttämätöntä virhelähteiden tunnistamiseksi (Keith 1992).

- Kenttäsokeat ovat puhtaita näytteitä, jotka esim. siirretään astiasta toiseen näytteenotto paikalla. Näiden avulla voidaan havaita näytteenoton aikana tapahtuva kontaminaatio.
- Kuljetussokeat ovat puhtaita näytteitä, jotka kuljetetaan näytteenotto paikalle ja sieltä pois suljettuina. Näiden avulla varmistutaan, ettei esim. astioista siirry näytteisiin mitään todellisissa näytteenotto- ja säilytysolosuhteissa.
- Kontrollinäytteet otetaan paikoista, joissa tutkittavia haitta-aineita ei esiinny. Näiden näytteiden avulla voidaan varmistua näytteenottovälineiden puhtaudesta ja saadaan tietoa siitä, mikä on esim. luontainen taustapitoisuus.
- Välinesokeat ovat esim. näytteitä välineiden puhdistukseen käytetyistä liuottimista. Näiden avulla voidaan varmistua, että näytteenottovälineet on puhdistettu riittävän hyvin.

- Materiaalisokeat ovat näytteitä näytteenotossa käytettyjen välineiden, kuten näyteastioiden, materiaaleista. Näiden avulla varmistutaan oikeiden materiaalien käytöstä. Voi olla tarpeen tutkia myös, adsorboituuko astioiden materiaaliin tutkittavia yhdisteitä.

Esimerkki 1.

Näytemäärän optimointi (mukailtu lähteestä Paasivirta 1991).

Jos haluttu tulosten vaihtelu on korkeintaan 30% keskiarvosta ($D=0,3$) ja analyysimenetelmiin liittyvä vaihtelu variaatiokertoimen CV avulla ilmaistuna on 1,5, tarvittava näytemäärä on $k = (CV/D)^2 = 25$.

Kokoomanäytteiden määrä, a , joiden analyysitulosta saadaan tarkkuudeltaan k yksittäisen näytteen analyysitulosta saadaan laskemalla $a = k * [l_0 + (1-l_0)/n]$, jossa n on kokoomanäytteeseen yhdistettyjen yksittäisnäytteiden lukumäärä ja l_0 on laboratoriovarianssin osuus kokonaisvarianssista. Jos $k = 25$, n on 1...7 ja $l_0 = 0,3$, voidaan laskea samaan tarkkuuteen johtavien kokoomanäytteiden lukumäärät ja kustannukset (kun näytteen hankkiminen maksaa 30 € ja analyysi 500 €).

n	a	näytteen hinta, €	analyysikulut, €	kokonaiskulut, €
1	25	750	12 500	13 250
2	16	960	8 000	8 960
3	13	1 170	6 500	7 670
4	12	1 440	6 000	7 440
5	11	1 650	5 500	7 150
6	10	1 800	5 000	6 800
7	10	2 100	5 000	7 100
n = kpl yksittäisiä näytteitä, a = kpl kokoomanäytteitä.				

Näin ollen samanlaatuinen informaatio näytteistä saadaan analysoimalla 25 yksittäistä näytettä tai 10 kokoomanäytettä, joissa on kussakin 6 osanäytettä. Kustannukset ovat jälkimmäisessä tapauksessa lähes puolta pienemmät. Näytteiden yhdistämisen kuluja ei tässä ole huomioitu.

2 Analyysimenetelmien valinta

Pääsääntöisesti kemiallisessa analytiikassa tulee käyttää luotettavia standardimenetelmiä tai huolellisesti validoituja uusia menetelmiä. Standardointi kestää usein vuosia, jolloin uusia mittaustekniikoita hyödyntäviä standardimenetelmiä ei aina ole olemassa, vaikka itse tekniikka soveltuisikin hyvin analysointiin. Tällöin uutta tekniikkaa voidaan käyttää, mutta se soveltuvuus tarkoitukseen pitää varmistaa menetelmän validoinnin avulla. Tällöin on syytä dokumentoida ainakin seuraavat asiat:

- Menetelmän periaate
- Menetelmän herkkyys (toteamisraja ja määritysraja) sekä menettely, jolla nämä on määritetty
- Analyyttisen menetelmän kokonaisuvarmuus ja menettely, jolla se on määritetty
- Systemaattisen virheen suuruus
- Selvitys, mille matriiseille (maa, pintavesi, kudos jne.) menetelmä on validoitu
- Selvitys tilanteista, jolloin menetelmä ei sovellu määritykseen.

2.1 Biosaatavuuteen ja haitta-aineiden kulkeutumiseen liittyvät testit

Riskinarvioinnin tarpeisiin tehtävään analytiikkaan liittyy joitakin erityispiirteitä johtuen tulosten käytöstä mm. kulkeutumismallilaskelmissa. Niinpä itse tutkittavan haitta-aineen kokonaispitoisuuden lisäksi on selvitettävä mm. maaperän laatua koskevia ja haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavia seikkoja. Näitä voivat olla mm.:

- Orgaaninen hiili, hehkutushäviö, humuspitoisuus ja kosteus
- Maalajit, rakeisuus, pH, kationinvaihtokapasiteetti ja redox-potentiaali
- Biosaatavuus (heikkouutot, kudospitoisuudet)
- Öljyhiilivetyjen pitoisuus ympäristöominaisuuksien perusteella jaettuina ryhminä
- Haitta-aineiden esiintymismuoto (esim. metallien spesiaatio)

Biosaatavuustesteillä pyritään määrittämään haitta-aineiden siirtymistä maaperästä eliöihin. Biosaatavuustestin suorittaminen on mallilaskelmia luotettavampi tapa altistumisen tapauskohtaiseen arviointiin, sillä tällöin maaperän ominaisuudet tulevat paremmin huomioitua. Nämä testit perustuvat erilaisiin uuttoihin, joilla pyritään matkimaan olosuhteita, jotka säätelevät haitta-aineiden kulkeutumista maaperässä. Uutoissa ei siis pyritä määrittämään haitta-aineen kokonaispitoisuutta, vaan sen helposti kulkeutuvaa osaa ja elimistölle saatavissa olevaa osaa haitta-aineesta.

Tyypillisiä uuttoliuoksia ovat vesi, suolaliuokset ja asetaattiliuokset. Taulukossa 1 on esitetty eräitä lyijyn biosaatavuuden määrittämiseen käytettyjä testejä. Tällaisten testien tulosten tulkintaan ei ole yleisesti sovittua tapaa, joten siinä joudutaan käyttämään tapauskohtaista harkintaa. Tulosten hyväksikäyttöön vaikuttaa mm. se, minkä eliön biosaatavuutta pyritään arvioimaan. Yksi peruslähtökohta on, että se osa haitta-aineesta, joka ei uutu biosaatavuustestissä, ei myöskään aiheuta haittavaiikutuksia kohde-eliössä. Näin siis kiinteässä faasissa pysyvä haitta-aine ei aiheuttaisi ekologista riskiä.

Taulukko 1. Esimerkki liukoisuustesteistä, joita on käytetty maaperässä olevan lyijyn saatavuuden ja biosaatavuuden määrittelyssä.

Uuttoliuos	Testin tarkoitus	Lähde
NH ₄ -Ac+EDTA	määrittää biologisesti aktiivisen lyijyn määrä	Erviö ja Lakanen 1973, Jørgensen ja Willems 1987, Marjamäki 1999, Tarvainen ja Kallio 2002
0.5M CH ₃ COOH	määrittää biologisesti aktiivisen lyijyn määrä	Mellor ja McCartney 1994
NH ₄ NO ₃	määrittää kasveille saatavilla olevan lyijyn määrä	UMK-AG 1998, Kördel ja Römbke 2001
CaCl ₂	määrittää kasveille saatavilla olevan lyijyn määrä	Wang ym. 2004
DTPA	määrittää kasveille saatavilla olevan lyijyn määrä	Singh ja Narwal 1984, Ma ym. 2003, Wang ym. 2004
DTPA+CaCl ₂ +trietanoliamiini	määrittää kasveille saatavilla olevan lyijyn määrä	Wang ym. 2004
ammoniumsitraatti, KNO ₃ , MgCl ₂ ¹⁾	määrittää kasveille saatavilla olevan lyijyn määrä	Chojnacka ym. 2005
0.43M HNO ₃	määrittää mahdollisesti saatavilla olevan lyijyn (metallin) määrä	Harmsen ym. 2003
0,5M Ca(NO ₃) ₂	määrittää mahdollisesti biosaatavan lyijyn määrä (potential bioavailability)	Basta ja Gradwohl 2000

1) Tutkimuksen tulosten perusteella parhaiten soveltuvat uuttoliuokset (paras maaperä-kasvi korrelaatio), myös muita uuttoliuoksia testattiin (sitruunahappo, NaNO₃, CH₃COOH, HCOOH, Na₂EDTA, EDTA, K₂P₂O₇, HCl + HNO₃).

3 Lähteet

- Basta, N.T. & Gradwohl, R. 2000. Estimation of Cd, Pb and Zn bioavailability in smelter-contaminated soils by a sequential extraction procedure. *J. Soil. Contam.* 9: 149-164.
- Chojnacka, K., Chojnacki, A., Górecka, H. & Górecki, H. 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Sci. Tot. Env.* 337: 175-182.
- Erviö, R. & Lakanen, E. 1973. Maan lyijyasaastuminen sulattamon ympäristössä Tikkurilassa. *Ann. Agr. Fenn.* 12: 200-206.
- Harmsen, J., Eijssackers, H.J.P., Römkens, P.F.A.M & Rulkens, W.H. 2003. Bioavailability: from qualitative concept to quantitative measurements. Teoksessa: *Proceedings of ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM, 12 – 16 May 2003, ICC Gent, Belgium, 2003.* s. 3420-3429.
- Jørgensen, S. & Willems, M. 1987. The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. *Ambio* 16: 11-15.
- Keith, L.H. 1992. *Environmental sampling and analysis: a practical guide*, Lewis Publishers, Chelsea. 143 s. ISBN 0-87371-381-8.
- Kördel, W. & Römbke, J. 2001. Requirements on physical, chemical and biological testing methods for estimating the quality of soils and soil substrates. *J. Soils Sed.* 1(2): 98-104.
- Ma, Y., Dickinson, N.M. & Wong, M.H. 2003. Interactions between earthworms, trees, soil nutrition and metal mobility in amended Pb/Zn mine tailings from Guangdong, China. *Soil. Biol. Biochem.* 35: 1369-1379.
- Marjamäki, T. 1999. Ampumaratojen lyijyhaitat. Pro gradu. Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Helsinki. 43 s.
- Mellor, A. & McCartney, C. 1994. The effects of lead shot deposition on soils and crops at a clay pigeon shooting site in Northern England. *Soil Use Manage.* 10: 124-129.
- Mroueh, U.-M., Järvinen, H.-L. & Lehto, O. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostus. *Teknologiakatsaus 47/96.* TEKES, Helsinki, 194 s. ISSN 951-53-0743-0.
- Paasivirta, J. 1991. *Chemical Ecotoxicology*, Lewis Publishers, Chelsea. 210 s. ISBN 0-87371-366-4.
- Singh, B.R. & Narwal, R.P. 2003. Plant availability of heavy metals in sludge-treated soil: II metal extractability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.* 13: 344-349.
- Tarvainen, T. & Kallio, E. 2002. Baseline of certain bioavailable and total heavy metal concentrations in Finland. *Appl. Geochem.* 17 (8): 975-980.
- UMK-AG. 1998. Soil contaminations at shooting Ranges. Report by the Working Group of the conference of the (Laender) Ministers for the Environment. 51st Conference of the (Laender) Ministers for the Environment, 19-20 November 1998, Stuttgart, Germany. 78 s.
- Wang, X., Shan, X., Zhang, S. & Wen, B. 2004. A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere* 55: 811-822.

Liite 3. Ekotoksikologiset ja ekologiset menetelmät riskinarvioinnissa

I Biologisten tutkimusten tarve ja valintaperusteet

Biologisilla tutkimuksilla on useita etuja, jotka tekevät ne välttämättömiksi osana haitta-aineiden riskinarviointia. Biologisia tutkimuksia ovat esimerkiksi ekotoksikologiset kokeet ja erilaiset lajistokartoitukset. Niiden avulla voidaan oleellisesti vähentää epävarmuutta, joka liittyy esimerkiksi pelkästään haitta-aineiden pitoisuuksiin perustuviin riskinarvioihin.

Biologisissa tutkimuksissa tulee keskittyä sellaisiin eliölajeihin, jotka täyttävät mahdollisimman monta seuraavista edellytyksistä:

- Laji esiintyy tai voisi esiintyä tutkittavalla alueella
- Laji liittyy riskinarvioinnin kysymyksenasetteluun
- Laji altistuu mahdollisimman paljon tutkittaville haitta-aineille
- Laji on herkkä tutkittaville haitta-aineille
- Laji on paikallaan pysyvä tai sen elinpiiri on pieni verrattuna kohdealueeseen
- Lajin lisääntymisnopeus on suuri
- Lajin merkitys kohdealueen eliöyhteisössä on suuri
- Lajiin kertyy haitta-ainetta mahdollisimman harvoista ravintoeliölajeista
- Laji on merkittävä ylempien trofiatasojen ravintoeliö

Ekologisessa riskinarvioinnissa ja sen tulosten tulkinnessa joudutaan ottamaan kantaa mm. eri asioiden yhteismitallisuuteen, arvottamiseen ja epävarmuuksiin (Assmuth 2003):

- Yksilö vai populaatio vai ekosysteemi ?
- Ovatko kaikki eliöt samanarvoisia (eläin, ihminen, kasvi)?
- Sairaat kasvit/eläimet kuolevat -luonnonvalinta toteutuu?
- Epäsuorat vaikutukset (monimuotoisuus, fotosynteesi, hajotus)
- Herkkyys vai ekologinen edustavuus?
- Akuutit vai krooniset vaikutukset?
- Eliöiden välinen ekstrapolointi (epävarmuuskertoimet)
- Mikä on luontaisen vaihtelun osuus tuloksista?

Biotestien käytön etuja ekologisessa riskinarvioinnissa:

- a. Biotesteillä voidaan usein osoittaa, milloin haitta-aine on eliölle biosaatavassa muodossa. Haitta-aineen olemassaolo ei yksin osoita mahdollisia haitallisia vaikutuksia biologisella tasolla, sillä haitta-aine voi aiheuttaa vaikutuksia ainoastaan, kun se on biosaatavana eliöstölle – toisin sanoen sen on päädyttävä altistuneen eliön soluihin tai kudoksiin.

- b. Biotestit voivat osoittaa maaperän sisältämiä erilaisten haitta-aineiden yhteisvaikutuksia. Organismeihin kohdistuvat vaikutukset johtuvat usein käytetävän maaperän ominaisuuksista (mm. orgaanisen aineksen määrä, kosteus, pH) sekä haitta-aineiden ja/ tai maaperän välisistä vuorovaikutuksista. Tämän vuoksi havaitut testitulokset saattavat poiketa suuresti vaikutuksista, jotka on arvioitu pelkän kemiallisen tiedon perusteella.
- c. Biotesteillä voidaan arvioida toksisuutta myös tuntemattomille aineille.
- d. Biotestit voivat tuoda esiin haitta-aineen vaikutusmekanismiin.

2 Ekotoksikologiset kokeet

Haitta-aineiden vaikutuksista tai ekotoksikologisista ominaisuuksista saadaan tietoja eri tavoin.

1. Yksittäisten haitta-aineiden toksisuustietoja voidaan etsiä kirjallisuuslähteistä.
2. Vaihtoehtoisesti haitta-aineiden toksisuus voidaan selvittää toksisuustestien avulla.
3. Ympäristönäyte voidaan testata joko laboratorio-olosuhteissa normaalin haitta-ainetestauksen tapaan tai suorittamalla tutkittavan alueen olosuhteita matkiva biotesti.
4. Tutkimuksia voidaan tehdä yksilö-, populaatio- tai eliöyhteisötasolla paikan päällä.

Myrkyllisyyttä määrityksiä ja ekotoksikologisia kokeita voidaan tehdä monilla eliöryhmillä (mikro-organismit, kasvit, selkärangattomat tai selkärangattomat) tai biomarkkereita käyttäen. Kohdealueen ekosysteemin analysointi on tarpeen sopivien eliöiden valitsemiseksi (esim. kuva 1.).

2.1 Mikro-organismit

Maaperän pilaantumisen vaikutuksia tutkittaessa on ollut ongelmana, että mikro-organismien käyttöön perustuvia standardisoituja tai ohjeistettuja tutkimus- ja testi-menetelmiä on kehitetty varsin vähän. Tilanne on onneksi parantunut viime vuosien aikana (ks. luku 8). Näiden menetelmien käyttö on erittäin suositeltavaa, onhan mikro-organismien merkitys maaperän ekosysteemeissä erittäin suuri. Maaperämikro-organismien monimuotoisuus kuitenkin rajoittaa standarditestien käyttöä haitallisten vaikutusten arvioinnissa. Eräissä tapauksissa, mm. pestisidien tapauksessa, mikro-organismit saattavat olla vähemmän herkkiä muihin eliöihin verrattuna. Mikrobeihin liittyvien tutkimusten ja testien mitattavia seikkoja ovat mm. hengitys ja mineralisaatio, eräiden entsyymien aktiivisuudet (mm. dehydrogenaasi) tai spesifinen metabolia (mm. nitrifikaatio) sekä biomassa ja lajikoostumus. Eräinä haittapuolina mikro-organismien käytössä pidetään vasteiden suurta vaihtelua sekä ympäristötekijöiden suurta vaikutusta mitattaviin muuttujiin. Huolimatta edellä mainituista ongelmista

mikrobien vasteet ovat hyvin merkittävä lisä maaperän pilaantumisen vaikutuksia tutkittaessa.

Nykyisin yleisin mikrobeihin perustuva määrittely on valobakteeritesti. *Vibrio fischeri* -bakteeria on käytetty erittäin laajasti vesinäytteiden myrkyllisyyttä mitattaessa (mm. tavaramerkit: Microtox ja BioTox). Aiemmin maaperää koskeva mikrobeilla tapahtuva toksisuustestaus tehtiin etupäässä maanäytteen liuotin- tai vesiututteesta, mutta nykyisin testaus voidaan tehdä myös suoraan maanäytteestä vesisuspensiossa (ns. flash-testi; Lappalainen ym. 1999). Menetelmäohjeistus on parhaillaan luonnosvaiheessa (ISO 21338).

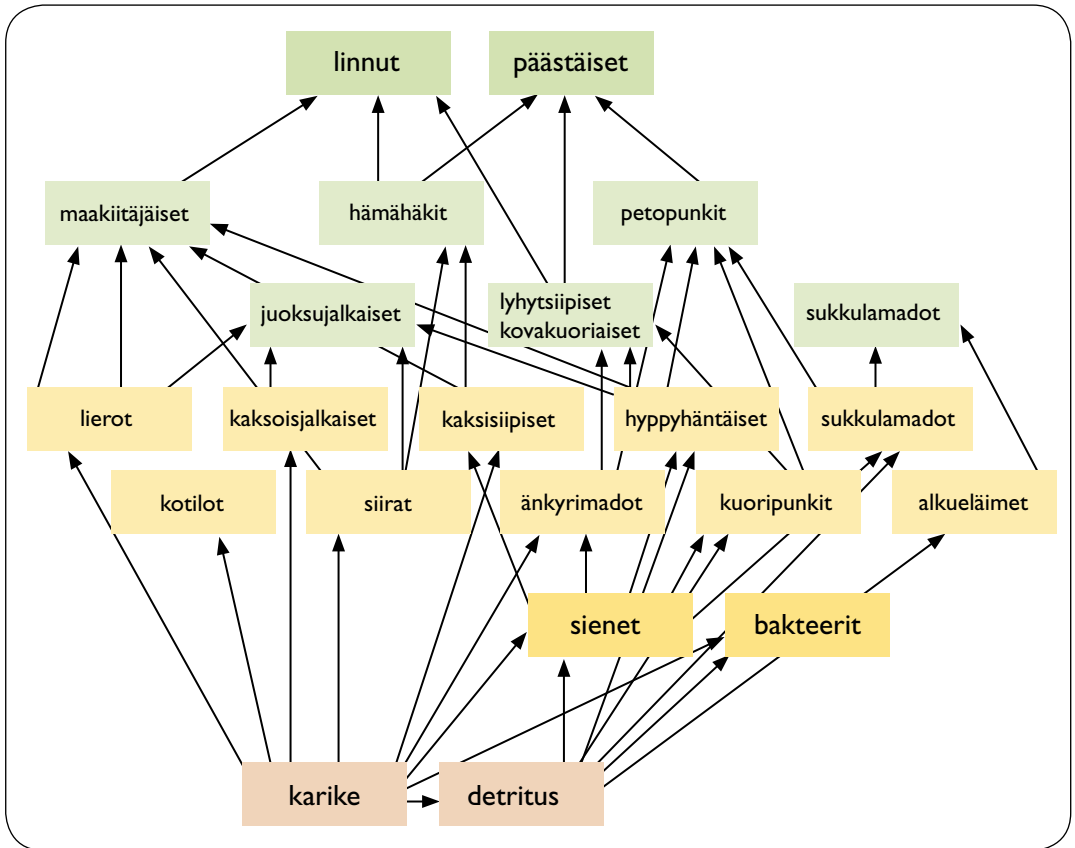
2.2 Kasvit

Kasvien merkitys perustuottajina tekee niistä tärkeän tutkimuskohteen arvioitaessa pilaantuneiden maa-alueiden ekologista tilaa. Putkilokasveihin (yksi- ja kaksisirkkaiset) liittyviä biotestejä on kehitetty ja sovellettu entistä enemmän viime vuosina. Siementen itäminen on eräs yleisimmistä käytössä olevista kasvien vasteista. Muita sopivia vasteita ovat verson ja juurien pituus sekä biomassa. Kasveina on käytetty mm. riisiä (*Oryza sativa*), tomaattia (*Lycopersicon lycopersicum*), salaattia (*Lactuca sativa*), krassia (*Lepidium sativum*), kauraa (*Avena sativa*), retiisiä (*Raphanus sativus*), kiinan-kaalia (*Brassica campestris*), raiheinää (*Lolium perenne*) ja maissia (*Zea mays*). Kasvien osalta myös mikro- ja makrokosmoskokeet sekä laboratoriossa että kenttäolosuhteissa ovat mahdollisia ja suositeltavia, samoin kuin kasveihin kohdistuva biodiversiteettitutkimus kentällä.

