

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Satu Jaakkonen ja Jaana Sorvari

Metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset ja riskinarviointi



Satu Jaakkonen ja Jaana Sorvari

Metsätaimitarhoilla
käytettyjen torjunta-aineiden
ympäristövaikutukset ja
riskinarviointi

HELSINKI 2006

Julkaisu on saatavana myös Internetissä
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2185-8 (nid.)
ISBN 952-11-2186-6 (PDF)
ISSN 1238-7312

Kansikuva: Satu Jaakkonen
Taitto: Callide/Terttu Halme

Edita Prima Oy
Helsinki 2006

Alkusanat

Metsätaimitarhojen taimituotannon keskittyessä on käytöstä poistuneita taimitarha-alueita otettu tai suunniteltu otettavaksi uuteen käyttöön, esimerkiksi maatalous-, asunto- tai teollisuusalueiksi. Taimitarhoilla on käytetty vuosikymmeniä torjunta-aineita, jotka ovat voineet kulkeutua maaperään ja pohjaveteen. Vuonna 2003 käynnistivät Metsähallitus, Uudenmaan ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus yhteistyössä metsätaimitarhaselvityksen. Tavoitteena on ollut selvittää, ovatko metsätaimitarhoilla käytetyt torjunta-aineet aiheuttaneet maaperän pilaantumista ja aiheuttavatko maaperään jääneet torjunta-aineet riskiä ympäristölle ja terveydelle, etenkin maankäytön muuttuessa.

Hankkeessa selvitettiin taimitarhoilla käytetyt torjunta-aineet ja niiden ominaisuudet sekä kartoitettiin suurimmat toimivat ja lakkautetut metsätaimitarhat. Lisäksi hankkeessa toteutettiin kahdella esimerkkitarhalla ympäristötutkimuksia, joiden pohjalta tarhoille tehtiin riskinarviointi. Suunnittelija Satu Jaakkonen vastasi lukujen 1-6 kirjoittamisesta ja vanhempi tutkija Jaana Sorvari luvusta 7. Luvut 8 ja 9 on kirjoitettu molempien yhteistyönä. Hanke on jatkoa vuonna 2002 Uudenmaan ympäristökeskuksessa yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen kanssa tehdylle selvitykselle "Toimintansa lopettaneiden kauppapuutarhojen maaperän pilaantuneisuus - esiselvitys". Lisäksi taimitarhahanke on osa Metsähallituksen Ongelmamaat -kartoitusta. Hanke on toteutettu Metsähallituksen ja ympäristöministeriön rahoituksella.

Ohjausryhmään kuuluivat suunnittelija Kaija Savelainen (pj) Uudenmaan ympäristökeskuksesta, ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä, yli-insinööri Markku Kukkamäki ja suunnitteluinsinööri Outi Pyy Suomen ympäristökeskuksesta, ympäristöpäällikkö Kari Pelkonen Metsähallituksesta, talouspäällikkö Oiva Salmi Forelia Oy:stä ja toimialapäällikkö Kimmo Järvinen SCC Viatek Oy:stä (nykyisin Ramboll Oy).

Hanke toteutettiin yhteistyössä Metsähallituksen ja Forelia Oy:n kanssa metsätaimitarhoilla tehtyjen tutkimusten ja tarhojen kartoituksen osalta. Arvokkaita tietoja saatiin Fin Taimi Oy:ltä, Forelia Oy:ltä, Ab Mellanå Plant Oy:ltä, Pohjan Taimi Oy:ltä, Ab Sydplant Oy:ltä, Taimi-Tapio Oy:ltä, UPM Metsältä ja Metsäntutkimuslaitokselta. Kenttätutkimukset toteutti konsulttina toiminut projektipäällikkö Ari Kolehmainen Suomen IP-Tekniikka Oy:stä.

Kiitän lämpimästi kaikkia työhön osallistuneita ja sen toteutumista edistäneitä henkilöitä ja tahoja.

Helsingissä 20.2.2006

Leena Saviranta
ympäristökeskuksen johtaja



Sisällys

Alkusanat	3
I Johdanto	7
2 Metsätaimiviljely Suomessa	8
2.1 Metsätaimitarhojen tuotannon kehitys	8
2.2 Metsätaimien viljelytavat	9
2.2.1 Paljasjuuri- eli avojuurituotanto	9
2.2.2 Paakkutaimituotanto	9
3 Metsätaimitarhat Suomessa	12
3.1 Yleistä	12
3.2 Kartoitusmenetelmät ja tietolähteet	13
3.3 Kartoituksen tulokset	13
4 Torjunta-aineet	14
4.1 Torjunta-aineet metsätaimitarhoilla	14
4.2 Torjunta-aineiden käyttökohteet ja -määrät	15
4.3 Torjunta-aineet eri vuosikymmenillä	16
4.3.1 1900-luvun alkupuoli	17
4.3.2 1950-luku	17
4.3.3 1960-luku	17
4.3.4 1970-luku	18
4.3.5 1980-luku	18
4.3.6 1990-luku ja 2000-luvun alku	19
4.4 Käytetyt torjunta-aineet ja niiden ominaisuudet	19
5 Aiemmat ympäristötutkimukset metsätaimitarhoilla	28
5.1 Suomalaiset tutkimukset	28
5.2 Tutkimustilanne muissa Pohjoismaissa	31
5.2.1 Ruotsi	31
5.2.2 Norja	32
5.2.3 Tanska	33
6 Ympäristötutkimukset esimerkkitarhoilla	34
6.1 Yleistä	34
6.2 Maaperätutkimukset ja niiden tulokset	34
6.3 Pohjavesitutkimukset ja niiden tulokset	36
7 Esimerkkikohteiden riskinarviointi	37
7.1 Tutkittujen taimitarhojen kuvaus	37
7.2 Taimitarhojen kriittisten torjunta-aineiden haitallisuus ympäristössä	38
7.3 Torjunta-aineiden kulkeutuminen tutkituilta taimitarhoilta	41
7.4 Terveysriskien tunnistaminen	42
7.4.1 Altistustilanteiden kuvaus	42
7.4.2 Torjunta-ainepitoisuuksien vertailu viitearvoihin	45
7.4.2.1 Maaperä	45
7.4.2.2 Pohjavesi	47

7.5	Terveysriskien kvantitatiivinen arviointi	47
7.5.1	Altistusreitit ja kohderyhmät	47
7.5.2	Arviointimenetelmien kuvaus	48
7.5.2.1	SSL-laskentaohjelma	48
7.5.2.2	RiscHuman-laskentaohjelma	49
7.5.2.3	Torjunta-aineiden kertyminen kasveihin	50
7.5.2.4	Aineiden yhteisvaikutusten arviointi	50
7.5.3	Tulokset	51
7.5.3.1	SSL-laskentaohjelma	51
7.5.3.2	RiscHuman ohjelma	53
7.5.3.3	Aineiden yhteisvaikutukset	57
7.5.4	Herkkien ihmisryhmien altistuminen	58
7.5.5	Epävarmuustarkastelu	59
7.5.5.1	Riskinarviointimenetelmien valinta ja arviointilähtökohdat ..	59
7.5.5.2	SSL-laskentaohjelma	60
7.5.5.3	Risc-Human laskenta	61
7.5.5.4	Kertyminen ravintokasveihin	62
7.5.5.5	Riskien määrittely	63
7.5.6	Esimerkkialueiden riskien luonnehdinta	64
7.6	Ekologisten riskien arviointi	65
7.6.1	Menetelmien kuvaus	65
7.6.2	Tulokset	66
7.6.2.1	Vertailu maaperän ekologisiin viitearvoihin	66
7.6.2.2	Vertailu vesistön ekologisiin viitearvoihin	66
7.6.3	Riskien luonnehdinta	67
7.7	Yhteenvedo riskeistä ja niiden hallinnasta esimerkkikohteissa	68
7.8	Torjunta-aineiden riskinarvioinnin ongelmia	69
8	Johtopäätökset ja suositukset	71
8.1	Kohdetutkimukset	71
8.2	Riskinarviointi	72
8.3	Riskinhallintatoimet	75
8.4	Yleiset suositukset ja ohjeet	75
9	Yhteenvedo	77
	Lähteet	80
	Liitteet	93
Liite 1.	Kartoitetut metsätaimatarhat	93
Liite 2.	Metsätaimatarhoilla käytettyjä torjunta-aineita ja niiden käyttöaikoja	94
Liite 3.	Luettelo yleisimmistä metsätaimatarhoilla käytetyistä torjunta- ainevalmisteista ja niiden sisältämistä tehoaineista	97
Liite 4.	Metsätaimatarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristökäyttäytymistä kuvaavia arvoja	100
Liite 5.	Pataman ja Ahvenlammin tutkimustulokset	116
Liite 6.	Riskien tunnistamisessa käytetyt luokittelumenetelmät	120
Liite 7.	Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät ja lähtötiedot	128
	Kuvailulehdet	136

Johdanto



Torjunta-aineita käytetään yleisesti maa- ja metsätaloudessa tuhoeläimiä, kasvi-tauteja ja rikkakasveja vastaan. Suomen ilmasto- ja maaperäolosuhteissa torjunta-aineet hajoavat hitaammin kuin lämpimämmissä maissa. Torjunta-aineiden ympäristöhaitat ilmenevät todennäköisimmin sellaisilla alueilla, joilla käyttö on ollut runsasta, tuotanto on tehokasta pinta-alayksikköä kohden ja toiminta on jatkunut pitkään samalla paikalla.

Maataloutteen ja puutarhatuotantoon verrattuna metsätaimituotanto kuormittaa ympäristöä määrällisesti vähän, koska kokonaisviljelypinta-ala on pieni. Kuormitus voi kuitenkin olla paikallisesti merkittävää. Torjunta-aineiden käyttö metsätaimitarhoilla oli aiemmin nykyistä runsaampaa ja monet tuolloin käytetyistä torjunta-aineista olivat hitaasti hajoavia ja osa myös hyvin kulkeutuvia. Hitaasti hajoavat torjunta-aineet voivat kertyä maaperään tai kulkeutua pohjavesiin ja vesistöihin. Maaperän torjunta-ainejäämät voivat aiheuttaa riskin terveydelle tai ympäristölle ja siten rajoittaa alueen myöhempää käyttöä. Pohjaveteen joutuneet torjunta-aineet voivat estää pohjaveden käytön talousvetenä. Useat torjunta-aineet ovat hyvin myrkyllisiä kaloille ja muille vesieläimille.

Tämän työn tavoitteena oli selvittää, mitä torjunta-aineita metsätaimitarhoilla on käytetty eri aikoina ja koota tietoja niiden ympäristöominaisuuksista sekä arvioida torjunta-aineista aiheutuvan riskin suuruutta ympäristölle ja terveydelle erityisesti taimitarha-alueiden maankäytön muuttuessa. Samalla kartoitettiin suurimmat toimivat ja lakkautetut metsätaimitarhat. Kesällä 2003 tehtiin ympäristötutkimuksia kahdella metsätaimitarhalla, jotka edustivat toiminta-aikansa ja tuotantomääränsä perusteella suomalaista keskivertotarhaa. Esimerkkitarhoille tehtiin riskinarviointi, jossa arvioitiin torjunta-aineiden ekologisia ja terveystriskejä.

Koska vain harvoille torjunta-aineille on annettu maaperän pilaantuneisuutta kuvaavat viitearvot, riskinarvioinnin merkitys maaperän pilaantumisen arvioinnissa kasvaa. Tässä työssä noudatettua menettelytapaa voidaan hyödyntää yleisellä tasolla muissa kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa. Selvitystä voidaan hyödyntää mm. suunniteltaessa taimitarha-alueiden mahdollista jatkokäyttöä ja arvioida mahdollisten kunnostustoimien tarpeellisuutta ja kohdentamista. Sitä voidaan lisäksi hyödyntää muun pistemäisen torjunta-ainekäytön vaikutuksia arvioidessa, esimerkiksi kauppuutarhojen ja koristetaimitarhojen maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa.

Metsätaimitarhojen ympäristövaikutukset aiheutuvat mm. torjunta-aineiden käytöstä, ravinteiden huuhtoutumisesta, tuotannossa syntyvistä jätteistä sekä polttonesteiden ja -öljyjen varastoinnista ja käytöstä. Tässä selvityksessä keskitytään torjunta-aineiden käytöstä aiheutuviin ympäristövaikutuksiin, mutta esimerkiksi maankäytön muutostilanteissa taimitarha-aluetta tulee tarkastella kokonaisuutena ja huomioida tarpeen mukaan myös muut haittatekijät.

2

Metsätaimiviljely Suomessa

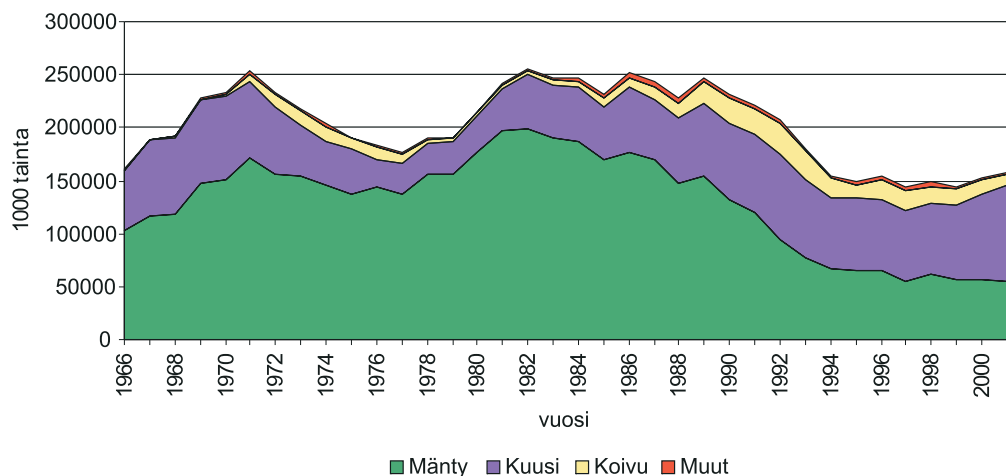
2.1 Metsätaimitarhojen tuotannon kehitys

Suomessa oli metsäpuiden taimitarhoja jo 1800-luvulla, mutta niiden toiminta keskittyi etupäässä ulkomaisten puulajien kokeiluun (Nieminen ja Tavaila 1987). Useiden metsäopistojen, kuten Evon, Tuomarniemen ja Nikkarilan, yhteydessä toimi taimitarha. Metsähallituksen Pällilän hoitoalueelle perustettiin vuonna 1878 kaksi taimitarhaa, joiden tuotanto silloisissa olosuhteissa oli huomattavaa (Lehto ja Simolinna 1966).

Kotimaisten puulajien taimia tuotettiin 1900-luvun alkuvuosikymmeninä melko vähän, eniten kasvatettiin kuusta. Metsän uudistaminen tapahtui pääasiassa luontaisesti tai kylvämällä, istutusten määrä oli vähäinen. Vuonna 1929 yksityismetsätalouden tarpeisiin oli perustettu yhdeksän taimitarhaa, joiden yhteispinta-ala oli 7,1 ha (Lehto ja Simolinna 1966).

Metsien käsittelytavat muuttuivat 1950-luvulta lähtien. Sodan jälkeen puutavaran tarve oli suuri ja lisääntyneiden hakkuiden vuoksi metsää piti uudistaa myös istuttamalla (Jänterä (toim.) 1982). Tämän vuoksi metsätaimien kysyntä kasvoi nopeasti. Kuusen taimia tuotettiin eniten, mutta männyn taimien osuus tuotannosta kasvoi. Kylvön osuus metsänviljelystä oli vielä 1950-luvun alussa 80 %, kun se 1980-luvun lopulla oli enää 20 % (Nieminen ja Tavaila 1987).

Metsätaimien tuotantomäärät kasvoivat nopeasti 1950-luvun loppupuolelta lähtien. Vuonna 1955 tuotettiin metsäviljelyyn 31 miljoonaa taimia (Yli-Vakkuri 1955). 1960-luvun puolivälissä määrä oli noussut noin 150 miljoonaan ja vuosina 1970 - 1990 noin 200 - 250 miljoonaan taimeen vuodessa. 1990-luvun alusta lähtien vuosittaiset tuotantomäärät ovat olleet noin 150 miljoonaa taimia (Metsäntutkimuslaitos 2002). Kuvassa 1 on esitetty metsätaimitarhojen taimituotanto puulajeittain vuosina 1966 - 2001.



Kuva 1. Suomen taimitarhojen taimituotanto puulajeittain vuosina 1966 - 2001 (Maa- ja metsätalousministeriö 2003).

2.2 Metsätaimien viljelytavat

Metsätaimia viljeltiin pitkään avomaapenkeissä ns. paljasjuurituotantona. Taimituotannon viljelytekniikka kehittyi 1960-luvulta lähtien nopeasti. Muovihuoneet ja kasvuturpeen käyttöönnotto mahdollistivat paakkutaimituotantoon siirtymisen. Vuonna 1976 kasvatettiin pinta-alayksikköä kohden kaksinkertainen taimimäärä vuoteen 1955 verrattuna (Rikala 1978).

Metsänjalostussäätiö kehitti 1950-luvun lopulla muovikasvihuoneen, joka helpotti ja nopeutti taimien alkukasvatusta (Tyystjärvi 1998). Muovihuoneeseen kylvettyjen siementen kasvualustana käytettiin paksua kasvuturvekerrosta. Kasvukausi oli noin kuukautta pidempi kuin avomaalla. Taimet kouluttiin avomaalle yksivuotiaina. Muovihuoneiden käyttö taimikasvatuksessa alkoi 1960-luvulla, mutta se yleistyi varsinaisesti vasta 1980-luvulla paakkutaimituotannon myötä. Vuonna 1964 metsätaimitarhoilla oli muovihuoneita kaikkiaan 20 hehtaaria. Pinta-alasta puolet oli Metsänjalostussäätiön omassa käytössä (Lehto ja Simolinna 1966).

2.2.1 Paljasjuuri- eli avojuurituotanto

Paljasjuurituotannossa taimet kasvatetaan avomaapenkeissä. Siemenet kylvetään avomaalle ja taimet koulitaan 1 - 2 vuotiaina. Koulinnalla tarkoitetaan taimen irrottamista kasvualustaltaan ja siirtämistä uuteen, väljempään kasvupaikkaan. Taimet voidaan myydä myös koulimattomina, mutta yleensä taimia kasvatetaan koulitusalueella vielä 1 - 2 vuotta, puulajista ja kasvatuspaikasta riippuen (Lehto ja Simolinna 1966). Paljasjuuritaimien kasvatusaika on puulajista riippuen 2 - 4 vuotta, joten niiden tuotanto vaatii paljon viljelypinta-alaa.

Rikkaruohojen, kasvitaujen ja tuhoeläinten torjuntatarve paljasjuurituotannossa on paakkutuotantoon verrattuna ajallisesti pitempi. Ulkona taimet ovat myös alttiimpia tuhoille. Juntusen (2002) mukaan tuotettua tainta kohti laskettuna paljasjuuritaimille käytetään neljä kertaa enemmän torjunta-aineita kuin paakkutaimille. Paljasjuuritaimien etuna on, että ne kestävät uudistusalueella pintak kasvillisuuden kilpailua ja tuhohyönteisten vioituksia paremmin kuin paakkutaimet (Rikala 2002).

Paljasjuuritaimien kasvatus on keskittynyt nykyään muutamille tarhoille. Vuonna 2001 metsänviljelyyn tuotetuista paljasjuuritaimista pääosa, 83 %, oli kuusta. Paljasjuuritaimien osuus kaikista tuotetuista kuusentaimista oli 11,5 % (Metsäntutkimuslaitos 2002).

2.2.2 Paakkutaimituotanto

Paakkutaimituotanto alkoi Suomessa 1960-luvun lopulla (Rikala 2002). Tuotantomuutos oli voimakkainta 1980-luvulla, mutta on jatkunut koko 1990-luvun ajan. Taulukossa 1 näkyy paljasjuuri- ja paakkutaimien osuus vuosittain tuotetuista taimista (mänty, kuusi ja koivu).

Taulukko 1. Paljasjuuri- ja paakkutaimien tuotanto-osuudet eräinä vuosina.

Vuosi	Paljasjuuritaimet %	Paakkutaimet %
1971	94,8 ¹	5,2 ¹
1972	81,1 ¹	18,9 ¹
1976	74 ²	26 ²
1980	71,0	29,0
1985	42,0	58,0
1990	22,7	77,2
1995	16,4	83,6
2001	8,1	91,9

Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2002
paitsi ¹ Ruottinen 1975 ja
² Westman ja Hänninen 1977.

Paakkutaimien siemenet kylvetään kasvuturpeella täytettyyn kennostoon touko-kesäkuussa (Nieminen ja Tavaila 1987). 1960- ja 70-luvuilla käytettiin turveruukkuja ja paperipotteja ja 1980-luvulla laminoitua muovipaperia ja styroksia. Nykyään käytetään pääasiassa kovamuovisia kennostoja (Rikala 2002) (kuva 2). Kennostot ovat suuralustoilla, jotka ovat koholla muovihuoneen pohjasta. Koho-eli ilmakasvatuksessa taimet eivät ole maan pinnassa kiinni (kuva 3). Elo-syyskuussa taimet siirretään kasvatusalustoineen ulos kasvatuskentille, jossa ne karaistuvat. Alustat ovat myös kasvatuskentillä koholla kentästä. Talveksi alustat lasketaan kiinni kentän pintaan pakkasvaurioiden välttämiseksi (Nieminen ja Tavaila 1987).

Paakkutaimet ovat helppoja istuttaa ja niiden istutuskausi on pitkä. Karuilla tai hyvin muokatuilla mailla männyn paakkutaimet ovat menestyneet paljasjuuritaimia paremmin (Rikala 2002). Ne ovat edullisempia kuin paljasjuurisiet taimet, koska tuotanto on koneistettua, kasvatusaika on lyhyempi ja samalla pinta-alalla voidaan tuottaa enemmän taimia (Nieminen ja Tavaila 1987).

Nykyään voidaan lämmitettävien muovihuoneiden ja lyhytpäiväkäsittelyn avulla tuottaa taimia jopa yhdessä kasvukaudessa. Tällöin kylvö suoritetaan jo maaliskuussa. Taimia kasvatetaan muovihuoneissa kesäkuuhun saakka, jolloin ne siirretään kasvatuskentille karaistumaan. Syksyllä taimet siirretään pakkasvarastoon talvehtimaan, minkä jälkeen ne ovat valmiita istutettaviksi. Toinen sato kylvetään kesäkuussa ja taimet kasvatetaan kaksivuotiseksi (Isokallio 2002). Koivun paakkutaimet kasvatetaan yleensä yhden kasvukauden ja männyn sekä kuusen paakkutaimet yhden tai kahden kasvukauden ikäisiksi (Rikala 2002).

Taimikasvatuksessa käytetyt torjunta-aineet ovat vaihdelleet eri aikoina ja myös tarhojen välillä on ollut suuria eroja torjunta-aineiden käyttötavoissa ja -määrissä (vrt. kpl 4).



Satu Jaakkonen

Kuva 2. Paakkutaimet kasvatetaan nykyisin kovamuovisissa kennostoissa.



Kuva 3. Männynvaimia muovihuoneessa. Taimien kastelu ja lannoitus tapahtuu liikkuvilla puomeilla.

3

Metsätaimitarhat Suomessa

3.1 Yleistä

Tämän selvityksen yhteydessä kartoitettiin suurimmat toimivat ja lakkautetut metsätaimitarhat, lähinnä keskustaimitarhat. Pieniä metsänhoitoyhdistysten tai yksityisten taimitarhoja ei kartoitettu. Yleiskuva metsätaimitarhojen sijainnista ja lukumäärästä on tarpeen, koska näille alueille saattaa kohdistua maankäytön muutospaineita ja alueen aiempi käyttö saattaa joissain tapauksissa rajoittaa maankäyttöä.

Taimitarhat perustettiin 1900-luvun alkupuolella yleensä pellolle, mutta joskus myös raivatulle metsämaalle (Mikola 1957b; Rikala 1978). Sen sijaan 1960-luvun puolivälin jälkeen rakennetut pysyvät taimitarhat on perustettu lähes poikkeuksetta hiekkapohjaisille metsämaalle. Hyvän taimitarha-alueen tuli olla yhtenäinen, tasainen, mielellään lievästi viettävä alue. Parhaaksi kasvualustaksi katsottiin kivetön hieta-hiekkamaa, jossa oli riittävästi orgaanista ainesta. Tällaiset alueet sopivat hyvin koneistettuun taimituotantoon, eikä rikkaruohojen torjunta muodostunut yhtä ongelmalliseksi kuin peltomaalle perustetuilla tarhoilla (Nieminen ja Tavaila 1987). Taimituotannossa tarvitaan runsaasti kasteluvettä, joten lähistöllä tuli olla sopiva vesistö tai riittävän antoisa kaivo (Lehto ja Simolinna 1966). Parhaiten nämä edellytykset täyttyvät alueilla, jotka ovat myös pohjaveden parhaita muodostumisalueita. Monet sekä nykyisistä että jo lakkautetuista taimitarhoista sijaitsevatkin pohjavesialueilla.

Metsätaimitarhojen lukumäärä oli suurimmillaan 1950-luvulla, mutta tarhat olivat yleensä kooltaan pieniä ja paikallisia. Metsähallitus, Keskusmetsäseura Tapio ja metsäteollisuusyhtiöt alkoivat keskittää tuotantoaan keskustaimitarhoille, joita ne perustivat 1950- ja 1960-luvuilla. Samalla pieniä tarhoja lakkautettiin. Esimerkiksi vuonna 1956 Metsähallituksen hallinnassa oli 111 pysyvää taimitarhaa, joiden pinta-ala oli yhteensä 50 hehtaaria. Vuonna 1965 tarhoja oli 20 ja niiden pinta-ala oli yhteensä 89 ha. Tarhojen keskikoko oli siis kasvanut huomattavasti. Sama kehityssuunta näkyi myös Keskusmetsäseura Tapion ja metsäteollisuusyhtiöiden tuotannossa (Lehto ja Simolinna 1966). Tuotannon keskittyminen on jatkunut myös tämän jälkeen.

Viimeisen kymmenen vuoden aikana metsätaimien tuotannossa on tapahtunut suuria muutoksia. Sekä Metsähallituksen että yksityismetsätalouden organisaatioiden taimitarhoja on yhtiöitetty ja niiden tuotantoa on keskitetty. Pitkälle koneistettu paakkutaimituotanto suosii suuria tuotantoyksiköitä ja yleistynyt taimien kylmävarastointi mahdollistaa taimien jakelun kaukana tuotantopaikasta (Yrjänä ja Karvinen 2002).

Suurimpia metsäpuiden taimien tuottajia ovat nykyisin Fin Taimi Oy, Forelia Oy, Ab Mellanå Plant Oy, Pohjan Taimi Oy ja Taimi-Tapio Oy. Muita merkittäviä taimien tuottajia ovat UPM Metsä ja Metsäntutkimuslaitos. Noin 90 prosenttia

taimista tuotetaan edellä mainittujen yhtiöiden omistamilla 24 taimitarhalla. Vielä 1980-luvun alussa Suomessa oli 53 keskustaimitarhaa, joten tarhojen lukumäärä on vähentynyt nopeasti (Metsähallitus 1982). Yksityisiä, pienehköjä paikallistaimitarhoja on noin 80 ja 4H-nuorten kerhotaimitarhoja noin 1 500 (Hallituksen esitys...2001). Pientuottajien tarhoista suurin osa on perustettu 1980- ja 1990-luvuilla ja ne ovat keskittyneet pääasiassa paakkutaimien kasvattamiseen (Veijalainen ym. 1999).

3.2 Kartoitusmenetelmät ja tietolähteet

Tietoja metsätaimitarhojen lukumäärästä, toiminta-ajasta ja sijainnista kerättiin useista eri lähteistä. Kirjallisuuslähteistä tärkeimmät olivat Mikolan (1957b) vuonna 1954 tekemä kysely Etelä-Suomen metsätaimitarhoille, Rikalan (1978) keskustaimitarhoille tehtyyn tiedusteluun perustuva selvitys sekä Metsähallituksen julkaisemat luettelot taimitarhoista vuodelta 1982 (Metsähallitus 1982) ja vuodelta 1989 (Metsähallitus 1989). Toimivien ja vasta viime vuosina lakkautettujen tarhojen tietoja selvitettiin Metsäntutkimuslaitokselta sekä suoraan taimiyhtiöiltä ja niiden Internet-sivuilta.

Kartoituksesta voi puuttua joitakin toimintansa lopettaneita tarhoja, varsinkin vanhimpia ja vain vähän aikaa toimineita. Toiminta-aikatiedot ovat monen tarhan osalta epävarmoja ja rajaavat lähinnä vain toimintavuosikymmenet. Sijaintitiedot ovat joidenkin tarhojen kohdalla epävarmat. Kaikista keskustaimitarhoista 43 tarhan tarkka sijainti on selvillä. Kunnan tai kylän tarkkuudella sijaintitiedot ovat 30 tarhasta.

3.3 Kartoituksen tulokset

Keskustaimitarhoja kartoitettiin 73 kappaletta. Lisäksi kartoitukseen on sisällytetty tiedot viidestä metsäoppilaitoksen taimitarhasta. Tällä hetkellä toimivia keskustaimitarhoja on 24 kappaletta ja lakkautettuja tarhoja 49 kappaletta. Kartoitustiedot sisällytetään ympäristöhallinnon ylläpitämään pilaantuneiden alueiden tietokantaan, josta tiedot ovat saatavilla tarvittaessa, esimerkiksi alueen maankäytön muuttuessa. Kartoitettujen taimitarhojen sijainti on esitetty liitteessä 1.

Kartoitetuista 73 tarhasta 22 tarhaa on luokitellulla pohjavesialueella. Pohjavesialueen ulkopuolella sijaitsee 27 tarhaa. Puutteellisten tietojen vuoksi ei voitu määrittää 24 tarhan sijaintia pohjavesialueeseen nähden. Nykyisin toimivista 24 taimitarhasta 12 sijaitsee pohjavesialueella.

Lakkautettujen metsätaimitarhojen alueiden nykykäytöstä on vain hajanaisia tietoja. Yleisimmin niiden alueita lienee vuokrattu tai myyty maatalouskäyttöön tai metsänviljelyyn. Yksi taajaman lähellä sijainnut metsätaimitarha on kaavoitettu ja rakennettu asuinalueeksi. Ainakin yhden lakkautetun keskustaimitarhan alueella toimii nykyisin yksityinen koristekasvitaimisto.

Toimivienkin tarhojen viljelypinta-ala on supistunut mm. tuotannon tehostumisen ja paakkutaimituotantoon siirtymisen myötä. Useilla taimitarhoilla on myyty tai vuokrattu tarpeettomiksi käyneitä alueita muuhun käyttöön, kuten maanviljelyyn tai liikealueiksi. Muutamille alueille on perustettu siemenviljelmiä.

4

Torjunta-aineet

4.1 Torjunta-aineet metsätaimitarhoilla

Metsätaimien viljely on muuttunut suuresti viimeisen parinkymmenen vuoden aikana ja nämä muutokset näkyvät ennen kaikkea torjunta-aineiden ja ravinteiden käyttömäärien vähenemisenä, etenkin tuotettua taimia kohti laskettuna. Paakkutaimituotannossa taimia kohti käytetty torjunta-ainemäärä on pienempi kuin paljasjuurituotannossa, koska kasvatusaika on lyhyempi ja taimet kasvatetaan tiheästi kasvatusalustoilla. Suoraan maahan levitettävien torjunta-aineiden määrä on vähäisempi, mikä puolestaan vähentää kulkeutumista pinta- ja pohjavesiin. Taimet ja paakkuturve myös adsorboivat tehokkaasti useita torjunta-aineita (Juntunen 2002).

Metsätaimitarhojen maaperässä voi olla torjunta-ainejäämiä aiemman toiminnan seurauksena, vaikka käyttö nykyisin olisi vähäistä ja käytetyt torjunta-aineet aiempaa nopeammin hajoavia. Torjunta-aineita on käytetty ja käytetään paitsi kasvatuskentillä ja muovihuoneissa, myös kesantoalueilla ja viljelemättömillä alueilla (herbisidit). Lisäksi taimitarhoilla voi olla alueita, joilla torjunta-ainepitoisuus on keskimääräistä suurempi. Tällaisia alueita voivat olla mm. torjunta-ainevarasto ja sen edusta, vanhat upotuskäsittely- ja siementen peittäuspaikat, kaatopaikat, läjitys- ja kompostointialueet sekä salaoja- tai muiden valumavesien purku- tai laskeutusalueet.

Torjunta-ainevaraston edustalla on usein sekoitettu torjunta-aineliuoksia ja -pölytteitä sekä täytetty ruiskusäiliöitä ja pölyttimiä, joten maahan on voinut roiskua tai karista säännöllisesti torjunta-aineita. Varaston edustaa ei ole aina päällystetty tiiviisti tai päällystäminen on tapahtunut vasta pitkään jatkuneen toiminnan jälkeen.

Taimien käsittely tukkimiehentäitä vastaan upottamalla ne DDT-liuokseen tehtiin yleensä tarhalla ja ainakin toiminnan alkuvaiheissa ulkona. Käsittelypaikan maaperän DDT-pitoisuus voi olla korkea. Tarkan paikan selvittäminen voi kuitenkin olla vaikeaa. DDT:tä käytettiin metsätaimitarhoilla vuoteen 1976 saakka. Lindaanikäsittely, joka korvasi DDT:n, tehtiin useimmiten vasta istutusalueella. Käsittelylinjat, joilta torjunta-aine otettiin talteen, tulivat tarhoille 1980-luvulla perimetriinikäsittelyn yleistyessä (Salmi 2003).

Havupuiden siementen peittämisessä voitiin 1950- ja 60-luvuilla käyttää elohopeavalmisteita tai lyijymönjää. Peittäus tapahtui yleensä tynnyrissä. Peittäuspaikalla maaperässä saattaa olla kohonneita elohopea- tai lyijypitoisuuksia. Yleisesti 1960-luvulta lähtien peittäusaineena käytetty tiraami on kohtalaisen nopeasti hajoava ja sen käyttö 1990-luvulla on ollut vähäistä, joten todennäköisimmin sitä ei maaperästä enää löydy (Lilja 2000).

Taimitarhoilla syntynyttä jätettä on aiemmin läjitetty tarhojen omille kaatopaikoille ja osa jätteistä on voitu myös polttaa tarhan alueella. Vanhimmilla tarhoilla kaatopaikkojen ja läjitysalueiden sisältämän jätteen laadusta ei aina ole varmaa tietoa. Kaatopaikoille on voitu viedä joko sekajätettä tai erotella biojäte (kuten turvejäte, rikkakasvit ja jätetaimet) erilleen ja kompostoida se. Taimitarhan alueella voi olla myös muita maa-ainekasvoja, joihin on voitu läjittää esimerkiksi

aiempien kasvatuskenttien pintamaata uusia karaisukenttiä rakennettaessa. Näillä alueilla maan torjunta- tai muu haitta-ainepitoisuus voi olla suurempi kuin ympäröivillä alueilla.

Metsätaimien jätetuotojärjestelmän kehittämiseksi on annettu ohjeet, joissa korostetaan kierrätystä ja jätteiden asianmukaista käsittelyä (Veijalainen ym. 1999). Nykyisin biojäte yleensä kompostoidaan. Kompostointi voi olla ajan myötä tapahtuva tai aktiivinen kompostointiprosessi. Taimien muodostuva biojäte sisältää aina jossain määrin torjunta-ainejäämiä, joiden tuhoutumista kompostointiprosessin aikana ei ole osoitettu (Veijalainen ym. 1999). Tämä tulisi huomioida kompostoidun aineksen jatkokäyttöä suunniteltaessa.

Metsätaimille levitettyjen lannoitteiden sisältämistä ravinteista osa suotautuu maaperään ja voi kulkeutua pohja- ja pintavesiin. Paljasjuuritamille lannoitteet lisätään suoraan kasvumaahan, mistä huuhtoutuminen varsinkin sateisina kesinä voi olla runsasta. Paakkutaimien lannoitteista osa on sekoitettu kasvuturpeeseen ja osa annetaan kasteluv veden mukana. Osa kastelulannoituksesta voi joutua kasvatuksessa käytettävien taimikennostojen ulkopuolelle suoraan maahan, mikä lisää ravinnekuormitusta. Taimien muodostuva biojäte sisältää aina jossain määrin torjunta-ainejäämiä, joiden tuhoutumista kompostointiprosessin aikana ei ole osoitettu (Veijalainen ym. 1999). Tämä tulisi huomioida kompostoidun aineksen jatkokäyttöä suunniteltaessa.

Taimien muodostuva biojäte sisältää aina jossain määrin torjunta-ainejäämiä, joiden tuhoutumista kompostointiprosessin aikana ei ole osoitettu (Veijalainen ym. 1999). Tämä tulisi huomioida kompostoidun aineksen jatkokäyttöä suunniteltaessa.

4.2 Torjunta-aineiden käyttökohteet ja -määrät

Metsätaimien muodostuva biojäte sisältää aina jossain määrin torjunta-ainejäämiä, joiden tuhoutumista kompostointiprosessin aikana ei ole osoitettu (Veijalainen ym. 1999). Tämä tulisi huomioida kompostoidun aineksen jatkokäyttöä suunniteltaessa.

Kangas ym. (1980) arvioivat, että Suomen metsätaimien muodostuva biojäte sisältää aina jossain määrin torjunta-ainejäämiä, joiden tuhoutumista kompostointiprosessin aikana ei ole osoitettu (Veijalainen ym. 1999). Tämä tulisi huomioida kompostoidun aineksen jatkokäyttöä suunniteltaessa.

Vuonna 1996 tehdyn kyselyn mukaan 42 % metsätaimitarhoilla käytetystä torjunta-ainemäärästä oli herbisidejä, 40 % fungisideja ja 18 % insektisidejä. Tarhoilla käytettiin 39 eri valmistetta, mutta useimpien valmisteiden käyttö oli vähäistä. Kuusi yleisintä valmistetta muodostivat 76 % kokonaiskäyttömäärästä. Tarhojen väliset erot torjunta-aineiden käsittelykerroissa ja siten käytettyjen torjunta-aineiden määrissä, olivat suuret. Erot johtuivat osin tarhojen erilaisista tauti- ja tuholaisolosuhteista. Keskimäärin tarhoilla levitettiin vuosittain 1,7 kg torjunta-aineita tehoaineeksi laskettuna hehtaaria kohden, vaihteluvälin ollessa 0,1 - 4,8 kg/ha. Myös puulaji vaikuttaa torjunta-ainemäärään. Eniten torjunta-aineita käytettiin männyntaimien (keskimäärin 9,5 kg/ha) ja vähiten kuusentaimien (keskimäärin 0,9 kg/ha) tuotannossa (Juntunen 2002).

Herbisidejä on käytetty metsätaimitarhoilla sekä taimipenkeissä että alueilla, joilla ei ole taimituotantoa, kuten pientareilla, käytävillä, kesantoalueilla ja muovihuoneiden ympärillä. Näin on pyritty rajoittamaan rikkakasvien siementen leviämistä kasvatusalueille ja paakkutaimien kasvatusalustoille. Rikkakasveja on torjuttu myös mekaanisin keinoin (mm. kyntö, haraus ja kesannoiti). Nykyisin rikkakasveja torjutaan herbisidien lisäksi mm. liekittämällä (Järvenpää 2003).

Juntusen (2002) mukaan noin puolet tarhoilla käytetystä herbisidimäärästä levitetään alueille, jotka eivät ole taimituotannossa, siis pientareille, käytävillä yms. Kolmannes herbisideistä levitetään paljasjuuritaimien viljelyaloille. Herbisidejä käytetään myös maksasammalen torjuntaan havupuiden paakkutaimilla. Vain muutamat tarhat torjuvat muita rikkakasveja paakkutaimikentistä kemiallisesti.

Kasvitaudit aiheuttavat taimitarhoilla yleisesti tuhoja. Erityisesti mänty on altis monille sienitaudeille. Toisin kuin tuhoeläinten ja rikkakasvien kohdalla, kasvitautilien torjuntaa ei voida tehdä tarpeen mukaan, vaan torjunta-ainekäsittelyt on tehtävä etukäteen. Sienitauteja torjutaan ruiskuttamalla kasvustot ja peittaamalla havupuiden siemenet. Aiemmin paljasjuurituotannossa maa usein desinfioitiin kemiallisesti ennen kylvöä. Tautitilanteessa on eroja tarhojen kesken, joten tarpeellisten käsittelyjen määrä saattaa eri tarhoilla vaihdella suurestikin.

Insektisidejä käytetään eniten tukkimiehentäin torjuntaan. Torjuntakäsittely tehdään juuri ennen kuin taimet lähetetään istutusaloille. Vuonna 1996 lähes 80 % insektisideistä oli tukkimiehentäin torjuntaan käytettäviä aineita (Juntunen 2002). Taimitarhoilla aiheuttavat vahinkoa myös punkit ja muut tuhohyönteiset sekä myyrät.

4.3 Torjunta-aineet eri vuosikymmenillä

Metsäpuiden taimitarhoilla käytettävissä ollut torjunta-ainevalikoima on muuttunut suuresti ajan myötä. Uusia torjunta-aineita on kehitetty ja entisiä on poistettu käytöstä. Eri puulajeille on käytetty eri valmisteita. Metsätaimitarhan maaperän mahdollista pilaantuneisuutta arvioitaessa on tiedettävä, mitä torjunta-aineita kyseisen tarhan toiminta-aikana on ollut käytettävissä ja onko mahdollista, että näiden aineiden jäämiä on vielä maaperässä. Liitteessä 3 on luettelo yleisimmistä metsätaimitarhoilla käytetyistä torjunta-ainevalmisteista ja niiden tehoaineista. Alla ja kappaleessa 4.4 on kuvattu melko yksityiskohtaisesti torjunta-aineiden käyttöä ja ominaisuuksia. Tavoitteena on, että aluetta tutkittaessa mahdollisesti havaittavien harvemminkin käytettyjen torjunta-aineiden esiintyminen ja kulkeutumisreitit voidaan jäljittää.

4.3.1 1900-luvun alkupuoli

Metsätaimitarhoilla torjuttiin kasvitauteja ja tuhoeläimiä 1900-luvun alkupuolella pääasiassa viljelyteknisin ja mekaanisin keinoin. Rikkaruohoja torjuttiin kitkemällä ja haraamalla. Kemiallisesti kasvitauteja torjuttiin kuparikalkkiliuoksella (ns. Bordeaux-liuos) ja tuhoeläimiä usein kasvipohjaisilla kvassia- tai tupakkaliuoksilla. Lehtikuusen taimille voitiin käyttää lyijyarsenaattiseosta (Ahola 1930).

4.3.2 1950-luku

Toisen maailmansodan jälkeen markkinoille tuli uusia kemiallisia torjunta-aineita. Kasvitauteja vastaan käytettiin 1940-luvun lopulla ja 1950-luvulla kuparivalmisteiden lisäksi teknatseenia ja kvintotseenia. Siemenlevintäisiä kasvitauteja torjuttiin peittaamalla havupuiden siemenet tiraamalla tai joskus myös elohopeavalmisteella (Jamalainen ym. 1962). Tuhoeläimiä vastaan käytettiin DDT:tä ja lindaania sekä parationia. (Jamalainen ja Kanervo 1948; Markkula ym. 1990). Rikkaruohoja torjuttiin pääasiassa kesannoimalla, haraamalla ja kitkemällä, mutta myös kemiallisesti mineraaliöljyillä ja kalsiumkloraatilla (Mikola 1957a). Fenoksiherbisidien käyttöä kehoitettiin välttämään, koska ne vahingoittivat taimia (Rummukainen 1962). Torjunta-aineiden käyttö metsätaimitarhoilla oli kuitenkin vielä verraten vähäistä, varsinkin Pohjois-Suomen tarhoilla.

4.3.3 1960-luku

Kemiallisen torjunnan tarve kasvoi taimitarhojen koon suuretessa. Käytettävissä olevien torjunta-aineiden määrä oli myös lisääntynyt nopeasti 1960-luvun puoleenväliin mennessä. Kasvitauteiden torjunta-aineita olivat mm. kuparivalmisteet, kvintotseeni, zinebi ja manebi (Rummukainen 1965). Kasvitauteiden ehkäisemiseksi havupuiden siemenet peitattiin ja maa desinfioitiin ennen kylvöä. Maan desinfiointi hävitti myös maassa eläviä hyönteisiä ja rikkaruohojen siemeniä. Saatavilla olevia maandesinfiointiin soveltuvia valmisteita olivat mm. formaliini, erilaiset elohopeavalmisteet, metyyli-isotiosyanaatti, Vapam sekä kaasumaiset klooripikriini- ja metyylibromidivalmisteet (Jamalainen ym. 1962; vrt. myös Jaakkonen 2003).

Rikkaruohojen torjunnassa kesannointi, haraus ja kitkeminen olivat edelleen yleisiä, mutta kalliita menetelmiä (Simolinna 1962). Herbisidien käyttö taimitarhoilla alkoikin yleistyä 1960-luvulla. Aluksi käytettiin simatsiinia, sitten atratsiinia sekä atratsiinin ja amitrolin seosta (Mukula ja Salonen 1990). Herbisidien kanssa suositeltiin varovaisuutta, sillä ne vahingoittavat helposti taimia. Tämän vuoksi herbisidejä käytettiin taimiviljelyalueilla usein aikaisin keväällä, myöhään syksyllä tai silloin, kun alue oli kesantona. Viljelemättömät alueet, kuten pientareet, käytävät ja vastaavat alueet, käsiteltiin herbisideillä, jotta niiltä ei leviäisi rikkakasvien siemeniä taimipenkkeihin.

Kuusen ja männyn taimet kestävät herbisidejä paremmin kuin koivuntaimet. Taimitarhoilla kasvukauden ulkopuolella käytettyjä herbisidejä olivat mm. allyylialkoholi, mineraaliöljyt, amitroli, parakvatti, dikvatti, simatsiini, atratsiini, linuroni, dalaponi, datsometri, metam, TCA-valmisteet ja 2,4-D/2,4,5-T (Rummukainen 1962; Mukula 1964). Kasvukauden aikana käytettiin mm. amitrolia, simatsiinia ja atratsiinia, joista simatsiini soveltui myös lehtipuille (Mukula 1964).

Tuhoeläimet eivät yleensä olleet taimitarhojen ongelmana, mutta paikallisesti ja tiettyinä vuosina tuhoja saattoi esiintyä runsaastikin. Yleisesti käytettyjä insektisidejä olivat etenkin DDT ja lindaani, mutta myös parationi ja malationi. Lindaani soveltui myös peittaukseen. Aldriini ja dieldriini soveltuivat erityisesti maassa elävien tuholaisten torjuntaan. Endriiniä voitiin käyttää ruiskutteena myyrien torjuntaan (Jamalainen ym. 1962). Aldriinin ja dieldriinin käyttö kiellettiin 30.6.1970 lähtien (Maatalousministeriön päätös... 1969).

4.3.4 1970-luku

Torjunta-aineiden käyttö metsätaimatarhoilla oli runsaimmillaan 1970-luvulla. Metsätaimatarhojen käyttämistä torjunta-aineista oli vuonna 1980 tehdyn arvioiden mukaan fungisidejä (kasvitaudit) 70 - 80 %, herbisidejä (rikkakasvit) 20 % ja muita, kuten insektisidejä (tuhohyönteiset) ja akarasideja (punkit), alle 10 % (Kangas ym. 1980).

Havupuille yleisimmät fungisidit olivat kvintotseeni, benomyyli, tiraami, kuparioksidikloridi, zinebi ja manebi sekä koivulle oksikarboksiini (Lilja 1980). Yleisimmät herbisidit olivat 1970-luvun lopulla atratsiini, amitroli, parakvatti ja glyfosaatti (Kangas ym. 1980). Herbisidejä käytettiin usein myös kesannoinnin yhteydessä (Rikala 1978). Herbisidien käyttö kylvöksillä kylvökesänä rajoittui lähinnä parakvattiin, koska se ei vahingoittanut taimia (Rummukainen ja Voipio 1979).

Kaikki lähtevät männynntaimet käsiteltiin tukkimiehentäitä vastaan DDT:llä. Kun DDT:n käyttö metsätaimatarhoilla kiellettiin kokonaan vuonna 1976, käsittely ryhdyttiin tekemään lindaanilla (Markkula ym. 1990). Lindaanikäsittely tehtiin 1970-luvun loppupuolella yhä useammin metsässä istutuspaikalla. Tuhoeläinten torjunta-aineita käytettiin muuten vain tarvittaessa. Saatavilla olevia aineita olivat mm. lindaani, parationi ja dimetooatti (Blomqvist ym. 1975). Akarasideista, eli punkkien torjunta-aineista, yleisin oli tiokinoksi (Kangas ym. 1980). Tiokinoksin rekisteröinti päättyi vuonna 1981 (Lilja 2000). Myyrätuhoja voitiin torjua talliumsulfaattisyönteillä vuoteen 1976 ja endriinillä vuoteen 1978 saakka, jolloin niiden käyttö kiellettiin. Tämän jälkeen käytettiin tarvittaessa krimidiiniä (Hynninen 1996).

4.3.5 1980-luku

1980-luvulla paakkutaimien osuus taimituotannosta kasvoi voimakkaasti. Se vähensi osaltaan torjunta-aineiden käyttö määrää ja -tarvetta. Suosittuja fungisidejä olivat mm. kvintotseeni, benomyyli, tiraami, manebi, zinebi ja vinklotsoliini. Koivuntaimia voitiin ruiskuttaa oksikarboksiinilla tai triadimefonilla (Lilja 1983; 2000).

Yleisesti käytettyjä herbisidejä olivat atratsiini, simatsiini ja terbutylatsiini sekä parakvatti ja glyfosaatti (Rummukainen 1983). Niiden lisäksi käytettiin myös diklobeniiliä, dikvattia ja linuronia (Mukula ja Salonen 1990). Amitrolin käyttö kiellettiin vuonna 1980 ja parakvatin vuonna 1986. Uutena kosketusvaikutteisena herbisidinä tuli markkinoille heksatsinoni vuonna 1983.

Insektisidejä käytettiin vain tarpeen vaatiessa. Torjunnassa käytettiin hyönteislajista riippuen esimerkiksi oksidimetoni-metyyli-, sypermetriini, permetriini, dimetoaatti- tai dikofolivalmisteita (Nieminen ja Tavaija 1987). Tukkimiehentäin torjuntaan käytettiin lindaania vuoteen 1988 saakka.

4.3.6 1990-luku ja 2000-luvun alku

Useiden aiemmin yleisten torjunta-aineiden käyttö kiellettiin 1990-luvulla tai ne vedettiin pois myynnistä. Tällaisia käytöstä poistettuja aineita olivat kvintotseeni, atratsiini ja zinebi. Markkinoille tulleita uusia valmisteita olivat mm. kinoklamiini (herbisidi), propikonatsoli (fungisidi) ja alfa-sypermetriini (insektisidi).

Yleisimmät herbisidit olivat terbutylatsiini, glyfosaatti, kinoklamiini ja glufosinaatti-ammonium. Fungisideista käytettiin eniten klorotaloniilia, manebia, tiraamia, propikonatsolia, benomyyliä ja triadimefonia. Yleisimmät insektisidit olivat permetriini, dimetoaatti, oksidemetoni-metyyli ja sypermetriini (Juntunen 2002).

Joidenkin herkästi kulkeutuvien torjunta-aineiden käyttöä pohjavesialueilla ryhdyttiin rajoittamaan 1990-luvulla pohjaveden pilaantumisriskin vuoksi (Suomen ympäristökeskus 1998a). Vuonna 2003 torjunta-ainerekisterissä oli 44 valmistetta, joita ei saa käyttää tärkeillä tai muilla vedenhankintakäyttöön soveltuvilla pohjavesialueilla (pohjavesialuekat I ja II) ja joiden käyttöä karkeilla hietamailla tai sitä karkeammilla maalajeilla tulee välttää. Talousveden hankintaan käytettävien kaivojen ja lähteiden ympärille tulee jättää vähintään 30 - 100 m levyinen suojavajöhyke. Lisäksi rekisterissä on kolme valmistetta, joiden käyttöä ei suositella pohjavesialueilla. Metsätaimitarhoilla käytettävistä torjunta-aineista pohjavesialueilla ei saa käyttää mm. dimetoaattia, propikonatsolia, deltametriiniä, diklobeniiliä ja oksidemetoni-metyyliä sisältäviä valmisteita. (Kasvinsuojelu-aineiden...2003). Ympäristörajoitukset voivat koskea myös suojaetäisyyttä vesistöön (vaarallisuus vesieliöille) ja käytön kieltämistä tai välttämistä peräkkäisinä vuosina samalla lohkokolla (pysyvyys ja kertyvyys maahan).

Ajantasaiset tiedot hyväksytyistä torjunta-aineista löytyvät Kasvintuotannon tarkastuskeskuksen nettisivuilla (www.kttk.fi) olevasta Torjunta-ainerekisteristä.

4.4 Käytetyt torjunta-aineet ja niiden ominaisuudet

Alla on kerrottu tarkemmin eräistä torjunta-aineista, jotka ovat olleet metsätaimitarhoilla yleisesti käytettyjä tai joihin niiden ominaisuuksien perusteella on syytä kiinnittää erityistä huomiota (taulukko 2). Metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristökäyttäytymistä kuvaavia arvoja on kerätty liitteeseen 4. Etenkin puoliintumisaikojen osalta on otettava huomioon, että useimmat hajomiskokeet on tehty lämpimissä ilmasto-olosuhteissa. Monet torjunta-aineet hajoavat hitaammin kylmissä olosuhteissa, joten Suomen oloissa hajoaminen voi olla huomattavastikin kirjallisuudessa esitettyä hitaampaa.

Taulukko 2. Yleisesti metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden tehoaineet ja niiden yhdisteryhmät.