2.3 Maaperäperäeliöstö (selkärangattomat)

Erilaisten ihmistoiminnan aiheuttamien häiriöiden vaikutuksia maaperäeläimiin on tutkittu viime vuosikymmeninä verraten paljon mm. raskasmetallien, happaman laskeuman ja haitallisten orgaanisten yhdisteiden sekä metsänkäsittelyn ja lannoituksen osalta. Tutkimuksessa on keskitytty eläinryhmiin, joista on olemassa hyvät taustatiedot ja jotka ovat herkkiä ympäristömuutoksille. Tällaisia ryhmiä ovat mm. änkyrimadot (Enchytraeidae), joista kangasmetsämaaperässämme elää yleisesti vain yksi laji, *Cognettia sphagnetorum*, useat hyppyhäntäislajit (Collembola), sukkulamadot (Nematoda) sekä lierot (Lumbricidae). Mainittuihin ryhmiin kuuluvia lajeja voidaan käyttää indikaattoreina tutkittaessa erilaisten ympäristömuutosten hajottajayhteisölle ja -toiminnalle aiheuttamia haittavaikutuksia, varsinkin kun vaikutukset eliöyhteisö- ja ekosysteemitasolla saattavat ilmetä huomattavan pitkän ajan kuluttua. Häiriötekijöiden vaikutuksia eläimistön monimuotoisuuteen analysoidaan yleensä mm. yksilömäärien, lajiston, yhteisörakenteen ja erilaisten samankaltaisuus- ja diversiteetti-indeksien avulla. Lisäksi maaselkärangattomille on kehitetty useita standardoituja testejä.

Monissa maaekosysteemeissä lierot ovat systeemin toiminnan kannalta avainlajeja, joilla on suuri vaikutus maaperän hajotustoimintaan ja maan kasvukuntoon. Lierot voivat altistua haitallisille aineille kahta tietä, joko syömänsä ravinnon kautta tai suoraan ihokontaktin välityksellä. Lieroja on helppo kerätä, kasvattaa ja käsitellä, ja niistä voidaan mitata monia erilaisia muuttujia. Lierot sopivat hyvin edustamaan maaperän eläimiä haitallisten aineiden vaikutusten tutkimuksessa. Suomen oloissa elää kolme tärkeää lierolajia, jotka poikkeavat toisistaan niin lisääntymisbiologian ja ekologian kuin myös maaperän pilaantumisen aiheuttamien vasteiden suhteen (Lukkari 2004). Nämä lajit ovat karikekerroksessa elävä metsäliero (*Dendrobaena octaedra*), onkiliero (*Lumbricus rubellus*), joka myös käyttää ravinnokseen karietta maan pinnalta sekä peltoliero (*Aporrectodea tuberculata*), joka elää syvemmällä maassa ja jolla on keskeinen merkitys maanmuokkaaajana. Lieroja käytetään standarditestien koe-eläiminä analysoitaessa haitta-aineiden vaikutuksia maaperäekosysteemeihin. Menetelmä perustuu keinomaan ja tietyn lierolajin (*Eisenia fetida*) käyttöön.



Kuva 1. Kaavio yleisimmistä ja tärkeimmistä eliöryhmistä ja ravintoverkosta metsämaassa. Osa kaaviossa esitetyistä ryhmistä on käyttökelpoisia myös ekologisessa riskinarvioinnissa (muokattu viitteestä Shaefer 1995).

2.4 Selkärankaiset

Selkärankaisia käytetään yleisesti yksittäisten haitta-aineiden myrkyllisyyden määrittämisessä, mutta useimmiten tavoitteena on saada tietoa ihmiseen kohdistuvista riskeistä eikä niinkään ekologisesta riskistä. Testauksessa käytetään tällöin tyypillisesti hiiriä tai rottia.

Ekologisen riskinarvioinnin tarpeisiin ei ole kehitetty standardoituja testejä selkärankaisilla. Siksi on käytettävä epäsuoria arvioita silloin, kun tavoitteena on selvittää selkärankaisiin kohdistuva riski. Tällöin arvioidaan kyseisen eläimen altistuminen mallien ja kirjallisuustietojen avulla. Hyvä tietolähde tällaiseen arviointiin on US EPA:n julkaisema käsikirja *Wildlife exposure factors handbook* (US EPA 1993), jossa on suuri määrä tietoa amerikkalaisista eläimistä. Mukana on kuitenkin myös lajeja, joita esiintyy Euroopassakin sekä sellaisia sukulaislajeja, joiden tietoja voidaan paremman puutteessa soveltaa kotimaisten lajien riskinarviointiin.

Kun altistuminen on arvioitu, voidaan riski määrittää laskemalla vaarasuhde. Tähän tarvitaan kunkin eliön ja haitta-aineen myrkyllisyystietoja, joita on julkaissut mm. Environmental Restoration Division (1999) ja Sample ym. (1996). Näidenkin tietojen käytössä on usein sovellettava lähisukuisille eliöille saatavissa olevia tietoja.

2.5 Biomarkkerit ja niiden soveltuvuus riskinarviointiin

Biomarkkerit ovat organismista mitattavia biokemiallisia, fysiologisia ja/tai histologisia muutoksia ja poikkeamia, joiden avulla pyritään arvioimaan haitta-aineen vaikutuksia eliössä tai eliön altistumista niille (Van Gestel ja Van Brummelen 1996). Biomarkkeri kuvaa altistumista, vaikutuksia ja herkistymistä molekyyli-, solu-, elintai eliötasolla. Eräät biomarkkereista, kuten monet fysiologiset ja histopatologiset biomarkkerit, ilmaisevat yleisesti vierasaineen aiheuttamaa vaikutusta tai altistumista, osa taas ilmaisee hyvin spesifistä vaikutusta (esim. DNA-sitoutumistuotteet eli -adduktit). Vaikka biomarkkereiden käyttö on varsin yleistä erityisesti akvaattisessa ekotoksikologiassa, maaperään liittyvän riskinarvioinnin osalta se on harvinaista. Yleisimpiä maaperässä mitattuja biomarkkerivasteita on metallotioneiiniin (metallien säätelyyn liittyvä proteiini eläimissä) mittaaminen mm. lieroista (Lukkari ym. 2004).

Seuraavassa on esitetty eräitä yleisiä biomarkkereihin ja niiden käyttöön liittyviä seikkoja:

- Biomarkkerivasteet ovat vain harvoin spesifisiä haitta-aineelle.
- Normaali biologinen vaihtelu ja eliön sopeutuminen tiettyihin olosuhteisiin on ajoittain vaikea erottaa todellisista haitallisista vasteista.
- Biomarkkereiden ekologisen merkityksen selvittäminen on tärkeää.
- On selvitettävä, onko biomarkkeri yleinen indikaattori, joka ilmentää organismin vasteita erilaisille haitta-aineille vai spesifinen, tiettyyn haitta-aineeseen liittyvä.

- On syytä tuntea biomarkkerin suhteellinen herkkyys eli kuinka herkkä biomarkkerivaste on verrattuna tavanomaisiin vasteisiin, kuolleisuuteen, lisääntymiseen tai kasvuun.

3 Myrkyllisyystestaus

OECD: n kokoelma haitta-aineiden myrkyllisyystestausmenetelmistä (Guidelines for Testing of Chemicals 1981) oli tärkeä askel kohti ympäristön haitta-aineiden aiheuttamien ekotoksisten vaikutusten arviointiperiaatteiden ja menetelmien yhtenäistämistä. Tämän jälkeen, kahdenkymmenen vuoden ajanjaksolla, on kehitetty lukuisia samantyyppisiä menetelmiä haitta-aineiden sekä vesi- ja maaympäristöjen myrkyllisyyden arviointiin. Myrkyllisyystestien keskeisenä tavoitteena on arvioida haitta-aineiden pituus, joka ei aiheuta haittavaikutuksia eli jossa organismien normaali kehittyminen ja lisääntyminen on mahdollista.

Standarditestaukseen liittyviä testiohjeita- ja ohjeistoja kehittävät, laativat ja suosittelevat mm. eräät hallitusten alaiset organisaatiot (US EPA, Environment Canada), kansainväliset organisaatiot (OECD) ja standardisoinnin erikoisorganisaatiot (ISO, ASTM, APHA, CEN, SFS). ISO:n ja CEN:n kesken pyritään työnjako, jossa ISO keskittyy lähinnä vesi- jätvesi ja maanäytteiden myrkyllisyys- ja hajoavuustestimenetelmien valmisteluun ja CEN ympäristönäytteiden laatua kuvaaviin biologisiin ja ekologisiin tutkimusmenetelmiin. OECD:n menetelmäohjeet on tarkoitettu lähinnä haitta-aineiden testaamiseen eikä ympäristön laadun määrittämiseen.

3.1 Akuutti ja krooninen myrkyllisyys ja mitattavat vasteet

Perinteisesti toksisuustestit, joilla määritetään haitta-aineen vaikutukset yksittäiseen organismiin, jaetaan akuutteihin ja kroonisiin testeihin. Akuuteissa testeissä testin kesto on yleisesti alle 10 % organismin eliniästä (eläimet) ja vasteena on yleisesti verraten suuri kuolevuus (tavallisesti 50 %). Kroonisissa testeissä, jotka kattavat elion koko eliniän tai suuren osan siitä, kiinnitetään huomiota erityisesti muihin vasteisiin kuin kuolleisuuteen eli esim. vähentyneeseen kasvuun tai lisääntymiseen. Lisäksi on useita testejä kuten subakuutteja tai subkroonisia testejä, jotka sijoittuvat akuutin ja kroonisen testin väliin. Niissä käytetään mahdollisimman lyhytkestoista altistusta, mutta ne mittaavat subkroonisia vasteita usein elion varhaisvaiheita käyttäen.

Lyhytaikaistoksisuuden toteamiseksi käytettävien akuuttitestien määritelmän mukaan mitattava vaikutus on nopea ja suora. Akuuttitesteissä myrkytys on ennen kaikkea altistushetkeen sidottu eivätkä testit näin anna kuvaa testattavan haitta-aineen pitkäaikaisista vaikutuksista testattavaan eliöön. Kroonista myrkyllisyyttä ilmaisevat vasteet kuvaavat enemmän sekä vasteen laatua että altistuksen kestoa. Tällaisia kroonisia vasteita ovat mm. vähentynyt kasvu ja lisääntyminen ja eloonjäänti eliniän pituisessa testissä, osittaisessa elinkaaritestissä tai varhaisiin elin vaiheisiin

kohdistuvassa testeissä. Koska organismin varhaiset elinvaiheet ovat yleisesti herkimpiä vaiheita koko sen elinkaarta ajatellen, on järkevää, että testit kohdistetaan näihin kehitysvaiheisiin. Lisäksi varhaisvaiheisiin kohdistuvien testien kustannukset ovat alhaisempia kuin koko elinkaarta koskevien testien.

Yleisesti ottaen mitä pitempi testin kesto on sitä enemmän kehitysvaiheita on testin aikana ja vastaavasti sitä enemmän vasteita voidaan mitata. Tämä on riskinarviointia ajatellen erityisen tärkeää, sillä luonnossa tapahtuva altistuminen on yleensä pitkäaikaista. Toisaalta, jos on tiedossa, että *in situ* -olosuhteissa altistuminen on akuuttia, voidaan käyttää lyhytaikaisia testejä (esim. muuttolintujen tapauksessa).

Biologisiin mittareihin, joilla määritellään haitta-aineen tai ympäristönäytteen haitallisuus kuuluvat tavallisimmin eloonjääminen, lisääntyminen, kasvu, organismin liikkuminen, hengitystiheys, sydämen lyöntitiheys, veren kemia, histopatologia ja entsyymiaktiivisuus. Kaikkia edellä mainittuja vasteita ei kuitenkaan ole aina mahdollista mitata, ainakaan rutiininomaisesti, jolloin on käytännöllistä mitata ja arvioida muutamia selviä, käyttökelpoisia vasteita, kuten eloonjäämistä tai kuolleisuutta tai kasvua ja lisääntymistä. Yleisin haitta-aineiden ja ympäristönäytteiden testauksessa käytetty vaste eläinten osalta on akuutti kuolleisuus (tai liikuntakyvyn menetys), joka on helposti mitattavissa. Akuuttitestien tulos ilmoitetaan yleisesti pitoisuutena tai annoksena, joka on kuolettava puolelle koe-eläimistä 24-96 tunnin kuluessa (LC50).

Kun testiaikaa pidennetään ulottumaan organismin koko tai osittaisen elinajan, saadaan esiin vaikeammin havaittavat vasteet kuten kasvun väheneminen ja vaikutukset lisääntymiseen. On todennäköistä, että vain koko eliön eliniän kattavien testien avulla olisi mahdollisuus saada määritettyä populaatioiden kannalta turvalliset pitoisuudet. Huolimatta kokonaisuudesta tai osittaisesta elinkaaresta, laboratoriossa tehdyt testit eivät tarjoa täydellistä tietoa vaikutuksista, sillä laboratoriotestit suoritetaan rajoitetulla lajimäärällä ja täysin kontrolloiduissa olosuhteissa, joista puuttuvat luonnonolosuhteissa tavattavat muut stressitekijät tai toisaalta luonnossa tavattavat haittavaikutuksia lieventävät tekijät.

On mahdollista, että ns. hormeesi-ilmiö vaikeuttaa tulosten tulkintaa. Hormeesilla tarkoitetaan jonkun suotuisan elintoiminnon kiihtymistä haitta-aineen vaikutuksesta, kun pitoisuudet ovat sopivan alhaiset, toksisuuden ilmetessä vasta korkeammissa pitoisuuksissa.

3.2 Yhden haitta-aineen toksisuustestit

Pilaantuneen maan ekologista riskinarviointia varten yksittäisen haitta-aineen toksisuustiedot saadaan tavallisimmin kirjallisuudesta tai muista tietolähteistä sen sijaan, että toksisuus testattaisiin erityisesti kyseistä riskinarviointia varten. Aina kun on mahdollista, toksisuustiedot tulisi tarkistaa ja niiden valinnassa tulisi ottaa huomioon taksonomia, eliön kehitysvaihe, vasteet, altistuksen kesto ja altistusolosuhteet. Mikäli toksisuustietoja ei ole saatavissa tai testiolosuhteet ovat esimerkiksi maaperän ominaisuuksien (esim. pH, orgaaninen aines) osalta erilaiset, testit olisi suoritettava

erityisesti kyseistä tapausta varten. Usein kuitenkin biotestit toteutetaan pilaantuneella maalla enemminkin kuin yksittäisellä haitta-aineella, jolloin ongelma maaperän ominaisuuksista vähenee oleellisesti.

Yksittäisten haitta-aineiden toksisuustiedot, jotka ovat peräisin kirjallisuudesta tai muista tietolähteistä, saattavat sisältää harhaanjohtavia yksinkertaistuksia tai vinoumia. Riskinarvioijan tulee olla selvillä kyseisistä puutteellisuuksista, kun näitä tietoja käytetään. Tulosten tarkastelussa huomioitavia seikkoja ovat mm.:

- Testissä käytetty haitta-aine voi olla myrkyllisempi (erilaisessa kemiallisessa muodossa) kuin luonnossa esiintyessään. Esimerkiksi metallien osalta toksisuustesteissä käytetään usein liukoisia suoloja ja orgaanisia yhdisteitä pidetään vesiliuoksessa apuliuottimien avulla. Vastaavasti ruuan mukana tai suun kautta tapahtuvassa annostuksessa orgaaniset aineet on liuotettu sopivaan ruokaöljyyn.
- Haitta-aineiden yhteisvaikutuksia ei havaita yksittäisen haitta-aineen testauksessa.
- Testauksessa käytettävät eliöt eivät aina ole sopivia edustamaan lajeja, jotka esiintyvät pilaantuneella alueella.
- Testeissä käytettävä standardimaa ei aina edusta pilaantuneen alueen maaperän ominaisuuksia.
- Laboratorio-olosuhteet poikkeavat tutkittavan alueen olosuhteista.

Ohessa on joitakin tärkeitä näkökohtia ja suosituksia yksittäisen haitta-aineen tai aineen biotestin suorittamiseksi:

Standardisoidut testit. Yleisesti standardisoituja testejä kannattaa käyttää, mikäli mahdollista. Useat arviointiin käytettävät mallit käyttävät lähtötietoina standarditestien toksisuusarvoja ja -tuloksia. Standarditestit ovat tuloksiltaan erittäin luotettavia niiden käyttöön kuuluvan laadunvarmistuksen ansiosta. Lisäksi monet standarditestejä suorittavat laboratoriot tekevät testejä rutiininomaisesti, mikä vähentää tulosten vaihtelua. Standardisoituja menetelmiä ei tulisi kuitenkaan käyttää, mikäli esiintyy erityisiä, esimerkiksi tutkimuspaikkaan liittyviä, epävarmuuksia.

Tutkittava maa. Testit pitää suorittaa sellaisella maalla, joka muistuttaa mahdollisimman hyvin pilaantuneen alueen maaperää. Usein on syytä käyttää kohdealueelta peräisin olevaa maata.

Organismit. Lajit, elinkierron vaiheet ja vasteet tulee valita niin, että vasteen esiintyminen on mahdollista todellisessa altistuksessa. Valintakriteerinä voi olla myös testieliön sopiva herkkyys suhteessa tutkittavaan eliöyhteisöön. Tärkeä testin kesto on liittyvä valintakriteeri on myös tutkittavan haitta-aineen toksikokinetiikka. Yleisesti vasteet pienillä testieliöillä ovat nopeampia kuin suurilla.

Vasteet. Testit tulee valita sen mukaan, minkälaiset vasteet arvioidaan olennaisimmiksi riskinarvioinnin päämääriin nähden. Erityisesti mikäli tietty toksisuusvaste on havaittu kenttäolosuhteissa, tulee käyttää samantyyppisen vasteen sisältämää

testiä. Koska testit tavallisesti tehdään erilaisia yksittäisiä lajeja käyttäen ja vastaavasti riskinarvioinnissa huomio kohdistetaan suuremmassa määrin populaatio- tai muille korkeammille organisaatio-tasolle, on syytä valita testejä, jotka ovat merkittäviä mahdollisimman korkealle biologiselle organisaatio-tasolle. Näitä ovat mm. lisääntyminen ja kasvu (myös kuolleisuus). Usein fysiologisia tai histologisia vasteita on verraten vaikea yhdistää korkeammille organisaatio-asteille, vaikkakin joillakin haitta-aineilla em. vasteilla on merkitystä haitallisuuden osoittamisessa.

Haitta-aineen tai aineen kemiallinen esiintymismuoto. Riskinarviointi vaatii yleensä, että testattavan haitta-aineen esiintymismuoto on selvästi määritelty (esim. metallien yhdisteet).

Altistuksen varmistaminen. Altistamisessa käytetyt haitta-ainepitoisuudet tulee määrittää eliöstöanalysein eikä luottaa laskennallisiin pitoisuuksiin.

4 Ympäristönäytteen testaus

Vedessä, sedimentissä tai maaperässä esiintyvien haitta-aineiden aiheuttamat vaikutukset voidaan testata suoraan tutkittavalta paikalta otetuilla näytteillä ja suorittaa testaus laboratorio-olosuhteissa normaalien standarditestien tapaan. Ympäristönäytteellä tehtyjen testien tulosten on havaittu korreloivan ekologisten vaikutusten kanssa.