Tehoaine	Yhdisteryhmä
Aldriini	kloorattu hiilivety
Amitroli	triatsoli
Atratsiini	triatsiini
Alfa-sypermetriini	pyretroidi
Benomyyli	bentsimidatsoli
Dalaponi	kloorattu hiilivety
DDT	kloorattu hiilivety
Deltametriini	pyretroidi
Diieldriini	kloorattu hiilivety
Diklobeniili	substituoitu bentseeni (bentsonitriilijohdannainen)
Dikvatti	kvaternärisoitu ammoniumyhdiste
Elohopea	epäorgaaniset ja orgaaniset yhdisteet
Endriini	kloorattu hiilivety
Fosaloni	orgaaninen fosforiyhdiste
Glyfosaatti	orgaaninen fosforiyhdiste
Heksatsinoni	triatsiini
Iprodioni	dikarboksimidi
Klorotaloniili	substituoitu bentseeni (kloorinitriili)
Kupari	epäorgaaninen yhdiste
Kvintotseeni	substituoitu bentseeni (kloorinitrobentseeni)
Lindaani	kloorattu hiilivety
Parakvatti	kvaternärisoitu ammoniumyhdiste
Permetriini	pyretroidi
Propikonatsoli	triatsoli
Simatsiini	triatsiini
Terbutylatsiini	triatsiini
Triadimefoni	triatsoli

Aldriini ja diieldriini

Aldriini ja diieldriini ovat tehokkaita, maan kautta vaikuttavia insektisidejä. Ne ovat molemmat erittäin pysyviä, liukenevat veteen niukasti ja ovat huonosti kulkeutuvia. Ne sitoutuvat erityisesti maaperän orgaaniseen ainekseen. Diieldriiniä syntyy myös aldriinin hajoamistuotteena ja aldriini hajoaakin ympäristössä nopeasti diieldriiniksi. Aldriinin ja diieldriinin käyttö kiellettiin maatalousministeriön päätöksellä (Maatalousministeriön... 1969) 30.6.1970 lähtien. Aldriinin ja diieldriinin käyttö metsätaimitarhoilla on ollut vähäistä, mutta diieldriiniä on havaittu tarhojen maaperässä pieninä pitoisuuksina. Diieldriiniä on voitu vähäisessä määrin käyttää lähtevien havupuuntaimien käsittelyyn tukkimiehentäitä vastaan (Suomen ympäristökeskus 2000b).

Amitroli

Amitroli on herbisidi, joka oli Suomessa myynnissä 1960-luvun alusta vuoteen 1980. Se oli 1970-luvun lopulla eräs yleisimmistä metsätaimitarhoilla käytetyistä herbisideistä (Kangas ym. 1980). Amitroli oli valmisteissa tehoaineena joko yksinään

tai yhdisteenä esimerkiksi atratsiinin tai simatsiinin kanssa. Sitä voitiin käyttää sekä ennen kylvöä että havupuille kasvun aikana (Mukula 1964).

Amitroli hajoaa maassa kohtalaisen nopeasti – kohtalaisen hitaasti. Se on hyvin liukeneva ja helposti kulkeutuva. Koska amitrolin käyttö kiellettiin jo vuonna 1980, on epätodennäköistä, että sitä olisi enää metsätaimien hoitojen maaperässä.

Atratsiini

Atratsiini tuli markkinoille Suomessa vuonna 1962 ja sen myynti päättyi vuonna 1992. Se oli yksi suosituimmista herbisideistä ja taimienhoitoa sitä käytettiin yli yksivuotiaiden taimien koulutusaloilla ja viljelemättömillä alueilla. Käyttömääräksi suositeltiin esimerkiksi vuotta vanhempien männyn ja kuusen taimien aloille 3 - 4 kg/ha (Lehto ja Simolinna 1966). Atratsiini tehoaa yrttimäisiin ja heinämaisiin rikkakasveihin.

Atratsiini hajoaa maassa hitaasti ja alhainen lämpötila hidastaa sen hajoamista entisestään. Atratsiini liukenee veteen kohtalaisesti, mutta koska se ei sitoudu maahan (K_{oc} 54 - 1164), se kulkeutuu helposti pohjaveteen. Koska pohjavesikerroksessa lämpötila on läpi vuoden alhainen, atratsiinin hajoaminen on siellä erityisen hidasta. Atratsiini on sekä Suomessa että maailmanlaajuisesti yleisimmin pohjavesissä esiintyvä pestisidi.

Atratsiinin päähajoamistuotteet ovat DIA (desisopropyliatratsiini), DEA (desetyyliatratsiini) ja DEDIA (desetyyli-desisopropyliatratsiini). DIA ja DEDIA ovat kulkeutuvia, DEA hieman vähemmän. Atratsiini ei todennäköisesti ole kertyvä. Atratsiini on kaloille akuutisti haitallista ja joillekin kalalajeille erittäin myrkyllistä. Se on vesikirpuille akuutisti myrkyllistä ja nisäkkäille haitallista.

Alfa-sypermetriini

Vuonna 1996 markkinoille tullut alfa-sypermetriini sopii monien tuhohyönteisten torjuntaan. Sitä käytetään myös tukkimiehintäin torjuntaan ja se on deltametriinin ohella korvannut permetriinin tässä käytössä.

Alfa-sypermetriini hajoaa kohtalaisen nopeasti (joidenkin tietojen mukaan hitaasti hajoava) ja se on kulkeutumaton. Se on mahdollisesti erittäin kertyvä. Nisäkkäille se on myrkyllistä tai haitallista, lieroille enintään lievästi myrkyllistä, mutta vesieläimille erittäin myrkyllistä.

Benomyyli

Benomyyli on yleinen fungisidi, jota käytettiin metsätaimienhoitoa harmaahometta vastaan 1970-luvulta vuoteen 1997 saakka. Benomyyli hajoaa nopeasti, alle vuorokaudessa. Sen pääasiallinen hajoamistuote on karbendatsiimi (MBC). Karbendatsiimi hajoaa maassa hitaasti, sen puoliintumisaika on 3 - 6 kuukautta, Pohjoismaissa kuitenkin jopa 31 kuukautta (Karbendazim 1997). Karbendatsiimia muodostuu myös tiofanaattimetyylin hajoamistuotteena.

Benomyyli on hieman kulkeutuva. Karbendatsiimin kulkeutuvuus vaihtelee hieman kulkeutuvasta kohtalaisen kulkeutuvaan. Benomyyli on akuutisti nisäkkäille enintään erittäin lievästi myrkyllistä, kaloille erittäin myrkyllistä – haitallista ja vesikirpulle erittäin myrkyllistä. Karbendatsiimi on nisäkkäille akuutisti enintään hyvin lievästi myrkyllistä. Karbendatsiimin myrkyllisyys kaloille vaihtelee erittäin myrkyllisestä myrkylliseen ja vesikirpulle se on erittäin myrkyllistä. Sekä benomyylin että karbendatsiimin myrkyllisyys lieroille on suuri.

Dalaponi

Dalaponi on sisävaikutteinen maa- ja lehtiherbisidi, joka tehoa erityisesti juolavehnään ja muihin heinämäisiin rikkakasveihin. Sitä käytettiin sekä kesantoaloilla että havupuiden kylvö- ja istutusaloilla ennen kylvöä tai istutusta. (Rummukainen 1962.) Dalaponi tuli markkinoille noin vuonna 1960 ja viimeinen sitä sisältävä yhdiste poistettiin rekisteristä vuonna 1986 (Kasvinsuojeluineluettelo 1960; Hynninen 1996). Sen puoliintumisaika (T_{50}) on noin 6 kuukautta, mutta lämpimissä ja kosteissa olosuhteissa T_{50} voi lyhentyä 2 - 4 viikkoon, joten todennäköisesti sitä ei enää ole taimitarhojen maaperässä (HSDB 2003). Dalaponi on hyvin liukeneva ja erittäin kulkeutuvaa. Se on akuutisti hyvin lievästi myrkyllistä nisäkkäille ja kaloille ja haitallista vesikirpuille.

DDT

DDT on erittäin hitaasti hajoava ja erittäin kertyvä. Se on kulkeutumaton ja sitoutuu helposti maa-ainekseen. Se on akuutisti erittäin myrkyllistä vesieläimille ja myrkyllistä nisäkkäille. DDT:n hajoamistuotteita ovat DDD ja DDE, jotka ovat myös hyvin pysyviä ja kertyviä. DDT:tä on havaittu useiden taimitarhojen maaperässä, useimmiten hiukan SAMASE-ohjearvon ylittävänä pitoisuuksina.

DDT tuli Suomessa myyntiin vuonna 1946 ja sitä oli luvallista käyttää metsätaimitarhoilla vuoden 1976 loppuun saakka (Maa- ja metsätalousministeriön...1976). DDT:tä käytettiin yleisesti pölytteinä ja ruiskutteina tuhoeläinten torjuntaan taimipenkeissä (Jamalainen ym. 1962).

DDT:tä käytettiin myös männyntaimien käsittelyyn tukkimiehentäitä vastaan ennen istutusaloille lähettämistä. Tukkimiehentäi vahingoittaa myös kuusentaimia, mutta koska kuusentaimet istutettiin vanhempina, ne kestivät vahingon mäntyä paremmin, eikä käsittelyä pidetty tuolloin tarpeellisena. Käsittely tehtiin yleensä upottamalla maasta nostetut taimet latvapuoli edellä juurenniskaa myöten torjunta-aineliuokseen. Tällöin liuosta helposti roiskui käsittelypaikalla maahan. Siemen- ja taimineuvoston määräyksen mukaan männyntaimien ennakkosuojauksen tuli tapahtua taimitarhalla ennen taimien lähettämistä istutusaloille. Taimet voitiin myös ruiskuttaa DDT:llä jo ennen maasta nostoa. Kivennäismailla maantakertuma (mullan takertuminen taimien varsiin ja neulasiin) haittasi ruiskutusta, mutta ongelma poistui, kun 1960-luvun lopulla taimet ryhdyttiin koulimaan turvealustalle. (Rummukainen 1970.)

Deltametriini

Deltametriiniä on käytetty metsätaimitarhoilla 1980-luvun puolivälistä lähtien monien tuhohyönteisten torjuntaan. Sitä käytetään nykyisin myös tukkimiehintäin torjuntaan havupuiden taimille. Deltametriinikäsittely tehdään taimitarhalla ennen taimien lähettämistä istutuspaikalle.

Deltametriini hajoaa suhteellisen nopeasti eikä kulkeudu pintamaata syvemälle. Sen pähäjoamistuote Br_2CA on erittäin kulkeutuvaa, eikä valmistetta tämän vuoksi suositella käytettäväksi pohjavesialueilla. Deltametriini on rasvaliukoinen ja sen kertyminen eliöihin on todennäköistä. Se on akuutisti myrkyllistä nisäkkäille ja erittäin myrkyllistä kaloille.

Diklobeniili

Diklobeniiliä on aiemmin käytetty rikkakasvien torjuntaan mm. koristepuiden ja -pensaiden alustoilla, lehtipuiden taimikoissa ja viljelemättömillä alueilla (mm. 1991) ja sitä on ilmeisesti käytetty metsätaimitarhoilla viljelemättömillä alueilla. Nykyi-

sin sitä saa käyttää vain koivun istutusaloilla. Diklobeniilivalmiste levitettiin yleensä aikaisin keväällä tai myöhään syksyllä (Mukula ja Salonen 1990). Diklobeniili on myös klortiamidin hajoamistuote.

Diklobeniili hajoaa melko hitaasti, sen puoliintumisaika vaihtelee 1 - 6 kuukaudesta lähes vuoteen. Se on helposti höyrystyvä, eikä se todennäköisesti ole kertyvä. Diklobeniili ja sen hajoamistuote BAM (2,6-diklooribentsamidi) ovat molemmat helposti kulkeutuvia. Diklobeniili on akuutisti nisäkkäille hyvin lievästi myrkyllistä sekä kaloille ja vesikirpuille myrkyllistä.

Dikvatti

Dikvatti on herbisidi, joka tuli markkinoille vuonna 1961 ja jota käytetään edelleen rikkakasvien torjuntaan ennakkotorjuntana mm. metsätaimitarhojen kylvöpenkeissä. Dikvatti sitoutuu hyvin tiukasti savekseen. Sitoutuneena se on biologisesti inaktiivinen ja sen puoliintumisaika voi olla kymmeniä vuosia. Vesiliuoksessa ja kasveissa fotokemiallinen hajoaminen on melko nopeaa. Dikvatin kulkeutuminen vaihtelee kohtalaisen kulkeutuvasta kulkeutumattomaan siten, että kulkeutuvuus kasvaa maaperän savipitoisuuden vähetessä. Dikvatti on akuutisti myrkyllistä nisäkkäille ja vesikirpuille. Sen myrkyllisyys eri kalalajeille vaihtelee haitallisesta hyvin lievästi myrkylliseen.

Elohopea

Orgaanisia ja epäorgaanisia elohopeavalmisteita on käytetty havupuiden siementen peittaukseen (Vanhanen 1991). Elohopeavalmisteiden peittauskäyttö rajoittuu kuitenkin 1950-lukuun, sillä jo 60-luvulla niitä kehoitettiin välttämään ja käyttämään peittauksessa tiraamia (Lehto ja Simolinna 1966). Elohopeavalmisteita on käytetty 1950- ja 1960-luvuilla jossain määrin myös taimipenkien maandesinfiointiin sekä sienitauteja vastaan (Mikola 1962). Elohopeavalmisteiden käyttö ei kuitenkaan ole ollut kovin yleistä.

Endriini

Endriiniä käytettiin metsätaimitarhoilla myyrien torjuntaan ruiskuttamalla syksyisin myyrien asuttamia heinikoita endriiniliuoksella (Lehto ja Simolinna 1966, 1991). Endriini tuli myyntiin vuonna 1959 ja sen käyttö kiellettiin kokonaan vuoden 1978 jälkeen (Maa- ja metsätalousministeriön...1978). Endriini korvattiin krimidiini-syöteillä (käytössä 1978-1988) ja ne puolestaan brodifakumisyöteillä vuonna 1992.

Endriini on lähes veteen liukenematonta eikä kulkeudu maassa juuri lainkaan. Se on erittäin kertyvä ja erittäin pysyvä, puoliintumisajaksi on saatu jopa 12 vuotta. Se häviää maasta pääasiassa haihtumalla. Endriini on akuutisti erittäin myrkyllistä sekä vesieliöille että nisäkkäille. Se voi esiintyä myös dieldriinin epäpuhtautena.

Jyrsijöiden torjuntaan tarkoitetuista aineista ei todennäköisesti joudu maaperään tai vesiin merkittäviä tehoainemääriä koska useimmiten aineet ovat syöteissä tai niitä käytetään pieninä määrinä paikallisesti. Endriini voi muodostaa tässä poikkeuksen sen vuoksi, että endriinillä ruiskutettiin kasvatuskenttien lähellä olevia heinikoita. Ruiskutus kohdistui usein samoille alueille peräkkäisinä vuosina, joten endriiniä on voinut kerääntyä näiden alueiden maaperään.

Fosaloni

Fosalonia ei ole Suomessa hyväksytty käytettäväksi torjunta-aineena, mutta muissa maissa sitä on käytetty punkkien ja muiden tuhohyönteisten torjuntaan.

Fosalonista on löytynyt vähäisiä merkkejä (juuri määritysrajalla) yhdestä metsätaimatarhan maaperänäytteestä. Tietoa siitä, mistä yhdistettä on joutunut maahan, ei ole.

Fosaloni hajoaa nopeasti, sen puoliintumisaika on ulkomaisten kokeiden mukaan 3 - 7 vuorokautta. Fosaloni on niukkaliukoinen, hieman kulkeutuva eikä se haihdu merkittävästi. Fosaloni on myrkyllistä nisäkkäille ja erittäin myrkyllistä vesielioille.

Glyfosaatti

Glyfosaatti on yleisesti vuodesta 1976 lähtien käytetty herbisidi. Sitä käytetään metsätaimatarhoilla kesantoalueilla ja viljelemättömillä alueilla. Glyfosaatin hajoaminen maassa vaihtelee hyvin paljon maalajin mukaan ja sen puoliintumisaika vaihtelee muutamasta päivästä useaan kuukauteen, jopa vuoteen maan mikrobiaktiivisuudesta riippuen. Glyfosaatin tärkein hajoamistuote on aminometyylifosforihappo (AMPA), jonka hajoaminen on hitaampaa kuin glyfosaatin ja joka kulkeutuu hieman glyfosaattia paremmin. Glyfosaatti on nisäkkäille ja kaloille haitallista tai hyvin lievästi myrkyllistä. Vesikirpulla sen myrkyllisyys vaihtelee myrkyllisestä hyvin lievästi myrkylliseen. AMPA on nisäkkäille ja vesielioille enintään hyvin lievästi myrkyllistä.

Glyfosaattia pidetään yleensä maahan voimakkaasti sitoutuvana ja heikosti kulkeutuvana, mutta eräiden viime aikoina tehtyjen tutkimusten mukaan glyfosaattia on havaittu pohja- ja pintavesissä (Bekämpningsmedel i...2002; Sundin ym. 2002; Glyphosat, miljömaessig...2003). Mm. Laitinen ym. (2001) ovat tutkineet glyfosaatin kulkeutumista ja pysyvyyttä Suomen oloissa. Glyfosaatti sitoutuu yleensä tiukasti maahan, mutta maan fosforitila vaikuttaa sen sitoutumiseen. Fosfori ja glyfosaatti kilpailevat samoista sitoutumispaikoista ja koska glyfosaatti on heikompi sitoutuja, fosforilisäys vähentää glyfosaatin sitoutumista ja saattaa jopa syrjäyttää jo sitoutuneen glyfosaatin. Tällöin glyfosaatin kulkeutumisriski kasvaa. Parhaiten glyfosaatti sitoutuu maihin, joissa on runsaasti rauta- ja alumiinioksideja. Laitisen ym. (2001) tekemissä kenttäkokeissa glyfosaatin havaittiin kulkeutuvan enemmän kuin sitoutumiskertoimien perusteella voitiin päätellä. Glyfosaatti kulkeutui kuivanakin kesänä nopeasti ja sitä löytyi maasta vielä seuraavana keväänä. Glyfosaatin voimakas adsorptio ja vähäinen desorptio viittaavatkin siihen, että se kulkeutuu maassa pääosin kolloidisesti pieniin maapartikkeleihin sitoutuneena eikä maaveteen liuenneena. Tätä käsitystä tukevat Tanskassa saadut tulokset (Pesticider og...2002; Glyphosat, miljömaessig...2003) ja tämän tutkimuksen yhteydessä saadut tulokset (ks. kpl 6 ja 7).

Heksatsinoni

Heksatsinoni on herbisidi, jota käytettiin melko yleisesti metsätaimatarhoilla vuodesta 1983 vuoteen 1999. Se soveltui käytettäväksi männyn koulinta-aloilla ja viljelemättömillä alueilla. Heksatsinonia on havaittu metsätaimatarhojen pohjavedestä 1990-luvun puolivälissä enimmillään 0,23 µg/l.

Heksatsinoni hajoaa lämpimissä olosuhteissa kohtalaisen hitaasti ja lämpötilan aleneminen hidastaa sen hajoamista selvästi: 10 °C:ssa sen puoliintumisaika on 426 - 502 vuorokautta. Heksatsinoni liukenee veteen hyvin ja se on erittäin helposti kulkeutuvaa. Se ei todennäköisesti ole kertyvää. Nisäkkäille se on haitallista ja vesielioille hyvin lievästi myrkyllistä.

Iprodioni

Iprodioni on fungisidi, joka on hyväksytty mm. koristekasvien harmaahomeen torjuntaan ja koristekasvien siementen peittaukseen ja jota käytetään myös metsätaimatarhoilla. Iprodioni hajoaa kirjallisuustietojen mukaan nopeasti tai kohtalaisen nopeasti ja on hieman kulkeutuva, mutta suomalaisessa peltomaassa tehdyissä kokeissa sen havaittiin hajoavan hitaasti ja olevan erittäin kulkeutuva (Laitinen 2000). Iprodioni kertyy mahdollisesti eliöihin. Se on nisäkkäille hyvin lievästi myrkyllistä, kaloille myrkyllistä ja vesikirpuille erittäin myrkyllistä.

Klorotaloniili

Klorotaloniili oli vuonna 1996 tehdyn kyselyn mukaan yleisin metsätaimatarhoilla käytetty fungisidi, puolet vuosittain käytetystä fungisidimäärästä oli klorotaloniilia (Juntunen 2002).

Klorotaloniili on kohtalaisen hitaasti hajoava, biokertyvä ja kulkeutumaton tai hieman kulkeutuva. Se on nisäkkäille enintään hyvin lievästi myrkyllistä, mutta kaloille erittäin myrkyllistä ja vesikirpulle myrkyllistä. Juntusen (2002) paakkutaimilla tehdyssä kenttäkokeessa pääosa lisätystä klorotaloniilista pidättyi taimiin ja turvepaakkuihin ja vain 1 % huuhtoutui paakkutaimialustan läpi.

Kupari

Kupariyhdisteitä on käytetty hyvin yleisesti kasvitautien torjuntaan. Metsätaimatarhoilla ruiskutuksia tehtiin mm. 1960-luvulla kesäkuun puolestavälistä lokakuun puoliväliin kahden viikon välein, joten käyttömäärät olivat suuria. Kuparisulfaattipitoista Bordeaux-liuosta käytettiin metsätaimatarhoilla jo 1900-luvun vaihteessa. Kuparioksidikloridi korvasi kuparisulfaattivalmisteet 1960-luvulla. Kuparioksi-kloridi poistui torjunta-ainerekisteristä vuoden 2003 lopussa, joten rekisterissä ei ole enää kuparivalmisteita. Kuparivalmisteita on käytetty erityisesti männyn, mutta myös kuusen- ja koivuntaimille (Jamalainen ym. 1962).

Kuparioksidikloridin hajotessa syntyy kupari(II)-, kloridi- ja hydroksidi-ioneja, jotka ovat kulkeutuvia, eivätkä sen vuoksi kerry maahan. Maaperän ionitasapainosta ja rakenteesta riippuu, kuinka pitkään kupari-ionit ovat kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Kupari voi muodostaa maaperässä kompleksiyhdisteitä mm. humusaineiden kanssa, jolloin kulkeutuminen on vähäistä (Suomen ympäristökeskus 2001b).

Kvintotseeni

Kvintotseenia käytettiin 1960-luvun alusta vuoden 1991 loppuun talvituhosienien torjuntaan taimitarhoilla ja se oli yksi yleisimmistä metsätaimatarhoilla käytetyistä torjunta-aineista. Paljasjuuritaimien taimipenkit ja ulkona talvehtivat paakkutaimet ruiskutettiin tai pölytettiin myöhään syksyllä. Jos talventulo viivästy, käsittely uusittiin. Käyttömäärät olivat verraten suuria, 100 - 250 grammaa 50-prosenttista valmistetta aarille (Lehto ja Simolinna 1966). Kvintotseeniä on tavattu useiden taimitarhojen maaperässä.

Kvintotseeni on kertyvä, erittäin hitaasti hajoava ja huonosti kulkeutuva. Kvintotseenia havaittiin tämän selvityksen yhteydessä kesällä 2003 otetuissa näytteissä vain pintamaassa, mutta 1980-luvulla tehtyjen tutkimusten perusteella kvin-

totseeni voi kulkeutua taimitarhoilla syvemmälle maahan (vrt. 5.1). Kvintotseeni on akuutisti erittäin myrkyllistä vesieliöille, mutta vain hyvin lievästi myrkyllistä nisäkkäille. Kvintotseeni voi sisältää epäpuhtautena heksaklooribentseeniä (HCB), joka on erittäin pysyvä ja mahdollisesti erittäin kertyvä. HCB:tä on useissa tapauksissa todettu metsätaimiharjojen maaperässä.

Lindaani

Lindaani, eli heksakloorisykloheksaanin (HCH) gamma-isomeeri, on tehokas ja laajavaikutteinen insektisidi. Sitä on aiemmin kutsuttu myös heksaksi, gammeksaaniksi tai bentseeniheksaklorididiksi (BHC). Lindaania käytettiin yleisesti metsätaimiharjoilla taimipenkeissä tuhoeläinten torjuntaan. Lisäksi se korvasi DDT:n tukkimiehentäin torjunnassa, kun DDT:n käyttö kiellettiin kokonaan vuonna 1976. Tukkimiehentäin torjuntakäsittely tehtiin usein istutuspaikalla joko upottamalla taimet juurenniskaa myöten lindaaniliuokseen tai ruiskuttamalla taimet heti istutuksen jälkeen (Hiltunen ja Rummukainen 1979). Lindaani tuli myyntiin vuonna 1946 ja sen käyttö oli sallittua metsätaimiharjoilla vuoteen 1988 saakka (Hynninen 1996). Lindaania on löydetty useiden metsätaimiharjojen maaperästä.

Lindaani on erittäin hitaasti hajoava ja mahdollisesti kertyvä. Se on hieman kulkeutuva ja sen vesiliukoisuus vaihtelee niukkaliukoisesta liukenevaan. Lindaani on akuutisti erittäin myrkyllistä vesieliöille ja myrkyllistä nisäkkäille.

Parakvatti

Parakvatti on herbisidi, jota voitiin käyttää kylvöpenkeissä ennen kylvöä tai taimettumista ilman, että taimet vahingoittuivat (ainoana 1970-luvun lopulle). Sitä käytettiin myös kesanto- ja piennaralueilla. Parakvatti tuli markkinoille vuonna 1963 ja sen käyttö kiellettiin 30.8.1986 lähtien (Hynninen 1986).

Parakvatti on erittäin hitaasti hajoava, arvioitu puoliintumisaika on keskimäärin 1 000 vrk (2,7 vuotta), kenttäkokeissa 16 kuukaudesta jopa 13 vuoteen. Se on lähes kulkeutumaton ja sitoutuu tiukasti maan savimineraaleihin. Parakvatti ei ole kertyvä. Se on akuutisti myrkyllistä vesieliöille ja nisäkkäille.

Permetriini

Permetriini on tehokas insektisidi, joka tuli markkinoille vuonna 1984 ja korvasi lindaanin tukkimiehentäin torjunnassa. Vuonna 1996 metsätaimiharjoilla käytetyistä insektisideistä 75 % oli permetriinivalmisteita. Permetriini poistettiin torjunta-ainerekisteristä 31.12.2003. Sitä korvaavia tehoaineita tukkimiehentäin torjunnassa ovat alfa-sypermetriini ja deltametriini.

Permetriini on kohtalaisen hitaasti hajoava, veteen niukkaliukoinen ja kulkeutumaton. Se on mahdollisesti erittäin kertyvä. Permetriini on nisäkkäille akuutisti haitallista tai hyvin lievästi myrkyllistä, mutta vesieliöille erittäin myrkyllistä.