Myrkyllisyystestaus pilaantuneella maaperällä (tai muulla väliaineella) voidaan suorittaa mm. seuraavilla tavoilla:

- a. Käytetään näytteitä, joiden haitta-ainepitoisuus vaihtelee. Tällöin voidaan todeta, muuttuvatko myrkyllisyysvasteet pitoisuuden muuttuessa vai eivät. Jos vasteet eivät muutu pitoisuuden mukaan, voi näytteissä olla jokin muu ominaisuus, joka vaikuttaa tutkittavaa haitta-ainetta enemmän. Tällainen ominaisuus voi olla aiemmin tuntematon haitta-aine. Usein verrataan pilaantuneelta alueelta ja vertailualueelta muuten valittuja tutkimuspisteitä vasteiden suhteen keskenään. Kyseinen testaustapa on mahdollista erityisesti liikkumatomilla organismeilla kuten kasveilla, mutta se vaikeutuu oleellisesti liikkuvien eläinten tai ruokintaa vaativien eläinten ollessa kyseessä. *In situ* -testaus on usein hyvin realistinen ja luotettava, sillä organismit altistuvat luonnollisella tavalla ja myös altistuksessa tapahtuvat vaihtelut tulevat huomioiduiksi.
- b. Altistuneita organismeja tuodaan laboratorioon, jossa toksisuus tutkimus suoritetaan. Menetelmä on käyttökelpoinen, mikäli haitta-aineet ovat pysyviä ja/tai kertyviä tai haitta-aineen tiedetään aiheuttavan pitkäaikaisvaikutuksia.
- c. Tuodaan pilaantunutta maata (tai muuta väliainetta) laboratorioon biotestaus-ta varten.

Seuraavassa on esitetty eräitä pilaantuneen maan testauksen etuja haitta-aineiden suoraan toksisuusmäärittelyyn verrattuna.

- Haitta-aineen biosaatavuus näytteestä on hyvin lähellä todellista, alkupe-
räiseen paikkaan verrattavaa biosaatavuutta. Koska haitta-aineiden sorptio,
kompleksien muodostuminen sekä useat muut prosessit vähentävät haitta-
aineiden saatavuutta organismeille, toksiset vaikutukset samassakin pitoisuu-
dessa saattavat vaihdella oleellisesti.
- Haitta-aineiden kemiallinen muoto on oikea. Tyypillisesti haitta-aineiden
kemiallinen muoto pilaantuneilla alueilla on tuntematon ja vaikeasti selvitet-
tävässä.
- Kaikki tutkittavalla alueella esiintyvät haitta-aineet tulevat huomioiduksi,
joten haitta-aineiden yhteisvaikutus on mahdollista saada esiin.
- Useiden haitta-aineiden ja haitta-aineiden seosten osalta ei ole saatavissa tok-
sisuustietoja, jolloin testaus pilaantuneella maa-aineksella tuottaa tarpeellista
toksisuustietoa.
- Ympäristönäytteen testauksen avulla vaikutuksen tyyppi voidaan havaita.
Useita haitta-aineita sisältävien näytteiden aiheuttamat vaikutukset eivät
yleensä ole ennakoitavissa haitta-ainekohtaisen tiedon pohjalta.

Ympäristönäytteen testauksessa tulisi huomioida seuraavat seikat:

- Kerättävät näytteet saattavat muuntua kuljetuksen ja varastoinnin aikana
niin, että näyte ei enää vastaa alkuperäisellä alueella olevaa tilannetta.
- Ympäristönäytteen ominaisuuksia on eräissä tapauksissa muutettava (mm.
pH), jolloin se ei enää täysin vastaa luonnonolosuhteita. Eräissä tapauksissa
koeorganismeja on ruokittava, mikä saattaa muuttaa näytteen ominaisuuksia
luonnon olosuhteisiin verrattuna.
- Näytteenotto ja näytteen prosessointi saattaa vaikuttaa haitta-aineen kemialli-
seen muotoon tai pitoisuuteen (haihtuminen, aineiden tarttuminen näyte- tai
koeastioihin).
- Näytteet eivät ehkä ole edustavia pilaantuneeseen alueeseen nähden, mikä
vaikuttaa sekä kemiallisten että biologisten määritysten tuloksiin. Näin voi
olla, jos haitta-aine ei ole tasaisesti jakaantunut tutkimusalueella.
- Toksisuuden syy testauksessa saattaa jäädä tuntemattomaksi (haitta-aineseok-
set ja tulokseen vaikuttavat ympäristön stressitekijät).
- Referenssi- ja kontrollinäytteiden määrän tulee olla riittävä ja näytteiden tulee
olla edustavia.
- Usein tarvitaan myös kemiallisia analyysejä biologisten määritysten lisäksi.

5 Myrkyllisyydestien tulosten tulkinta ja käyttö

5.1 Tulosten ekstrapolointi

Haitta-aineiden luonnossa aiheuttamien vaikutusten ennustaminen on yleisesti vaikeata, koska testit tehdään laboratorioissa vakio-olosuhteissa ilman ympäristössä vaikuttavia tekijöitä. Näin laboratoriotestit voivat yli- tai aliarvioida luonnonoloissa esiintyviä vasteita.

Yksittäiset toksisuustestit ilmentävät vain joitakin haitta-aineiden vaikutuksia testattavalle organismille. Näin ekotoksikologiassa, samoin kuin toksikologiassa, joudutaan yleistämään vaikutuksia (ekstrapolointi). Ekotoksikologisessa tutkimuksessa joudutaan ekstrapoloimaan mm.

- lajista toiseen
- välittömästä vaikutuksesta pitkäaikaiseen vaikutukseen (akuutista krooniseen)
- laboratorio-olosuhteista luonnonoloihin
- populaatiosta eliöyhteisöön, yksilöstä lajiin jne.
- ekosysteemistä toiseen.

Yleistykset ovat omiaan lisäämään epävarmuutta, mikä on riskinarvioinnissa tavallisesti huomioitu soveltamalla toksisuustestituloksiin ns. epävarmuuskertoimia (Taulukko 1).

Taulukko 1. Epävarmuuskertoimia (UF) toksisuustietojen muuntamiseksi eri tapauksissa (Calabrese ja Baldwin 1993).

Testieliö -> Arvioinnin kohde-eliö	UF
Samaan sukuun kuuluvat lajit	10
Samaan heimoon kuuluvat suvut	30
Samaan lahkoon kuuluvat heimot	60
Samaan luokkaan kuuluvat lahkot	100
Samaan pääjakssoon kuuluvat luokat	1000

Käytettäessä saman suvun eri lajeilla tehtyjen myrkyllisyysmääritysten tuloksia riskinarvioinnissa voidaan esim. EC50-arvo jakaa kymmenellä, jotta lajien mahdollisesti erilainen herkkyys tulisi huomioitua. Epävarmuuskertoimien käyttö saattaa kuitenkin johtaa huomattavasti yliarvioituun riskiin.

5.2 Tulosten vaihtelu ja sen syyt

Useat eri tekijät saattavat lisätä huomattavasti toksisuustesteistä saatavien tulosten vaihtelua. On tärkeää, että toksisuustestejä tekevillä henkilöillä on kokemusta tes-

tisysteemien rakentamiseen ja testien suorittamiseen sekä kykyä käsitellä tulokset luotettavasti ja tehdä niistä johtopäätöksiä. Koeorganismien kunto ja terveys ovat tärkeitä toksisuustestien luotettavuuteen vaikuttavia tekijöitä.

Testien tarkkuuden arvioinnissa testitulosten vaihtelu luokitellaan yleisesti testin sisäiseen vaihteluun, laboratorion sisäiseen vaihteluun ja laboratorioden väliseen vaihteluun. Testien sisäistä vaihtelua voivat aiheuttaa altistustoistojen määrä, altistettujen eläinten määrä/toisto sekä kontrollien käyttäytyminen testissä.

Laboratorion sisäinen vaihtelu on se vaihtelun määrä, joka on mitattavissa eri testien osalta. Erot testausolosuhteissa (esim. vuodenaikaisvaihtelu), vaihtelut organismien kunnossa ja terveydessä sekä testien suorittajien toimenpiteet saattavat vaikuttaa laboratorioon sisäistä vaihtelua lisäävästi. Laboratorioden välisiä eroja kuvastaa saman näytteen analysointi eri laboratorioissa saman menetelmän mukaisesti. Testitulosten vaihteluun vaikuttavat oleellisesti näytteisiin liittyvät tekijät mm. näytteenoton suoritus, näytemäärä, näytteen edustavuus, näytetyyppi (yksittäisnäyte, kokoomanäyte) sekä näytteen käsittely ja säilytys. Abioottisten tekijöiden, kuten lämpötilan tai pH:n vaikutus, on erityisen suuri ja niiden vaihtelu saattaa aiheuttaa laboratorioden välistä vaihtelua. Testeissä käytettävät pitoisuudet ja niiden määrä, laimennusvesi, testin kesto, altistustapa (staattinen vai jatkuva) sekä näytteen ominaistoksisuus (jyrkkä tai loiva annos-vaste-käyrä) saattavat lisätä testitulosten vaihtelua. Käytettävien lajien ja eliökantojen herkkyyks ja niiden erot, organismin käsittely ennen koetta, ravinto ja eliöiden sopeuttaminen testiolosuhteisiin ovat lisäksi tekijöitä, joiden aiheuttama vaihtelu on minimoitava.

6 Ekologiseen riskinarviointiin suositeltavat ekotoksikologiset perusmääritykset

Maaperän ekologiseen riskinarviointiin kannattaa käyttää useita eri organisaatiotasoja käsittäviä ekotoksikologisia määrityksiä. Monissa tapauksissa halpojen, lyhytkestoisten, standardoitujen testien käyttö on perusteltua, vaikka testieliöitä ei esiintyisikään tutkittavalla alueella (esim. valobakteeritesti). Nämä testit kuvaavat alueen maaperän yleistä myrkyllisyyttä. Lisäksi edullisia standarditestejä käyttämällä voidaan tutkia enemmän näytteitä kuin vaativammilla testeillä ja niiden tulosten tulkinta on helpompaa (Rutgers ja den Besten 2005). Seuraavat perustestit ovat suositeltavia:

1. Lierotesti

- a. lisääntyminen
- b. kasvu (biomassa)
- c. hengissä selviytyminen

2. Hyppyhäntäistesti

- a. lisääntyminen

3. Salaatin kasvutesti

- a. itävyys
- b. kasvu (biomassa)

4. Valobakteeritesti

- a. bioluminesenssin intensiteetti

Näiden testien käytön suunnittelemisen helpottamiseksi alla on yhteenveto kustakin testistä. Kaikissa mainituissa testeissä näytteistä mitattavat vasteet voivat olla positiivisia tai negatiivisia tai samat kuin referenssinäytteissä. Kunkin kokeen perusteella on tehtävä johtopäätös, ilmentääkö kyseinen tulos riskiä vai ei. Kaikkia testituloksia voidaan pitää tässä vaiheessa yhtä arvokkaina.

Lisäksi on tapauskohtaisesti mietittävä muiden eliöiden käytön tarpeellisuutta. Suurilla alueilla esim. selkärankaisten käyttö voi olla perusteltua. Koejärjestelyt on tällöin suunniteltava tapauskohtaisesti.

Lierotestit	
Mm. akuuttitoksisuus: ISO 11268-1 1993 ja OECD 207 1984 sekä lisääntymistesti, ISO 11268-2 1998.	
Päämäärä	Päämääränä on arvioida maaperän haitta-aineiden akuutteja ja subletaaleja vaikutuksia lieroihin. Testeissä voidaan akuutin myrkyllisyyden ohella mitata muitakin tärkeitä vasteita, kuten painon muutosta, munakoteloiden määrää ja muita lisääntymisparametreja. Lieroista on mahdollista mitata myös biomarkkereita, esim. metallotioneiinia. Kyseiset mittaukset eivät kuitenkaan kuulu standarditestimenetelmiin.
Kuvailu	ISO ja OECD suosittelevat yksittäisen haitta-aineen testaamista käyttäen aikuisia lieroja ns. keinomaassa. Testissä käytetään useita altistuspitoisuuksia, jotka ilmaisevat sekä kuolettavia (letaaleja) että subletaaleja vaikutuksia 8 viikkoa kestävässä testissä. (Huom. samoja testiohjeita voidaan käyttää ympäristönäytteiden testauksessa.)
Sovellus-yhteenvedo	Akuuttia lierotestiä on käytetty erityisesti pestisidien toksisuuden arvioinnissa yli 20 vuotta. Myös kroonista testiä on käytetty laajasti, mm. Reinecke ym. 2001, Robidoux ym. 2000, Van Gestel ym. 2001. Lisääntymisvaikutukset on havaittu aikuisilla lieroilla mitattua akuuttia toksisuutta herkemäksi ja käytökelpoisemmiksi vasteiksi. Testin avulla on osoitettu havaittavan vaikutuksia lierojen lisääntymiseen mm. <ul style="list-style-type: none">• Altistuksessa metalleille (Van Gestel ym. 2001)• Altistuksessa pestisideille (Van Gestel ym. 1992)• Altistuksessa energeettisille yhdisteille/räjähdyksaineille (Robidoux ym. 2000)• Altistuksessa useille muille orgaanisille yhdisteille Testiä on käytetty myös pilaantuneen maaperän toksisuuden arvioinnissa (mm. Posthuma ym. 1998).

<p>Menetelmän arviointi</p>	<p>Vaikka testi on alunperin tarkoitettu yksittäisten haitta-aineiden testaukseen, testiä on menestyksekkäästi käytetty myös vaihtelevia, ja useitakin haitta-aineita sisältävien ympäristönäytteiden testaukseen. Maaperän ominaisuudet, kuten pH ja orgaanisen aineksen määrä vaikuttavat vasteisiin, joten referenssi- ja kontrollinäytteiden sekä lajin valinta on suoritettava huolellisesti.</p> <p>Merkittävien subletaalien vaikutusten havaitseminen testin avulla, on selvästi akuuttitestiä hyödyllisempi. On selvästi osoitettu, että krooninen lierotesti ennustaa erinomaisesti mahdollisia ekologisia seurauksia, jotka aiheutuvat haitta-ainealtistuksesta.</p> <p>Lierojen lisääntymistesti on osoittautunut herkäsi mittariksi maaperän haitta-aineiden vaikutusten tunnistamisessa ja sitä tulisi käyttää akuuttitestin sijasta aina, kun mahdollista.</p> <p>Toistettavuus: OECD:n testiluonnos on havaittu tyydyttävästi toistettavaksi menetelmäksi ns. "ring-testin" perusteella.</p> <p>Herkkyyks ja vasteellisuus: Testin on havaittu olevan riittävän herkkä sekä metallien että orgaanisten yhdisteiden aiheuttaman altistuksen havaitsemiseksi. Kokeissa on havaittu vaikutuksia lisääntymiseen sekä haitta-ainetestauksen että näytetestauksen yhteydessä.</p> <p>Edustavuus: Lierot, erityisesti testiohjeissa suositellut lajit, on laajasti hyväksytty edustaviksi korkeammiksi selkärangattomiksi testejä varten. Testissä voidaan käyttää myös muita lierolajeja, kuten <i>Aporrectodea caliginosa</i> (mm. Khalil ym. 1996), jos kyseinen laji katsotaan käyttökelpoisemmaksi kuin kompostissa elävät <i>E. fetida</i>, <i>E. andreii</i> tai <i>E. veneta</i>.</p> <p>Käytännöllisyys: Testi on suhteellisen helppo suorittaa ja se vaatii lisäksi verraten vähän laitteistoja. Eräänä testin vahvana puolena on, että se voidaan suorittaa myös <i>in situ</i> –olosuhteissa.</p>
<p>Vahvuudet</p>	<p>Eräs testin merkittävimmistä hyödyistä on se, että testin avulla voidaan mitata useita muuttujia, kuten kuolleisuus, paino muutos, munakoteloiden tuotto ja munakoteloiden elinkyky. Lierojen kudoksista voidaan mitata myös ns. biomarkkereita, kuten EROD-aktiivisuus tai metallotioneiniipitoisuus.</p>
<p>Heikkoudet</p>	<p>Testiaika on suhteellisen pitkä (2-8 viikkoa) ja testi on suhteellisen työläs.</p>
<p>Tulokset ja niiden tarkastelu</p>	<p>Tulokset käsitellään kukin erikseen (lisääntyminen, kasvu, kuolleisuus) ja niiden käyttökelpoisuuteen riskinarvioinnissa otetaan kantaa. Käyttökelpoiset tulokset voidaan pisteyttää johtopäätöksen tekemisen helpottamiseksi.</p> <p>Tulosten tarkastelussa huomioidaan</p> <ul style="list-style-type: none"> • Lisääntyminen, kasvu ja kuolleisuus verrattuna referenssimahan. • Riskiä koskevan johtopäätöksen teon edellyttämien kriteereiden toteutuminen (erojen suuruus, tilastollinen näyttö, ristiriitaisten tulosten käsittely). • Tulosten vaihtelun ja epävarmuuden vaikutus johtopäätökseen. • Tulosten vertaaminen kirjallisuudessa esitettyihin NOEC-arvoihin tai saatavilla oleviin viitearvoihin • Kunkin tuloksen perusteella annetaan vastaus, ilmentääkö vaste riskiä vai ei. Eri osatuloksille voidaan soveltaa painoarvo- ja epävarmuuspisteytystä, jos tulokset ovat ristiriitaisia.

Hyppyhäntäistesti

ISO 11267:1999

Lisääntyminen, *Folsomia candida*

Päämäärä	Testissä arvioidaan maaperän haitta-aineiden vaikutuksia maaperän hyppyhäntäislajin (<i>Collembola</i> , <i>Folsomia candida</i>) lisääntymiseen.
Kuvailu	<p>ISO 11267:1999. Soil quality -- Inhibition of reproduction of Collembola (<i>Folsomia candida</i>) by soil pollutants – testiohje kuvaa laboratoriotestiä, jossa hyppyhäntäiset altistetaan haitta-aineelle ns. keinomaata käyttäen. Testi voidaan myös suorittaa tutkittavalta alueelta otettua näytettä käyttäen. Hyppyhäntäisiä altistetaan neljä viikkoa, jonka jälkeen eläimet erotetaan näytteestä ja sekä aikuiset että jälkeläiset lasketaan.</p> <p>Sittemmin edelleen kehitetyssä ohjeessa (Fountain ja Hopkin 2001) kuolleisuus ja lisääntyminen havainnoidaan 48 tunnin välein, mikä antaa lisätietoa mm. kasvusta ja kuoriutumisasajasta.</p> <p>Lisääntymistä pidetään herkempänä vasteena aikuisten kuolleisuuteen verrattuna (Scott-Fordsmand ym. 1997). Useissa tapauksissa vaikutukset lisääntymiseen ovat suoria, vaikkakin lisääntymisen muutokset voivat olla myös epäsuorasti sidoksissa yksilöiden vähentyneeseen kasvuun.</p>
Sovellutusyhteenvedo	Standardoitua laboratoriotestiä on käytetty toksisuuden arviointiin mm. PAH-, PCB- ja fungisidihdisteiden testauksessa (Markwiese ym 2001). Ympäristönäytteisiin sovellettuna testiä on käytetty menestyksellisesti mm. sinkin, kuparin ja mineraaliöljyjen toksisuuden arvioinnissa (Smit ja Van Gestel 1996, Scott-Fordsmand ym. 2000, Van Gestel ym. 2001.)
Menetelmän arviointi	<p>Menetelmä on käyttökelpoinen ja riittävän herkkä ekotoksikologisten vaikutusten arvioimiseksi.</p> <p>Toistettavuus: Laajan ISO:n tekemän testauksen perusteella menetelmän on havaittu olevan riittävän toistettava. Erityisen hyvänä puolena on pidetty lajin partenogeneettistä lisääntymistä, minkä vuoksi yhtenäinen geneettinen rakenne säilyy lisäten testin toistettavuutta.</p> <p>Herkkyys ja vasteellisuus: Erityisesti yksittäisten haitta-aineiden testauksessa menetelmän herkkyys ja vasteellisuus ovat tyydyttävät. Myös ympäristönäytteillä, erityisesti metallien pilaamalla maalla tehtyjä testejä, on pidetty riittävän vasteellisina.</p> <p>Edustavuus: Hyppyhäntäistesti on uudempi kuin monet muut yleisesti käytettävät maaperän ekotoksikologiset testit. Kuitenkin sitä on sittemmin varsin laajasti käytetty ja testin ekologista asianmukaisuutta on myös tutkittu (Smit ja Van Gestel 1996). Eräänä merkittävä etuna pidetään sitä, että testi tarjoaa nopean tavan tutkia haitta-aineen tai pilaantumisen vaikutuksia populaatioon.</p> <p>Hyppyhäntäiset ovat erityyppisten maaperien yleisiä eläimiä, joilla on suuri ekologinen merkitys. Siksi hyppyhäntäisiin perustuva ekotoksikologinen testi katsotaan hyvin edustavaksi maaperän pilaantuneisuutta testattaessa.</p> <p>Käytännöllisyys: Testi on verraten helppo suorittaa ja vaatii vähän laitteita. Testi on melko nopea, sillä kehitysaika eläimillä on noin 2-3 viikkoa. Testi vaatii myös vähemmän jatkuvaa tarkkailua ja huolenpitoa kuin monet muut maaperätestit.</p>

Vahvuudet	Testi kuvaa muutoksia populaatiotasolla, mikä lisää sen ekologista käyttökel- poisuutta riskinarvioinnissa.
Heikkoudet	Standardoidussa testissä toksisuus havaitaan vasta testin loputtua, jolloin tärkeitä parametreja, kuten kasvunopeus ja kuoriutumisen ajankohta, on mahdotonta selvittää. Useat maaperän ominaisuudet voivat vaikuttaa testituloksiin.
Tulokset ja niiden tarkastelu	Maaperän ominaisuudet, kuten pH ja orgaanisen aineksen määrä, vaikuttavat vasteisiin, joten referenssi- ja kontrollinäytteiden ja testilajin valinta on suo- ritettava huolellisesti. Joskus näytteissä on havaittu sienirihmaston kasvua, mikä saattaa vaikuttaa tuloksiin merkittävästi. Tulosten tarkastelussa huomioidaan <ul style="list-style-type: none"> • Lisääntyminen verrattuna referenssimaan tulokseen • Riskiä koskevan johtopäätöksen teon edellyttämien kriteereiden toteutu- minen (erojen suuruus, tilastollinen näyttö). • Tulosten vaihtelu ja epävarmuus sekä niiden vaikutus johtopäätökseen.