Propikonatsoli

Propikonatsoli on yleisesti käytetty fungisidi, joka tuli käyttöön 1980-luvulla. Propikonatsolin havaittiin Jokioisissa tehdyssä huuhtoutumiskenttäkokeissa hajoavan hitaasti ja kulkeutuvan hieman paremmin kuin kirjallisuuden perusteella voitiin odottaa (Laitinen 2000). Juntusen (2002) paakkutaimilla tekemissä huuhtoutumiskokeissa 4 - 29 % lisätystä propikonatsolista huuhtoutui paakkujen läpi. Lämpötilan aleneminen hidastaa propikonatsolin hajoamista ($T_{50} 10^{\circ}\text{C} = 430$ vrk). Propikonatsolin hajoamistuote 1,2,4-triatsoli on erittäin hitaasti hajoava, sen puoliin-

tumisaika on yli 3 vuotta. Propikonatsoli on veteen liukeneva ja mahdollisesti kertyvä. Se on nisäkkäille haitallista ja vesieliöille myrkyllistä. Hajoamistuote 1,2,4-triatsoli on erittäin myrkyllistä vesikirpulle.

Simatsiini

Simatsiini on maaherbisidi, jota on käytetty metsätaimitarhoilla yleisesti 1960-luvulta lähtien. Käyttömääräsuositus varhain keväällä tehtäville männyn ja kuusen taimien ruiskutuksille oli 5 - 6 kg/ha (Lehto ja Simolinna 1966). Simatsiini soveltui sekä havu- että lehtipuiden koulitusaloille ja kylvöaloille ennen kylvöä. Simatsiinin käyttö on viime aikoina ollut ilmeisesti vähäistä. Tarhakohtaiset erot voivat kuitenkin olla suuria. Viimeinen torjunta-ainerekisterissä ollut simatsiinivalmiste poistettiin rekisteristä 30.9.2004.

Simatsiini on suomalaisessa peltomaassa tehtyjen tutkimusten perusteella hitaasti hajoava ja helposti kulkeutuva (Laitinen 2000). Se ei todennäköisesti ole kertyvä. Simatsiini on akuutisti vesieliöille myrkyllistä ja nisäkkäille erittäin lievästi myrkyllistä. Simatsiinin päänajoamistuotteet ovat desetyylisimatsiini, hydroksisimatsiini ja desdietyylisimatsiini. Desetyylisimatsiini on erittäin kulkeutuva. Hajoamistuotteet ovat kaloille myrkyllisempiä kuin tehoaine.

Terbutylatsiini

Terbutylatsiinia käytettiin metsätaimitarhoilla vuosina 1976 - 1998. Vuonna 1996 terbutylatsiini oli tarhoilla eniten käytetty herbisidi. Metsätaimitarhoilla käytetyt terbutylatsiinivalmisteet on poistettu torjunta-ainerekisteristä vuonna 1998.

Terbutylatsiini on hitaasti hajoava ja lämpötilan aleneminen hidastaa hajoamista (T_{50} 10 °C 15 kk). Se on kohtalaisen kulkeutuva, mutta vain heikosti vesiliukoinen. Silti sitä on tavattu pohjavesissä. Terbutylatsiini on todennäköisesti kertyvä. Se on nisäkkäille haitallista tai erittäin lievästi myrkyllistä ja vesieläimille haitallista.

Triadimefoni

Triadimefonia käytetään koivunruosteen ja männyn versoruosteen torjuntaan. Se tuli markkinoille 1980-luvun alussa ja on edelleen käytössä. Triadimefonin puoliintumisaika on 10 vrk - 7 kuukautta, eli sen hajoaminen vaihtelee kohtalaisen nopeasta hitaaseen. Sen hajoamistuote on triadimenoli, jonka puoliintumisaika (T_{50}) on muutamasta kuukaudesta yli vuoteen. Molemmat yhdisteet kiinnittyvät maaperään voimakkaasti ja ovat mahdollisesti biokertyviä. Triadimefoni on lievästi myrkyllistä lieroille, pölyttävälle hyönteisille, linnuille ja nisäkkäille. Leville se on myrkyllistä ja kaloille kohtalaisen myrkyllistä.

5

Aiemmat ympäristötutkimukset metsätaimitarhoilla

5.1 Suomalaiset tutkimukset

Torjunta-aineiden ympäristökäyttäytymistä on tutkittu Suomessa jossain määrin, mutta suurin osa tutkimuksista keskittyy maatalouden päästöihin tai pohjavesiin. Metsätaimitarhoihin liittyviä tutkimuksia on vähän. Torjunta-aineiden hajoaminen Suomen kylmissä ilmasto- ja happamissa maaperäolosuhteissa on hitaampaa kuin lämpimämmässä maissa. Tämän vuoksi muualla tehtyjä torjunta-aineiden kenttäkoetuloksia ei aina voida suoraan soveltaa Suomen oloihin.

Maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa on yleisesti käytetty saastuneiden maiden selvitys- ja kunnostusprojektissa, ns. SAMASE-projektissa annettuja alustavia ohje- ja raja-arvoja (Puolanne ym. (toim.)1994). Ympäristöministeriössä on parhaillaan valmisteilla asetus uusiksi ohje- ja raja-arvoiksi, mutta koska sitä ei ole vielä vahvistettu, tässä on katsottu parhaimmaksi viitata SAMASE-arvoihin. Taulukossa 3 ovat ne tässä tutkimuksessa analysoidut metallit ja yhdisteet, joille on annettu SAMASE-ohje- ja raja-arvot.

Alla on esitelty eräitä suomalaisia torjunta-ainetutkimuksia.

- Juntunen (2002) on selvittänyt väitöskirjassaan torjunta-aineiden ja lannoitteiden ympäristövaikutuksia suomalaisilla metsätaimitarhoilla. Työhön liittyy vuonna 1996 tehty kysely, jossa selvitettiin torjunta-aineiden ja lannoitteiden käyttöä taimitarhoilla. Metsäntutkimuslaitoksen Suonenjoen taimitarhalla tehdyissä taimitarhakokeissa selvitettiin eräiden torjunta-aineiden huuhtoutumista paakutaimiarkeista. Koivuntaimille käytettiin triadimefonia, sypermetriiniä ja alfa-sypermetriiniä ja männynntaimille klorotaloniilia ja propikonatsolia. Tutkimuksessa havaittiin, että suurin osa tutkituista torjunta-aineista pidättyi kasvustoihin ja turpeeseen tai hajosi metaboliatuotteiksi. Taimipaakkujen läpi huuhtoutuneesta vedestä löydettiin alle yksi prosentti taimille ruiskutetusta klorotaloniilista ja alle neljä prosenttia sypermetriinistä ja triadimefonista. Sen sijaan lisätystä propikonatsolista lähes 30 % suotautui taimikennostojen läpi maahan.
- Yksittäisten metsätaimitarhojen maaperän torjunta-ainepitoisuuksia on tähän mennessä tutkittu niukasti. Maaperän atratsiini-, kvintotseeni-, manebia ja zinebipitoisuuksia on selvitetty 1980-luvun alussa tehtyjen huuhtoutumistutkimusten yhteydessä (Pasanen ym. 1982). Kahdelta metsätaimitarhalla otettiin maanäytteitä yhteensä viidestä näytepisteestä kolmelta eri syvyydeltä (pintamaa, 30 cm ja 100 cm). Atratsiinia ei todettu maanäytteissä lainkaan (määritysraja 0,02 mg/kg). Kvintotseenin pitoisuus pintamaassa vaihteli välillä 0,2 ja 6,4 mg/kg, 30 cm syvyydellä 0,008 - 0,3 mg/kg ja 100 cm syvyydellä 0,001 - 0,03 mg/kg. Manebia ja zinebiä havaittiin manebiksi laskettuna pintamaassa 11,6 - 42 mg/kg, 30 cm syvyydellä <0,02 - 0,8 mg/kg ja 100 cm syvyydellä <0,02 - 0,1 mg/kg. Tutkimusajankohtana kaikkia em. torjunta-aineita käytettiin vielä yleisesti, joten pitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia kuin nykyisin maaperässä tavattavat pitoisuudet.

Taulukko 3. Tässä tutkimuksessa analysoidut metallit ja yhdisteet, joille on esitetty SAMASE-ohje- ja raja-arvot.

Analysoitu yhdiste	SAMASE-ohjearvo (mg/kg)	SAMASE-raja-arvo (mg/kg)
Heksaklooribentseeni (HCB)	2	25
4,4'-DDD	0,04	4
4,4'-DDE	0,04	4
4,4'-DDT	0,04	4
Aldriini	0,004	0,4
Atratsiini	0,05	5
Atsinfossimetyyli	0,2	35
Bupirimaatti	0,1	10
Diatsinoni	0,02	0,4
Diklorofossi	0,07	7
Dieldriini	0,05	4
Endosulfaani (a/b)	0,01	1
Fenitriini	0,005	0,5
Heptakloori	0,004	0,4
Karbaryyli	0,05	5
Klooripyrifossi	0,002	0,2
Lindaani	0,005	2
Malationi	0,04	4
Mevinfossi	0,15	15
Parationi-etyyli	0,005	4
Propoksuuri	0,005	0,5
Triadimefoni	0,5	50
Lyijy (Pb)	60	300
Sinkki (Zn)	150	700
Kupari (Cu)	100	400
Arseeni (As)	10	50
Kromi (Cr)	100	400
Nikkeli (Ni)	60	200
Koboltti (Co)	50	200
Elohopea (Hg)	0,2	5
Kadmium (Cd)	0,5	10

Pasasen ym. (1982) selvityksen yhteydessä otettiin pohjavesinäytteitä kolmelta tarhalla yhteensä 12 pisteestä. Näytteistä analysoitiin atratsiinin, kvintotseenin sekä manebin ja zinebin (manebiksi laskettuna) pitoisuudet. Yhdeltä tarhalla löydettiin atratsiinia salaojan purkupaikalta 1 $\mu\text{g/l}$ ja pohjavesilammikosta 5 $\mu\text{g/l}$. Muita torjunta-aineita ei havaittu.

- Mälkki ym. (1988) tutkivat torjunta-aineiden pitoisuuksia metsätaimitarhojen pohja- ja vajovedessä. Kahdesta lähteestä vuosina 1984 - 1987 otetuissa näytteissä kvintotseenin pitoisuus vaihteli 0,001 - 0,05 $\mu\text{g/l}$. Lisäksi kvintotseenille saatiin epävarmat tulokset 0,23 $\mu\text{g/l}$ ja 0,18 $\mu\text{g/l}$. Atratsiinin määritykset epäonnistuivat ja tulokset saatiin vain vuosilta 1986 ja 1987, ne olivat 0,5 $\mu\text{g/l}$ ja 3 $\mu\text{g/l}$.

Mälkin ym. tekemissä lysimetrikokeissa seurattiin myös kvintotseenin ja atratsiinin suotautumista maakerroksissa. Vesinäytteistä analysoitiin kvintotseenin ja atratsiinin pitoisuudet vuosina 1984 - 1987 yhteensä kahdeksan kertaa. Suotoveden kvintotseenipitoisuus vaihteli välillä 0,016 - 0,19 $\mu\text{g/l}$. Kerran kvintotseenipitoisuus oli 3 $\mu\text{g/l}$. Atratsiinipitoisuudet analysoitiin neljä

kertaa ja ne vaihtelivat 5-17 µg/l. Lysimetrikokeet osoittivat, että erityisesti atratsiini, mutta myös kvintotseeni voivat suotautua vajovedessä vähintään neljän metrin syvyydelle koeastioita vastaavissa maaperäolosuhteissa. Kvintotseeni on kirjallisuustietojen mukaan huonosti kulkeutuva, eikä sitä tämän tutkimuksen yhteydessä esimerkkitarhoilla otetuissa maanäytteissä havaittu pintamaata syvemmällä eikä pohjavesinäytteissä lainkaan.

- Erään 1980-luvun alussa lakkautetun metsätaimitarhan alue on nykyisin asuin- aluetta. Aluetta tutkittaessa kolmesta 5 - 50 cm syvyydeltä otetusta maanäyteestä havaittiin DDT:n summapitoisuuksien (DDD+DDE+DDT) olevan välillä 0,84 - 1,7 mg/kg, lindaanin pitoisuus vaihteli 0,14 - 0,16 mg/kg, kvintotseenin <0,005 - 0,05 mg/kg, HCB:n 0,06 - 0,09 mg/kg, pentakloorianiliinin 0,21 - 0,42 mg/kg ja pentaklooribentseenin 0,03 - 0,16 mg/kg. Lisätutkimuksissa otetuissa näytteissä summa-DDT oli 0,29 - 1,5 mg/kg (DDT 0,24 - 1,3 mg/kg, DDD 0,012 - 0,091 mg/kg ja DDE 0,14 - 0,035 mg/kg). Lindaanin pitoisuus vaihteli 0,029 - 0,053 mg/kg ja HCB:n 0,033 - 0,045 mg/kg. Muita torjunta-aineita ei havaittu.

Alueelle on tehty kvalitatiivinen riskinarviointi, jonka mukaan maaperässä olevat torjunta-ainejäämät eivät alueen nykytilassa aiheuta terveystarpeita maaperälle altistuville ihmisille. Pohjavedessä ei ole havaittu torjunta-aineita. Alueen maaperä on puhdistettu rakentamisen edellyttämällä kaivupaikoilla. Muualla olevan lievästi pilaantuneen maa-aineksen on pilaantuneen maaperän puhdistamista koskevan päätöksen mukaisesti saanut jättää paikoilleen tai käyttää alueen täyttömaana (Hämeen ympäristökeskus 2001).

- Joillakin metsätaimitarhoilla on tarkkailuohjelma, jonka mukaan pohjaveden ja maaperän laatua seurataan säännöllisin väliajoin otettavien näytteiden. Käytävissä olleiden tarkkailutulosten mukaan yleisimmin maaperästä on havaittu kvintotseenia, HCB:tä, terbutylatsiinia ja atratsiinia melko pieninä pitoisuuksina. Pohjavedestä on yleisimmin havaittu atratsiinia ja sen hajoamistuotteita, mutta myös muita tarhoilla käytettyjä torjunta-aineita, kuten simatsiinia, heksatsinonia, triadimefonia ja deltametriiniä. Pitoisuudet ovat yleensä jääneet pieniksi, mutta joskus ne ovat ylittäneet talousvedelle asetettua laatuvaatimuksen (alle 0,1 µg/l).

- Torjunta-aineiden kulkeutumista ja hajoamista suomalaisessa peltomaassa on tutkittu mm. huuhtoutumiskenttätutkimuksilla vuosina 1993-1998 (Laitinen 2000). Tutkimuksen mukaan torjunta-aineet säilyivät Suomen maaperässä kauemmin kuin kansainvälisten tulosten perusteella voitiin odottaa. Tutkimuksessa havaittiin myös, että joissain tapauksissa pitkään jatkuvassa teho- viljelyssä torjunta-aineita ja niiden hajoamistuotteita voi kertyä maahan yllättävän suuria määriä.

Huuhtoutumiskenttätutkimuksessa seurattiin 12 torjunta-aineen käyttäytymistä. Niistä metsätaimitarhoilla käytettyjä olivat dimetooatti, iprodioni, propikonatsoli ja simatsiini. Verrattuna kirjallisuudessa esitettyihin arvoihin dimetooatti hajosi suomalaisessa peltomaassa hieman nopeammin ja kulkeutui hieman vähemmän, iprodioni ja propikonatsoli puolestaan hajosivat hitaammin ja kulkeutuivat enemmän. Simatsiini hajosi hieman hitaammin, mutta kulkeutui yhtä helposti kuin kirjallisuudessa on esitetty. Metsätaimitarhoilla maaperä sisältää vähemmän humusta ja on happamampaa kuin peltomaa keskimäärin, mutta em. tuloksia voidaan silti käyttää arvioitaessa tutkittujen torjunta-aineiden käyttäytymistä metsätaimitarhoilla.

- Suomen ympäristökeskuksen koordinoimassa Torjunta-aineet pohjavedessä -hankkeessa tutkittiin kesällä 2003 pohjavedenottamoiden raakaveden torjunta-ainepitoisuuksia ensimmäisellä Salpausselällä. Hankkeessa tutkittiin yhteensä 127 vesinäytettä 107 havaintopisteestä. Atratsiini ja sen hajoamistuotteet (DEA, DIA ja DEDIA) sekä simatsiini olivat yleisimmät pohjavesinäytteistä havaitut torjunta-aineet. Lisäksi tavattiin bromasiilia, terbutylatsiinia, bentatsonia ja mekopropia. Kaiken kaikkiaan talousveden raja-arvon (0,1 µg/l) ylittäviä pitoisuuksia todettiin 18 näytteestä ja 13 havaintopisteestä. Useimmat pohjavedestä todetut torjunta-aineet ovat vanhoja, markkinoilta jo poistuneita aineita. Tutkimusaineiston perusteella ei voitu arvioida, mitkä toiminnot ovat aiheuttaneet torjunta-aineiden pääsyn pohjaveteen (Gustafsson (toim.) 2004).

5.2 Tutkimustilanne muissa Pohjoismaissa

5.2.1 Ruotsi

Metsätaimien kasvatusta Ruotsissa on maan eteläisimpiä osia lukuun ottamatta pitkälle samankaltaista kuin Suomessa. Laajamittainen paakkutaimituotanto alkoi Ruotsissa 1960-luvun loppupuolella (Gulin 1999). Ruotsin taimituotanto vuonna 2001 oli 308,6 miljoonaa tainta, joista n. 17 % paljasjuuritaimia (Nordiska skogsbrukets...2002).

Ruotsin metsätaimitarhojen torjunta-ainekäytöstä tehdyn selvityksen mukaan erot torjunta-ainekäytössä pohjoisten ja eteläisten tarhojen välillä ovat suuret, mutta myös yksittäisten tarhojen välillä on suuria eroja. Vuonna 2000 eteläiset tarhat käyttivät neljä kertaa enemmän fungisidejä ja yli kolme kertaa enemmän herbisidejä kuin pohjoiset tarhat. Varsinaisessa taimenkasvatuksessa vain yksi eteläinen tarha käytti insektisidejä. Sitä vastoin 60 % koko torjunta-ainemäärästä oli eteläisillä tarhoilla tukkimiehentäin torjuntaan käytettäviä permetriinivalmisteita. Pohjoisilla tarhoilla permetriinikäsittely oli hyvin vähäistä. Torjunta-aineiden käyttömäärä ei selvityksen mukaan vähentynyt 1990-luvun aikana. Sen sijaan puolet aiemmin käytetyistä valmisteista oli vaihtunut ympäristölle vähemmän haitallisiin (Hannerz ja Nyström 2001).

Ruotsista ei ole saatavilla koottua tutkimustietoa metsätaimitarhojen maaperän torjunta-aineista, mutta ainakin yhden pohjavesialueella sijaitsevan metsätaimitarhan maaperästä on löytynyt DDT:tä ja alueen pohjavedestä torjunta-aineiden ja niiden hajoamistuotteiden jäämiä (Regionalt program...2002).

Ruotsissa on seurattu pinta- ja pohjavesien sekä purosedimenttien torjunta-ainepitoisuuksia erityisesti maatalousvaltaisilla alueilla, mutta maaperästä seuranta ei ole tehty (Fauser ja Mogensen 2002). Saxån-Braån vesistöalueella vuosina 1988 - 1997 otetuissa pintavesinäytteissä lähes kaikissa (96 %) oli herbisidejä ja niiden pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,05 - 3,9 µg/l. Vuonna 1997 glyfosaatti- ja AMPA-pitoisuudet olivat 0,1 - 1,0 µg/l ja 0,067 - 2,6 µg/l (Bekämpningsmedel i ...2002).

Vuonna 2001 otettiin näytteitä yhdeksän maatalousalueella sijaitsevan puron sedimentistä. Näytteissä oli 21 eri torjunta-ainetta tai niiden hajoamistuotetta. Glyfosaattia oli kaikissa näytteissä, pitoisuuksien vaihdellessa välillä 0,02 - 1,45 mg/kg. Glyfosaatin hajoamistuotetta AMPAa oli samoin kaikissa näytteissä, pitoisuuksien ollessa 0,02 - 1,85 mg/kg. DDT:n metaboliitista DDE:stä tavattiin merkkejä kuudesta purosta, enimmillään 0,014 mg/kg. Lindaania oli kolmen puron näytteissä, enimmillään 0,14 mg/kg (Sundin ym. 2002). Tulokset tukevat käsitystä, että joidenkin torjunta-aineiden kohdalla kulkeutuminen suspensiossa on merkittävä leviämisreitti.

5.2.2 Norja

Norjassa 90 % metsätaimitarhoilla tuotetuista taimista on kuusia. Taimista 97 % kasvatetaan paakuissa (Kohmann 2002). Toimivia metsätaimitarhoja on nykyisin alle 30 kappaletta. Vuonna 2001 ne tuottivat noin 39,5 miljoonaa taimea (Nordiska skogsbrukets...2002).

Norjan metsätaimitarhoilla käytettiin DDT:tä vuosina 1958 - 1989, pääasiassa tukkimiehentäin torjuntaan. Taimet käsiteltiin DDT:llä joko altaassa upotuskäsittelyinä, ruiskutuskammiossa tai ruiskuttamalla taimet jo kasvatuskentillä tai muovihuoneissa. Käsittelyistä syntyi DDT-pitoista lietettä ja muuta jätettä, jotka aluksi useimmiten kaadettiin käsittelypaikalle tai sen lähistölle. Norjan maatalousministeriö antoi vuonna 1972 ohjeen, jonka mukaan jätteen sai haudata maahan, jos se peitetään huolellisesti eikä se pääse kosketuksiin veden kanssa (Landbruksdepartementet og... 2002).

DDT:n sijoituspaikkojen tilaa ryhdyttiin selvittämään vuonna 1996 alkaneessa projektissa. Metsätaimitarhat kartoitettiin ja niiden maaperää tutkittiin. Kartoituksessa rekisteröitiin noin 50 toimivaa ja lakkautettua metsätaimitarhaa, joista 44 tarhalla on käytetty DDT:tä. Kunnostamisluvan DDT:llä pilaantuneiden maiden kunnostukseen sai 40 tarhaa. Kunnostukset tehtiin vuoden 2003 aikana ja kunnostusmenetelminä käytettiin massojen poistamista tai niiden peittämistä (Fjerner DDT... 2003; DDT-rydding... 2003).

Norges Geotekniska Institutt (NGI) arvioi Norjan maatalousministeriön toimeksiannosta metsätaimitarhojen aiempaan DDT-käyttöön liittyviä ympäristöriskejä. Maaperänäytteitä otettiin 43 metsätaimitarhalla DDT-lietteen sijoituspaikoilta, pysyviltä taimien upotuskäsittelypaikoilta ja niihin liittyvistä viemärointija ojitusyhteisistä sekä kasvatuskentiltä. Pohja- tai pintavesinäytteitä ei otettu (Ness ym. 2001).

DDT-lietteen sijoituspaikoilta otettujen 81 näytteen DDT-pitoisuuden keskiarvo oli 530 mg/kg, mutta vaihteluväli oli suuri. Maksimipitoisuus oli 15 500 mg/kg ja minimissään DDT:tä ei havaittu lainkaan, mikä todennäköisesti merkitsee, ettei näytepiste ollut oikeassa paikassa. Upotuskäsittelypaikoilta otettiin 37 näytettä. Suurin pitoisuus oli 165 733 mg/kg. Kyseisessä tapauksessa DDT-jauhetta on kaa-tunut alueelle tai käsittelynestettä on vuosien mittaan vuotanut maahan. Jos em.tulosta ei huomioida, pitoisuuksien keskiarvo oli 180 mg/kg ja maksimipitoisuus 3 600 mg/kg. Jotkut käsittelypaikat oli asfaltoitu ja veden poisohjaamista varten oli järjestetty joko ojitus tai salaojaputket ja keräyskaivot. Ojiin ja putkiin sedimentoitui DDT-pitoista materiaalia. Sedimentoituneesta aineksestä otettujen näytteen maksimipitoisuus oli 46 268 mg/kg ja keskiarvo 2 474 mg/kg.

Taimikasvatusalueilla DDT-pitoisuudet rajoittuivat ylimpään 20 cm kerrokseen. DDT-pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,002 - 200 mg/kg. Kaikkien 31 näytteen keskiarvopitoisuus oli 14 mg/kg. Kolmen näytteen pitoisuudet olivat huomattavasti muita suuremmat. Keskiarvo ilman kolmea korkeinta pitoisuutta oli $1,5 \pm 1,2$ mg/kg (Landbruksdepartementet og... 2002). Kaikki pitoisuudet ovat DDT:n ja sen hajoamistuotteiden DDD:n ja DDE:n summapitoisuuksia.

Tutkimuksissa löytyi DDT:n lisäksi lindaania, pentaklooribentseeniä, heksakloorisykloheksaania, heksaklooribentseeniä, dieldriiniä, endriiniä ja klordaania. Näiden torjunta-aineiden keskiarvopitoisuudet olivat 0,07 - 3,7 mg/kg. Heksaklooribentseeniä havaittiin enimmillään 260 mg/kg. Korkeimmat pitoisuudet olivat DDT-lietteen sijoituspaikoilla, joihin oli haudattu muutakin torjunta-ainejätettä (Landbruksdepartementet og... 2002). Millään tutkitulla tarhalla näiden muiden torjunta-aineiden määrä ei kuitenkaan terveys- ja ympäristöriskien tai kunnostustoimenpiteiden kannalta ollut merkittävä (Sørliie ym. 2000).

Tiedossa ei ole muita torjunta-aineiden maaperätutkimuksia. Torjunta-aineiden pitoisuuksia pinta- ja pohjavesissä seurataan useissa eri valvontaohjelmissa (Fauser ja Mogensen 2002).

5.2.3 Tanska

Tanskan taimitarhakasvatus on keskittynyt joulukuusten tuotantoon, metsätaimien kasvatus on vähäistä. Tuotanto on lähes kokonaan paljasjuurit tuotantoa, vain yksi taimitarha kokeilee tammen, pyökin ja kuusen paakkutaimien tuotantoa (Nordiska skogsbrukets...2002).

Tanskassa on tehty useita torjunta-aineisiin liittyviä selvityksiä. Amternes Videnscenter for jordforurening on julkaissut selvityksiä metsä- ja puutarhataloudessa käytetyistä torjunta-aineista ja niiden ominaisuuksista (ks. www.avjinfo.dk > rapporter > branchebeskrivelser). Tanskan ympäristöhallinto Miljøstyrelsen on kartoittanut torjunta-aineiden käyttöä vuosina 1950 - 1999 (Fifty years' ...2002).

Tanskassa on 1990-luvulla tutkittu DDT:n aiheuttamaa maaperän pilaantumista. DDT:tä käytettiin 1950-luvulta vuoteen 1984 tukkimiehentäin torjuntaan. Käsittely on tehty joko taimitarhalla tai metsässä. Metsässä käsittely on tehty keskitetysti altaissa. Käsittelyn jälkeen altaassa oleva liuos on usein kaadettu maahan käsittelypaikan lähelle. Århusin, Riben ja Bornholmin lääneissä on kartoitettu metsässä sijainneita käsittelypaikkoja ja muutamia on kunnostettu. Århusin läänissä on kartoitettu yli 200 ha metsäkiinteistöä. Joka toisella on käytetty DDT:tä ja näistä 2/3:lla on alueita, joilla on tavattu yli 1 mg/kg olevia DDT-pitoisuuksia (Branchebeskrivelse for ...1998).