Salaatin kasvutesti

Maakasvitestit (yksi- ja kaksisirkkaiset) – siementen itäminen, juurten kasvu ja kasvin kasvu (useita testistandardeja)

Päämäärä	Tavoitteena on arvioida haitta-aineen tai ympäristönäytteen vaikutuksia kasvin siementen itävyyteen ja kasvin kasvuun.
Kuvailu	<p>Kasveja on käytetty useita vuosia testattaessa esimerkiksi kasvinsuojeluai- neita.</p> <p>Haitta-aineen tai näytteen vaikutukset siementen itävyyteen ja varhais- kasvuun ovat erityisen tärkeitä vasteita, arvioidaanhan testissä vaikutuk- sia nimenomaan varhaisimpiin, mahdollisesti myös herkimpiin vaiheisiin. OECD:n testiohje 208a suosittelee sarjaa testilajeja, joihin kuuluu sekä yk- sisirkkaisia, että kaksisirkkaisia lajeja. Eräissä maissa käytetään pelkästään viljeltyjä kasveja, jotka kuitenkin saattavat esiintyä myös luonnonvaraisena. Myös täysin luonnonvaraisia kasveja voidaan käyttää.</p> <p>Testin yleinen periaate: siemenet istutetaan testimaahan ja testiä seurataan 14-21 päivää sen jälkeen, kun puolet kontrollinäytteen kasveista on itänyt. Mitattavat vasteet ovat siementen itävyys (%), biomassa (tuore- tai kuiva- paino, kasvin korkeus tai juuren pituus sekä kasvissa näkyvät vaikutukset (ns. kloroosi, kehityksessä havaitut poikkeavuudet ym.). Testiolosuhteiden tulisi vastata kasvin normaaleja kasvuolosuhteita mahdollisimman hyvin.</p> <p>Mikäli testi suoritetaan yhdellä pitoisuudella, saadaan selville, ylittääkö se fytotoksisesti vaikuttavan pitoisuuden vai ei. Useammilla pitoisuuksilla testattaessa voidaan tutkia myös vaikutuksen riippuvuutta annoksesta. Yleisimmät yksittäiset vasteet, jotka kirjallisuudessa esiintyvät haitta-aine- testauksen yhteydessä, ovat 120 tunnin LC50-arvo siemenen itävyydelle ja 120 tunnin EC50 –arvo juuren pituuskasvulle (Linz ja Nakles 1996).</p>
Sovellutus- yhteenvedo	OECD on alun perin suunnitellut testit kasvinsuojeluaineiden testaukseen, mutta myöhemmin kasvitestejä on käytetty varsin paljon erilaisten haitta- aineiden testaamiseksi (öljytuotteet, liuottimet, raskasmetallit, PAH-yhd- isteet ja pestisidit). Testiä on käytetty sekä haitta-aineiden testauksessa että ympäristönäytteiden testauksessa.
Menetelmän arviointi	<p>Herkkyyks ja vasteellisuus: Pitkäaikaisen haitta-ainetestauksen mukaan kasvitestit antavat hyvän vasteen erityisesti kasvinsuojeluaineiden testauk- sen yhteydessä. Ympäristönäytteiden testauksen osalta tieto menetelmien vasteellisuudesta on vasta nyt laajentumassa.</p> <p>Edustavuus: Vaikka testiohjeistot eivät määrittele etukäteen tarkkaan testeissä käytettävää tai sopivaa lajivalikoimaa tai priorisoi mitattavia vas- teita, standardoidut testit ovat tärkeitä arvioitaessa maaperän haitta-ainei- den vaikutuksia.</p> <p>Arvioinnissa on tärkeää sopivan testilajiston ja sopivien vasteiden valinta tapauskohtaisesti. Luonnossa olevien lajien käyttöä on usein etu, vaikkakin niiden käytön haittana saattaa olla riittämätön validointi.</p> <p>Kasvien suuri merkitys ekosysteemeissä puoltaa kasvitestien käyttöä ris- kinarvioinnissa. Kuhunkin tapaukseen sopivien lajien käyttöä tulee pohtia huolella.</p> <p>Käytännöllisyys: Testi on suhteellisen helppo suorittaa ja se vaatii vähän laitteita ja tarkkailua/huolenpitoa. Tulokset voidaan havaita ja laskea manu- aalisesti. Toisaalta testiä on vaikea automatisoida.</p>

Testin vahvuudet	<p>Kasvit soveltuvat hyvin haitta-aineiden ja pilaantuneen maan testaukseen, koska:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kasvit ovat välittömästi kosketuksissa maaperän ja sen haitta-aineiden kanssa • Kasveilla on yleensä laaja juuristossa oleva pinta-ala, joka sekä aktiivisesti että passiivisesti absorboi haitta-aineita maaperästä • Kasveilla on oleellinen merkitys ekosysteemissä ja niillä on taloudellista merkitystä. • Useat tutkimukset ovat vahvistaneet kasvitestien soveltuvuuden maaperän pilaantumisen vaikutusten arviointiin. On todennäköistä, että kasvitestit, erityisesti nopeasti toteutettavat, kasvin varhaisvaiheisiin kohdistuvat testit, tulevat olemaan merkittävässä osassa maaperään kohdistuvan riskinarvioinnin apuvälineenä.
Heikkoudet	<p>Ympäristöön liittyvillä tekijöillä saattaa olla merkittävä vaikutus testituloksiin. Ravinteiden saatavuus ja maalaji saattavat vaihdella haitta-aineiden ohella pilaantuneella maa-alueella, mikä vaikuttaa sekä siementen itävyyteen että kasvin kasvuun ja kehittymiseen. Kyseiset tekijät vaikeuttavat testin tulosten tulkintaa ja saattavat lisätä myös testistä aiheutuvia kustannuksia.</p>
Tulokset ja niiden tarkastelu	<p>Tulosten tarkastelussa huomioidaan</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomassa ja itävyys verrattuna referenssimaan tulokseen • Riskiä koskevan johtopäätöksen teon edellyttämien kriteerien toteutuminen (erojen suuruus, tilastollinen näyttö) • Tulosten vaihtelu ja epävarmuus sekä niiden vaikutus johtopäätökseen.

Valobakteeritesti

Akuutti toksisuustesti sedimentistä, muusta kiinteästä näytteestä tai värillisestä näytteestä valoa tuottavaa (luminesoivaa) bakteeria (*Vibrio fischeri*) käyttäen.

Standardiluonnos, ISO 21338, Water quality. Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment and other solids and colour containing samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Kinetic luminescent bacteria test).

Päämäärä	Arvioida haitta-aineen tai ympäristönäytteen akuuttia toksisuutta luminesoivaa bakteeria (<i>Vibrio fischeri</i>) käyttäen (sedimentit tai muut kiinteät näytteet, mukaan lukien maanäytteet sekä väriä sisältävät näytteet)
Kuvailu	Luminesoivat bakteerit tuottavat valoa niiden soluhengityksen sivutuotteena muodostuvien yhdisteiden avulla. Bakteerisoluuun liittyvän prosessin häiriintyminen (myrkyllisyyden aiheuttama) alentaa myös soluhengitystä, mikä vastaavasti alentaa myös bakteerin valontuotantoa. Mitä suurempi bakteerisoluuun kohdistuva toksisuus on, sitä voimakkaampi on myös valontuotannon aleneminen. Määritettäessä kiinteiden näytteiden myrkyllisyyttä voidaan käyttää kahta menetelmää. Toisessa lähestymistavassa maanäytteen haitta-aineet uutetaan veteen (muutkin uutot mahdollisia, kuitenkin uuttoliuotin voi vaikuttaa tulokseen). Vesiuutteeseen siirrettyjen valobakteerien valontuotto mitataan luminometrillä. Mittausajat ovat tavallisimmin 5 min, 15 min ja 30 min altistuksen jälkeen. Toisessa menettelytavassa kiinteitä näytettä ei uuteta, vaan näyte mitataan luminometrillä (kineettinen mittaus) suoraan mittausputkeen tehtävästä vesi-maanäyte-suspensiosta (Lappalainen ym. 1999, 2001).
Sovellus-yhteen veto	Valobakteeritesti on yksinkertainen standardoitu myrkyllisyydesti, joka soveltuu maanäytteiden vesiuutteiden testaukseen. Menetelmästä kehitetyn muunnoksen avulla voidaan testata myös maa- ja sedimenttisuspensioita. Käytettävät bakteerit eivät kuitenkaan ole maaperäorganismeja.
Menetelmän arviointi	<p>Toistettavuus: Bakteeriluminesenssitestistä on sovellettu erityisesti vesinäytteiden toksisuuden arviointiin. Kiinteiden näytteiden toksisuustuloksia on julkaistu merkittävästi vähemmän, mikä vaikeuttaa menetelmän toistettavuuden sekä muiden kriteerien arviointia. Toistettavuus on kuitenkin useimpia muita menetelmiä parempi.</p> <p>Vasteellisuus: Bakteeritesti on toksisuuden ja/tai haitallisuuden yleisosoitin, sillä bakteerien toksisuusvasteita on tutkittu monilla haitta-aineilla ja ympäristönäytteillä. Menetelmä ei ole kovin herkkä metalleille.</p> <p>Edustavuus: Testissä käytettävät bakteerit eivät esiinny maaperässä, joten niillä ei ole ekologista merkitystä maaperätutkimuksissa.</p> <p>Käytännöllisyys: Vesiuutteesta tehtävä testi on pitkälle standardoitu ja se voidaan tehdä kaupallisia määrityspaketteja käyttäen, jolloin olosuhteet voidaan helposti vakioida. Maasuspensiotesti on vaativampi ja edellyttää kiineettiseen mittaukseen soveltuvan luminometrin käyttämistä. Maasuspensiotestissä on enemmän virhelähteitä ja se on paljon vähemmän käytetty.</p>

Testin vahvuudet	<p>Bakteeriluminesenssitestin vahvuuksia ovat:</p> <ul style="list-style-type: none"> • testin nopeus ja helppous • valmiiden testausreagenssien hyvä saatavuus • testiorganismeja voidaan kasvattaa tarvittaessa ilman jatkuvaa ylläpitoa laboratoriossa
Heikkoudet	<p>Käytettävä testiorganismi, <i>Vibrio fischeri</i> –bakteeri on meriolosuhteissa elävä bakteeri, jolloin näytteisiin tarvitaan tietty suolapitoisuus. Tämä vähentää testin käyttökelpoisuutta. Toisaalta luminesenssitesti on yleistöksisuuden osoittaja, jolloin toksisuusvasteiden aiheuttajia on hyvin runsaasti.</p>
Tulokset ja niiden tarkastelu	<p>Tulosten tarkastelu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bioluminesenssi verrattuna referenssimaan tulokseen EC50- ja EC20 -arvona esitettynä. • Riskiä koskevan johtopäätöksen teon edellyttämien kriteereiden toteutuminen (erojen suuruus, tilastollinen näyttö). • Tulosten vaihtelu ja epävarmuus sekä niiden vaikutus johtopäätökseen. • Menetelmän soveltuvuuden arviointi kyseisessä tapauksessa.

7 Ekologiset tutkimukset

Ekologisilla tutkimuksilla tarkoitetaan tässä kohdealueen eliöiden runsauden, lajimäärän tai niitä kuvaavien indeksien (esim. diversiteetti-indeksit) määrittämistä ja vertaamista valitun referenssialueen vastaavien tietojen kanssa. Eliöyhteisöjen rakenteen vertaaminen pilaantuneella ja puhtaaksi tiedetyllä alueella on yksi tapa arvioida pilaantumisen haitallisia vaikutuksia. Tällöin on päätettävä, millä kriteerillä ero tai samanlaisuus todetaan.

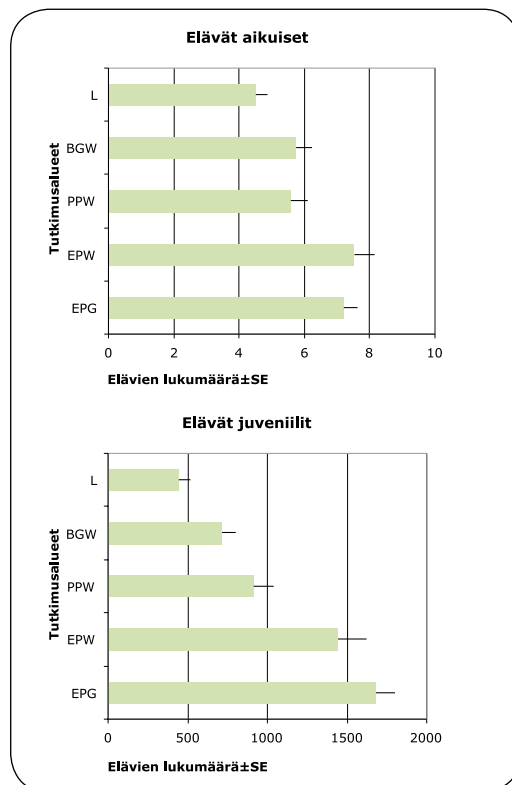
Kirjallisuudessa on käytetty biodiversiteettimäärittämiä erityisesti selvitettäessä metallien vaikutuksia selkärangattomiin eläimiin, kuten hyppyhäntäisiin ja änkyrimatoihin (Fountain ja Hopkin 2004, Kapusta et al. 2003, Haimi ja Mätäsniemi 2002).

Esimerkki 1. Biodiversiteetti-indeksien käyttö metalleilla pilaantuneen maaperän laadun tutkimisessa

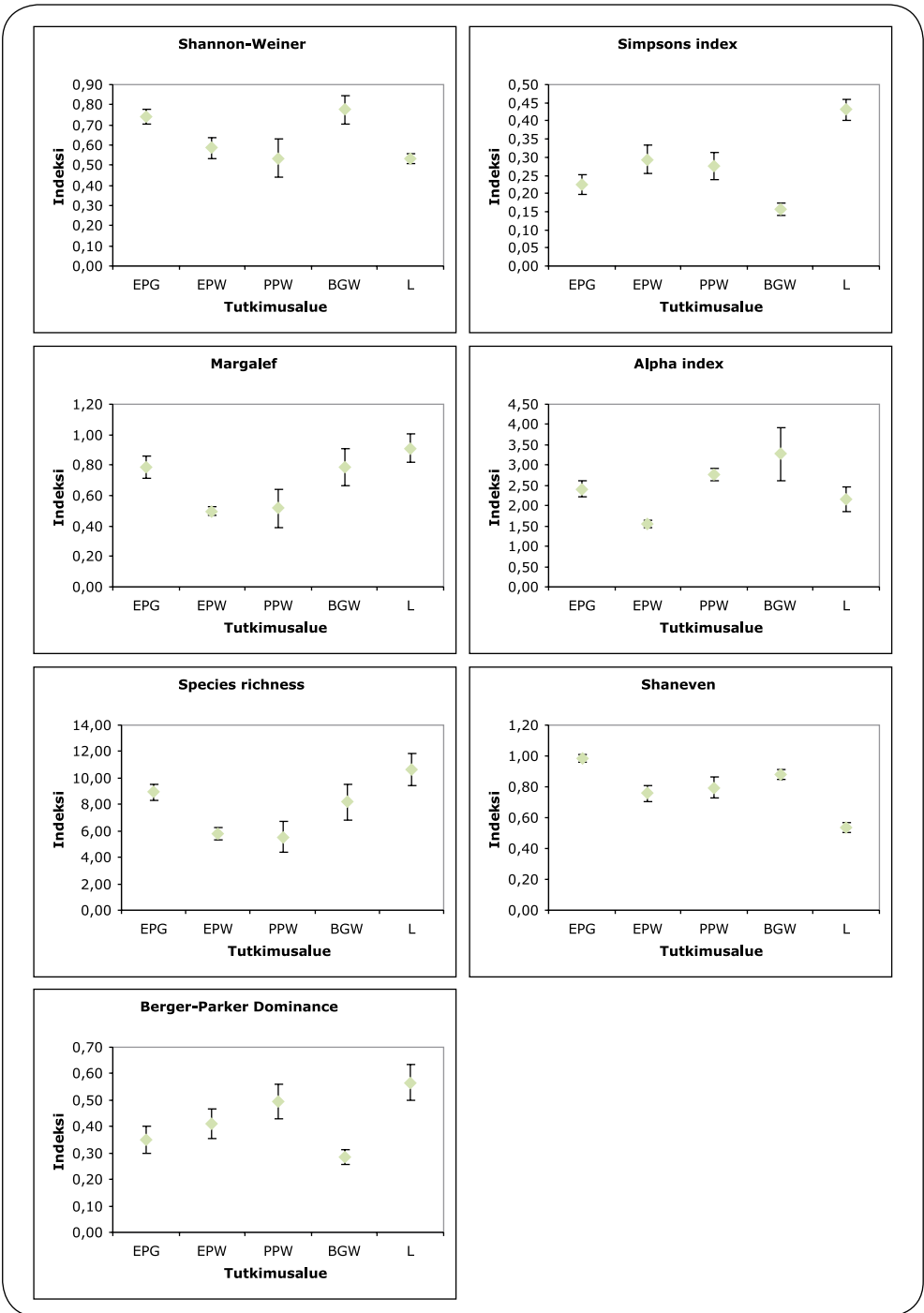
Tutkimuksessa määritettiin metallien kokonaispitoisuus ja metallien vesiliukoisien jakeen pitoisuus Wolverhamptonin läheisyydessä (Taulukko 2). Lisäksi määritettiin noin 40 maaperäeläimen (*Collembola*) esiintyminen kullakin viidestä näytepisteestä. Fountain ja Hopkin (2004) totesivat tässä tutkimuksessa, että lajirunsausta ja lajiston samankaltaisuutta kuvaavat indeksit olivat käyttökelpoisimpia selvitettäessä eri yhteisöjen eroja. Toisaalta ei voitu osoittaa, että erot johtuisivat vain tai nimenomaan maaperän pilaantumisesta, sillä eri näytteiden maaperän ominaisuuksissa oli muitakin eroja, kuten pH. Samassa tutkimuksessa tehtiin myrkyllisyyskoe *Folsomia candidaa* käyttäen. Tulosten mukaan kuolleisuus oli suurin näytteessä 5 (L) ja pienin näytteissä 1 (EPG) ja 2 (EPW) (Kuva 1).

Taulukko 2. Maanäytteiden metallien kokonaispitoisuudet ja vesiliukoisten metallien pitoisuudet ($\mu\text{g/g}$) sekä pH 0-10 cm syvyydessä Wolverhamptonissa (Fountain ja Hopkin 2004; Copyright Springer Science+Business Media). SE = standardivirhe.

Näyte	Kokonaispitoisuus (SE)				
	Cd	Cu	Pb	Zn	pH
1 (EPG)	0,9 (0,2)	279 (31)	233 (9)	702 (81)	6,0 (0,2)
2 (EPW)	2,2 (0,9)	295 (64)	220 (39)	656 (143)	6,0 (0,1)
3 (PPW)	0,7 (0,2)	128 (6)	309 (24)	437 (35)	6,3 (0,1)
4 (BGW)	0,4 (0,2)	115 (3)	233 (33)	497 (18)	7,9 (0,1)
5 (L)	14,2 (2,8)	1226 (352)	1191 (103)	7907 (1874)	7,5 (0,2)
Tausta-pitoisuus	0,01–0,5	20–30	10–40	10–300	
Vesiliukoisen metallin pitoisuus (SE)					
1 (EPG)	<LOD	9,4 (5,1)	0,5 (0,1)	10,3 (2,0)	
2 (EPW)	<LOD	3,7 (0,5)	0,6 (0,2)	9,7 (1,1)	
3 (PPW)	<LOD	1,2 (0,1)	2,6 (0,3)	5,3 (0,4)	
4 (BGW)	<LOD	1,6 (0,8)	0,7 (0,1)	3,0 (0,9)	
<LOD = alle toteamisrajan.					



Kuva 1. Elävien *Folsomia candida* -aikuisten ja tuotettujen juveniilien määrä 4 viikon altistuksen jälkeen eri tutkimusalueilla (Fountain ja Hopkin 2004; Copyright Springer Science+Business Media). Merkinnot kuten taulukossa 2.



Kuva 2. Lajistoindeksit (Shannon-Weiner, Simpson, Margalef, Alpha, Species Richness , Shaneven ja Berger-Parker Dominance) viidelle Wolverhamptonin kohteelle (Fountain ja Hopkin 2004; Copyright Springer Science+Business Media). Merkinät kuten taulukossa 2.

Biodiversiteetti-indeksien (Kuva 2) tulkinta ekologisen riskinarvioinnin näkökulmasta on selvästi vaikeampaa kuin toksisuustestien tulosten tulkinta ja indeksien erot suhteessa maanäytteiden metallipitoisuuksien eroihin ovat melko pienet. Tämä voi toisaalta ilmentää sitä, että vaikka yksittäiset lajit voivatkin kärsiä pilaantuneen maan aiheuttamista haitallisista vaikutuksista, pilaantuminen ei ole yhtä haitallista koko eliöyhteisölle.

8 Standardimenetelmät

Tilanne vuonna 2006. Kaikkia luonnosvaiheessa olevia testiohjeita ei ole luettelossa.

8.1 ASTM – maaperätestit

E1197-87 (2004) Standard Guide for Conducting a Terrestrial Soil-Core Microcosm Test.

E1676-04 Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm *Eisenia Fetida* and the Enchytraeid Potworm *Enchytraeus albidus*.

E1689-95 (2003) Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites.

E1848-96 (2003) Standard Guide for Selecting and Using Ecological Endpoints for Contaminated Sites.

E1923-97 (2003) Standard Guide for Sampling Terrestrial and Wetlands Vegetation.

E1963-02 Standard Guide for Conducting Terrestrial Plant Toxicity Tests.

E2020-99a (2004) Standard Guide for Data and Information Options for Conducting an Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites.

E2172-01 Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity Tests with the Nematode *Caenorhabditis elegans*.

8.2 ISO - maaperätestit

ISO 11266:1994. Soil quality -- Guidance on laboratory testing for biodegradation of organic chemicals in soil under aerobic conditions.

ISO 11267:1999. Soil quality -- Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants.

ISO 11268-1:1993. Soil quality -- Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) -- Part 1: Determination of acute toxicity using artificial soil substrate.

ISO 11268-2:1998. Soil quality -- Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) -- Part 2: Determination of effects on reproduction.

ISO 11268-3:1999. Soil quality -- Effects of pollutants on earthworms -- Part 3: Guidance on the determination of effects in field situations.

ISO 11269-1:1993. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth.

ISO 11269-2:2005. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants.

ISO 14238:1997. Soil quality -- Biological methods -- Determination of nitrogen mineralization and nitrification in soils and the influence of chemicals on these processes.

ISO 14239:1997. Soil quality -- Laboratory incubation systems for measuring the mineralization of organic chemicals in soil under aerobic conditions.

ISO 14240-1:1997. Soil quality -- Determination of soil microbial biomass -- Part 1: Substrate-induced respiration method.

ISO 14240-2:1997. Soil quality -- Determination of soil microbial biomass -- Part 2: Fumigation-extraction method.

ISO 15473:2002. Soil quality -- Guidance on laboratory testing for biodegradation of organic chemicals in soil under anaerobic conditions.

ISO 15685:2004. Soil quality -- Determination of potential nitrification and inhibition of nitrification -- Rapid test by ammonium oxidation.

ISO 15952:2006. Soil quality -- Effects of pollutants on juvenile land snails (Helicidae) -- Determination of the effects on growth by soil contamination.

ISO 16072:2002. Soil quality -- Laboratory methods for determination of microbial soil respiration.

ISO 16387:2004. Soil quality -- Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.) -- Determination of effects on reproduction and survival.

ISO 16712:2005. Water quality -- Determination of acute toxicity of marine or estuarine sediment to amphipods.

ISO 17126:2005. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.).

ISO 17155:2002. Soil quality -- Determination of abundance and activity of soil microflora using respiration curves.

ISO 20963:2005. Soil quality -- Effects of pollutants on insect larvae (*Oxythyrea funesta*) -- Determination of acute toxicity.

ISO 22030:2005. Soil quality -- Biological methods -- Chronic toxicity in higher plants

ISO 23611-1:2006. Soil quality -- Sampling of soil invertebrates -- Part 1: Hand-sorting and formalin extraction of earthworms.

ISO 23611-2:2006. Soil quality -- Sampling of soil invertebrates -- Part 2: Sampling and extraction of micro-arthropods (Collembola and Acarina).

ISO 23753-1:2005. Soil quality -- Determination of dehydrogenase activity in soils -- Part 1: Method using triphenyltetrazolium chloride (TTC).

ISO 23753-2:2005. Soil quality -- Determination of dehydrogenase activity in soils -- Part 2: Method using iodotetrazolium chloride (INT).

8.3 OECD – maaperätestit

- 207 Earthworm, Acute Toxicity Tests (Original Guideline 4.4. 1984).
- 208 Terrestrial Plants, Growth Test (Original Guideline 4.4. 1984).
- 208 Seedling Emergence and Seedling Growth Test (September 2003)
- 216 Soil Microorganisms, Nitrogen Transformation Test (Original Guideline, adopted 21st January 2000).
- 217 Soil Microorganisms, Carbon Transformation Test (Original Guideline, adopted 21st January 2000)
- 220 Enchytraeid Reproduction Test (Original Guideline, adopted April 2004)
- 222 Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida* / *Eisenia andrei*) (Original Guideline, adopted April 2004).
- 227 Vegetative Vigour Test

8.4 EPA – maaperätestit

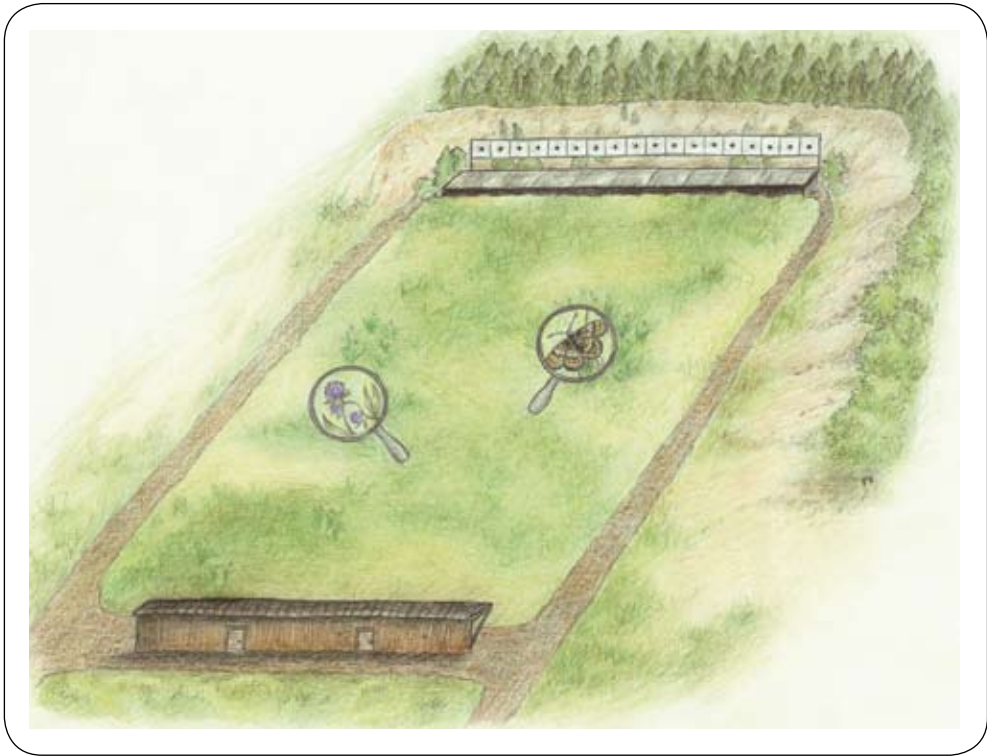
- 850.2450 Terrestrial (soil-core) microcosm test .
- 850.2500 Field testing for terrestrial wildlife.
- 850.4000 Background-Nontarget plant testing.
- 850.4025 Target area phytotoxicity.
- 850.4100 Terrestrial plant toxicity, Tier I (seedling emergence).
- 850.4150 Terrestrial plant toxicity, Tier I (vegetative vigor).
- 850.4200 Seed germination/root elongation toxicity test.
- 850.4225 Seedling emergence, Tier II.
- 850.4230 Early seedling growth toxicity test.
- 850.4250 Vegetative vigor, Tier II.
- 850.4300 Terrestrial plants field study, Tier III.
- 850.4600 Rhizobium-legume toxicity.
- 850.4800 Plant uptake and translocation test.
- 850.5100 Soil microbial community toxicity test.
- 850.6200 Earthworm subchronic toxicity test.

9 Lähteet

- Assmuth, T. 2003. Ympäristöriskien arviointi ja arvottaminen, Limnologian ja ympäristötieteen laitoksen luontosarja (5.7).
- Calabrese E.J., Baldwin, L.A. 1993. Performing Ecological Risk Assessments. Lewis Publishers, Chelsea. 288 s. ISBN 0-87371-703-1.
- Environmental Restoration Division. 1999. Terrestrial toxicity reference values (TRVS) (including exposure dose (ED) and hazard quotient (HQ) calculations) Manual: ERD-AG-003.
- Fountain, M.T. & Hopkin, S.P. 2001. Continuous Monitoring of *Folsomia candida* (Insecta: Collembola) in a Metal Exposure Test. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 48(3): 275-286.
- Fountain, M.T. & Hopkin, S.P. 2004. Biodiversity of Collembola in Urban Soils and the Use of *Folsomia candida* to assess Soil 'Quality'. *Ecotoxicology* 13: 555-572.
- Van Gestel, C.A.M & Van Brummelen, T.C. 1996. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms, *Ecotoxicology* 5(4): 217-225.
- Van Gestel, C.A.M., Dirven-Van Breemen, E.M., Baerselman, R., Emans, H.J.B., Janssen, J.A.M., Posthuma, R. & Van Vliet, P.J.M. 1992. Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 23(2): 206-220.
- Van Gestel, C.A.M, van der Waarde, J.J., Derksen, J.G.M.A., van der Hoek, E.E., Veul, M.FX.W., Bouwens, S., Rusch, B., Kronenburg, R. & Stokman, G.N.M. 2001. The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, no. 7, s. 1438-1449.
- Haimi, J. & Mätäsniemi, L. 2002. Soil decomposer animal community in heavy-metal contaminated coniferous forest with and without liming. *Eur. J. Soil Biol.* 38, 131-136.
- Kapusta, P., Sobczyk, L., Rozen, A. & Weiner, J. 2003. Species diversity and spatial distribution of enchytraeid communities in forest soils: effects of habitat characteristics and heavy metal contamination. *Appl. Soil Ecol.* 23, 187-198.
- Khalil, M.A., Abdel-Lateif, H.M, Bayoumi, B.M., Van Straalen, N.M., Van Gestel, C.A.M. 1996. Effects of metals and metal mixtures on survival and cocoon production of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Pedobiologia* 40(6): 548-556.
- Lappalainen, J., Juvonen, R., Nurmi, J. & Karp, M. 2001. Automated color correction method for *Vibrio fischeri* toxicity test. Comparison of standard and kinetic assays. *Chemosphere* 45(4-5): 635-641.
- Lappalainen, J., Juvonen, R., Vaajasaari, K. & Karp, M. 1999. A new flash method for measuring the toxicity of solid and colored samples. *Chemosphere* 38(5): 1069-1083.
- Linz, D. G & Nakles, D.V. 1997. Environmentally acceptable endpoints in soil : risk based approach to contaminated site management based on availability of chemicals in soil. *American Academy of Environmental Engineers*, 630 s.
- Lukkari, T. 2004. Earthworm responses to metal contamination. Tools for soil quality assessment. Väitöskirja. Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä studies in biological and environmental science 146.
- Lukkari, T., Taavitsainen, M., Soimasuo, M., Oikari, A. & Haimi, J. 2004. Biomarker responses of the earthworm *Aporrectodea tuberculata* to copper and zinc exposure: differences between populations with and without earlier metal exposure. *Environmental Pollution* 129: 377-386.
- Markwiese, J.T., Ryt, R.T., Hooten, M.M., Michael, D.I. & Hlohowskyj, I. 2001. Toxicity bioassays for ecological risk assessment in arid and semiarid ecosystems. *Reviews of environmental contamination and toxicology* 168: 43-98.
- Posthuma, L., Van Gestel, C.A.M., Smit, C.E., Bakker, D.J. & Vonk, J.W. 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Rep. No 607505004. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, The Netherlands.
- Reinecke, A.J., Reinecke, S.A. & Maboeta, M.S. 2001. Cocoon production and viability as endpoints in toxicity testing of heavy metals with three earthworm species. *Pedobiologia*, 45, 61-68.

- Robidoux, P.Y., Svendsen, C., Caumartin, J., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S., Weeks, J.M. & Sunahara, G.I. 2000. Chronic toxicity of energetic compounds in soil determined using the earthworm (*Eisenia andrei*) reproduction test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(7): 1764-1773.
- Rutgers, M. & den Besten P. 2005. The Netherherlands perspective – soils and sediments, teoksessa: *Environmental Toxicity Testing*, Thompson, K.C., Wadhia, K. & Loibner, A.P. (toim.), Blackwell Publishing, Oxford. s. 269-289. ISBN 1-4051-1819-9.
- Sample, B. E., Opresko, D. M. & Suter II, G. W. 1996. *Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, ES/ER/TM-86/R3*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, USA.
- Schaefer, M. 1995. Interspecific interactions in the soil community. *Acta Zoologica Fennica* 196, 101-106.
- Scott-Fordsmand, J.J., Krogh, P.H. & Weeks, J.M. 1997. Sublethal toxicity of copper to a soil-dwelling springtail (*Folsomia fimetaria*) (Collembola: Isotomidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(12): 2538-2542.
- Scott-Fordsmand, J.J., Krogh, P.H. & Weeks, J.M. 2000. Responses of *Folsomia fimetaria* (Collembola: Isotomidae) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(5): 1297-1303.
- Smit, C.E. & Van Gestel, C.A.M. 1996. Comparison of the toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida* in artificially contaminated and polluted field soils *Applied Soil Ecology* 4, 93-94.
- US EPA 1993. *Wildlife exposure factors handbook*. EPA/600/R-93/187.
(Saatavissa: <http://www.epa.gov>)

Liite 4. Esimerkki ekologisen riskin arvioinnista ampumarata-alueella



I Ongelman kuvaus ja alustava tiedon keruu – vaihe I

Arvioinnin kohteena oli kolme ampumarata-alueita, jotka olivat olleet toiminnassa vähintään 30 vuotta. Yhtä haulikkorataa lukuun ottamatta kaikki radat toimivat edelleen tutkimusten aikaan ampumaratoina. Alueiden laajuus vaihteli välillä 14 ja 25 ha. Ne sijaitsivat I-luokan pohjavesialueella tai sen läheisyydessä ja lähin vedenottamo oli alle 1 km etäisyydellä. Yksi kohteista sijaitsi lisäksi suojellun suoalueen vieressä. Tämän ampumarata-alueen haulikkoradan vaikutuspiirissä oli pieni suolampi. (Naumanen ym. 2002)

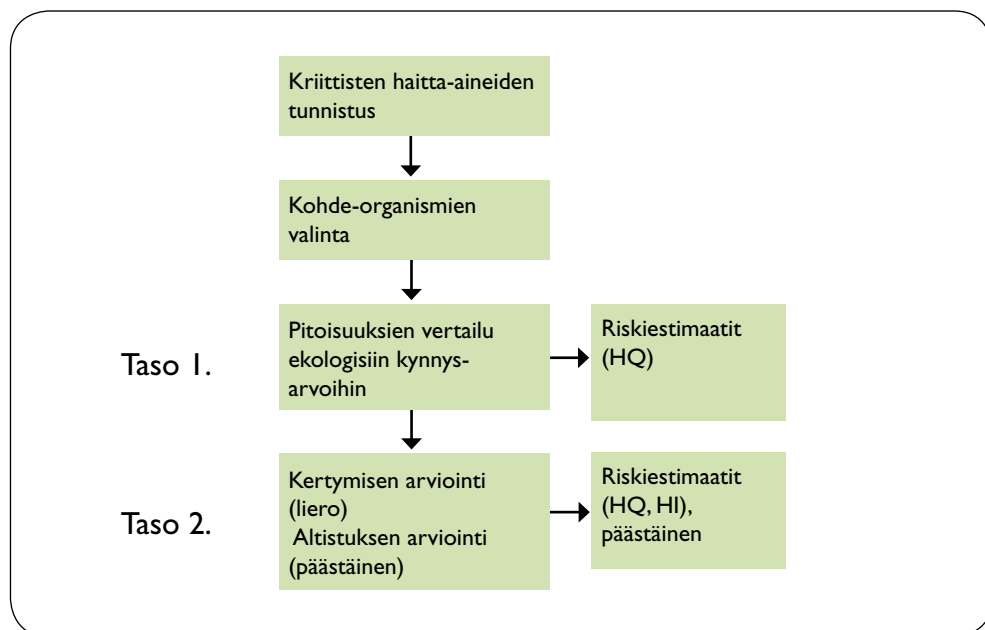
2 Alustavat arviot – vaihe 2

Ympäristössä olevan lyijyn määräksi arvioitiin alueesta riippuen 25-44 tonnia. Lyijyn lisäksi ampumatoiminnoista oli päätynt maaperään antimonia, arseenia, kuparia, nikkeliä, sinkkiä ja PAH-yhdisteitä (savikiekoista). Lyijyn ja antimonin pitoisuudet ylittivät useissa kohdin SAMASE-raja-arvot. Arseenin SAMASE-raja-arvot ylittyivät lähinnä muutamissa yksittäisissä näytepisteissä. Muutamien metallien (Pb, Cu, Sb)

pitoisuudet kasveissa ylittivät taustatason. Sedimenttimäärittysten tuloksista lasketut lyijyn keskiarvopitoisuudet ylittivät yli 10-100-kertaisesti sedimenteille muissa maissa esitetyt ekologiset kynnyksiarvot ja kunnostuksen tavoitearvot. Saviekkojen putoamisalueilla (< 1 ha) todettiin muutamien maaperän PAH-yhdisteiden ylittävän SAMASE-raja-arvon (Naumanen ym. 2002) .

3 Tavoitteiden määrittely – vaihe 3

Ampumaratakohteiden ERAssa päätettiin soveltaa portaittaista menettelytapaa (Kuva 1).



Kuva 1. ERAn etenemistä kuvaava menettelytapakaavio.

Ongelman asettelu aloitettiin kriittisten aineiden tunnistamisella ja alustavan käsitteellisen mallin luomisella ja sen perusteella tehtävällä kohdeorganismien tunnistamisella. Pilaantumisen erilaisuudesta (haitta-aineet, pilaantumisen laajuus) johtuen haulikko- ja kivääriradat käsiteltiin arviointitason 2 ERAssa erillisinä alueina.

3.1 Kriittisten aineiden tunnistaminen

Aluksi tunnistettiin kriittiset aineet, joihin riskinarvioinnissa tulisi keskittyä. Tässä käytettiin yksinkertaista riski-indeksin laskentamenetelmää:

$$R_{ij} = \frac{c_{ij}}{T_{ij}}$$

$$r_{ij} = \frac{R_{ij}}{R_{j,tot}}$$

Tässä

R_{ij} = haitta-aineen i riski-indeksi väliaineessa j

c_{ij} = haitta-aineen i pitoisuus väliaineessa j (mg/kg)

T_{ij} = haitta-aineen i väliaineeseen j liittyvä toksisuus = ekologinen, tietyllä eliölle esitetty viitearvo (mg/kg)

r_{ij} = haitta-aineen i riski-indeksin suhteellinen osuus kokonaisriski-indeksistä (kaikki haitta-aineet) väliaineessa j

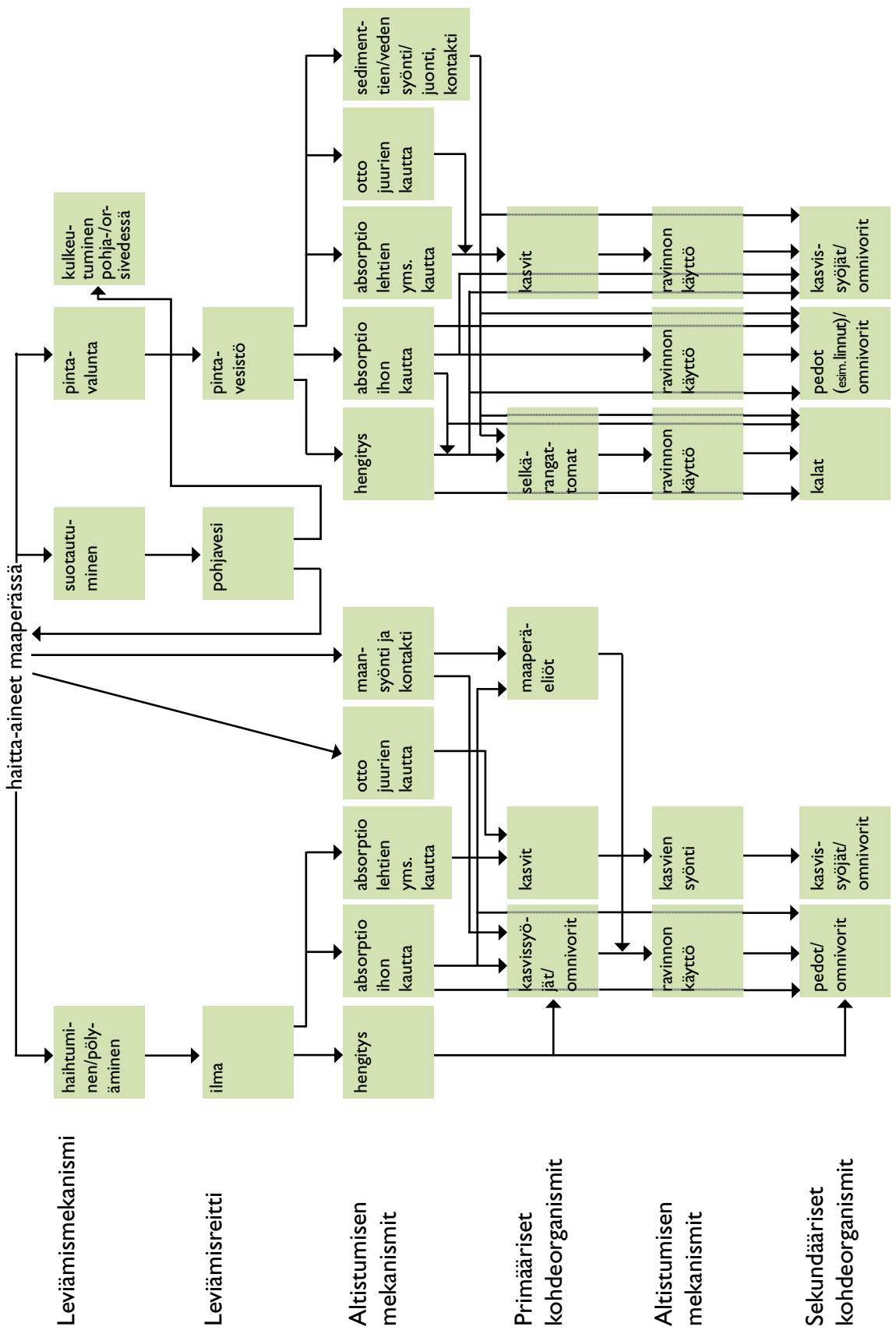
$R_{j,tot}$ = kokonaisriski-indeksi väliaineessa j = ΣR_{ij}

Riski-indeksien perusteella kriittisimmiksi aineiksi osoittautuivat lyijy, arseeni ja antimoni. Myös kuparille saatiin joidenkin viitearvojen perusteella korkeat suhteelliset riski-indeksit. Nikkelin suhteellinen riski-indeksi oli systemaattisesti vähintäänkin kertaluokkaa alhaisempi muihin tarkasteltuihin metalleihin verrattuna, joten se pudotettiin pois jatkotarkastelusta.