Torjunta-aineiden pitoisuuksia pohja- ja pintavesissä seurataan eri valvontaohjelmissa (Fauser ja Mogensen 2002). Vuonna 2001 otetuista pohjavesinäytteistä 27 %:ssa löydettiin merkkejä torjunta-aineista ja 8,5 %:ssa pitoisuus oli yli 0,1 µg/l. Yleisimmin näytteissä on ollut BAMia (2,6-diklooribentsamidia) sekä triatsiineja ja niiden hajoamistuotteita (Pesticider og...2002).

Glyfosaatin ja sen hajoamistuotteen AMPAn kulkeutumista on tarkasteltu eri valvontaohjelmissa ja useissa tutkimuksissa, joiden tulokset Tanskan ympäristöhallinto Miljøstyrelsen on koornut yhteen ja tehnyt niiden pohjalta arvion glyfosaatin riskistä pilata pohjavettä (Glyphosat, miljømaessig ...2003). Tutkimusten mukaan glyfosaattia ja sen hajoamistuotetta AMPAa on löydetty pohjavedestä ja maavedestä eri puolilla maata. Glyfosaatin arvellaan kulkeutuvan syvemmälle pieneen maahiukkasiin sitoutuneena maahuokosten ja rakojen kautta. Glyfosaattia ja AMPAa on useimmiten havaittu maaperässä suhteellisen lähellä maanpintaa, alle 2 metrin syvyydellä (Pesticider og...2002; Glyphosat, miljømaessig...2003).

6

Ympäristötutkimukset esimerkkitarhoilla

6.1 Yleistä

Kesällä 2003 tehtiin tähän selvitykseen liittyen ympäristötutkimuksia Saarijärvelä sijaitsevilla Pataman ja Ahvenlammin metsätaimatarhoilla. Tulosten pohjalta tarhoille tehtiin riskinarviointi, joka on kuvattu luvussa 7. Tarhat edustavat toiminta-aikansa ja tuotantomääränsä perusteella suomalaista keskivertotarhaa ja niiden tutkimustulokset kuvaavat taimitarhatuotantoa yleiselläkin tasolla. Esimerkkitarhojen tuloksia ja riskinarviointia voidaan siten käyttää muiden metsätaimatarhojen arvioinnin ja tutkimusten suunnittelun pohjana. Riskinarviointimenetelmää voidaan soveltaa arvioitujen torjunta-aineiden ja johdettujen maaperän kynnysarvojen osalta myös kauppapuutarhojen ja koristetaimatarhojen arviointiin.

Molempien tarhojen pohjavedestä on aiemmin tutkittu torjunta-ainepitoisuuksia, mutta maaperästä näytteitä ei ole otettu. Pohjavesinäytteissä on havaittu atratsiinia ja heksatsinonia sekä merkkejä triadimefonista. Kasvatuskenttien sala-ojavesiä keräävän purkukaivon vedestä on havaittu deltametriiniä sekä merkkejä kvintotseenista, triadimefonista, klorotaloniilista ja tolylylfluuanidista.

6.2 Maaperätutkimukset ja niiden tulokset

Näytepisteet pyrittiin sijoittamaan niin, että ne kattaisivat mahdollisimman hyvin tarhoilla olevat erilaisten toimintojen alueet. Analyysien kalleuden vuoksi näytteiden lukumäärä oli rajoitettu ja ne jouduttiin keskittämään oletetuille hot spot – paikoille. Pataman tarhalla otettiin kuudesta näytepisteestä yhteensä 12 maanäytettä, joista yksi kompostiaumasta (maakasa) otettu näyte. Lisäksi otettiin yksi sedimenttinäyte. Muut näytepisteet sijaitsivat paljasjuurituotannossa aiemmin olleilla alueilla sekä muovihuoneen vierustalla. Ahvenlammilla otettiin 22 näytettä seitsemästä näytepisteestä. Pisteet olivat torjunta-ainevaraston edustalla ja aiemmilla paljasjuuritaimien tuotantoalueilla. Näytteitä otettiin kokoomänäytteinä 2 - 4 syvyydeltä yhtä koekuoppaa kohden maaperän kerrostuneisuudesta riippuen. Muutamaa vertailunäytettä lukuun ottamatta näytteenottoa ei katsottu tarpeelliseksi jatkaa noin 1 metriä syvemmälle, koska sitoutuvat torjunta-aineet kiinnittyvät yleensä maan pintaosan humukseen ja savekseen ja hyvin kulkeutuvat torjunta-aineet olisivat tässä tapauksessa todennäköisesti jo huuhtoutuneet pois. Kummaltakaan tarhalla ei saatu näytteitä vanhojen kasvihuoneiden pohjalta tai läjitysalueilta, koska kyseisten alueiden pintamaa oli poistettu tai alue oli myyty.

Kaikista maanäytteistä tehtiin torjunta-aineiden monijäämäanalyysi MTT:n Kemian laboratoriossa (69 yhdistettä, asetoni/vesiuutto + GC/MS-määritys) ja lisäksi kymmenestä näytteestä tehtiin monijäämäanalyysi Lahden Tutkimuslaboratoriossa (62 yhdistettä, etyyliasettaatti/asetoniuutto + GC/MS-määritys). Eri laboratorioden analyysivalikoimat poikkeavat toisistaan ja näin voitiin kattaa suurempi määrä tarhoilla käytettyjä torjunta-aineita. Glyfosaatin ja sen hajoamistuotteen AMPAn pitoisuudet määritettiin viidestä pisteestä yhteensä 12 näytteestä nestekromatografisella post-column-menetelmällä MTT:n Kemian laboratoriossa. Pataman tarhalla nämä näytteet otettiin laskeutusaltaan sedimentistä sekä muovi-

huoneen viljelemättömältä vierustalta, jossa oli aiemmin käytetty glyfosaattia rikkakasvien torjuntaan. Ahvenlammin tarhalla näytteet otettiin torjunta-ainevaraston edustalta sekä kahdesta kasvatuskentillä sijainneesta pisteestä, koska Ahvenlammilla glyfosaattia on ruiskutettu kasvatuskentille riviväliruiskutuksena.

Taimituotannossa on yleisesti käytetty kupariyhdisteitä fungisideina ja eräät torjunta-aineet (mm. zinebi) sisältävät sinkkiä. Vanhoilla tarhoilla on voitu käyttää myös elohopeayhdisteitä joko kasvatuskentillä tai siementen peittaukseen. Tästä syystä kaikilta näytepisteiltä määritettiin metallipitoisuudet kenttämittarilla. Näiden tulosten perusteella valittiin seitsemän pistettä, joiden näytteet analysoitiin SGS Inspection Services Oy:n laboratoriossa ICP-AES-menetelmällä (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn, Sb ja Hg).

Pataman tarhalla aiemmin paljasjuurituotannossa olleilla alueilla on nykyisin menossa monivuotisia puunkasvatuskokeita, joissa ei ole käytetty torjunta-aineita. Alueilla on ollut paljasjuurituotantoa 1970 - 1980-lukujen vaihteeseen saakka. Näillä alueilla (pisteet P1-P3) havaittiin SAMASE-ohjearvotason ylittävät DDT:n, DDE:n, lindaanin ja dieldriinin pitoisuudet. Lisäksi näytteissä oli DDD:tä, kvintotseenia, HCB:tä ja terbutylatsiinia. Torjunta-aineiden esiintyminen rajoittui pintamaahan (0 - 25 cm ja 0 - 35 cm), eikä alapuolisissa kerroksissa ollut merkkejä torjunta-aineista. Pitoisuudet edustavat paljasjuurituotannossa käytettyjen torjunta-aineiden jäämiä. DDT:tä oli luvallista käyttää metsätaimiharjoilla vuoteen 1976, joten jäämät ovat tätä edeltävältä ajalta, todennäköisesti 1960-luvun loppupuolelta, jolloin sitä ruiskutettiin myös kasvatusaloille.

Pataman taimitarhan paakkutaimien karaisukentiltä tulevat salaojavedet kerätään neljään purkukaivoon, joiden viereisestä laskeutusaltaasta otettiin sedimentinäyte (P4). Näytteessä havaittiin kymmentä eri torjunta-ainetta. Näistä dieldriiniä, lindaania ja glyfosaattia pidetään yleisesti maa-ainekseen helposti sitoutuvana ja huonosti kulkeutuvana. Tulos osoittaa, että kyseiset aineet voivat kulkeutua pintavaluman mukana pieniin maahiukkasiin sitoutuneina ja joutua siten vesistöihin (vrt. kpl 5.2.3). Sedimenttinäytteessä oli lisäksi terbutylatsiinia, kvintotseenia, iprodionia, propikonatsolia, permetriiniä, deltametriiniä ja AMPAa.

Muovihuone- ja karaisukenttäalue on pääosin asfaltoitu v. 1984 - 1985. Tässä yhteydessä koko alueelta on kuorittu pois ylin humuskerros. Muovihuoneen vierustalla (P5) on torjuttu rikkakasveja glyfosaatilla, viimeksi vuonna 2002. Pintänäytteessä (0 - 20 cm) havaittiin pienet glyfosaatin ja AMPAn pitoisuudet, mutta alapuolisessa kerroksessa pitoisuudet olivat vain määritysrajan tuntumassa eikä niitä syvemmillä havaittu lainkaan. Kompostiaumasta otetussa näytteessä (P6) oli kvintotseenia, dieldriiniä ja lindaania sekä hieman terbutylatsiinia ja triadimefonia. Triadimefoni on todennäköisesti peräisin kompostoiduista koivun jätetaimista, mutta muut näytteessä havaitut torjunta-aineet ovat ilmeisesti peräisin vanhoilta kasvatuskentiltä poistetusta ja kompostiin sekoitetusta pintamaasta.

Ahvenlammin tarhan aiemmillä paljasjuurituotantoalueilla (pisteet A1-A6) pintamaassa oli pienehköjä pitoisuuksia kvintotseenia, HCB:tä ja permetriiniä sekä merkkejä (max 0,01 mg/kg) terbutylatsiinista, propikonatsolista, lindaanista, diklobeniilistä ja fosalonista. DDT:tä ja sen hajoamistuotteita oli vain määritysrajalla olevina pitoisuuksina (<0,01 mg/kg). Glyfosaattia ja sen hajoamistuotetta AMPAa löytyi kahdesta näytepisteestä, eniten pintakerroksesta (0 - 30 cm), mutta merkkejä molemmista oli havaittavissa vielä 60 - 100 cm syvyydellä. Glyfosaattia ja AMPAa lukuun ottamatta torjunta-aineita esiintyi vain pintamaassa (= muokkauskerros).

Suurimmat torjunta-ainepitoisuudet olivat Ahvenlammilla odotusten mukaisesti torjunta-ainevaraston edustalla (piste A7), jossa torjunta-aineita oli käsitelty ja jota ei ollut päällystetty. Varaston edustan pintamaassa (0 - 10 cm) oli DDT:tä ja sen hajoamistuotteita SAMASE-ohjearvotason ylittävinä pitoisuuksina sekä HCB:tä ja dieldriiniä hieman alle ohjearvotason. Terbutylatsiinin ja kvintotseenin

pitoisuudet olivat verraten korkeat. Lisäksi pintamaassa oli glyfosaattia, AMPAa, triadimenolia ja triadimefonia, pentakloorianisolia, permetriiniä sekä merkkejä atratsiinista ja iprodionista. Torjunta-aineiden esiintyminen rajoittui pintamaahan ja sen alapuolella olevassa kerroksessa (10 - 30 cm) havaittiin vain määritysrajalla olevia merkkejä AMPA:sta, terbutylatsiinista, kvintotseenista ja HCB:stä. Syvemmissä kerroksissa ei ollut merkkejä torjunta-aineista. Raskasmetallipitoisuudet olivat molempien tarhojen maanäytteissä alle SAMASE-ohjearvopitoisuuksien.

Kaikki analyysitulokset on esitetty liitteessä 5. Analyysituloksissa todettiin kvintotseenin ja terbutylatsiinin pitoisuuksien osalta systemaattinen ero laboratorioden välillä, ero on suurimmillaan noin kolminkertainen. Tämän arveltiin johtuvan eroista mm. näytteiden esikäsittelymenetelmissä (uutto) ja säilytyslämpötiloissa. Lahden tutkimuslaboratorion analyysistä varten osanäytteistä valmistettiin uudet kokoomanäytteet, joten kyse ei ole täsmälleen samoista näytteistä.

6.3 Pohjavesitutkimukset ja niiden tulokset

Talousveden laatuvaatimusten mukaan yksittäisen torjunta-aineen enimmäispitoisuus talousvedessä on $0,1 \mu\text{g/l}$. Aldriinin, dieldriinin, heptakloorin ja heptaklooriepoksidin osalta enimmäispitoisuus on $0,03 \mu\text{g/l}$. Torjunta-aineiden yhteispitoisuus ei saa ylittää $0,5 \mu\text{g/l}$ (Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskus...2000).

Patamalta otettiin yksi pintavesi- ja kolme pohjavesinäytettä ja Ahvenlammita kolme pohjavesinäytettä. Näytepisteet pyrittiin sijoittamaan siten, että tarhan mahdollinen pohjavesivaikutus olisi havaittavissa. Pataman pohjavesinäytteet otettiin pohjaveden virtaussunnan mukaisesti tarhan keskivaiheilta (P7), talousvesikaivosta (K1) sekä tarhan alapuolelta tienvierien lähteestä (Lähde). Ahvenlammin pohjavesinäytteet otettiin samalla tavoin pohjaveden virtaussunnan mukaisesti. Pataman pintavesinäyte (PK4) oli kasvatuskenttien salaojavedet keräävästä purkukaivosta ja se kuvasti kasvatuskentiltä tulevaa valumavettä.

Kaikista vesinäytteistä analysoitiin torjunta-aineet (76 yhdistettä, asetoni/vesiuutto + GC-määritys) sekä lisäksi glyfosaatin ja AMPAn pitoisuudet (nestekromatografinen post-column-tekniikka) MTT:n Kemian laboratoriossa. Ahvenlammin tarhan yhdestä pohjavesinäytteestä määritettiin Lahden Tutkimuslaboratoriossa LC/MSD-menetelmällä fenoksihappoherbisidien (2,4-D, 2,4,5-T, bentatso-ni, dikamba, dikloropropi, MCPA ja mekopropi) pitoisuudet, koska oli mahdollista, että niitä oli käytetty tarhalla jossain määrin.

Pataman tarhan pohjavesinäytteissä P7 ja K1 ei havaittu torjunta-aineita. Tien-vierien lähteen vedessä havaittiin alle määritysrajan olevia merkkejä terbutylatsiinista. Purkukaivosta otetussa pintavesinäytteessä oli iprodionia ja propikonatso-lia sekä glyfosaattia ja sen hajoamistuotetta AMPAa. Ahvenlammin tarhalla kahdessa pohjavesinäytteessä (A8 ja M1) oli atratsiinia ($1,6$ ja $2,6 \mu\text{g/l}$) ja lisäksi toisessa näytteessä oli terbutylatsiinia ($0,2 \mu\text{g/l}$). Ahvenlammin tarhalta otetusta näytteestä ei todettu fenoksihappoherbisidejä.

Esimerkkikohteiden riskinarviointi

7

7.1 Tutkittujen taimitarhojen kuvaus

Esimerkkikohteiksi valituille Pataman ja Ahvenlammin taimitarhoille tehtiin kohdekohtaiset riskinarvioinnit, joissa arvioitiin ympäristön mahdollisesta pilaantumisesta aiheutuvia terveysriskejä ja eliöstöön kohdistuvia riskejä. Taulukossa 4 on esitetty yhteenveto taimitarhojen ominaisuuksista, jotka vaikuttavat riskien muodostumiseen.

Taulukko 4. Tutkittujen taimitarhojen kuvaus: riskien muodostumisen kannalta olennaiset ympäristöominaisuudet.

	Pataman taimitarha	Ahvenlammin taimitarha
Sijainti	II lk pohjavesialue	I lk pohjavesialue
Toiminta-aika	yli 50 v	35 v
Alueen koko	suurimmillaan 26 ha, tehopinta-ala 2,2 + 5,3 ha = 7,5 ha (v. 2003)	suurimmillaan 37,2 ha
Nykyinen maankäyttö	taimitarha, maanviljely, kasvatuskokeet	männyn siemenviljelmä, maanviljely, varastorakennuksia
Maasto	tasainen, rajoittuu metsään	tasainen, rajoittuu metsään
Maan peitto	osin asfaltoitu ja rakennettu, osin avoin hiekkamaa, kasvatuskoealueilla tiivis kasvusto	siemenviljelmällä: tiheä kasvusto, varasto- alueella: rakennuksia, ei maan peittoa
Maaperän ominaisuudet	hiekkamaa, kasvatuskoealueilla orgaaninen pintamaa	varastoalueella hiekkamaa, muualla orgaaninen pintamaa
Haitta-aineiden mahd. kulkeutumisreitit	pintavesi (järvi), pohjavesi (kaivot, lähde), ilma (erosio, pölyäminen), komposti (loppusijoituspaikat)	pohjavesi, pintavesi (laskuojat), ilma (erosio ja pölyäminen avoimella maalla)
Herkät kohteet	pintavesi, pohjavesi (kaivo, talousvesikäytössä)	pohjavesi (talousvesikaivot, ei käytössä)

Ympäristöolosuhteiltaan tutkitut taimitarhat ovat samankaltaisia. Pataman alueella pintavesistön läheisyydestä johtuen riski vesiympäristölle on suurempi kuin Ahvenlammilla. Ahvenlammin siemenviljelmäalueelle on kylvetty tiheä apila- ja heinäkasvusto rikkaruohojen leviämisen estämiseksi, mikä vähentää pinnan eroosiota ja siten aineiden kulkeutumista sekä niille altistumista. Suurimmat torjunta-aineiden ja niiden hajoamistuotteiden maaperäpitoisuudet on Ahvenlammilla todettu torjunta-ainevaraston sorapintaiselta piha-alueelta, jonka pintamaan alapuoliset maakerrokset ovat vettä huonosti läpäisevää silttiä.

Torjunta-aineista kriittisinä voidaan pitää niitä, 1) jotka ovat ominaisuuksiltaan (toksisuus, kertyvyys, pysyvyys, liikkuvuus, muuntuminen vahingollisiksi yhdisteiksi) ympäristö- ja/tai terveysvaikutusten kannalta merkittäviä ja 2) joiden käyttö on ollut merkittävää. Näiden kriteerien perusteella taimitarhojen ympäristössä mahdollisesti esiintyviksi kriittisiksi aineiksi tunnistettiin seuraavat torjunta-aineet ja hajoamistuotteet: atrasiini, DDT/DDE/DDD, deltametriini, dieldriini, diklobeniili, dikvatti, fosaloni, glyfosaatti, HCB, iprodioni, klorotaloniili, kvinto-

tseeni, lindaani, parakvatti, pentakloorianisoli, permetriini, propikonatsoli, simatsiini, terbutylatsiini, triadimefoni, triadimenoli. Riskinarvioinneissa rajoituttiin näihin aineisiin.

7.2 Taimitarhojen kriittisten torjunta-aineiden haitallisuus ympäristössä

Aineiden haitallisuus määräytyy niiden kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien perusteella. Liitteeseen 4 on kerätty tiedot olennaisista haitallisuuden määrittävistä ominaisuuksista taimitarhoilla käytettävien torjunta-aineiden osalta. Ohessa esitettävissä luokitteluissa on lisäksi käytetty muutamista muista lähteistä koottuja tietoja ja Suomessa annettuja lausuntoja torjunta-aineista.

Toksisuustesteissä saatujen tulosten eli vaikuttavia pitoisuuksia kuvaavien LC_{50} -, LD_{50} -, $NOEC$ - yms. arvojen perusteella aineet voidaan luokitella eri myrkyllisyysluokkiin (liite 6, taulukko 1).

Myrkyllisyysluokituksen perusteella voidaan edelleen tunnistaa kunkin torjunta-aineen osalta merkittävimmät organismit, joihin vaikutukset voivat kohdistua (taulukko 5). Tunnistus perustui tässä akuuttitoksisuuteen (lyhytaikainen altistus). Etenkin pysyvillä ja kertyvillä aineilla pitkäaikaisessa altistuksessa voi ilmetä myös muita vaikutuksia, esimerkiksi lisääntymishäiriöitä, syöpää.

Toksisuusluokittelun perusteella voidaan todeta, että diklobeniili, HCB, iprodioni, klorotaloniili ja simatsiini ovat ruoansulatuksen kautta lyhytaikaisesti altistuttaessa lähes haitattomia ihmiselle. Terveysriskien kannalta merkittävimpiä aineita näyttäisivät olevan **DDT muuntumistuotteineen, deltametriini, dieldriini, dikvatti, fosaloni, lindaani, pentakloorianisoli ja parakvatti**. Maaperäeliöille vahingollisimpia ovat **atratsiini, iprodioni ja triadimenoli**. Suurelle osalle aineista ei ollut löydettävissä lainkaan tietoja toksisuudesta maaperäeliöille, joten kriittisimpien aineiden määrittely on tältä osin vaikeaa. DDT, deltametriini, dieldriini, fosaloni, HCB, lindaani ja permetriini ovat insektisidejä, joten ne ovat myrkyllisimpiä hyönteisille. Kaikki tarkastellut aineet ovat vähintäänkin vähäisessä määrin myrkyllisiä vesieliöille. Useat muille vesieliöille vain vähäisessä määrin haitalliset torjunta-aineet on todettu erittäin toksisiksi planktonille (PAN 2003). Koska taimitarhat sijaitsevat pintavesistön äärellä, ei yhtäkään ainetta voi siten ensi vaiheessa karsia vesiekosysteemiin kohdistuvan riskitarkastelun ulkopuolelle. Selvästi haitallisimpia vesieliöille ovat **DDT muuntumistuotteineen, deltametriini, dieldriini, lindaani ja permetriini**. Kaikissa eliöryhmissä haitallisuuden yleistä arviointia vaikeuttavat lajien väliset eroavaisuudet herkkyydessä ja vasteessa sekä mm. aineiden esiintymismuotoon ja sitoutumiseen vaikuttavat ympäristöolosuhteet kuten esim. maalaji, pH ja kemiallinen koostumus, veden humuspitoisuus ja pH.

Suoranaisen myrkyllisyyden lisäksi haitallisuuden kannalta olennaisia ominaisuuksia ovat aineiden pysyvyys ja kertyvyys ympäristössä. Pysyvyyttä kuvataan yleensä aineen puoliintumisajalla. Kertyvyyttä voidaan arvioida laboratoriossa määritettävän oktanoli-vesijakautumiskertoimen (K_{ow} , P_{ow}) perusteella (liite 6, taulukko 2).

Pysyvimpä torjunta-aineita näyttäisivät olevan **DDT, dieldriini, diklobeniili, dikvatti, HCB, lindaani, parakvatti ja pentakloorianisoli** (taulukko 6). Tutkittujen taimitarhojen ympäristönäytteistä löytyi näistä kaikkia muita paitsi dikvattia ja parakvattia, joita ei analysoitu. Monet muutkin torjunta-aineet voivat olla tietyissä ympäristöolosuhteissa huomattavan pysyviä. Oktanoli-vesikertoimen perusteella arvioituna erittäin kertyviä ovat **DDT ja sen muuntumistuotteet**. Näiden lisäksi huomattavan kertyviksi voidaan luokitella **HCB, pentakloorianisoli ja per-**

Taulukko 5. Taimitarhoille kriittiseksi tunnistettujen torjunta-aineiden **akuuttitoksisuus** eri eliöille. HUOM! Toksisuusluokittelu perustuu tässä ruoansulatuksen kautta tapahtuvaan lyhytaikaiseen altistukseen. Jotkut aineet voivat olla myrkyllisempiä, mikäli niille altistutaan hengityselimistön kautta. Tiedot on koottu useasta eri lähteestä (HSDB 2003; Pesticide Ecotox Database 2003; Cuyno ym. 2000; PAN 2003; U.S. EPA 1998a ja b, 1993, 1997b, 1999a ja b; EXTTOXNET 2003; Traas ja Smit 2003; FAO ja WHO 1997; Suomen ympäristökeskus 1994a, 1995, 1997a ja b, 2000b, 2003).

Aine	Nisäkkäät	Maaperäeliöt	Linnut	Hyönteiset	Vesieliöt (ei kasvit, levät)
Atratsiini	vähäinen	merkittävä	vähäinen/ ei merkitystä	vähäinen/ ei merkitystä	merkittävä
DDT/DDE/DDD	merkittävä	vähäinen	merkittävä/ vähäinen	huomattava	huomattava
Deltametriini	merkittävä	?	merkittävä	huomattava	huomattava
Diieldriini	merkittävä	?	merkittävä/ vähäinen	huomattava	huomattava
Diklobeniili	ei merkitystä	vähäinen	merkittävä	ei merkitystä/ vähäinen	merkittävä
Dikvatti	merkittävä	vähäinen/ merkittävä	merkittävä	vähäinen/ ei merkitystä	huomattava/ merkittävä
Fosaloni	merkittävä	?	vähäinen	merkittävä	huomattava
Glyfosaatti	vähäinen/ ei merkitystä	?	vähäinen	ei merkitystä	merkittävä... ei merkitystä
HCB	ei merkitystä	merkittävä?	merkittävä	huomattava	huomattava... vähäinen
Iprodioni	ei merkitystä	merkittävä	vähäinen/ ei merkitystä	vähäinen	huomattava/ merkittävä
Klorotaloniili	ei merkitystä	?	merkittävä	merkittävä	huomattava/ merkittävä
Kvintotseeni	vähäinen	?	ei merkitystä	ei merkitystä	merkittävä/ vähäinen
Lindaani	merkittävä	merkittävä?	merkittävä/ vähäinen	huomattava	huomattava
Parakvatti	huomattava/ merkittävä	vähäinen/ ei merkitystä	merkittävä	ei merkitystä/ vähäinen	huomattava/ merkittävä
Pentakloorianisoli	huomattava	?	?	ei tietoa	huomattava/ merkittävä
Permetriini	vähäinen/ ei merkitystä	?	ei merkitystä	vähäinen... huomattava	huomattava
Propikonatsoli	vähäinen	vähäinen/ ei merkitystä	ei merkitystä	ei tiedossa	merkittävä/ vähäinen
Simatsiini	ei merkitystä	vähäinen/ ei merkitystä	vähäinen	vähäinen/ merkittävä	merkittävä... ei merkitystä
Terbutylatsiini	vähäinen/ ei merkitystä	?	vähäinen	?	merkittävä/ vähäinen
Triadimefoni	merkittävä/ vähäinen	vähäinen	vähäinen/ ei merkitystä	?	vähäinen
Triadimenoli	vähäinen	merkittävä	vähäinen	?	huomattava/ merkittävä
AMPA	ei merkitystä	vähäinen/ ei merkitystä ¹	?	?	ei merkitystä

? = toksisuuden suuruus ei ole tiedossa

¹ arvioitu lierolle ilmoitetun NOEC-(no observed effect concentration) arvon perusteella

metriini. Myös dieldriini ja kvintotseeni voivat olosuhteista riippuen kertyä eliö-
töön huomattavassa määrin. Kertyvillä aineilla sekundäärialistuminen (ravinto)
voi aiheuttaa merkittävän riskin ravintoketjun ylemmillä tasoilla oleville eliöille
kuten esimerkiksi linnuille. Koska kaikki kriittisiksi tunnistetut torjunta-aineet
ovat kuitenkin korkeintaan kohtalaisen myrkyllisiä linnuille (taulukko 6), riskit
jäänevät taimitarhoilla vähäisiksi.