3.2 Käsitteellinen malli

Eliöstön altistumismahdollisuuksien kuvauksessa päädyttiin mutkikkaaseen käsitteelliseen malliin (Kuva 2). Arviointitasolla 1 tarkasteltiin maaekosysteemin osalta lähinnä kasveihin, mikrobeihin, lieroihin ja päästäisiin kohdistuvia riskejä.

Arviointitasolla 2 tarkasteltavien kohdeorganismien valinta tehtiin seuraavien kriteerien perusteella: esiintymisen todennäköisyys alueella; vaikutustietojen saatavuus (LOAEL, NOAEL-, EC- ja LC-arvot); herkkyys kriittisille haitta-aineille; lajin ekologinen merkitys ekosysteemin tasolla; mittakaavan (elinpiirin koko) sopivuus. Näiden kriteerien perusteella kvantitatiivisen arvioinnin kohdeorganismeiksi valittiin liero ja päästäinen. Tutkittujen ampumaratojen pääasiallinen maastotyyppi oli metsäinen kangas, jonka maaperässä ei yleisesti esiinny lieroja. Lierojen oletettiin kuitenkin altistumiseltaan vastaavan muita maaperässä esiintyviä pehmytkudoksia eliöitä (esim. änkyrimadot). Arvioinnissa ei otettu huomioon lintuja eikä suuria nisäkkäitä (esim. jänis) ja muita suurikokoisia eläimiä, sillä näiden elinpiiri on suuri suhteessa tarkasteltujen alueiden pinta-alaan.



Kuva 2. Tutkittujen ampumarata-alueiden ekologisten riskien muodostumista kuvaava alustava käsitteellinen malli. Omnivori = kaikkiruokainen

3.3 Arviointivasteet ja riskikysymys

Arviointitasolla 1 ympäristöstä mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia verrattiin erilaisiin kirjallisuudessa esitettyihin ekologiin viitearvoihin laskemalla vaarasuhteet HQ.

Koska käytettävissä ei ollut tietoa kohde-eliöiksi valittujen organismien haitta-ainepitoisuuksista, eivätkä tutkimukset olleet sisältäneet biotestejä, jouduttiin arviointitasolla 2 tukeutumaan kvantitatiivisiin kohdeorganismien altistumista ja haitta-aineiden kertymistä kuvaaviin malleihin. Yhdessä kohteessa ERA rajoittui arviointitasolle 1, sillä kohteessa päädyttiin kunnostukseen todetun pohjaveden pilaantumisen vuoksi.

Riskikysymyksenä arviointitasolla 2 oli käytännössä siten, vaikuttavatko alueilla olevat arseeni, antimoni tai lyijy haitallisesti päästäisiin. Ekotoksikologiaa kokeita ei tehty.

4 Työsuunnitelman teko – vaihe 4 ja tutkimusten suorittaminen – vaihe 5

Tutkimuksia varten tehtiin työsuunnitelma, jossa kuvattiin näytteenotto- ja analyysimenetelmät. Lisäksi tehtiin suunnitelma riskinarvioinnissa tarvittavien altistumislaskelmien tekemiseksi ja epävarmuuksien arvioimiseksi.

Kohdekohtaista riskinarviointia varten alueilla tehtiin laajoja maaperän kemiallisia kenttä- ja laboratoriotutkimuksia sekä yksittäisiä kasvimäärytyksiä (sienet, puolukka, jäkälä, sammal) ja vesistöanalyysijä (sedimentti, laskuojat). Lisäksi tehtiin erilaisia liukoisuustestejä (vesiuuttotesti, ammoniumasetaattiuuttotesti, kolonnitesti ja maksimiliukoisuustesti), joiden tulosten perusteella arvioitiin lyijyn liikkuvuutta ja biosaatavuutta maaperäeläimille ja kasveille. Kohdetutkimukset eivät sisältäneet biotestejä eikä alueilla myöskään tehty lajisto- ja yksilömäärien kartoituksia.

5 Tulosten käsittely, johtopäätösten teko ja raportointi – vaihe 6

5.1 Arviointitaso I

ERA perustui pääosin ympäristöstä mitattujen haitta-ainepitoisuuksien vertailuun kirjallisuudessa ilmoitettuihin lajikohtaisiin viitearvoihin. Arviointilähtökohta oli konservatiivinen eli siinä käytettiin suurimpia todettuja haitta-ainepitoisuuksia tai keskiarvon ylempiä 95% luotettavuusrajan pitoisuuksia. Vertailussa käytettävät ympäristön pitoisuudet määriteltiin kullekin tarkasteltavalle kohdeorganismille erikseen ottaen huomioon eliön todennäköisin elinpiiri (Taulukko 1).

Taulukko 1. Arviointitasolla 1 (viitearvovertailu) käytettyjen ympäristön haitta-ainepitoisuuksien valinta.

Organismi	Maakerroksen/ sedimentin paksuus	Valittu pitoisuus
<i>Maaperäeliöstö</i> - kasvit - mikrobit	kaikki kerrokset kaikki kerrokset	suurin mitattu suurin mitattu
<i>Vesieliöt</i> - vesikirppu - kasvit (vesi) - kasvit (sedimentti) - selkärangattomat (sedimentti)	- - kaikki kerrokset pintakerros	aritm. keskiarvo, 95% UCL aritm. keskiarvo, 95% UCL suurin mitattu aritm. keskiarvo, 95% UCL
UCL = 95% upper confidence limit eli aritmeettisen keskiarvon 95% luottamusvälin ylin arvo		

Viitearvojen perusteella laskettiin vaarasuhteet $HQ_{ij}(\text{taso1})$:

Tässä

$HQ_{ij}(\text{taso1})$ = lajikohtainen arviointitaso 1 vaarasuhde haitta-aineelle i väliaineessa j (maaperä, sedimentti, vesi)

C_{ij} = haitta-aineen i pitoisuus väliaineessa j

BM_{ij} = haitta-aineen i eliölajikohtainen ekologinen kynnsarvo väliaineessa j

Saadut riskiluvut vaihtelevat alueesta, eliöstä ja haitta-aineesta riippuen ja olivat maksimissaan yli 200. Tulosten perusteella ekologiset riskit ovat todennäköisiä.

5.2 Arviointitaso 2

Päästäinen toimi kvantitatiivisen riskinarvioinnin avaineliönä. Ravinnon kautta tapahtuvan altistuksen arvioimiseksi jouduttiin arvioimaan lieron sisältämien kriittisten haitta-aineiden pitoisuus. Konservatiivisen lähtökohdan mukaisesti päästäisen ravinnon oletettiin koostuvan yksinomaan lieron tyyppisistä ravintoeläimistä. Laskelmissa käytetyt pitoisuudet määriteltiin kullekin kohdeorganismille erikseen ottaen huomioon elinpiiri. Arvioinnissa käytetyt menetelmät ja pitoisuudet on esitetty alla taulukossa (Taulukko 2).

Taulukko 2. Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa käytetyt mallit ja pitoisuudet.

Organismi	Menetelmä	Pitoisuus maaperässä/ sedimentissä
- päästäinen	$E_i = \sum_{j=1}^m \frac{IR_j \times C_{ij}}{BW}$ $IR_a = [0,54576(BW)^{0,8}] / BW \text{ (Sample et al. 1998a)}$	pintamaa (< 10cm) 95% UCL
- liero	Pb: $C_{liero} = UF \cdot C_{maa} = 1,522 \cdot C_{maa}$ (Sample et al. 1998b) Zn: $\ln C_{liero} = 4,581 + 0,352 \cdot \ln C_{maa}$ Cu: $\ln C_{liero} = 1,816 + 0,304 \cdot \ln C_{maa}$ Ni: $C_{liero} = UF \cdot C_{maa} = 4,730 \cdot C_{maa}$ As: $C_{liero} = UF \cdot C_{maa} = 0,523 \cdot C_{maa}$	kaikki syvyydet, 95% UCL, näytesyvyydellä painotettu
<p>E_i = eliön altistuminen haitta-aineelle i (mg/kg/d); m = väliaineiden j lukumäärä; IR_j = altistuminen väliaineelle j eli maansyönti (kg/d), juomaveden käyttö (l/d), ravinnon käyttö (kg/d), hengitystiheys (m^3/h); C_i = haitta-aineen i pitoisuus väliaineessa j eli maassa (mg/kg), juomavedessä (mg/l), ilmassa (mg/m^3) tai ravinnossa (mg/kg); BW = eliön paino (kg); IR_a = hengitystiheys; UCL = 95% upper confidence limit eli aritmeettisen keskiarvon 95% luottamusvälin ylin arvo</p>		

Lieron pitoisuuden ja eri ympäristönsien pitoisuuksien perusteella laskettiin päästäiseen kohdistuvaa riskiä kuvaavat vaarasuhteet HQ_i (taso2) kullekin kriittiselle haitta-aineelle i (As, Cu, Pb, Sb) sekä haitta-aineiden additiivisuus-oletukseen perustuva vaaraindeksi HI:

$$HQ_i(\text{taso2}) = \frac{E_i}{NOEC}$$

$$HI = \sum_i HQ_i(\text{taso2})$$

Riskejä kuvaavaksi vaaraindeksiksi saatiin maksimissaan arvo 18.

5.3 Tulosten luonnehdinta ja epävarmuudet

Riskinarviointiin liittyi useita epävarmuutta aiheuttavia tekijöitä. Näistä tärkeimmiksi tunnistettiin etenkin:

- analyysitarkkuus
- kohdekohtaisten tietojen puutteellisuus (lajit, yksilömäärät)
- laskentaperusteena käytetyt haitta-ainepitoisuudet (UCL-arvot)
- malleihin liittyvät epävarmuudet
- parametrisarvoihin liittyvä epävarmuus ja niiden luonnollinen vaihtelu
- vaikutustietojen ja ekologisten viitearvojen vaihtelu ja oikeellisuus
- tiedonpuutteet koskien biosaatavuutta, seosvaikutuksia, eliöiden sopeutumista ja kykyä välttää pilaantunutta aluetta ja ravintolähteitä (ns. toxic anorexia) sekä populaatiotason vaikutuksia.

Epävarmuuksia arvioitiin tarkemmin kvalitatiivisen luokittelun pohjalta (Taulukko 3).

Taulukko 3. Ampumaratojen ERAan liittyneet epävarmuudet. +++ = johtaa todennäköisesti todellista huomattavasti suurempaan riskiarvoon; ++ = johtaa todellista jonkin verran suurempaan riskiarvoon; + = johtaa todellista hiukan suurempaan riskiarvoon; - = johtaa hiukan todellista pienempään riskiarvoon; ? = vaikutus laskennalliseen riskiarvoon ei tiedossa.

Epävarmuutta aiheuttava tekijä	Vaikutus ERAn tuloksiin	Selitys
Analyysitarkkuus	+ tai -	maksimissaan ± 20 %
Kohdekohtaisten tietojen puutteellisuus	?	kasvinäytteiden edustavuus ei tiedossa, ei määrittelyksiä eliöistä
Laskelmissa käytetyt pitoisuudet		
kaikki haitta-aineet	++	laboratorionäytteitä rajoitettu määrä ja lyijyn hot spot kohdista => suuri hajonta => suuri UCL-arvo, maksimipitoisuudet kuvaavat vain paikallisia vaikutuksia
arseeni ja antimoni	- / ?	näytepisteet eivät välttämättä edusta pitoisuuksia alueella, näytteenotto suunniteltiin lyijyn pitoisuuksien perusteella
Yleiset tiedonpuutteet		
seosvaikutukset	+ tai -	ei tietoa antagonismi- tai synergismivaikutuksista
biosaatavuus	++	vaihtelee eri haitta-aineilla, väliaineilla ja altistusreiteillä
adaptaatio	++ / +++	ei käytettävissä riittävästi tietoa kohteissa todettujen kriittisten aineiden osalta

vaikutukset populaatio- ja ekosysteemitasolla	?	adaptaation, toxic anorexian, kilpailun, sukupuoli-, ikä-, elinvaihe-, elintapa- yms. erojen arvioimiseksi ei käytettävissä tietoja
laskentamallit	?	mallien epävarmuus ei ole tiedossa
haitta-ainepitoisuudet lierossa	-	ei käytettävissä tietoja antimonin kertymisestä lieroihin
päästäisen altistuminen	?	ei tietoa haitta-aineiden kertymisestä muihin ravintolähteisiin eikä määrittelemiseksi kvantitatiivisesti ole menetelmiä
Laskentamallien soveltuvuus	?	ei todennettu biologisilla määrittelyillä eliöistä
Parametrivalinnat	?	ei tietoa soveltuvuudesta Suomen olosuhteisiin
Parametriarvojen luonnollinen vaihtelu	?	tietoja niukasti saatavissa
Ristiriitaiset vaikutustiedot	+	käytettiin alhaisimpia kirjallisuudessa esitettyjä, vaikutuksia kuvaavia arvoja
Ekologisten viitearvojen soveltuvuus	+...+++	eivät ota huomioon sääolosuhteiden yms. vaikutusta biosaatavuuteen, perustuvat usein testiolosuhteissa määritettyihin vaikutustietoihin, eivät ota huomioon adaptaatiota

5.4 Johtopäätökset

Arviointitasoilla 1 ja 2 tehdyn ERAn perusteella ekologiset riskit olisivat pilaantuneimmalla ampumaradalla erittäin todennäköisiä ja merkittäviä, mutta hyvin paikallisia. Ylemmillä trofiatasoilla oleville eliöille riskit jäävät alueiden pienestä koosta johtuen oletettavasti merkityksettömiksi. Pilaantuneimman kohteen lammen sedimentin metallipitoisuudet ovat niin suuret, että ekologiset vaikutukset vesieliöihin ovat ilmeisiä. On myös mahdollista, että merkittävä pilaantuminen on aiheuttanut kalojen häviämisen lammesta.

Yksilötasolla lammen saastuminen sekä maaperän haulit (päätyminen ruoansulatukseen) voivat aiheuttaa vaikutuksia alueella satunnaisesti oleileville vesilinnuille. Lyhyestä altistusajasta (muuttolinnut) ja yksilömäärien vähäisyydestä johtuen vaikutukset jäänevät erittäin vähäisiksi ja populaatiotasolla merkityksettömiksi.

ERAn konservatiivisesta lähtökohdasta (pitoisuudet) ja lukuisista epävarmuustekijöistä johtuen todelliset riskit terrestrisille eliöille jäänevät alueilla arvioitua pienemmiksi. Ennen kunnostustoimiin ryhtymistä ekologisten riskien todellinen suuruus ja merkitys kohteissa on syytä selvittää kohteiden eliöstöstä tehtävin tutkimuksin ja / tai biotestien avulla.

6 Lähteet

- Naumanen, P., Sorvari, J., Pyy, O., Rajala, P., Penttinen, R., Tiainen, J. & Lindroos, S. 2002. Ampumara-
ta-alueiden pilaantunut maaperä. Suomen ympäristö 543, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Sample, B.E., Beauchamp, J.J., Efroymson, R.A., Suter, II G.W. & Ashwood, T.L. 1998a. Development
of Bioaccumulation Models for Earthworms. U.S. Department of Energy, Office of Environmental
Management, Oak Ridge, USA. ES/ER/TM-220.
- Sample, B.E., Beauchamp, J.J., Efroymson, R.A. & Suter, II G.W. 1998b. Development and Validation
of Bioaccumulation Models for Small Mammals. U.S. Department of Energy, Office of Environ-
mental Management, Oak Ridge, USA. ES/ER/TM-219.

Liite 5. Ekologisen riskinarvioinnin menettelytapoja eri maissa

I Eurooppalaiset käytännöt

Euroopassa haitta-aineiden aiheuttamien riskien arviointi on usein suuntautunut ihmisiin kohdistuvaan riskiin. Ekologisen riskin arvioinnissa taas painopiste on ollut kemikaalien tutkimisessa ympäristön sijasta. Tavoitteena on siis usein ollut selvittää, millaisia vaikutuksia tietty haitta-aine voi aiheuttaa, jos sitä pääsee ympäristöön, eikä niinkään arvioida tietyn alueen haitta-aineiden aiheuttamia ekologisia vaikutuksia. Erilaisia menetelmiä vaikutusten arviointiin on olemassa runsaasti (ks. liite 3).

Nykyisin useimmissa Euroopan maissa tehdään eriasteisia ekologisia riskinarviointeja. Joissain maissa ekologinen riskinarviointi on pakollinen kaikilla pilaantuneilla alueilla tai tietyissä maankäyttötilanteissa.

Vaikka menettelytavat eroavatkin eri maissa, tavallisesti niihin kuuluu kolmen menettelyn soveltaminen: (1) haitta-ainepitoisuuksien vertaaminen ohjearvoihin, (2) biotestien tekeminen maanäytteistä tai niiden vesiuutteista ja (3) biomarkkereiden, indikaattorilajien tai eliöyhteisön rakenteen tutkiminen (Ferguson ym. 1998).

Riskinarviointimenettelyjä 16 Euroopan valtiossa on kuvattu raportissa Ferguson (1999).

2 Hollanti

2.1 Yleistä

Hollanti on ollut ensimmäisten maiden joukossa kehittämässä kohdekohtaisen ekologisen riskinarvioinnin menettelytapoja Euroopassa. Hollannissa pilaantuneiden maa-alueiden tarkasteluissa edellytetään terveysriskien ohella aina ekologisten riskien arviointia. Riskien arvioimiseksi on käytettävissä eri tasoisia ja laajuisia menettelyjä. Yksinkertaisimmalla tasolla ekologisia riskejä voidaan arvioida vertaamalla maaperästä mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia ohjearvojen kehittämisen yhteydessä johdettuihin HC-arvoihin (hazardous concentration). Näiden lisäksi on esitetty alueen maankäyttöön perustuvia pitoisuusrajoja metalleille ja muutamille orgaanisille aineille. Viime vuosina on enenevässä määrin käytetty kohdekohtaista, portaittaista, kemiallisiin, toksikologisiin ja ekologisiin tutkimuksiin perustuvaa triad-menettelyä.

2.2 Maaperän ekologisesti haitalliset pitoisuudet

Yleiset, ekologisiin riskeihin perustuvat maaperän ohjearvot on johdettu terrestisiin eliöihin ja maaperän mikrobitoimintaan kohdistuvia haitallisia vaikutuksia kuvaavista pitoisuuksista (Swartjes 1999). Näitä vaikuttavia pitoisuuksia ilmaistaan HC_X-

arvojen avulla, jossa x ilmaisee sen, mikä osuus (%) tarkasteltavista organismeista on uhattuna. Esim. arvo HC₅₀ vastaa pitoisuutta, joka on haitallinen 50%:lle eri lajeja sisältävästä yhteisöstä (Taulukko 1).