Taulukko 6. Tarkasteltavista torjunta-aineista aiheutuva riski, arviointikriteerinä pysyvyys maaperässä ja kertyvyys ympä-
ristössä.

Aine	Pysyvyys	Kertyvyys	Lähde
Atratsiini	kohtalainen riski	vähäinen riski	Nikunen ym. 2000; Suomen ympäristökeskus 2000b
DDT/DDE/DDD	huomattava riski	huomattava riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000
Deltametriini	vähäinen riski/ei riskiä	kohtalainen riski	Suomen ympäristökeskus 1997a; Vesi- ja ympäristöhallitus 1992
Dieldriini	huomattava riski	huomattava... kohtalainen riski	Nikunen ym. 2000
Diklobeniili	huomattava riski	vähäinen riski	Vesi- ja ympäristöhallitus 1994; Vesi- ja ympäristöhallitus 1991b
Dikvatti	huomattava riski	ei riskiä?	Vesi- ja ympäristöhallitus 1993b
Fosaloni	kohtalainen riski... ei riskiä	merkittävä riski	U.S. EPA 2001a
Glyfosaatti	huomattava riski... vähäinen riski	ei riskiä	Nikunen ym. 2000; Laitinen ym. 2001
HCB	huomattava riski	huomattava riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000
Iprodioni	kohtalainen/vähäinen riski	kohtalainen riski	European Commission 2002c
Klorotaloniili	kohtalainen/ei riskiä	kohtalainen riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000
Kvintotseeni	huomattava... kohtalainen riski	huomattava... kohtalainen riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000
Lindaani	huomattava riski	kohtalainen riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000; Extoxnet 2003
Parakvatti	huomattava riski	ei riskiä	European Commission 2002d; HSDB 2003; Nikunen ym. 2000; Extoxnet 2001
Pentakloorianisoli	huomattava riski ¹	huomattava riski	Sinclair ja Boxall 2002
Permetriini	kohtalainen riski... ei riskiä	huomattava riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000; PAN 2003
Propikonatsoli	huomattava riski... ei riskiä	kohtalainen riski	HSDB 2003; Propiconazol 1997; Suomen ympäristökeskus 2003; Suomen ympäristökeskus 1994a
Simatsiini	huomattava/ kohtalainen riski	vähäinen riski	HSDB 2003; Suomen ympäristökeskus 1995
Terbutylatsiini	huomattava... kohtalainen riski	kohtalainen riski	HSDB 2003; Nikunen ym. 2000; Suomen ympäristökeskus 1992
Triadimefoni	kohtalainen... ei riskiä	vähäinen riski	EXTOXNET 1996; Maatilahallitus 1990
Triadimenoli	huomattava/ kohtalainen riski	kohtalainen riski	Maatilahallitus 1990
AMPA	huomattava/ kohtalainen riski	ei riskiä	Cox 2000; European Comission 2002a; Traas ja Smit 2003

¹ tarkkaa tietoa puoliintumisajasta maaperässä ei ollut saatavilla, mutta tiedetään pysyvämmäksi kuin lähtöaine pentakloorifenoli, jonka puoliintumisaika vaihtelee useista viikoista kuukausiin

7.3 Torjunta-aineiden kulkeutuminen tutkituilta taimitarhoilta

Torjunta-aineiden mahdolliset kulkeutumisreitit ympäristössä voidaan tunnistaa niiden kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien (liite 6, taulukko 2) ja ympäristöolosuhteiden (liite 6, taulukko 3) perusteella. Leviämiseen ja vallitseviin leviämismekanismeihin vaikuttavat merkittävästi esim. kosteus, lämpötila, pH ja eroosiopotentiaali. Eroosio- ja suotautumispotentiaalia voidaan arvioida pinnan peiton, maaston kaltevuuden ja maalajin perusteella. Taulukossa 7 on esitetty arvio eri torjunta-aineiden kulkeutumisreiteistä Pataman ja Ahvenlammin alueilla.

Kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuustietojen perusteella mahdollisesti kaasumuodossa kulkeutuvia aineita ovat lähinnä diklobeniili, HCB, lindaani ja pentakloorianisoli. Näilläkin aineilla kulkeutuminen kaasumuodossa on todennäköisesti vähäistä. Kaikki tarkasteltavat torjunta-aineet kulkeutuvat siten ilmassa etupäässä hiukkasiin sitoutuneena. Pohjaveteen kulkeutuvia ovat etenkin **diklobeniili** ja **simatsiini**. Ympäristöolosuhteista riippuen myös **atratsiini**, **fosaloni** ja **glyfosaatti** voivat kulkeutua huomattavassa määrin pohjaveteen. Näistä atratsiinia

Taulukko 7. Taimitarhojen kriittisten, maaperässä olevien torjunta-aineiden kulkeutuminen ympäristössä: ilmassa kaasumaisena ja suotoveden mukana liuenneena tapahtuvan kulkeutumisen merkitys. Arviointiperusteina aineiden vesiliukoisuus, K_{oc} -kerroin, höyrynpaine ja Henryn lain vakio torjunta-ainekohtaiset (tiedot koottu liitteestä 4).

Aine	Ilmassa, kaasumaisena	Suotoveden mukana (pohjaveteen)
Atratsiini	ei riskiä	huomattava/vähäinen
DDT	ei riskiä	ei riskiä
DDE	erittäin vähäinen riski	ei riskiä
DDD	erittäin vähäinen riski	ei riskiä
Deltametriini	ei riskiä	kohtalainen/ei riskiä
Dieldriini	ei riskiä	vähäinen/ei riskiä
Diklobeniili	vähäinen riski	huomattava riski
Dikvatti	ei riskiä	vähäinen riski/ei riskiä
Fosaloni	ei riskiä	huomattava/vähäinen riski
Glyfosaatti	ei riskiä	huomattava/ei riskiä
HCB	vähäinen riski	ei riskiä
Iprodioni	ei riskiä	kohtalainen ² /ei riskiä
Klorotaloniili	ei riskiä	vähäinen/ ei riskiä
Kvintotseeni	erittäin vähäinen riski	ei riskiä
Lindaani	vähäinen riski	vähäinen riski
Parakvatti	ei riskiä	ei riskiä
Pentakloorianisoli	vähäinen riski	vähäinen riski
Permetriini	ei riskiä	ei riskiä
Propikonatsoli	ei riskiä	kohtalainen/vähäinen riski
Simatsiini	ei riskiä	huomattava/kohtalainen riski
Terbutylatsiini	erittäin vähäinen riski	kohtalainen riski
Triadimefoni	ei riskiä	kohtalainen/vähäinen riski
Triadimenoli	erittäin vähäinen riski	vähäinen riski
AMPA	ei tiedossa	ei riskiä

¹ hajoamistuotteen kulkeutuminen

² kulkeutuminen mahdollista, kun maaperän pH < 6 (European Commission 2002b ja c)

on todettu Ahvenlammin pohjavesinäytteissä. Muut torjunta-aineet pyrkivät sitoutumaan maa-ainekseen, mutta etenkin pintamaassa esiintyessään ne voivat kulkeutua eroosion vaikutuksesta pintavesiin. Käytännössä tämä kulkeutumisreitti voi olla merkittävä keväisten sulamisvesien aikana.

Pataman tarhalla mitattiin kasvatuskenttien salaojavesiä keräävän purkukaivon viereisen laskeutusaltaan sedimentistä SAMASE-ohjearvot¹ ylittäviä pitoisuuksia **dieldriiniä** ja **lindaania**. Samaisen purkukaivon vedestä analysoitiin kohonneita pitoisuuksia **AMPAA** (aminometyylifosfonihappo), **glyfosaattia**, **iproditionia** ja **propikonatsolia**. Tulosten perusteella voidaan todeta tiettyjen torjunta-aineiden kulkeutuvan ympäristössä vajo- ja valumavesien mukana. **Iprodionin** osalta tulos tukee eräitä aiempia suomalaisia tutkimustuloksia (Laitinen 2000; Servomaa ym. 2001), joiden mukaan tämä torjunta-aine kulkeutuu ympäristössä aiemmin arvioitua helpommin.

Alueilta syvemmistä maakerroksista otetuista näytteistä löydettiin merkittävinä pitoisuuksina ainoastaan glyfosaatin hajoamistuotetta AMPAA. Muut aineet näyttävät siten sitoutuvan pintamaahan ja kulkeutuvan osin suspendoituneena vajovesien mukana. Ahvenlammin pohjavedessä todettiin kohonneita torjunta-ainepitoisuuksia. Pataman kasvatuskenttien salaojavesiä keräävän kaivon vedessä havaittiin useita torjunta-aineita, joista osaa on pidetty huonosti kulkeutuvina ja heikkoliukoisina. Tämä osoittaa ympäristöolosuhteiden huomattavan vaikutuksen aineiden ympäristökäyttäytymiseen. Merkittävässä pitoisuuksissa maaperästä todettua ainetta ei tulisikaan suoraviivaisesti jättää kulkeutumisen osalta arvioimatta yksistään kirjallisuuslähteissä esitettyjen kulkeutumisarvioiden perusteella.

Pataman taimitarhan alueella olevan kompostikentän kasasta analysoitiin maaperän SAMASE-ohjearvot ylittävät pitoisuudet **dieldriiniä** ja **lindaania**. Kompostimultaa on aiemmin myyty yksityisille ihmisille, joten mainittuja haitta-aineita on siten kulkeutunut hallitsemattomasti piha-alueille eri puolille alueen ympäristöön. Tämän tutkimuksen perusteella kompostin pitoisuudet ovat kuitenkin olleet pieniä eli selkeästi alle maaperän SAMASE-raja-arvon, joten oletettavasti tästä ei ole aiheutunut merkittävää riskiä lopullisella sijoituspaikalla. Kompostimullan myynti lopetettiin analyysitulosten varmistuttua eli tämä kulkeutumisreitti on eliminoitu.

7.4 Terveysriskien tunnistaminen

7.4.1 Altistustilanteiden kuvaus

Nykyisessä maankäytössä Pataman taimitarhassa altistujina ovat lähinnä työntekijät. Työntekijät voivat altistua ympäristön torjunta-aineille tahattoman maansyönnin², hengityksen (ilman pöly) ja ihon kautta. Altistumista ihon kautta voidaan pitää vähäisenä normaalin suojauksen (vaatteet) vuoksi. Pataman talousvesikaivossa ei ole havaittu merkkejä torjunta-aineista. Pataman alueella on mahdollista altistua uinnin yhteydessä, mikäli pintavesistö sisältää merkittäviä määriä torjunta-aineita. Tämän tutkimuksen yhteydessä ei analysoitu vaikutusalueella olevan järven torjunta-ainepitoisuuksia.

Ahvenlammin osalta mahdollisia altistusreittejä ovat nykytilanteessa satunnaisten alueella liikkuvien ulkoilijoiden yms. altistuminen ilman ja maaperän sisältämille torjunta-aineille. Koska alueelle pääsyä ei ole rajoitettu, ei tätä altistusmahdollisuutta voida sulkea tarkastelun ulkopuolelle. Altistujien määrä jäänee kuitenkin

¹ Maaperän ohjearvot eivät sovellu suoraan käytettäväksi sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin, mutta ne antavat viitteitä mahdollisesta pilaantumisesta.

² Tahattomalla maansyönnillä tarkoitetaan tässä käsien välityksellä tapahtuvaa altistumista esim. tupakoitaessa

kin käytännössä vähäiseksi, sillä osa alueesta on maanviljelykäytössä ja lähiympäristöstä löytyy parempia ulkoilumaastoja. Altistusmekanismeja ovat altistuminen hengityselimistöön ja ihon kautta sekä ruoansulatuselimistöön kautta (maansyönti).

Tulevana maankäyttömuotona lopetetuilla taimitarhoilla voi etenkin maanviljelyvaltaisilla paikkakunnilla olla alueen käyttö ravintokasvien viljelyyn ja karjankasvatukseen. Myös asutuskäyttö voi tulla kyseeseen. Asuinaluekäyttöön voi pientaloalueilla sisältyä pienimuotoista, talojen pihoilla tapahtuvaa ravintokasvien viljelyä. Alueet voivat jäädä myös virkistyskäyttöön esim. puistoiksi. Koska kummankaan tutkitun taimitarhan tuleva maankäyttö ei ollut tarkkaan tiedossa, mahdollisia altistustilanteita arvioitiin nykytilannetta vastaavassa ja kaikissa mahdollisissa tulevissa herkimmissä maankäyttömuodoissa (taulukko 8).

Taulukko 8. Arvio ihmisten mahdollisista altistusreiteistä Pataman (P) ja Ahvenlammin (AL) taimitarhoilla eri maankäyttötilanteissa.

Altistusreitti/ maankäyttö	Altistujat	Merkitys	Peruste
Maansyönti/ taimitarha	aikuiset	vähäinen	P: maankäytöstä johtuvat toiminnot (työskentely) AL: maankäyttö (oleskelu alueella satunnaista)
Maansyönti/asutus (ml. leikki puistot yms.)	lapset, aikuiset	merkittävä (lapset)	maankäytöstä johtuva, leikki-ikäisillä lapsilla usein pääasiallinen reitti
Maansyönti/virkistys + maanviljely	lapset, aikuiset	mahdollinen	maankäytöstä johtuva
Ihoaltistus, maa + vesi/ taimitarha + tulevat (asutus, maanviljely, virkistys)	aikuiset	merkityksetön	aineiden huono ihon läpäisevyys P: altistuminen töissä: ruumiin peitto AL: maankäyttö (joutomaa), ei pintavesistöä
Hengityselimistö, pöly/ taimitarha	aikuiset	mahdollinen	P: altistuminen töissä: avoimet alueet, liikenne AL: avoimet alueet, mutta lyhytaikainen oleskelu
Hengityselimistö, pöly/ asutus, virkistys, maanviljely	lapset, aikuiset	vähäinen... merkittävä	riippuu aktiviteeteista ja maan peitosta (kasvillisuus, asfaltti, rakennukset ym.)
Ravintoaltistus, kasvit/ maanviljely, asutus	lapset, aikuiset	merkityksetön... merkittävä	riippuu viljelyn laajuudesta, paikallisten ravintokasvien käyttömäärästä ja aineen ominaisuuksista (kertyminen kasveihin)
Ravintoaltistus, karja/maanviljely	lapset, aikuiset	merkityksetön	välillinen altistuminen, kertyminen lihaan ja maitoon oletettavasti vähäistä
Altistuminen talousvedestä (ruoansulatus, iho, hengitys), talousveden otto	lapset, aikuiset	P: merkityksetön nykytilanteessa, epätodennäköinen tulevaisuudessa AL: ei mahdollinen... merkittävä	P: pohjavedessä todettu vain alhaisia pitoisuuksia, kulkeutuminen maaperästä epätodennäköistä (paksu vajovesikerros) AL: nykyisin ei talousveden ottoa; tulevaisuudessa riippuu torjunta-aineen ominaisuuksista
Altistuminen pintavedestä (ruoansulatus)/virkistys	lapset, aikuiset	AL: merkityksetön P: vähäinen... merkityksetön	AL: ei lähistöllä virkistyskäyttöön soveltuvaa vesistöä P: laimenemisesta johtuen pitoisuudet vesistöissä oletettavasti alhaiset

Maansyönte on kaikissa maankäyttömuodoissa nykyistä käyttöä lukuun ottamatta merkittävä altistusreitti. Pohjaveden pilaantumisesta johtuva altistuminen voi tapahtua lähinnä ruoansulatuksen kautta. Altistuminen pohjavedestä on kuitenkin maankäytöstä ja alueen maaperäolosuhteista johtuen mahdollinen lähinnä vain Ahvenlammin alueella ja sielläkin vain tulevaisuudessa, jos maankäyttö muuttuu ja jos alueen pohjavettä käytetään talousvetenä. Ihon läpäisyä maa-aineksesta voidaan pitää kaikissa maankäyttömuodoissa merkityksettömänä. Tämä johtuu lähinnä tarkasteltavien aineiden ominaisuuksista ts. siitä, että aineiden ihon läpäisy maa-ainekselle altistuttaessa on todettu yleensä vähäiseksi. U.S. EPAn arvioiden mukaan yli 200:sta tarkastellusta aineesta ainoastaan pentakloorifenolilla maa-aineksesta tapahtuva absorptio ihon läpi on merkittävää (U.S. EPA 1996). Se, mitä torjunta-aineita tarkasteltuihin haitta-aineisiin on sisällytetty, ei ole tiedossa. Hollannissa tehdyissä laskelmissa on vastaavasti päädytty siihen, että suoraan pilaantuneesta maa-aineksesta ihon kautta tapahtuva altistuminen on kaikilla tarkastelluilla aineilla alle 10 % ja että pestisideillä ihoaltistuksen osuus on maksimissaan n. 2 % kokonaisaltistuksesta (Lijzen ym. 2001). Tutkituilla taimitarhoilla esiintyvien torjunta-aineiden suhteelliseksi absorptiotehokkuudeksi (AEi) ihoaltistuksessa on esitetty maksimissaan arvoa 0,1 (DEQ 2002).

Maanviljelykäytössä ja asuinkäytössä (jossa mukana pienimuotoista ravintokasvien viljelyä) altistuminen ravintokasvien kautta voi olla merkittävää. Ravintokasvien kautta tapahtuva altistuminen on olennainen altistusreitti sellaisilla aineilla, jotka kertyvät helposti kasviin. Karjan välityksellä tapahtuva altistuminen tulee kyseeseen vain erikoistapauksissa. Alueiden ominaisuuksien perusteella riskien suuruutta voidaan arvioida alustavasti kvalitatiivisesti liitteessä 6 (taulukko 3) esitetyn luokittelun pohjalta. Tulokset ovat taulukossa 9.

Taulukko 9. Haitta-aineiden leviämiseen perustuva terveysriskien tunnistus. Luokitteluperusteena alueen nykyinen maankäyttö, ympäristöominaisuudet ja aineiden esiintyminen alueella.

Ominaisuus	Huomattava riski	Kohtalainen riski	Vähäinen riski	Ei riskiä
Alueelle pääsy	AL, P			
Alueen käytön ajallinen ulottuvuus	P		AL	
Maankäyttö, nykyinen		AL	P	
Alueen saastuneisuus ¹		AL, P		
Saastumisen tyyppi	AL, P			
Pinnan kaltevuus, eroosio			P	AL
Pinnan peitto		P	AL	
Maalaji (kulk. pohjaveteen)	AL, P ²			
Maalaji (kulk. ilmassa)	AL, P			
Etäisyys pintaveteen, (kulk. pintaveteen)	P		AL	
Etäisyys pov-alueeseen, m (kulk. pohjaveteen)	AL, P			
Etäisyys vedenottamoon/kaivoihin, m (kulk. talousveteen)	AL, P			
Pov etäisyys maanpinnasta, m(kulk. pohjaveteen)	AL	P		

¹ HUOM! vertailussa käytetty analysoituja maksimipitoisuuksia

² vain osittain hiekkamaata, jossa kulkeutuminen todennäköistä

Kvalitatiivisen luokittelun perusteella tärkeimmiksi leviämisreiteiksi voidaan Patamassa tunnistaa kulkeutuminen pohja- ja vajoveteen sekä pintaveteen. Pohjavesipinnan etäisyys maanpinnasta on kuitenkin taimitarhan alueella minimissään noin kolme metriä, joten paksut maakerrokset vähentävät kulkeutumiseriskiä. Kulkeutuminen ilman pölyn mukana on periaatteessa mahdollinen päällystämättömiltä alueilla. Koska näiden osuus on kuitenkin vähäinen, ei reitti ole leviämisen eikä altistuksen kannalta kovin merkittävä. Ahvenlammin alueella kulkeutuminen pohjaveden ja pölyn kulkeutuminen päällystämättömiltä alueilta ilman mukana ovat merkittävimmät leviämisreitit. Nykytilanteessa altistumisen kannalta merkittävää on kuitenkin ainoastaan altistuminen pölylle, koska pohjavesi ei ole talousvesikäytössä. Ahvenlammilla pölyaltistuksen merkitystä nykytilanteessa vähentää altistumisen satunnaisuus, sillä Pataman alueesta poiketen siellä ei ole kella säännöllisesti.

7.4.2 Torjunta-ainepitoisuuksien vertailu viitearvoihin

7.4.2.1 Maaperä

Maaperän pilaantumisen aiheuttamia terveysriskejä voidaan alustavasti arvioida eri maissa esitettyjen ohjearvojen perusteella. Tähän selvitykseen mukaan valituista, taimitarhoilla käytetyistä torjunta-aineista vain atratsiinille, dieldriinille, DDT:lle ja sen hajoamistuotteille, heksaklooribentseenille (HCB), lindaanille ja triadimefonille on annettu Suomessa maaperän ohjearvot. Muissa maissa on annettu ohjearvoja myös muille tässä tarkasteltaville torjunta-aineille (liite 6). Ohjearvot ovat osin maankäyttöluokittaisia, ts. niitä on annettu erikseen asutusalueille, teollisuuden ja kaupan alueille, puistoalueille sekä maanviljelyalueille. Tämän lisäksi joissain maissa on esitetty pohjavettä suojaavat maaperän ohjearvot eli maaperän pitoisuusrajat, joiden alittuessa ei aiheudu merkittävää pohjaveden pilaantumisen riskiä. Näitä muiden maiden käyttämiä viitearvoja voidaan hyödyntää arvioitaessa mahdollisia, eri maankäyttöluokkiin liittyviä terveysriskejä.

Ohjearvot vaihtelevat huomattavasti eri maissa ja samankin maan sisällä. Tämä johtuu arvojen erilaisista määrittelyperiaatteista ja -menetelmistä (esim. turvakertoimet), taustatietojen vaihtelusta (esim. ohjearvojen perustana ollut toksisuusdata), mutta myös poliittisista, yhteiskunnallisista yms. tekijöistä. Suurin osa liitteen 6 taulukkoon 4 kootuista korkeimmista viitearvoista on kunnostuskriteerejä (generic cleanup criteria, GCC), eli ne indikoivat pitoisuutta, joiden ylityessä kunnostus on tarpeellinen. Alhaisimmat viitearvot ilmaisevat joko mahdollisten riskien olemassaoloa (esim. risk based concentration, RBC) tai toimivat alustavina kunnostuksen tavoitearvoina (preliminary remediation goal, PRG; soil cleanup value/level, SCV/SCL).

Etenkin glyfosaatin, iprodionin, permetriinin ja propikonatsolin herkille maankäyttöluokille (asutus, maanviljely) esitettyjen viitearvojen voidaan todeta olevan huomattavan korkeita suhteessa Pataman ja Ahvenlammin maaperästä analysoituihin pitoisuuksiin (taulukko 10). Tällä perusteella näiden aineiden osalta ihmisiin kohdistuvat riskit mahdollisilla asuinkäyttöön otetuilla ja tulevaisuudessa otettavilla taimitarha-alueilla olisivat merkityksettömät. Muissa maankäyttömuodoissa (teollisuus ja kauppa, taimitarhatoiminta, virkistyskäyttö) riskit jäisivät vielä pienemmiksi johtuen lyhyemmistä altistusajoista ja eroavaisuuksista altistustavoissa.

Taulukko 10. Ahvenlammin (AL) ja Pataman (P) maaperäpitoisuuksien vertailu eri maissa herkimmälle maankäyttöluokalle (aineesta riippuen "asuinalue" tai "maanviljely") esitettyihin ja pohjavesikulkeutumisen riskiä kuvaaviin viitearvoihin. Riskiluku, max = korkein maaperästä analysoitu torjunta-ainepitoisuus/pienin viitearvo; Riskiluku, min = korkein maaperästä analysoitu torjunta-ainepitoisuus/suurin viitearvo; NA = not available (viitearvoa ei saatavilla); 0 = ei havaittu analyysissä.

Aine	AL, herkin maankäyttö		AL, pohjavesiriski		P, herkin maankäyttö		P, pohjavesiriski	
	max	min	max	min	max	min	max	min
Atratsiini	1,0E-02	1,4E-04	<u>0,17</u>	<u>0,17</u>	5,0E-03	7,0E-05	8,3E-02	8,3E-02
DDD	5,9E-03	1,4E-04	2,3E-02	2,8E-04	1,0E-02	2,3E-04	3,9E-02	4,7E-04
DDE	3,1E-03	1,1E-04	2,8E-03	3,3E-05	5,4E-02	1,9E-03	4,8E-02	5,8E-04
DDT	<u>0,19</u>	1,9E-03	1,9	1,1E-04	<u>0,76</u>	7,7E-03	7,6	4,4E-04
Deltametriini	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Dieldriini	4,0	1,0	3,6E+02	4,0E-05	8,0	2,0	7,3E+02	8,0E-05
Diklobeniili	2,1E-04	2,1E-04	NA	NA	0	0	NA	NA
Dikvatti	0	0	0	0	0	0	0	0
Fosaloni	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Glyfosaatti	5,1E-05	2,8E-05	1,2E-02		3,3E-06	1,8E-06	7,7E-04	7,7E-04
HCB	36	<u>0,20</u>	6,9E+02	1,0	3,4	1,9E-02	65	9,4E-02
Iprodioni	2,1E-06	2,1E-06	NA	NA	0	0	NA	NA
Klorotaloniili	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Kvintotseeni	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Lindaani	3,3E-02	6,0E-04	23	<u>0,25</u>	<u>0,47</u>	8,4E-03	3,2E+02	3,5
Parakvatti	0	0	NA	NA	0	0	NA	NA
Pentakloorianisoli	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Permetriini	3,5E-05	3,5E-05	NA	NA	0	0	NA	NA
Propikonatsoli	1,3E-05	1,3E-05	NA	NA	0	0	NA	NA
Simatsiini	0	0	0	0	0	0	0	0
Terbutylatsiini	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Triadimefoni	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Triadimenoli	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
AMPA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Viitearvovertailun perusteella todetaan sekä Ahvenlammin että Pataman alueella terveysturvien kannalta kriittisimmiksi aineiksi **dieldriini** ja **heksaklooribentseeni**. Maksimissaan näiden aineiden viitearvot ylittyvät Ahvenlammilla 4- (dieldriini) ja 36-kertaisesti (HCB) ja Patamassa vastaavasti 8- ja 3-kertaisesti. Nämä molemmat torjunta-aineet sekä **DDT** ja **lindaani** voivat alhaisimpien vertailussa käytettyjen viitearvojen perusteella olla kriittisiä myös pohjaveden pilaantumisen kannalta. Yhteisvaikutusten kannalta Ahvenlammin alueella myös pohjavedessä kohonneina pitoisuuksina esiintyvä **atratsiini** voi olla pohjavesiriskin osalta merkittävä haitta-aine. Etenkin pohjavesikulkeutumisen osalta erot eri tahojen esittämien viitearvojen välillä ovat huomattavia. Tässä esitetyt pienimmät viitearvot viittaavat lisäksi arvoihin, joissa pohjaveden laimenemiskerroin on ollut 1. Todelliset laimenemiskertoimet ovat yleensä huomattavasti korkeampia. Käytettäessä esim. laimenemiskerrointa 10 maaperän viitearvot kasvavat vastaavasti 10-kertaisiksi. Pelkästään kemiallisten ominaisuuksien perusteella esim. DDT:n ei pitäisi maa-ainekseen sitoutuvana kulkeutua merkittävässä määrin pohjaveteen (vrt. tau-

lukko 7). Esim. norjalaisissa tutkimuksissa on kuitenkin todettu DDT:n liukoisuuden kasvavan humushappojen pitoisuuden kasvaessa ja pH- arvon laskiessa (Haarstad 2001).