Taulukko 1. Eräille yleisille haitta-aineille Hollannissa johdetut maaperän HC₅- ja HC₅₀-arvot (mg/kg). HC_x, lajit = pitoisuus, joka on haitallinen x %:lle eri eliölajeista, HC_x,prosessit = pitoisuus, joka haitallinen x %:lle (mikrobi)prosesseista (Swartjes 1999).

Aine	HC ₅ , lajit	HC ₅ , prosessit	HC ₅₀ , lajit	HC ₅₀ , prosessit
As	0,9	25	56	160
Cd	0,79	15	12	120
Cr	0,38	8,5	120	130
Cu	3,4	25	60	300
Ni	0,65	0,26	65	120
Pb	55	66	490	520
Zn	140	16	390	210
bentseeni	1,0*	-	130*	-
ksyleenit	0,13	-	17	-
tolueeni	0,14	-	47	-
antraseeni	0,039*	-	1,6*	-
bentso(a)antraseeni	0,025	-	2,5	-
bentso(a)pyreeni	0,052	-	7,0	-
2,3,4,6-TeCP	0,011*	-	13*	-
PCP	0,16	1,1	12	72
PCBt, summa	0,36*	-	28*	-
vinyylikloridi	1,8*	-	17*	-

TeCP = tetrakloorifenoli; PCP = pentakloorifenoli; PCBt = polyklooratut bifenyylit.
 *johdettu vesieliöille määritetystä HC-arvosta käyttäen maa-vesi-jakautumiskerrointa.

HC-arvot on johdettu yhdistämällä laboratoriotesteissä eri lajeille saadut NOEC- ja LOEC-arvot samaan annos-vaste-kuvaajaan. Perusoletuksena on siis ollut, että eri lajien herkkyttä ekosysteemissä voidaan kuvata tilastollisella jakaumalla. Lisäksi NOEC-arvoja on täytynyt olla saatavissa yli neljälle eliölajille tai maaperän mikrobiprosessille. Silloin kun lajikohtaisten NOEC-arvojen määrä on ollut vähäisempi, HC-arvot on johdettu vaikuttavien pitoisuuksien (LC, EC tai NOEC) geometrisesta keskiarvosta jakamalla tämä epävarmuuden ja lajien väliset herkkyysvaihtelut huomioon ottavalla kertoimella (1, 5, 10, 50, 100 tai 1000 riippuen vaikutustiedon määrästä ja laadusta). Mikäli käytettävissä on ollut vain vesieliötöksisuustietoja, vastaava vaikuttava pitoisuus maaperäympäristössä on johdettu käyttäen maa-aines-vesi-jakautumiskertoimia ja epävarmuuskerointa 10. Kertyminen ravintoketjuissa on otettu huomioon määrittelemällä erilliset HC-arvot linnuille ja nisäkkäille. HC₅₀-

arvoja voidaan käyttää vertailukohtana alustavassa maaperän pilaantuneisuuden ekologisen merkityksen arvioinnissa (taulukko 2).

Taulukko 2. Suurin sallittu pilaantuneen maa-alueen laajuus eri maankäyttömuodoissa (Swartjes 1999).

Alueen ekologinen herkkyys	$C_{\text{maaperä}} < 10 \cdot HC_{50}$	$C_{\text{maaperä}} > 10 \cdot HC_{50}$
Huomattava		
luonnonsuojelualueet, ekologiset suoja-alueet	50 m ²	50 m ²
Kohtalainen		
laidunalue, asuinalue (sis. puutarhat), rakentamaton viheralue asuinalueella, virkistysalue	5000 m ²	50 m ²
Vähäinen		
kaupunkialueet, joissa ei puutarhoja, viljelykelpoiset alueet, koristekasvien viljelyalueet, teollisuusalueet, kesannot, rakennetut alueet	0,5 km ²	5000 m ²

Maaperän pilaantuneisuuden ja tästä aiheutuvien toimenpidetarpeiden määrittelyssä käytetyt maaperän tavoitearvot perustuvat pääasiassa johdettuihin ekosysteemitason HC₅-arvoihin (=alempi mikrobiprosesseille ja muille eliöille johdetuista HC₅-arvoista) eli arvoihin, jotka suojaavat 95%:a eliöistä. Metallien osalta HC₅-arvoihin on kuitenkin lisätty maaperän luontaiset taustapitoisuudet (added risk approach) eli käytännössä oletetaan, että vaikutuksia ilmenee vasta tausta-pitoisuuksien ylityessä. Ekologisiin riskeihin perustuvat toimenpideraja-arvot (intervention values) vastaavat ekosysteemille määritettyjä HC₅₀-arvoja (=alempi mikrobiprosesseille ja muille eliöille johdetuista arvoista). Suomessa on meneillä maaperän ohjearvojen päivitys, joka perustuu kuvattuun hollantilaiseen metodiikkaan.

2.3 Maankäyttökohtaiset pitoisuusrajat

Maaperän kunnostuksesta aiheutuvista suurista kustannuksista johtuen Hollannissa on jouduttu siirtymään alkuperäisestä maaperän monikäyttöön perustuvasta kunnostustarpeiden ja -tavoitteiden määrittämisestä maaperän toiminnallisuuden eli maankäytön huomioon ottaviin menettelytapoihin. Tämän seurauksena on eräille yleisimmille maaperän pilaantumista aiheuttaville haitta-aineille esitetty maankäyttöluokittaisia ekologisiin riskeihin perustuvia ohjearvoja. Nämä perustuvat tietoihin siitä, mitkä toiminnot ovat missäkin maankäyttömuodossa olennaisia ja välttämättömiä tietyn ympäristön ekologisen laadun ja toimintakyvyn ylläpitämiseksi. Maankäytössä on eroteltu kaikkiaan kuusi eri luokkaa (taulukko 3).

Taulukko 3. Pilaantuneen maa-alueen olennaiset, suojeltavat tekijät eri maankäyttömuodoissa (Faber 1998).

Maankäyttö	Ekologiset tekijät
luonnontilainen alue	kaikki lajit, vuorovaikutukset ja prosessit
maanjelkelyalue	herkimmät tuotettavat ravintokasvit ja karja, maaperän palautumiskyky
virikistysalue ja viheralueet	epäherkät kasvilajit, ravinnekierrot, linnut ym. lentokyykyiset eliöt (avifauna)
asuinalueet, joissa ravintokasvien viljelyä, viljelypalstat	herkimmät tuotettavat lajit, ravinnekierrot, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö (eusynantropia)
asuinalue, jossa puutarhoja	kasvien kasvu (koristekasvit), ravinnekierrot, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö (eusynantropia)
asuinalue, jossa ei puutarhoja, liikennöintialueet, rakennetut alueet	viherkasvit ja reunuskasvillisuus, maaperän palautumiskyky, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö (eusynantropia)

Maankäyttökohtaisten ekologisten viitearvojen johtamiseksi maaperä on jaettu ensin kolmeen erilliseen ns. aliekosysteemiin (van Hesteren ym. 1999). Näitä ovat 1) maaperän yleiset mikrobiprosessit, 2) maaperäeläimet ja 3) kasvit. Tämän jälkeen on määritelty kussakin aliekosysteemissä olennaiset avaineliöt. Tärkeimmiksi ekologisiksi tekijöiksi metalleilla van Hesteren ym. tunnustivat kasvien kasvun, vaikutukset lieroissa ja nitrifikaation estymisen. Orgaanisilla aineilla ekologisiksi tekijöiksi valittiin lisäksi symbioottinen typen sidonta ja mikrobiologiset prosessit (van de Leemkule ym. 1999). Metallien osalta näille tekijöille johdettiin kirjallisuudessa esitetyistä NOEC- ja EC-arvoista EC₁₀-, EC₂₅- ja EC₅₀-arvot kolmelle eri maankäyttöluokalle (van Hesteren ym. 1999). Metallien ekologiset viitearvot pohjautuvat suoraan näihin, osittain laskennallisesti johdettuihin vaikuttaviin pitoisuuksiin (taulukko 4). Orgaanisilla aineilla toksisuustiedot olivat vaihtelevammat ja vähäisemmät, joten niiden osalta viitearvojen perusteena käytettiin lähinnä kirjallisuudessa ilmoitettuja alhaisimpia EC- ja NOEC-arvoja (van de Leemkule ym. 1999).

Taulukko 4. Eräille pilaantuneilla maa-alueilla todetuille metalleille ja orgaanisille yhdisteille Hollannissa johdetut, ekologisiin riskeihin perustuvat maankäyttöluokittaiset viitearvot (mg/kg) (van Hesteren ym. 1999, van de Leemkule ym. 1999). Perusteet: K = fytotoksisuus, N = nitrifikaatio, L = toksisuus lierolle, SN = symbioottinen typen sidonta, M = mikrobiologiset prosessit. Taulukkoon on otettu ainoastaan kullekin aineelle tai aineryhmälle esitetty alhaisin viitearvo.

Aine	puutarhat ja pals- tat	yleiset puistot, puu- tarhat, virkistysalueet	reuna-alueet ja jouto- maat
As	20 (K)	100 (K)	300 (K)
Cd	3 (K)	10 (K)	50 (K)
Cr	104 (N)	104 (N)	157 (N)
Cu	60 (K)	100 (K)	200 (K)
Pb	347 (L)	500 (K)	700 (K)
Ni	50 (K)	100 (K)	300 (K)
Zn	100 (K)	200 (K)	710 (N)
PAH	40 (SN,K)	100 (N)	200 (L)
PCP	0,5 (M)	10 (M)	10 (M)
DDT/DDE	5 (SN)	10 (K)	10 (K)
aldriini/dieldriini	10 (SN)	25 (K)	25 (K)

Metallien osalta lieron on katsottu olevan avainorganismi maankäyttöluokassa ”puutarhat ja viljelypalstat”. Lieroon kohdistuvien vaikutusten osalta maaperän sallittu maksimipitoisuus on siten asetettu vastaamaan EC₁₀-arvoa. Muissa maankäyttöluokissa lieron merkitys on katsottu vähäisemmäksi, joten viitearvo vastaa EC₂₅-arvoa. Nitrifikaation merkityksen katsottiin olevan reuna-alueilla ja joutomailla vähäinen.

Etenkin ravintoketjujen kautta helposti kertyville orgaanisille aineille on esitetty viitearvoja myös ylemmillä trofiatasolla oleville eliöille. Esim. DDT:lle on petolintuihin kohdistuvien vaikutuksien perusteella johdettu viitearvo 0,011 mg/kg (Jongbloed ym. 1996). Nisäkkäiden viitearvoksi on puolestaan esitetty maaperän pitoisuutta 27,22 mg/kg (van de Leemkule ym. 1999).

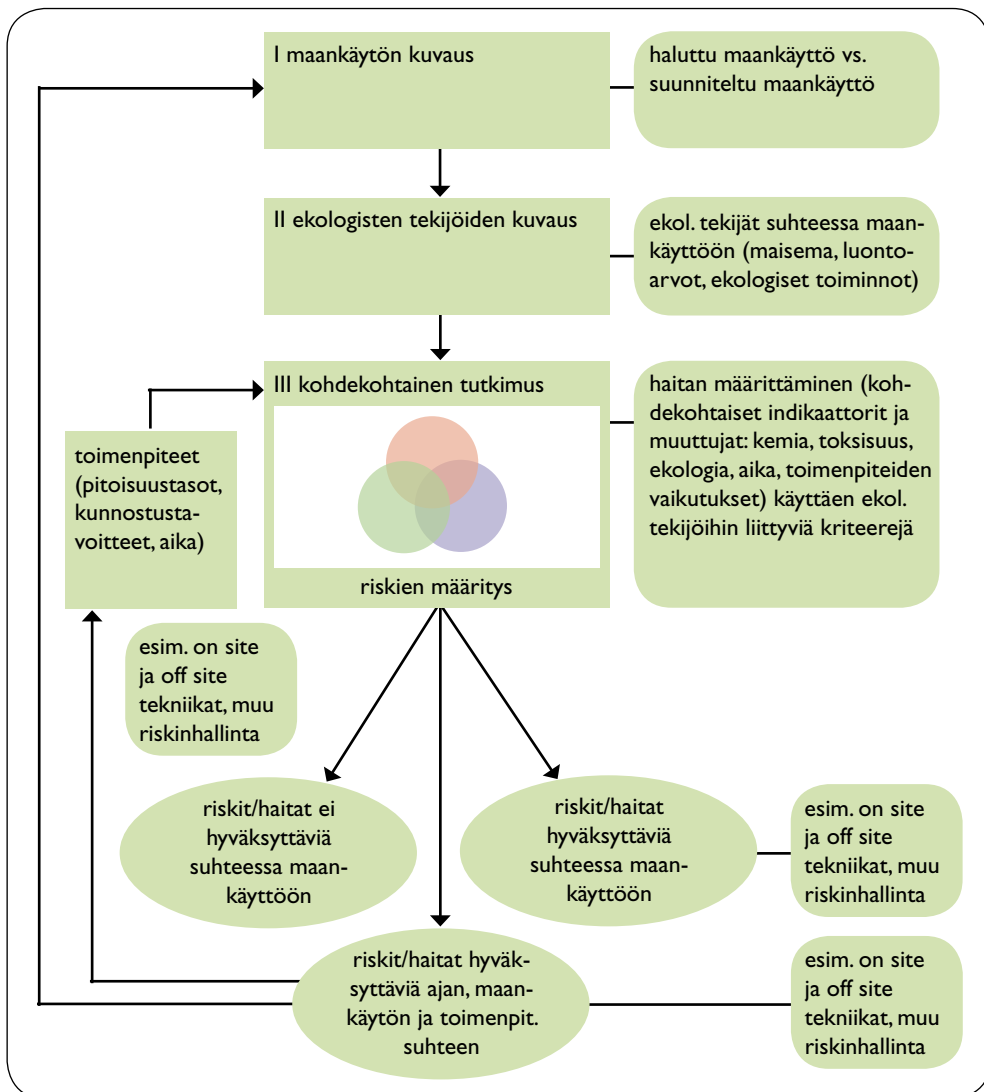
2.4 Kohdekohtainen ERA

2.4.1 Prosessin työvaiheet

Rutgers ym. (2000) erottavat pilaantuneen maa-alueen kohdekohtaisessa ERAssa kolme eri työvaihetta: maankäytön kuvaus, ekologisten tekijöiden kuvaus ja kohdekohtaisten riskien määrittely (kuva 1).

ERAn ensimmäisessä vaiheessa määritellään alueen todellinen ja haluttu maankäyttö (ks. taulukko 2). Seuraavassa vaiheessa asiantuntijat (ekologit/ekotoksikologit) määrittelevät maankäytön perusteella tarkasteltavat ekologiset tekijät. Lisäksi kuvataan näiden tekijöiden arvioinnissa käytettävät menetelmät. Määriteltävät tekijät

voivat olla toiminnallisia, rakenteellisia tai alueen käyttöön liittyviä (Rutgers ym. 2001a). Toiminnallisia ekologisia tekijöitä voivat olla elämää maaperässä ylläpitävät toiminnot, hajotustoiminta, ravinnevirrat ja maaperän luontainen puhdistumiskyky. Rakenteellisia tekijöitä voivat olla kohde- ja avainlajit, alueelle toivotut lajit (mm. koristekasvit, ravintokasvit, lemmikkieläimet, karja jne.) sekä eliöyhteisön rakenne ja sen biodiversiteetti. Alueen käyttöä kuvaavat tekijät liittyvät esim. pohjaveden laadun suojeluun ja alueen kulttuurihistorialliseen arvoon. Riskinarviointitulosten tulkittavuuden ja käyttökelpoisuuden vuoksi on tärkeää, että tarkasteltavista ekologisista tekijöistä sovitaan ennen arviointityön aloittamista. Tällöin vältetään tuottamasta tietoa, joka ei hyödytä riskien hallinnasta vastaavan ja siitä päättävän tahon päätöksentekoa.

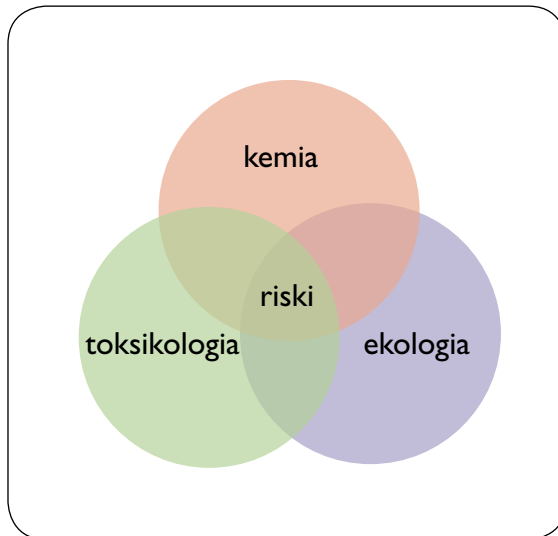


Kuva I. Ekologisen riskinarvioinnin päätöksentekoprosessin eteneminen (Rutgers ym. 2000).

2.4.2 Triad-menettely

Kohdekohtaisessa ekologisten riskien arvioinnissa on Alankomaissa viime aikoina suositeltu käytettäväksi ns. triad-menettelyä (kuva 2). Triad-menettely on kolmiosainen arviointiprosessi, jonka tavoitteena on arvioinnissa esiintyvien epävarmuuksien vähentäminen. Pilaantuneiden alueiden ekologisen riskinarvioinnin yhteydessä triad-menettelyllä tarkoitetaan sitä, että pilaantumisesta aiheutuvat ekologiset vaikutukset määritellään yhdistämällä kemialliset, toksikologiset ja ekologiset tutkimusmenetelmät (Rutgers ym. 2000, Wagelmans ja van der Waarde 2003). ERAn yhteydessä käytettävä triad-menettely kehitettiin alun perin pilaantuneen sedimentin riskinarviointiin, josta se on myöhemmin laajennettu pilaantuneen maaperän aiheuttamien riskien arviointiin.

Kemiallisia menetelmiä hyödyntävässä arviointiosuudessa vaikutukset määritellään maaperän ja huokosveden haitta-ainepitoisuuksien, laboratoriossa määritettyjen vaikuttavien pitoisuuksien ja biokertyvyystietojen perusteella (Rutgers 2001). Lisäksi tarkastelussa otetaan huomioon tiedot alueen historiasta, alueen koko ja suunniteltu käyttö. Kemiallisia analyysejä tehdään usein aluksi niin, että määritetään maaperästä 8 metallia, PCB, PAH-yhdisteet ja eräät organoklooripestisidit.



Kuva 2. Triad-menettelyssä yhdistetään kolmenlaista informaatiota.

Toksikologiset tutkimukset voivat sisältää biotestejä ja laboratoriossa tehtyjä biomarkerimääryksiä. Tuloksena saadaan tietoa mm. eri haitta-aineiden yhteisvaikutuksista, joiden määrittäminen ei onnistu pelkästään kemiallisten analyysien perusteella. Biotestein mitattavia vaikutuksia ovat mm. selviytyminen/kuolleisuus, käyttäytymismuutokset, kasvu, lisääntyminen ja annos-vaste-suhde.

Ekologisiin tutkimuksiin kuuluvat pilaantuneella maa-alueella tehtävät biologiset kenttätutkimukset, alueen eliöstöstä tehdyt biomarkkerimääritykset, biomonitorointi sekä populaatio- ja yhteisötason vaikutustiedon keruu (esim. lajidiiversiteetti, yksilömäärät).

Triad-menetelyssä kaikki mitatut vaikutukset skaalataan välille 0-1 tai 0-100 %. Maksimaalinen vaikutus saa arvon 1 tai 100% ja referenssitulos merkitään yleensä nolllaksi. Esimerkiksi kasvukokeen tulos ilmaistaan yleensä prosentteina referenssistä, jolloin tämä on sellaisenaan käyttökelpoinen, skaalattu tulos. Joissain testeissä tarvitaan harkinnan mukaan toisenlaisia skaalaustapoja. Kemiallisiin, toksikologisiin ja ekologisiin tuloksiin perustuvista arvoista lasketaan numeerinen arvo integroidulle riskille.

Esimerkki. Maaperän pilaantumisesta (lyijy) aiheutuvien ekologisten riskien arviointi käyttäen triad-menetelmää.

Kemialliset tutkimukset

- maaperän metallipitoisuusmääritykset
- vesiliukoisten metallien pitoisuusmääritykset

Toksikogiset tutkimukset

- Microtox®, *Vibrio fischeri*- bakteeri (akuuttitoksisuus)
- kasvit, *Lactuca sativa* –salaatti (siementen itävyys)
- lierot, *Eisenia fetida* (lisääntyminen)

Ekologiset tutkimukset alueella

- hyppyhäntäisten yksilömäärä alueella

Esimerkin riskinarvioinnissa vertailualueelle ja tutkittaville alueelle saadut tulokset on esitetty skaalattuina taulukossa 6. Metallien parametriarvot laskettiin käyttämällä myrkyllisyysarvoa TP (Toxic Pressure) vaikutusten mittana. TP määritetään esimerkiksi eliölajien NOEC-arvojen avulla laaditusta herkkyyssjakaumasta (HC₅₀-arvoista, ks. taulukko 1.) kullekin metallille erikseen. TP-arvo voidaan laskea seuraavasti (Shouten ym. 2003):

$$TP = \frac{1}{1 + e^{(\log HC_{50} - \log C_{\text{metalli}}) / \beta}}$$

Huokosvedestä määritettyjen metallien tapauksessa HC₅₀-arvo korvataan vastaavalla vedelle lasketulla ohjearvolla.