On huomattava, että viitearvovertailu tehtiin suurimmilla analysoiduilla pitoisuuksilla. Nämä ovat siis yksittäisiin näytepisteisiin liittyviä tuloksia. Ahvenlammien osalta **dieldriiniä** todettiin ainoastaan yhdestä näytteestä ja Patamassa kahdessa muussa pintamaanäytteessä dieldriinin pitoisuus oli alle määritysrajan, muissa näytteissä pitoisuus oli alle toteamisrajan. **Heksaklooribentseeniä** todettiin Ahvenlammilla kolmessa pintamaanäytteessä, näiden laskettu keskiarvopitoisuus oli 0,66 mg/kg, mikä ylittää vielä pienimmän herkimmälle maankäytölle annetun viitearvon n. 10-kertaisesti. Näiden tulosten perusteella heksaklooribentseeni näyttäisi Ahvenlammilla olevan selkeästi ympäristövaikutusten kannalta kriittisin haitta-aine. Pataman alueella viitearvojen ylitykset ovat varsin pieniä, joten maaperään päätyneistä torjunta-aineista aiheutuvat terveysriskit jäänevät vähäisiksi.

7.4.2.2 Pohjavesi

Sekä Ahvenlammien että Pataman tarhoilta on tutkittu vuosina 1996 ja 2001 eräiden torjunta-aineiden pitoisuuksia pohjavedessä. Ahvenlammien tarhalla todettiin vuonna 1996 STM:n talousvesiasetuksessa yksittäiselle torjunta-aineelle sallitun talousveden enimmäispitoisuuden (0,1 µg/l) ylittävät heksatsinonin ja atrasiinin pitoisuudet (vrt. 6.3). Pataman tarhalla todettiin vuonna 1996 em. enimmäispitoisuuden ylittävät heksatsinonin pitoisuus salaojavedessä ja vuonna 2001 deltametriinin pitoisuus tienvieren lähteessä. Tässä tutkimuksessa Pataman pohjavedestä ei havaittu kohonneita torjunta-ainepitoisuuksia. Sitä vastoin Ahvenlammien näytteissä todettiin terbutylatsiinia ja atrasiinia. Erityisesti atrasiinipitoisuudet olivat korkeat (1,6 ja 2,6 µg/l). Tulosten perusteella Ahvenlammien pohjavesi olisi talousvedeksi kelpaamatonta ja sen käytöstä voisi aiheutua merkittävä terveysriski. Viimeisimmässä atrasiinia koskevassa riskinarvioinnissa ja tämän pohjalta annetussa riskinhallintapäätöksessään U.S. EPA (2003c) on toisaalta päätynyt siihen, että herkimmällekin ikäryhmälle (alle 1-vuotiaat lapset) vasta juomavesipitoisuuden 12,5 µg/l ylittävä taso on haitallinen. Tämän rajapitoisuuden määrittelyssä on otettu huomioon keskimääräinen ravinnon kautta tapahtuva tausta-altistus. Ahvenlammien suurinkin mitattu pitoisuus alittaa kyseisen juomavesirajan yli 5-kertaisesti.

7.5 Terveysriskien kvantitatiivinen arviointi

7.5.1 Altistusreitit ja kohderyhmät

Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa maankäyttöennusteeksi valittiin molemmille taimitarhoille mahdollinen tuleva asuinkäyttö. Tämän oletettiin sisältävän pienimuotoista ravintokasvien viljelyä. Siten arvioitavaksi tuli myös maanviljelymaankäyttökkenaariossa olennainen haitta-aineiden siirtyminen kasveihin. Altistusreiteiksi saatiin luvun 7.4. perusteella siten maansyönni, altistuminen hengityksen kautta, ihoaltistus (maaperä, ilma, talousvesi) ja altistuminen ravinnon kautta (alueella viljeltävät kasvit). Virkistyskäyttökkenaariossa mahdollista altistumista uimavedestä ei tarkasteltu, koska pintavesipitoisuuksien oletettiin laimenemisestä johtuen olevan merkityksettömän pienet.

Kohderyhmänä altistuksen arvioinnissa (arviointitaso 2) tarkasteltiin asukkaita ja eliniän aikana ilmeneviä haitallisia terveysvaikutuksia. Kohteesta riippuen riskinarvioinnissa on syytä tarkastella myös herkkiä kohderyhmiä, joissa vaikutukset voivat olla keskimääräistä merkittävämpiä. Asuinalueella näitä voivat

olla erityisesti leikki-ikäiset lapset, jotka altistuvat aikuisiin verrattuna enemmän etenkin maansyönnin kautta. Lapset ovat myös mm. pienemmän kokonsa ja elin-vaiheensa vuoksi herkempiä vaikutuksille. Pilaantuneiden maiden kaivun (kun-nostaminen, rakentaminen tms.) yhteydessä etenkin työntekijät voivat pölyämi-sen seurauksena altistua alueen normaalikäyttöön verrattuna enemmän maaperän haitta-aineille.

7.5.2 Arviointimenetelmien kuvaus

7.5.2.1 SSL-laskentaohjelma

Koska maaperän ohje- ja muut viitearvot vaihtelevat huomattavasti eri maissa ja koska kaikille tässä kriittisinä pidettäville torjunta-aineille ei ole esitetty Suomes-sa maaperän ohje-arvoja, määritettiin osalle aineista ns. SSL-arvot (soil screening levels) U.S. EPA:ssa kehitetyllä laskentaohjelmalla (U.S. EPA 2003b). SSL-arvoja voidaan käyttää alustavaan riskien tunnistamiseen eli silloin, kun halutaan saada käsitys siitä, ovatko riskit mahdollisia ja tuleeko niitä arvioida tarkemmin. SSL-laskentaohjelmalla voidaan laskea maaperän alustavat viitearvot seuraaville tai-mitarhojen torjunta-aineille: atratsiini, DDT, DDE, DDD, dieldriini, dikvatti, gly-fosaatti, heksaklooribentseeni, klorotaloniili, lindaani, parakvatti, permetriini ja propikonatsoli. Ohjelmaan ei ole mahdollista syöttää uusia aineita. Ohjelma sisältää seuraavat altistusreitit: maansyönti, hengitys (pöly, kaasu) ja juomaveden naut-timinen. Ihon ja ravinnon kautta tapahtuva altistuminen jäävät siten ottamatta huomioon. Ihon kautta tapahtuvaa altistumista voidaan muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta (esim. liuottimet) pitää merkityksettömänä muihin altistusreit-teihin verrattuna (ks. yllä kappale 7.4). Koska laskentaohjelma ei sisältänyt ihmis-ten ravinnon kautta tapahtuvaa altistumista, tämä reitti otettiin huomioon erik-seen niillä aineilla, joilla se ominaisuustietojen perusteella voi olla olennainen.

SSL-laskentaohjelmassa muiden kuin syöpävaikutusten osalta altistusta ver-rataan sallittuihin päivittäisannoksiin eli referenssiannoksiin (RfD). Syöpävaaral-lisilla aineilla lisäsyöpäriskin arvioinnissa käytetään lineaarisen annos-vaste mal-lin kulmakerrointa, sallittuna lisäsyöpäriskitasona on tässä 10^{-6} . Laskentaohjelmassa referenssiannosten ja syöpäriskin annos-vastekuvaajien kulmakertoimien lähtee-nä on U.S. EPAn ylläpitämä IRIS-tietokanta. Koska tässä tietokannassa olevat tok-sisuutta koskevat lähtötiedot saattavat poiketa Euroopassa ja muualla käytetyis-tä, tehtiin vertailu muissa tietolähteissä ilmoitettuihin viitearvoihin (ks. liite 6 tau-lukko 6). Eroavaisuuksien perusteella voidaan tehdä päätelmiä riskilukujen vaihteluväleistä. Myös haitta-aineiden käyttäytymisen arvioinnissa käytettävien fysi-kaalisten ja kemiallisten muuttujien arvot voivat vaihdella eri tietolähteissä. Tä-män vaikutusta tuloksiin ei tässä tarkistettu, sillä IRIS-tietokantaa pidettiin näiden suhteen luotettavana tietolähteenä. Lisäksi kemiallisten ja fysikaalisten muuttuji-en vaihtelun oletettiin muihin arviointiepävarmuuksiin verrattuna vaikuttavan vain vähän lopputuloksiin.

SSL-ohjelmassa on pohjaveden pilaantumisriskin arvioimiseksi käytettävissä kaksi erilaista laskentamenetelmää, tässä käytettiin molempia (liite 7). Menetel-män 1 käyttöä rajoitti se, ettei kaikille tarkastelluille aineille ollut ohjelman käyttä-mässä tietokannassa käytettävissä laskentaan tarvittavaa jakautumiskertoimen (K_d) arvoa. Niille aineille, jotka oli kemiallisten ominaisuuksiensa perusteella tun-nistettu pohjaveteen helposti kulkeutuviksi, mutta joille laskentaohjelmalla ei ol-lut saatavissa SSL-arvoa, maaperän rajapitoisuus laskettiin erikseen menetelmää 1 käyttäen. Tarvittavat jakautumiskertoimen arvot etsittiin kirjallisuudesta. Mikäli jakautumiskertoimen arvoa ei ollut saatavilla, se määriteltiin seuraavan laskenta-kaavan avulla:

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (1)$$

Tässä

K_{oc} = adsorptiokerroin; kuvaa aineen jakautumista maaperän orgaanisen aineksen ja veden välillä (l/kg)

f_{oc} = maa-aineksen sisältämän orgaanisen hiilen osuus (g/g) = 0,58 * maaperän orgaanisen aineksen määrä.

Molemmilla tutkituilla taimitarhoilla kasvatuskenttien pinnassa, johon torjunta-aineet olivat pääosin sitoutuneet, humusta oli vähintään 15 cm paksuudelta. Tämän alla oli etupäässä hiekkaa tai silttiä. Mm. kasvihuoneen vierustat ja Ahvenlammin alueen huoltorakennuksen ympärillä oleva pihamaa olivat kivennäismaata, eikä pinnassa ollut humuskerrosta. Koska maalaji vaihteli, K_d -arvon laskemisessa käytettiin orgaanisen aineksen osalta eri maalajeille kirjallisuuden perusteella arvioituja arvoja. MTT:n tutkimuksissa peltomaalajien orgaaninen aines vaihteli välillä 2,5 % (hieno hiekka) ja 77,7 % (turve) (Puustinen ym. 1994). Näiden tietojen perusteella saadaan orgaanisen hiilen osuudelle vaihteluväli $f_{oc} = 0,015...0,45$.

SSL-ohjelma käyttää pohjaveden pilaantumista indikoivien SSL-arvojen laskennassa USA:ssa käytössä olevia talousvesi- yms. normeja. Tämän vuoksi tulokset jouduttiin muuntamaan kertomalla kukin tuloksena saatu SSL kyseessä olevan torjunta-aineen Suomessa voimassa olevalla talousveden laatuvaatimusta vastaavan pitoisuuden ja laskentaohjelman käyttämän pohjavesipitoisuuden suhteella.

Saatujen SSL-arvojen perusteella laskettiin edelleen kullekin altistusreitille riskiluvut. Nämä saadaan jakamalla maaperästä mitattu pitoisuus (EC = environmental concentration) arvioidulla suurimmalla ei-vaikuttavalla pitoisuudella (PNEC = predicted no-effect concentration), jota tässä kuvaa kullekin torjunta-aineelle i , altistusreitille j laskettu SSL-arvo eli

$$\text{riskiluku}_{i,j} = C_{\text{maaperä},i} / \text{SSL}_{i,j} \quad (2)$$

7.5.2.2 RiscHuman-laskentaohjelma

Kohdekohtaisten riskien suuruuden ja eri altistusreittien osuuden määrittämiseksi kriittisimmille aineille tehtiin altistuslaskelmat Risc-Human-ohjelmalla (versio 3.1., van Hall Institute). Riskilukujen laskenta perustuu arvioidun keskimääräisen altistuksen vertailuun haitta-ainekohtaiseen viitearvoon eli sallittuun päivittäisannokseen (TDI = tolerable daily intake). Viitearvon määrittelyssä on otettu huomioon sekä syöpävaarallisuus että muut haitalliset terveysvaikutukset. Ohjelma katkaa kaikki tarkastelluissa kohteissa olennaiset altistusreitit, tosin talousvesialtistuksen osalta ohjelma ottaa huomioon pilaantuneeseen maaperään yhteydessä olevan pilaantuneen pohjaveden käytön talousvetenä ainoastaan mikäli syöttötietona annetaan erikseen haitta-aineiden pitoisuus vedessä. RiscHuman-ohjelma sisältää laskentamodulin myös ravintokasvien käytöstä aiheutuvan altistuksen arvioimiseksi. Laskenta perustuu aineen siirtymistä huokosvedestä kasviin kuvaavan biokertyvyyskertoimen (BCF = bioconcentration factor) käyttöön. Mikäli BCF:n arvoa ei ole annettu lähtötietona, ohjelma laskee sille arvon oktanoli-vesi-jakautumiskertoimen avulla käyttäen Briggs ym. (1982, 1983) esittämää mallia.

RiscHuman-ohjelmassa päivittäisannos lasketaan keskimääräistämällä kokonaisaltistusajan suhteen. Muiden kuin syöpävaikutusten osalta käytettiin tätä laskentatapaa. Kokonaisaltistusaikana käytettiin SSL-arvojen laskemisen tapaan U.S. EPAn asuinalueille esittämää, konservatiivisessa arvioinnissa suositeltavaa 30 vuotta. Syöpävaikutusten osalta keskimääräistys tulisi kuitenkin muusta vaikutustarkastelusta poiketen tehdä oletusarvona käytetyn eliniän ajalle eli 70 vuo-

delle. Tästä seuraa se, että verrattaessa laskettuja annosarvioita syöpäperusteiseen viitearvoon tai määriteltäessä syöpäriski annos-vaste-kuvaajan kulmakertoimen avulla, annokset tulee ennen lisäsyöpäriskin laskemista muuntaa kertoimella 30/70. Mikäli muunnosta ei tehdä, saatu riskiestimaatti on syöpäriskin osalta noin kaksinkertainen todelliseen verrattuna.

7.5.2.3 Torjunta-aineiden kertyminen kasveihin

Kriittisimpien torjunta-aineiden kertymistä ravintokasveihin arvioitiin käyttämällä kirjallisuudessa esitettyjä oktanoli-vesijakautumiskertoimeen (K_{ow}) pohjautuvia laskentamalleja (kaavat 3 - 5a-d). Kasvipitoisuudeksi valittiin näiden eri laskentamenetelmien antamien tulosten aritmeettinen keskiarvo.

Kertyminen kasvin juureen (Topp ym. 1986):

$$\log BCF = 2,196 - 0,622 * K_{oc} \quad (3)$$

Kertyminen kasvin maanpäälliseen osaan (Travis ja Arms 1988):

$$\log BCF = 1,588 - 0,578 * \log K_{ow} \quad (4)$$

$$\log K_{oc} = 0,983 * \log K_{ow} + 0,00028 \quad (5a)$$

$$\log K_{oc} = 0,72 * \log K_{ow} + 0,49 \quad (5b)$$

$$K_{oc} = 0,411 * K_{ow} \quad (\text{Karickhof 1981}) \quad (5c)$$

$$K_{oc} = 1,26 * K_{ow}^{0,81} \quad (\text{Sabljic ym. 1995}) \quad (5d)$$

Tässä

BCF = biokertyvyyskerroin aineen siirtymiselle maa-aineksesta kasviin

K_{ow} = oktanoli-vesi jakautumiskerroin.

K_{oc} = adsorptiokerroin; kuvaa aineen jakautumista maaperän orgaanisen aineksen ja veden välillä (l/kg)

7.5.2.4 Aineiden yhteisvaikutusten arviointi

Yksittäisistä haitta-aineista aiheutuvien riskien lisäksi arvioinnissa pyrittiin ottamaan huomioon seosvaikutukset. Tiedot useiden haitta-aineiden yhteisvaikutuksista ovat yleisesti ottaen erittäin vähäiset ja arviointia vaikeuttaa käytännössä mahdollisten seosten lukuisa määrä. Jotta yhteisvaikutukset voitaisiin edes jollain tasolla ottaa riskinarvioinnissa huomioon, niiden arvioimiseksi on esitetty erilaisia menettelytapoja. Arviointimenetelmien valinta riippuu etupäässä käytettävissä olevan tiedon määrästä ja laadusta. Tässä käytettiin ATSDR:n (Agency of Toxic Substances and Disease Registry) esittämää arviointimetodiikkaa. Muissa organisaatioissa kuten U.S. EPAssa, ACGIH:ssa (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), NIOSH:ssa (National Institute for Occupational Safety and Health), NAS:ssa (National Academy of Sciences) ja NRC:ssa (National Research Council) käytetään suurelta osin vastaavanlaisia seosarviointimenetelmiä (ATSDR 2001). ATSDR:n arviointiperiaatteiden ohella käytettiin hyväksi viimeisimpiä U.S. EPAn torjunta-aineiden kumulatiivista riskinarviointia koskevia ohjeita (U.S. EPA 2002).

ATSDR noudattaa 6-7 portaista arviointitapaa, jossa eri vaiheita ovat seoksen tunnettuun toksisuuteen (ylin taso), laskettuihin riskilukuihin, farmakokineettisiin malleihin (PBPK/PD) ja weight-of-evidence (WOE)-menetelmään perustuva arviointi (ATSDR 2001). Silloin, kun ei ole käytettävissä kokeellista tietoa tarkasteltavan seoksen toksisuudesta, arviointiperustana käytetään riskilukuja eli ei-syö-

pävaarallisille aineille vaaraosamääriä (HQ) ja näistä laskettuja vaaraindeksejä (HI) ja syöpävaarallisille aineille lisäsyöpäriskitasoja. Mikäli vähintään kahden haitta-aineen $HQ \geq 0,1$ seosvaikutukset ovat mahdollisia ja niitä arvioidaan käyttäen PBPK/PD- mallia. Mikäli tällaista ei ole saatavilla eivätkä aineiden kriittiset vaikutukset ole samat, HI-arvot muunnetaan TTD-menetelmällä (target-organ toxicity dose) tai vaikutukset ilmaistaan erillisillä HQ-arvoilla. Mikäli näin saadut HI- ja/tai HQ-arvot ovat alle arvon 1, käytetään viime vaiheessa WOE-menetelmää. BINWOE-menetelmässä yhteisvaikutuksia arvioidaan haitta-ainepareittain laadullisesti. Laadullisten arviointien tulokset pisteytetään, jolloin positiivinen yhteispistemäärä indikoi mahdollisista suorasta additiivisuudesta poikkeavista terveysriskeistä. Tällöin siis erillisten haitta-aineiden välillä katsotaan olevan vuorovaikutuksia, jolloin riskinarviointia ei tulisi rajoittaa ainoastaan yksittäisten aineiden tarkasteluun. Syöpävaarallisilla aineilla menettelytapa on vastaavanlainen, mutta arviointikriteereinä ylempältä arviointitasolta alemmalle siirryttäessä ovat lisäsyöpäriskitasot 10^{-6} ja 10^{-4} .

7.5.3 Tulokset

7.5.3.1 SSL-laskentaohjelma

Taulukoissa 11 ja 12 on esitetty SSL-laskentaohjelmalla saadut alustavat, tässä kriittisiksi tunnistettujen torjunta-aineiden maaperän viitearvot sekä näiden vertailu esimerkkikohteista mitattuihin pitoisuuksiin.

Taulukko II. Ahvenlammin (AL) ja Pataman (P) taimitarhoille SSL-laskentaohjelmalla saadut maaperän viitearvot (SSL, mg/kg) maankäyttöluokassa "asuinalue" ja mitattujen pitoisuuksien perusteella laskettu riskisuhdeluku (RL_{max} = riskiluku = maaperästä mitattu maksimipitoisuus / pienin altistukseen liittyvä SSL). s = syöpäriskin perusteella määrytynyt SSL. DI = maansyönti, ID = hengitys, GW = pohjavesiriski; kons. = konservatiivinen arviointi, real. = realistinen arviointi; NA = not available eli ei saatavissa laskentaohjelmalla

Aine	SSL mg/kg DI, kons.	SSL mg/kg DI, real.	SSL mg/kg ID, pöly	SSL mg/kg ID, kaasuu	SSL mg/kg GW ¹	RL_{max} ² AL	RL_{max} ² P	Ravinto ²
Atratsiini	2,8 s	9,5 s	NA	NA	NA	0,004	0,002	NA
DDT	1,8 s	6,2 s	17100 s	1,3	6,6	0,08	0,3	NA, tark
DDE	1,8 s	6,2 s	NA	NA	11	0,003	0,05	NA
DDD	2,6 s	8,8 s	NA	NA	3,5	0,005	0,008	NA
Diieldriini	0,038 s	0,13 s	360 s	0,028	0,0011	1	3	NA, tark
Dikvatti	165	482	NA	NA	NA	0	0	NA
Glyfosaatti	7500	21900	NA	NA	0,66	0,00004	0,000003	NA
HCB	0,38 s	1,3 s	3600 s	0,28	0,55	2	0,6	NA, tark
Iprodioni	3000	8760	NA	NA	NA	0,000002	0	NA
Klorotaloniili	56 s	191 s	NA	NA	NA	0	0	NA
Kvintotseeni	2,36 s	8,1 s	NA	NA	0,12	0,3	0,02	NA, tark
Lindaani	0,47 s	1,6 s	NA	NA	0,0022	0,01	0,1	NA, tark
Parakvatti	338	986	NA	NA	NA	0	0	NA
Permetriini	3750	11000	NA	NA	NA	0,00003	0	NA
Propikonatsoli	975	2850	NA	NA	NA	0,00001	0	NA
Simatsiini	5,1 s	17,5 s	NA	NA	NA	0	0	NA

¹ laskentamenetelmällä I (liite 7) saatu pohjaveden pilaantumisen riskiin perustuva viitearvo

² tark = aineen kertyminen ravintokasveihin tarkistettiin Risc-Human- laskentaohjelmaa sekä kahta muuta kirjallisuudessa esitettyä, kertymistä kuvaavaa mallia käyttäen (ks. tulokset taulukko I3).

Laskentatuloksista voidaan todeta, että terveysturvien kannalta herkimmissä maankäyttömuodossa (asuinalue) **dieldriinin** maaperän maksimipitoisuus ja Ahvenlammin alueella myös **heksaklooribentseenin** maaperän maksimipitoisuus sekä analyysituloksista laskettu keskiarvopitoisuus (0,66 mg/kg) ylittävät maaperäaltistukselle saadut SSL-arvot.

Kaikille niille aineille, joille SSL-ohjelmalla oli laskettavissa altistuminen ilman kaasumaisille torjunta-aineille, pienin SSL saatiin tälle reitille. Mikään näistä aineista ei kuitenkaan ole luokiteltavissa helposti haihtuvaksi. Tämän altistusreitien arviointiin liittyi lähtötietojen puutteesta johtuen huomattavaa epävarmuutta, joten tuloksia ei voida pitää kovin luotettavina.

Pohjaveteen helpoimmin kulkeutuviksi tunnistetuista aineista ainoastaan glyfosaatille saatiin laskentamenetelmää 1 (liite 7) käyttäen laskettua pohjaveden pilaantumisen riskin perusteella määritelty SSL-arvo. Konservatiivisilla lähtöoletuksilla (laimenemiskerroin = 1) maaperän pitoisuusrajaksi tuli 0,66 mg/kg. Molemmilla taimitarhoilla riskiluku alittaisi tällöin sallitun rajan 1. Dieldriinille ja lindaanille laskentamenetelmä 1 tuotti SSL-arvon, joka alittaa määritysrajan (0,01 mg/kg). Kemiallisten ominaisuuksiensa perusteella arvioituna dieldriini ja lindaani eivät kulkeudu helposti pohjaveteen (vrt. luku 7.3 taulukko 7). Pienet SSL-arvot johtuvatkin siten konservatiivisista lähtöarvovalinnoista.

Menetelmää 2 (liite 7) käyttäen dieldriinille ja dikvatille saatiin pohjaveden pilaantumisen riskin perusteella SSL-arvoksi $8,7 \times 10^{-4}$ mg/kg. Muiden aineiden SSL-arvoksi tuli vastaavasti $2,9 \times 10^{-3}$ mg/kg. Nämä alittavat aineiden määritysrajan. Arvojen yhteneväisyys johtuu siitä, että käytetyssä laskentakaavassa SSL määräytyy ainoastaan ympäristöolosuhteiden ja pohjaveden raja-arvon perusteella. Menetelmä ei siis ota huomioon aineiden erilaista käyttäytymistä ja se soveltuneekin siten huonosti maa-ainekseen helposti kiinnittyvien ja siten huonosti kulkeutuvien aineiden aiheuttaman pohjaveden pilaantumisen riskin arviointiin. Pienet SSL-arvot johtuvat konservatiivisista lähtöoletuksista, jotka tuottivat laimenemiskertoimelle arvon 1.

SSL-ohjelman käyttöön liittyviä pohjavesialtistuksen ja hengityksen kautta tapahtuvan altistuksen arvioinnin epävarmuuksia on tarkasteltu lähemmin luvussa 7.5.5.2.

Edellä pohjavesikulkeutumisen osalta kriittisiksi aineiksi tunnistettiin kemiallisten ominaisuuksien perusteella glyfosaatin lisäksi diklobeniili, simatsiini, atratsiini, fosaloni ja terbutylatsiini (ks. luku 7.3, taulukko 7). Näistä sekä atratsiinia että terbutylatsiinia todettiin Ahvenlammin vesinäytteissä, molempia aineita löytyi myös useista maaperänäytteistä, joskin atratsiinia vain määritysrajaa vastaavissa pitoisuuksissa. Maaperänäytteistä analysoitiin lisäksi kohonneita pitoisuuksia iprodionia ja propikonatsolia, joita molempia on esiintynyt kohonneina pitoisuuksina myös Pataman alueen pohjavesinäytteissä. Pitoisuudet maaperässä olivat terveysturvien kannalta merkityksellömän pienet, mutta koska molemmat aineet ovat haitallisia vesiympäristössä ja talousvedelle esitetyt viitearvot ovat alhaiset, on niiden kulkeutumista syytä tarkastella erikseen. Kummankaan tutkitun taimitarhan maaperä- ja vesinäytteet eivät sisältäneet toteamisrajan ylittäviä pitoisuuksia simatsiinia. Sekä fosalonia että diklobeniiliä löytyi ainoastaan yhdestä maaperänäytteestä maksimissaan määritysrajaa vastaavassa pitoisuudessa. Lisäksi maaperä-, pohjavesi- ja pintavesinäytteissä todettiin glyfosaatin hajoamistuotetta AMPAa. Näiden tietojen perusteella laskettiin erikseen SSL-laskentaohjelman laskentamenetelmän 1 (liite 7) laskentakaavaa käyttäen pohjaveden pilaantumisen riskiä indikoivat maaperän SSL-arvot seuraaville aineille: atratsiini, terbutylatsiini,

iprodioni ja propikonatsoli. Laskelmien tulokset ja näissä käytetyt parametriarvot on esitetty taulukossa 12. Taulukossa on esitetty ainoastaan Ahvenlammin alueelle lasketut riskiluvut, sillä Pataman alueella pitoisuudet olivat pohjavesisaastumisen kannalta merkityksettömän pienet.