β on herkkyyssjakauman tangentin kulmakerroin 50% vaikutuksen kohdalla. Jos sen arvoa ei tunneta, voidaan käyttää arvoa 0,4 yleisenä keskiarvona eri metalleille.

Eri metallien TP-arvot voidaan yhdistää:

$$TP_{seos} = 1 - \prod_i^n (1 - TP_i)$$

Taulukko 6. Kuvitteellinen triad-menettelyn tulosten arviointi. Skaalaus on tehty kullekin mittaukselle niin, että arvo 0=ei vaikutusta ja 1=maksimaalinen vaikutus.

Parametri		Vertailu-alue	Kohde 2	Kohde 3
		Vaikutus	Vaikutus	Vaikutus
Kemia	maaperän metallit yhteensä (TP)	0,00	0,82	0,92
	huokosveden metallit yhteensä (TP)	0,00	0,65	0,89
	Kemiallisista tutkimuksista arvioitu riski	0,00	0,75	0,91
Toksikologia	valobakteeritesti	0,12	0,38	0,72
	lierojen lisääntymiskoe	0,00	0,15	0,34
	salaatin itävyyskoe	0,00	0,25	0,60
	Myrkyllisyyskokeista arvioitu riski	0,04	0,27	0,58
Ekologia	lajistoindeksi (esim. species richness)	0,00	0,15	0,55
	hyppyhäntäisten yksilömäärä	0,00	0,10	0,44
	Ekologisista olosuhteista arvioitu riski	0,00	0,13	0,50
Triad	integroitu riski	0,01	0,46	0,73
	hajonta	0,04	0,56	0,37

Tulosten käsittelyssä laskettiin kullekin triad-osakokonaisuudelle yhteisvaikutus laskeamalla esimerkiksi kaikkien toksikologisten testien osalta muunnettu arvo (1-vaikutus) ja sitten näiden muunnettujen arvojen geometrinen keskiarvo, joka muunnetaan käänteisellä tavalla takaisin integroiduksi vaikutusarvoksi. Samalla tavalla laskettiin integroitu riski kolmen osakokonaisuuden riskeistä. Integroidun riskin hajonta laskettiin jakamalla osariskien hajonta luvulla 0,58 (Rutgers ym. 2001b).

Sekä kohteen 2 että kohteen 3 ekologisen riskin lukuarvo on selvästi vertailualueelta korkeampi. Triad-menettelyllä määritetty riski voidaan jakaa sanallisesti esim. luokkiin suuri riski (integroitu riski yli 0,5), kohtalaisen suuri riski (integroitu riski välillä 0,25-0,5) ja vähäinen tai merkityksetön riski (integroitu riski alle 0,25) (Rutgers ja den Besten 2005). Esimerkissä kohde 2 luokiteltiin kohtalaisen ja kohde 3 suuren ekologisen riskin alueeksi.

3 Australia

Australiassa käytetään kolmen tason menettelyä ekologisen riskinarvioinnin suorittamisessa (NECP 1999). Näiden tasojen yleispiirteet on kuvattu alla.

3.1 Vaiheittainen arviointi

3.1.1 Tason 1 ERA

Tason 1 arvioinnissa tehdään yksinkertainen alustava arvio, jonka tarkoitus on suojella kaikkia eliöitä jollain alueella. Arvio perustuu alueen haitta-aineiden pitoisuuksien vertailuun yleisten EILsoil-arvojen kanssa. EILsoil on haitta-aineen ympäristövaikutuksia aiheuttava pitoisuus maaperässä (Environmental Impact Level for soil), jonka ympäristöviranomaiset vahvistavat.

3.1.2 Tason 2 ERA

Tason 2 ekologinen riskinarviointi tehdään pääosin olemassa oleviin tietoihin perustuen. Mukaan voidaan ottaa kenttätutkimusten tuloksia, jotta arviointiin saadaan tasoa yksi enemmän yksityiskohtaista tietoa. Tärkeää on kohdekohtaisten EILsoil-arvojen määrittäminen. Riskinarviointi tapahtuu samalla tavalla kuin edellä eli vertaamalla kohteessa olevien haitta-aineiden pitoisuuksia kohdekohtaisesti EILsoil-arvoihin.

3.1.3 Tason 3 ERA

Tason 3 arviota tehtäessä arvioidaan ensin eliöiden altistuminen kenttätutkimusten ja mallilaskelmien avulla. Yksityiskohtaisia tietoja kohteesta hankitaan arvioinnin tekemistä varten. Tähän työvaiheeseen kuuluvat kohdeorganismien tai prosessien tunnistaminen, altistumislaskelmat ja myrkyllisyysmääritykset. Kohdekohtaisten EILsoil-arvojen määrittämisessä huomioidaan alueen ekologiset arvot. Lopuksi maaperän haitta-ainepitoisuuksia verrataan tason 3 EILsoil-arvoihin.

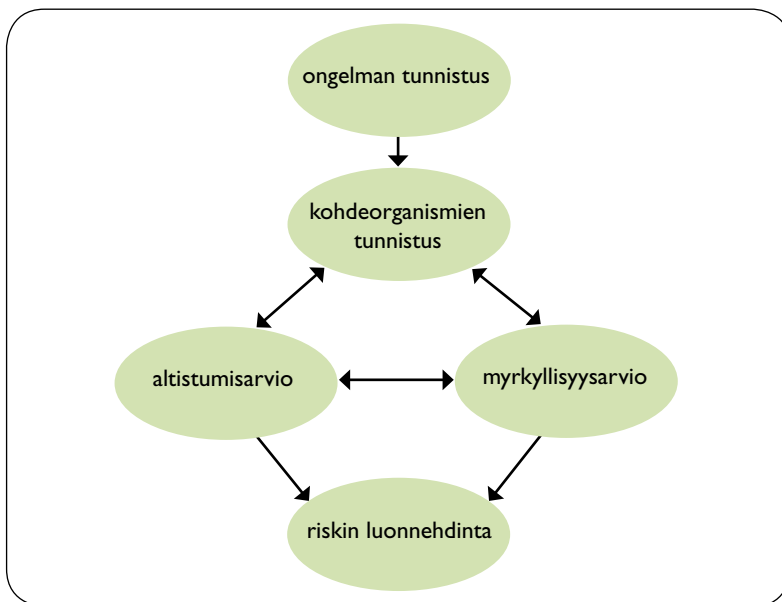
Yleensä EILsoil-arvon ylittävien haitta-aineiden lukumäärä pienenee siirryttäessä arvioinnissa korkeammalle arviointitasolle. Arviointitasolta toiselle siirtymisessä punnitaan ao. EILsoil-pitoisuuden ylittymisen lisäksi sitä, onko mahdollista, että EIL-taso ei suojele esim. herkimpiä eliöitä. Tällöin jatkotutkimukset ovat tarpeen. Näin voi käydä varsinkin tason 1 arvioinnissa, jolloin käytetään alueellisia yleisiä EIL-arvoja. Jos kohdealueen haitta-ainepitoisuudet ovat EIL-tasoja korkeampia, siirtyminen ylemmälle tasolle ei aina ole tarpeen, sillä siirtyminen suoraan riskinhallintatoimiin voi olla kustannustehokkaampaa kuin jatkotutkimusten tekeminen.

3.2 Riskinarvioinnin komponentit

Riskinarviointiin luetaan viisi osaa riippumatta tasosta (Kuva 3). Kohdeorganismien tai prosessien tunnistaminen sekä altistumisen ja vasteiden arviointi ovat sidoksissa toisiinsa, sillä näistä minkä tahansa arviointi riippuu muiden kahden osan ominaisuuksista. Riskin luonnehdinta käsittää edellisten vaiheiden informaation yhdistämisen.

3.3 Ekologisten arvojen tunnistaminen

Australiassa on määritelty periaatteita sen ratkaisemiseksi, mitä pitää suojella. Tämän selvittämiseksi käsitellään erikseen (1) sosiaalisia, (2) ekologisia ja (3) taloudellista tekijöitä. Sosiaalisia tekijöitä voivat olla esim. esteettiset kokemukset kuten eläinten tarkkailu tai halu säilyttää kololintujen habitaatti. Ekologisia tekijöitä ovat haitta-aineiden vaikutukset lajeihin, populaatioihin ja yhteisöihin sekä ekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan. Taloudellisia tekijöitä voivat olla paikallisen eliökunnan merkitys matkailun kannalta tai eliöiden tai yhteisön säilyttämisen kustannukset. Ympäristöviranomaiset määrittelevät alueen ekologiset arvot yhteistyössä ekologian asiantuntijoiden, teollisuuden ja paikallisten asukkaiden kanssa.



Kuva 3. Ekologisen riskinarvioinnin komponentit (NEPC 1999).

4 Lähteet

- Faber, J.H. 1998. Ecological Risks of Soil Pollution. Ecological Building Blocks for Risk Assessment. TCB R07(1997). English version. Technische Commissie Bodembescherming, Haag, Hollanti. 107 s.
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. & Vegter, J. (eds.) 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. LQM Press, Nottingham, UK.
- Ferguson, C.C. 1999. Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries, *Land Contamination & Reclamation* 7(2): 33-54.
- Van Gestel, C.A.M. 2005. Diagnosis instruments in ERA (soil), *Ekologisen riskinarvioinnin luontosarja*, Helsingin yliopisto, Ympäristöekologian laitos.
- Van Hesteren, S., van de Leemkule, M.A. & Pruiksmä, M.A. 1999. Minimum soil quality. A use-based approach from an ecological perspective. Part 1: Metals. TCB R08(1998). English version. WEB Natuurontwikkeling, Haag, the Netherlands, 45 s.
- Jongbloed, R.H., Traas, T.P. & Luttk, R. 1996. A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. II. Calculations for dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and cadmium. *Ecotox. Environ. Saf.* 34: 279-306.
- Van de Leemkule, M.A., van Hesteren, S. & Pruiksmä, M.A. 1999. Minimum soil quality. A use-based approach from an ecological perspective. Part 2: Immobile organic micro-pollutants. TCB R09(1998). English version. WEB Natuurontwikkeling, Haag, Hollanti, 68 s.
- NEPC (National Environment Protection Council). 1999. Schedule B (5) Guideline on Ecological Risk Assessment. http://www.ephc.gov.au/pdf/cs/cs_05_era.pdf.
- Rutgers, M. 2001. Site-specific ecological risk assessment and TRIAD. *Esitelmä tilaisuudessa: Ecological Risk Assessment In Contaminated Land Management, Workshop 17.-19.8.2001, Nunspeet, the Netherlands.*
- Rutgers, M. & den Besten P. 2005. The Netherherlands perspective – soils and sediments, *teoksessa: Environmental Toxicity Testing*, Thompson, K.C., Wadhia, K. & Loibner, A.P. (eds.), Blackwell Publishing, Oxford. s. 269-289. ISBN 1-4051-1819-9.
- Rutgers, M., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M. & Schouten, A.J. 2001b. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. *Praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering, Report 711701026, RIVM, Bilthoven, 81 s.*
- Rutgers, M., Faber, J., Posthuma, J. & Eijsackers, H. 2000. Site-specific ecological risks: A basic approach to the function-specific assessment of soil pollution. *Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek Vol. 28. Grafisch Service Centrum van Gils B.V., Wageningen, 19 s.*
- Rutgers, M., Faber, J., Posthuma, J. & Eijsackers, H. 2001a. Site-specific ecological risks: a basic approach to the function-specific assessment of soil pollution. *Esitelmä tilaisuudessa: Ecological Risk Assessment In Contaminated Land Management, Workshop 17.-19.8.2001, Nunspeet, Hollanti.*
- Schouten, A.J., Dirven – van Breemen, E.M., Bogte, J.J. & Rutgers, M. 2003. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. *Praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering: deel 3. RIVM rapport 711701036/2003.*
- Swartjes, F.A. 1999. Risk-based assesment of soil and groundwater quality in the Netherlands: Standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19(6): 1235-1249.
- Wagelmans, M.H.A.B. & van der Waarde, J.J. 2003. Ecological risk assessment of soil pollution based on a TRIAD approach. *Proceedings of the 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, ConSoil 2003 12-16 May, ICC Gent, Belgium, s. 257-266.*

KUVAILEHTI

<i>Julkaisija</i>	Suomen ympäristökeskus (SYKE)		<i>Julkaisu-aika</i> Kesäkuu 2007	
<i>Tekijä(t)</i>	Jukka Pellinen, Jaana Sorvari, Markus Soimasuo			
<i>Julkaisun nimi</i>	Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi			
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	Ympäristöopas			
<i>Julkaisun teema</i>	Ympäristönsuojelu			
<i>Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut</i>				
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Ekologinen riskinarviointi (ERA) on muodollinen, tieteellisiin menetelmiin perustuva menettely, jossa arvioidaan ja määritellään jonkun stressitekijän aiheuttamien, kasveihin tai eläimiin kohdistuvien haitallisten vaikutusten suuruus, todennäköisyys ja ajallinen ja alueellinen ulottuvuus.</p> <p>Tässä oppaassa esitellään menettelytapa, jota käyttäen voidaan tehdä pilaantuneen maa-alueen ekologinen riskinarviointi. Menettelytavan yhtenäistämällä saavutetaan etuja päätöksenteon helpottuessa, eri arvioiden vertailun yksinkertaistuessa, oleellisten seikkojen mukana olon varmistuessa ja raportoinnin selkeytyessä. Oppaassa esitellään myös muita riskinarvioinnin menettelytapoja ja testimenetelmiä.</p> <p>Ekologinen riskinarviointi esitetään suoritettavaksi kuusivaiheisena prosessina: Tiedon keruu (1) ja alustavien arviointien tekeminen (2) ovat tarpeen jatkosuunnittelun pohjaksi. Tavoitteiden määrittely (3) yhteydessä määritellään tiedon tarpeet sen suorittamiseksi. Arvioinnin kohteiden tunnistuksessa (4) selvitetään, mitkä eliöt, yhteisöt tai ekologiset prosessit saattavat olla vaarassa haitta-aineiden takia ja mitä näistä halutaan suojella. Kootujen tietojen ja alustavien arviointien perusteella tehdään työsuunnitelma (5) puuttuvien tietojen hankkimiseksi. Riskien määrittäminen (6) tehdään yhdistämällä kootut tiedot niin, että voidaan päätellä, miten tarkasteltavat haitta-aineet vaikuttavat valittuihin kohdeorganismeihin tai prosesseihin.</p> <p>Menettelytapaa selkeytetään käytännön esimerkkien avulla.</p>			
<i>Asiasanat</i>	Maaperän pilaantuminen, kemikaalit, haitta-aineet, altistus, vaikutukset, ekologinen riski, riskinarviointi			
<i>Rahoittaja/ toimeksiantaja</i>	Päijät-Hämeen osaamiskeskus, Metsäteollisuus ry ja Boliden Oy			
	ISBN 978-952-11-2717-5 (nid.)		ISBN 978-952-11-2718-2 (PDF)	
	ISSN 1238-8602 (pain.)		ISSN 1796-167X (verkkoj.)	
	<i>Sivuja</i> 114	<i>Kieli</i> suomi	<i>Luottamuksellisuus</i> Julkinen	<i>Hinta (sis.alv 8 %)</i>
<i>Julkaisun myynti/ jakaja</i>	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 Edita, vaihde 020 450 00 Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi, www.edita.fi/netmarket			
<i>Julkaisun kustantaja</i>	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki, puh. 020 490 123			
<i>Painopaikka ja -aika</i>	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2007			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum Juni 2007		
Författare	Jukka Pellinen, Jaana Sorvari, Markus Soimasuo			
Publikationens titel	Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi (Ekologisk riskbedömning av förorenad mark)			
Publikationsserie och nummer				
Publikationens tema	Miljöskydd			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt				
Sammandrag	<p>Ekologisk riskbedömning är en formell procedur som baserar sig på vetenskapliga metoder för att utvärdera storleken och sannolikheten att en viss stressfaktor har skadliga effekter på växter eller djur. Också tids- och områdesdimensioner bör beaktas.</p> <p>Avsikten med denna handbok är att vara riktgivande för hur en ekologisk riskbedömning av kontaminerad jord bör genomföras. Genom det förenhetliga tillvägagångssättet uppnås många fördelar: beslutsfattningsprocessen förenklas, olika bedömningar blir mera jämförbara, beaktande av alla relevanta aspekter garanteras och de framställda rapporterna blir klara och entydiga. Andra tillgängliga procedurer och metoder beskrivs. Därtill givs rekommendationer om biotester.</p> <p>Ekologisk riskbedömning skall genomföras i sex faser: Insamling av information (1) och utförande av preliminära bedömningar (2) krävs för genomförande av vidare informationsanskaffning och för fortsatt planering. När man formulerar bedömningens målsättning (3) skall man definiera informationsbehovet. För att identifiera riskbedömningenbehovet och målsättningen (4) måste man klargöra vilka organismer, samhällen eller ekologiska processer som kan vara hotade av de ifrågakvarande kontaminanterna, och vad som skall skyddas. På basis av den informationen som samlats och i enlighet med preliminära bedömningar gör man en arbetsplan (5) för hur man får fram den information som saknas. I riskbedömningen (6) sammankopplas informationen så att man kan utläsa hur de identifierade kemikalierna inverkar på de utvalda organismerna eller processerna.</p> <p>Processen klarläggs med praktiska exempel.</p>			
Nyckelord	Förorening, kemikalier, jord, exponering, effekter, ekologiska risker, riskbedömning			
Finansier/ uppdragsgivare	Päijät-Hämeen osaamiskeskus, Metsäteollisuus ry ja Boliden Oy			
	ISBN 978-952-11-2717-5 (hft.)		ISBN 978-952-11-2718-2 (PDF)	
	ISSN 1238-8602 (print)		ISSN 1796-167X (online)	
	Sidantal 114	Språk finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland, växel 020 450 00 Postförsäljningen: Telefon +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket			
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors, Finland, Tfn: 020 490 123			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2007			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)	<i>Date</i> June 2007		
<i>Author(s)</i>	Jukka Pellinen, Jaana Sorvari, Markus Soimasuo			
<i>Title of publication</i>	Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi (Ecological risk assessment of contaminated soil)			
<i>Publication series and number</i>	Finnish Environment			
<i>Theme of publication</i>	Environmental Protection			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>				
<i>Abstract</i>	<p>Ecological risk assessment (ERA) is a formal procedure which is based on scientific methods to assess and define the magnitude and probability of adverse effects of some stressors on biota as well as their temporal and spatial scale.</p> <p>This guide presents a procedure for conducting an ecological risk assessment of contaminated soil. By using a uniform procedure the decision-making becomes easier and it is easier to compare different assessments with each other. Moreover, the consideration of all essential information and adequate reporting are ensured. Some alternative approaches of ERA are also described. Furthermore, recommendations concerning biotests are given.</p> <p>It is suggested that an ecological risk assessment is performed in six stages: Collection of information (1) and preliminary risk assessment (2) are needed for planning of the actual assessment. The goals of ERA must be defined (3) and the need for additional information has to be identified. To define the targets of the assessment (4) it is necessary to consider which organisms, communities or ecological processes may be at risk because of contamination and which of these need to be protected. The work plan (5) is written on the basis of the information gathered and the identified need for additional data. The characterization of risks (6) is carried out by combining all information to conclude how contaminants affect target organisms or processes.</p> <p>The procedure is clarified with practical examples.</p>			
<i>Keywords</i>	<i>Contamination, chemicals, soil, exposure, effects, ecological risk, risk assessment</i>			
<i>Financier/ commissionere</i>	Päijät-Hämeen osaamiskeskus, Metsäteollisuus ry ja Boliden Oy			
	ISBN 978-952-11-2717-5 (pbk.)		ISBN 978-952-11-2718-2 (PDF)	
	ISSN 1238-8602 (print)		ISSN 1796-167X (online)	
	<i>No. of pages</i> 114	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> For public use	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd., P.O.Box 800, 00043 Edita Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Phone +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Tel. + 358 20 490 123			

Ekologinen riskinarviointi (ERA) on muodollinen, tieteellisiin menetelmiin perustuva menettely, jossa arvioidaan ja määritellään jonkun stressitekijän aiheuttamien, kasveihin tai eläimiin kohdistuvien haitallisten vaikutusten suuruus, todennäköisyys ja ajallinen ja alueellinen ulottuvuus.

Tässä oppaassa esitellään menettelytapa, jota käyttäen voidaan tehdä pilaantuneen maa-alueen ekologinen riskinarviointi. Menettelytavan yhtenäistämällä saavutetaan etuja päätöksenteon helpottuessa, eri arvioiden vertailun yksinkertaistuessa, oleellisten seikkojen mukana olon varmistuessa ja raportoinnin selkeytyessä. Oppaassa esitellään myös muita riskinarvioinnin menettelytapoja ja testimenetelmiä.



Osaamiskeskus-
ohjelma



Myynti: Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 Edita
Asiakaskas palvelu puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä
Annankatu 44, puh. 020 450 2566

ISBN 978-952-11-2717-5 (nid.)

ISBN 978-952-11-2718-2 (PDF)

ISSN 1238-8602 (pain.)

ISSN 1796-167X (verkkoj.)