Taulukko 12. Jakautumiskertoimien (K_{oc} , K_d) avulla lasketut, pohjaveden pilaantumisen riskiä indikoivat atratsiin, iprodionin, propikonatsolin ja terbutylatsiinin maaperän viitearvot (SSL), laskelmissa käytetyt K_d -arvot, Henryn lain vakiot (K_H) ja näiden perusteella määritetyt riskiluvut (RL) Ahvenlammin alueelle. Laimenemiskerroin = 1. RL_{max} = mitatun pintamaan maksimipitoisuuden perusteella laskettu riskiluku; RL_{ka} = lasketun keskimääräisen pintamaapitoisuuden perusteella saatu riskiluku.

Aine	K_d	K_H	SSLmg/kg	RL_{max}	RL_{ka}
Atratsiini	0,81...524	$1,14*10^{-10}$... $2,50*10^{-7}$	$9,9*10^{-5}$... $5,2*10^{-2}$	0,2...100	0,04...20
Iprodioni	0,2...450	$2,83*10^{-9}$... $3,69*10^{-7}$	$3,8*10^{-5}$... $4,5*10^{-2}$	¹	¹
Propikonatsoli	1,3...828	$3,70*10^{-8}$... $1,68*10^{-7}$	$1,5*10^{-4}$... $8,3*10^{-2}$	0,1...67	²
Terbutylatsiini	1,5...165	$8,60*10^{-7}$... $1,66*10^{-6}$	$1,7*10^{-4}$... $1,7*10^{-2}$	52...5200	7,6...760

¹ suurin mitattu pitoisuus alle määrittäjärajaa

² mitattu vain yhdestä näytteestä määrittäjärajaa (0,01 mg/kg) vastaava pitoisuus

Tarkastelluista aineista terbutylatsiinille saatiin korkeimmat riskiluvut. Ahvenlammin alueen keskiarvopitoisuuskin ylitti suurimman lasketun SSL-arvon. Koska suurin terbutylatsiinipitoisuus on mitattu näytteestä, jonka pintamaalaji on hiekka, sitoutumista maa-ainekseen kuvaa parhaiten alhaisin K_d -arvo, jota vastaa alhaisin SSL-arvo ja siten suurin riskiluku. On huomattava, että laskelmissa käytettiin laimenemiskertoimelle arvoa 1, kun useissa yhteyksissä on yleisesti käytetty laimenemiskerrointa 100³. Laimenemiskertoimella 100 SSL-arvot olisivat 100-kertaiset ja riskiluvut vastaavasti sadasosa taulukossa 12 esitetyistä.

7.5.3.2 RischHuman ohjelma

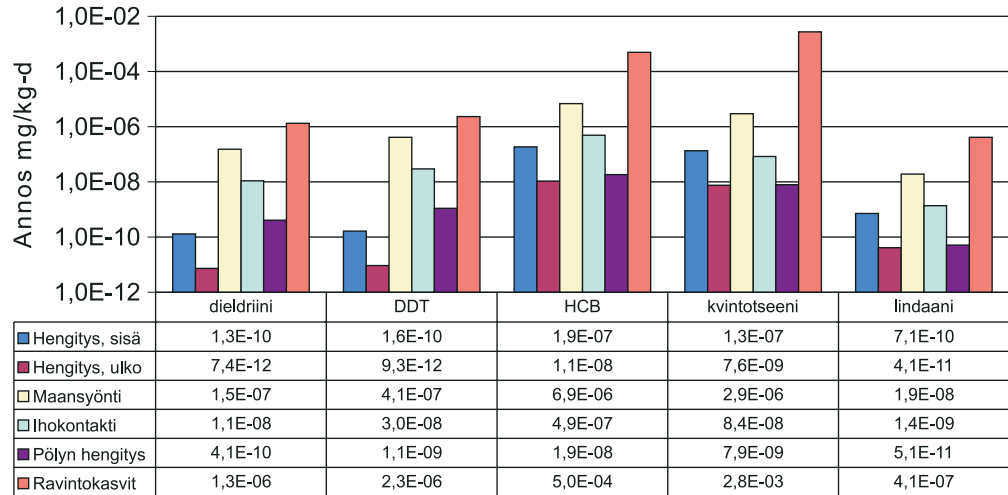
RME lähtökohta

Seulontatason arvioinnissa eli kun halutaan selvittää alustavasti riskien mahdollisuus ja tarkemman arvioinnin tarve, käytetään yleisesti U.S. EPAn suosittama RME-(Reasonable Maximum Exposure) lähtökohta. Altistuksen arvioinnissa käytetään tällöin etupäässä laskentamuuttujien jakaumafunktion 95. sadannaspisteen arvoja. Pitoisuutena käytetään yleensä aritmeettisen keskiarvon 95. prosentin luottamusvälin ylintä arvoa. Tutkittujen taimitarhojen riskinarvioinnissa noudatettiin muutoin RME-lähtökohta, mutta näytepisteiden vähäisyydestä johtuen pitoisuuksina käytettiin mitattuja maksimipitoisuuksia, sillä tilastollisten tunnuslukujen laskeminen pienestä ja vinoutuneesta (näytepisteiden keskittyminen hot spot-alueille) aineistosta ei anna oikeaa kuvaa todellisesta pitoisuusjakaumasta. Laskelmissa käytetyt lähtöarvot on esitetty liitteessä 7.

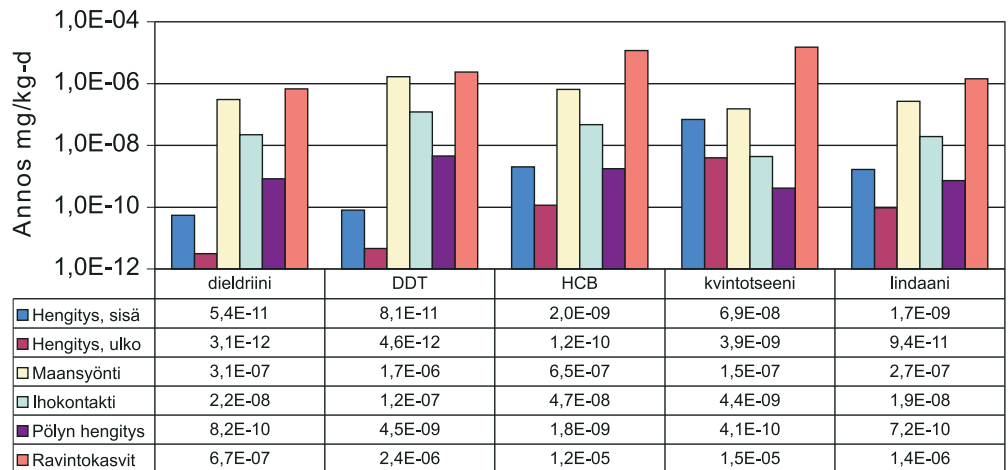
SSL-laskennan ja viitearvovertailun perusteella tunnistetuille, pitoisuuksiltaan kriittisimmille aineille dieldriinille, DDT:lle, HCB:lle, kvintotseenille ja lindaanille tehdyn altistuslaskelman mukaan merkittävin altistusreitti molemmilla tarkastelluilla alueilla oli ravintoaltistus (kuva 4).

³ Alkuaan U.S. EPAn esittämä yleinen laimenemiskerroin, jota on käytetty mm. jätteiden tutkimuksessa käytetyn TCLP-liukoisuustestin tulosten muuntamisessa pohjavesipitoisuuksiksi

Ahvenlampi



Patama



Kuva 4. Altistuminen kriittisimmille torjunta-aineille tutkituilla taimitarhoilla: RiscHuman-laskentaohjelmalla saadut tulokset. Maankäyttökenaariona asutus, jossa pienimuotoista ravintokasvien viljelyä. RME-lähtökohta. **HUOM!** Logaritminen asteikko.

Laskennallisesti määriteltyjen kasvipitoisuuksien voidaan todeta kvintotseenin ja lindaanin osalta ylittävän FAO:n esittämät pienimmät, ravintoaineille sallitut pitoisuudet (taulukko 13). Eri laskentamalleilla saadut arviot saannille ravintokasveista poikkeavat selkeästi toisistaan. Eroavaisuuksia on käsitelty tarkemmin jäljempänä luvussa 7.5.5.4.

Risc-Human-ohjelmalla tehdyn laskelman mukaan HCB:stä voisi Ahvenlammin alueella asuinkäytössä aiheutua merkittävä terveysriski (taulukko 14). Tässä laskentaohjelmassa käytetyt viitearvot eroavat kuitenkin jossain määrin esim. ATSDR:n krooniselle altistukselle esittämistä viitearvoista (MRL) (ks. liite 6 taulukko 6) Ahvenlammin alueelta mitattu HCB:n maksimipitoisuus ylittäisi pienimmän viitearvon n. 10-kertaisesti.

Taulukko 13. Kriittisten aineiden kertyminen kasveihin ja vastaavat sallitut pitoisuudet (nämä ylittävät laskennalliset pitoisuudet on lihavoitu). Laskelmissa käytetty suurimpia taimitarhoilta mitattuja maaperän maksimipitoisuuksia. Annos1 = erillisillä laskentamalleilla saatu kasvipitoisuus annettu lähtötietona Risc-Human- ohjelmaan, Annos2 = Risc-Human-ohjelman laskema annos (lähtötietona ainoastaan maaperän pitoisuus).

Aine	C _{kasvi} ¹ , lehdet, varsi, mg/kg	C _{kasvi} ¹ , juuri, mg/kg	Annos1 ng/kg-d	Annos2 ng/kg-d	Annos2/Annos1	Sallittu pitoisuus ravinnossa, lehtivihannekset/ juuri- ja mukula- kasvit ² mg/kg
Diieldriini	0,012 ⁴	0,062 ⁴	31	0,7 ⁴	0,02	0,05 / 0,1
DDT	0,0049 ⁴	0,034 ⁴	17	2,4 ⁴	0,1	- / 0,2
HCB	0,034 ³	0,19 ³	94	/497 ³	5	NA
Kvintotseeni	0,071³	0,38³	190	2750 ³	15	0,02 / 0,2
Lindaani	0,025 ⁴	0,12⁴	60	1,4 ⁴	0,02	0,5 / 0,05

¹ Erillisillä kertymistä kasveihin kuvaavilla malleilla määritetty pitoisuus (luku 7.5.2.3 kaavat 5a-d), eri malleilla saaduista pitoisuuksista laskettu keskiarvo

² FAO 2004; taulukossa alhaisimmat kyseiselle ravintokasvityypille esitetyt pitoisuusrajat

³ laskelmat Ahvenlammin alueen maksimipitoisuudella

⁴ laskelmat Pataman alueen maksimipitoisuudella

Taulukko 14. Arvio terveysriskien suuruudesta Ahvenlammin ja Pataman taimitarhojen alueella, maankäyttöskenaariona asuinkäyttö (jossa pienimuotoista ravintokasvien viljelyä). HQ₁ = Risc-Human-ohjelman antama vaaraindeksi, HQ₂ = pienimmän kirjallisuudessa esitetyn terveysriskiperustaisen viitearvon (RfD, TDI, MRL) perusteella laskettu vaaraindeksi, CSF = cancer slope factor eli lineaarista syöpävastetta kuvaavan funktion kulmakerroin. RME lähtökohta. Yleiset hyväksyttävät riskitasot ylittävät tulokset lihavoituna. na = ei saatavissa (not available)

	Altistus mg/kg-d	Viitearvo ₁ mg/kg-d	HQ ₁	Viitearvo ₂ mg/kg-d	HQ ₂	CSF (mg/kg-d) ⁻¹	Syöpäriski ₁	RSD mg/kg-d	Syöpäriski ₂
Ahvenlampi									
Diieldriini	1,5E-06	1,0E-04	1,5E-02	5,0E-05	3,0E-02	1,6E+01	1,0E-05	6,0E-07	1,1E+00
DDT	2,8E-06	2,0E-02	1,4E-04	5,0E-04	5,5E-03	3,4E-01	4,0E-07	2,9E-05	4,1E-02
HCB	5,0E-04	8,0E-04	6,3E-01	5,0E-05	1,0E+01	1,6E+00	3,5E-04	6,3E-06	3,4E+01
Kvintotseeni	2,8E-03	7,5E-03	3,7E-01	3,0E-03	9,2E-01	2,6E-01	3,1E-04	na.	na.
Lindaani	4,3E-07	3,0E-04	1,4E-03	1,0E-05	4,3E-02	1,3E+00	2,4E-07	na.	na.
Patama									
Diieldriini	1,0E-06	1,0E-04	1,0E-02	5,0E-05	2,0E-02	1,6E+01	6,8E-06	6,0E-07	7,1E-01
DDT	4,2E-06	2,0E-02	2,1E-04	5,0E-04	8,4E-03	3,4E-01	6,1E-07	2,9E-05	6,2E-02
HCB	1,2E-05	8,0E-04	1,5E-02	5,0E-05	2,5E-01	1,6E+00	8,5E-06	6,3E-06	8,4E-01
Kvintotseeni	1,5E-05	7,5E-03	2,0E-03	3,0E-03	5,1E-03	2,6E-01	1,7E-06	na.	na.
Lindaani	1,7E-06	3,0E-04	5,7E-03	1,0E-05	1,7E-01	1,3E+00	9,6E-07	na.	na.

Syöpäriski₁ = Altistus x CSF

Syöpäriski₂ = Altistus / RSD, RSD:n (Risk Specific Dose) johtamisessa lisäsyöpäriskitasona 10⁻⁵

Toisin kuin SSL-ohjelmassa, Risc-Human-ohjelmassa ei ole tarkasteltu erikseen aineiden syöpävaarallisuutta. Tämä johtuu erilaisista annos-vaste-yhteyden määrittelyperusteista. SSL-laskentaohjelman mukaan kaikille tässä kriittisiksi tode-

tuille aineille alhaisimmat SSL-arvot saatiin syöpävaarallisuuden perusteella. Tämän vuoksi laskettiin RiscHuman- ohjelman laskemien päivittäisannosten perusteella riskiestimaatit erikseen myös syövän esiintymiselle (taulukko 14). Laskennassa käytettiin U.S. EPAn tietokannoista (IRIS, HEAST) kerättyjä CSF-arvoja (cancer slope factor eli syöpävasteen kulmakerroin) ja RSD-arvoja (Risk Specific Dose) niille aineille, joille nämä olivat saatavissa. Viitearvot on yleisesti annettu oraali-altistukselle eli altistumiselle suun kautta. Koska muiden altistusreittien (hengitys, iho) osuus osoittautui laskelmien mukaan pieneksi eli maksimissaankin alle 3 %:ksi kokonaisaltistuksesta (DDT), ei oraali-altistukseen perustuvien viitearvojen käytöstä riskiestimaattien laskemisessa aiheudu merkittävää virhettä lopputulokseen. Mikäli hyväksyttävänä lisäsyöpäriskitasona käytetään arvoa 10^{-6} , sekä Ahvenlammilla että Patamassa merkittävää syöpäriskiä asuinkäytössä voivat aiheuttaa dieldriini, HCB ja kvintotseeni. Lisäsyöpäriskitasolla 10^{-5} Pataman alueella riskit jäisivät alle sallitun maksimitason ja Ahvenlammilla merkittävää riskiä aiheutuisi HCB:n ja kvintotseenin pitoisuuksista.

Realistinen lähtökohta

Koska RME-arviointilähtökohta tuotti joidenkin aineiden osalta hyväksytyjä riskitasoja suuremmat riskiestimaatit, arviointia tarkennettiin laskemalla ns. realistiseen altistusskenaarioon perustuvat riskiestimaatit. Realistisessa arvioinnissa otettiin huomioon mm. se, että käytännössä pilaantuneella alueella oleilevien ihmisten elinpiiri/liikkuma-ala on suurempi kuin yksittäisen näytepisteen edustama pinta-ala. Realistisemmassa riskinarvioinnissa käytetäänkin usein laskentaperusteena pitoisuuksien sopivaa keskilukua ts. aritmeettista keskiarvoa tai mediaania. Tässä tutkimuksessa näytepisteiden määrä oli vähäinen (maaperän osalta Ahvenlammilla 7, Patamassa 4 pistettä). Lisäksi näytteiden otto oli keskittynyt oletettuihin pahimmin pilaantuneisiin alueisiin ja pitoisuuksien vaihtelu eri näytepisteiden välillä oli huomattavaa. RME-arvioinnissa käytetyt maksimipitoisuudet oli analysoitu ainoastaan yksittäisistä näytteistä ja ne olivat huomattavasti muita mitattuja pitoisuuksia korkeampia (taulukko 15). Näistä tekijöistä johtuen keskiluvuksi valittiin pitoisuuksien aritmeettinen keskiarvo. Keskilukujen laskennassa noudatettiin yleistä ohjetta, jonka mukaan määritysrajaa pienemmän havaitun pitoisuuden suuruutena käytetään arvoa määritysraja/2 (mm. Smith 1991; U.S. EPA 1992).

Mitattu maksimipitoisuus oli torjunta-aineesta ja alueesta riippuen maksimissaan n. 8-kertainen laskettuun keskiarvopitoisuuteen verrattuna. Mediaanipitoisuuksien osalta erot olivat yleisesti (Pataman kvintotseeni- ja lindaanipitoisuutta lukuunottamatta) vielä suurempia johtuen pitoisuushuippujen keskittymisestä yksittäisiin näytteisiin. Analyysitietojen vähäisyyden ja näytepisteiden keskittyneisyyden vuoksi pitoisuusaineiston normaalijakauman oletettavaa mediaania ei voida minkään aineen

Taulukko 15. Ahvenlammien (AL, näytteiden lkm = 7) ja Pataman (P, näytteiden lkm = 4) taimitarhoilta analysoitujen kriittisten torjunta-aineiden pitoisuuksien vertailu. Pintamaanäytteiden maksimi-, keskiarvo- ja mediaanipitoisuudet (mg/kg).

Aine	Max, AL	Keskiarvo, AL	Mediaani, AL	Max, P	Keskiarvo, P	Mediaani P
Atratsiini	0,010	0,002	nd	0,005	0,001	nd
DDT, tot	0,108	0,017	nd	0,440	0,114	0,008
Diieldriini	0,040	0,006	nd	0,080	0,023	0,005
HCB	1,800	0,283	nd	0,170	0,067	0,050
Kvintotseeni	0,770	0,090	0,030	0,040	0,025	0,029
Lindaani	0,005	0,001	nd	0,070	0,036	0,040
Terbutylatsiini ¹	0,880	0,130	0,005	0,005	0,005	0,005

nd = ei todettu eli pitoisuus alle määritysrajan

¹ todettiin pohjaveden pilaantumisriskin osalta kriittiseksi aineeksi

osalta pitää tässä kovin luotettavana, koko aluetta kuvaavana pitoisuutena. "Realistinen" riskinarviointi tehtiin RME-arvioinnissa hyväksyttävät riskitasot ylittävälle aineille eli dieldriinille, HCB:lle ja kvintotseenille. Altistus- ja muista laskentaparametreista muutettiin ainoastaan maansyöntiarvoja (ks. liite 7).

Taulukko 16. Keskimääräisillä pintamaapitoisuuksilla lasketut terveystarvemaatit, maankäyttöskenaariona asuinkäyttö (jossa pienimuotoista ravintokasvien viljelyä). HQ_1 = RiskHuman-ohjelman antama vaaraindeksi, HQ_2 = pienimmän kirjallisuudessa esitetyn RfD-arvon perusteella laskettu vaaraindeksi, CSF = cancer slope factor eli lineaarista syöpävastetta kuvaavan funktion kulmakertoimen. Yleisen hyväksyttävän riskitason $HQ = 1$ ja syöpäriski = 10^{-5} ylittävät tulokset lihavoituna.

	Altistus mg/kg-d	Viitearvo ₁ mg/kg-d	HQ_1	Viitearvo ₂ mg/kg-d	HQ_2	CSF (mg/kg-d) ⁻¹	Syöpäriski _{CSF}	RSD mg/kg-d	$HQ_{\text{syöpäriski}}$
Ahvenlampi									
Dieldriini	2,0E-07	1,0E-04	2,0E-03	5,0E-05	4,1E-03	1,6E+01	1,4E-06	6,0E-07	3,4E-01
HCB	7,9E-05	8,0E-04	9,9E-02	5,0E-05	1,6E+00	1,6E+00	5,4E-05	6,3E-06	1,3E+01
Kvintotseeni	3,2E-04	7,5E-03	4,3E-02	3,0E-03	1,1E-01	2,6E-01	3,6E-05	na.	na.
Patama									
Dieldriini	2,4E-07	1,0E-04	2,4E-03	5,0E-05	4,9E-03	1,6E+01	1,7E-06	6,0E-07	4,1E-01
HCB	2,6E-06	8,0E-04	3,2E-03	5,0E-05	5,1E-02	1,6E+00	1,8E-06	6,3E-06	4,1E-01
Kvintotseeni	9,3E-06	7,5E-03	1,2E-03	3,0E-03	3,1E-03	2,6E-01	1,0E-06	na.	na.

$Syöpäriski_{CSF} = Altistus \times CSF$

$HQ_{\text{syöpäriski}} = Altistus / RSD$, RSD:n (Risk Specific Dose) johtamisessa lisäsyöpäriskitasona 10^{-5}

Voidaan todeta, että **Ahvenlammin alueella altistuminen HCB:lle ja kvintotseenille ylittää edelleen syöpäriskien osalta turvalliseksi katsotun riskitason 10^{-5}** . HCB:n osalta myös syöpäriskihin perustuva turvallinen päivittäisannos (RSD) ylittyy n. 10-kertaisesti. Vaaraindeksien perusteella pienimmällä lähdeaineistossa esitetillä viitearvolla laskettuna HCB:stä voisi Ahvenlammin alueella aiheutua myös muiden kuin syöpävaikutusten osalta vähäinen terveystarve. Pataman alueella sallitut riskitasot alittuvat kaikilla kriittisillä aineilla.

7.5.3.3 Aineiden yhteisvaikutukset

Yhteisvaikutuksien arvioimiseksi tarkasteltiin kriittisiksi todettujen aineiden vaikutusmekanismeja ja -kohteita (taulukko 17).

Taulukko 17. Pitoisuudeltaan esimerkkikohteissa kriittisiksi todettujen torjunta-aineiden yhteisvaikutusten tarkastelu: aineiden vaikutuskohteet. Tiedot koottu useasta eri lähteestä (PAN 2003, ATSDR 2003b, Environmental Defense 2003, IPCS 2003)

Vaikutus	DDT	Dieldriini	HCB	Kvintotseeni
Hematologinen	kyllä	kyllä	mahdollinen?	mahdollinen?
Maksaan vaikuttava	kyllä	kyllä	kyllä	kyllä
Munuaisiin vaikuttava	kyllä	kyllä	kyllä	mahdollinen?
Hormonien tavoin vaikuttava	epäilty	kyllä	epäilty	mahdollinen?
Immunotoksinen	mahdollinen?	mahdollinen?	kyllä	ei tiedossa
Neurotoksinen	kyllä	kyllä	kyllä	ei tiedossa
Kehitystoksinen	kyllä	kyllä/mahdollinen?	kyllä/epäilty	ei
Lisääntymiskykyyn vaikuttava	kyllä	mahdollinen?	epäilty	ei
Syöpävaarallinen	kyllä	kyllä/mahdollinen? ¹	kyllä	mahdollinen? ²

mahdollinen? = todettu eläimillä, mutta mahdollisista vaikutuksista ihmisissä ei ole riittävästi luotettavaa tietoa

¹ Suomessa aine on luokiteltu syöpäsairauden vaaraa aiheuttavaksi (ryhmä 3), esim. IARC (International Agency for Research on Cancer) on luokitellut aineen ihmiselle ei-syöpää aiheuttavaksi ja U.S. EPA ihmiselle ei-syöpävaaralliseksi

² U.S. EPA on luokitellut aineen ihmiselle mahdollisesti syöpävaaralliseksi

Taulukon perusteella voidaan todeta ainakin DDT:n, dieldriinin ja HCB:n vaikutuskohteiden olevan pitkälti samat. Ne kuuluvat myös kaikki organoklooripesticideihin. Näillä aineilla voidaan siten olettaa olevan merkittäviä yhteisvaikutuksia. Vaikutusten luonnetta ja suuruutta ei kuitenkaan tiedonpuutteiden vuoksi voida arvioida kvantitatiivisesti. Tämä ei ole ei-syöpävaikutusten osalta tarpeenkaan, sillä molemmilla tarkastelluilla alueilla ainoastaan kahdelle torjunta-aineelle saatiin RME-arvioinnissa maksimissaan arvon 0,1 ylittävä vaaraosamäärä. Keskimääräisiä pitoisuuksia käyttäen vain Ahvenlammin alueelle lasketut HCB:n ja kvintotseenin HQ-arvot ylittävät tämän rajan. Seosvaikutusten arvioinnista esitettyjen ohjeiden perusteella on siten epätodennäköistä, että yhteisvaikutukset nostaisivat riskiä merkittävästi. Sen sijaan annos-vaste kulmakertoimen (CSF) avulla lasketun syöpäriskin osalta sekä Ahvenlammilla että Patamassa kaikkien tarkasteltujen kolmen torjunta-aineen syöpäriskiestimaatit ylittivät realistista laskentalähtökohtaa käytettäessä ensimmäisellä yhteisvaikutusten arviointitasolla vertailutasoksi esitetyn kriteerin 10^{-6} .

Silloin kun mahdollisista yhteisvaikutuksista ei ole saatavissa kvantitatiivista tietoa, U.S. EPA suosittelee käytettäväksi additiivisuus-oletusta (Choudhury ym. 2000). Syöpävaarallisten aineiden oletetaan tällöin vaikuttavan toisistaan riippumattomasti eli eri aineiden aiheuttamat vasteet ovat suoraan summautuvia. Riskiluvut voidaan siten laskea yhteen. Ahvenlammin alueelle kokonaislisäsyöpäriskille saataisiin siten n. 9×10^{-5} ja Patamalle n. 4×10^{-6} . Tulokset voidaan tulkita Ahvenlammin osalta n. 9 syöpätapauksena 10 000 asukasta kohti ja Patamassa vastaavasti 4 syöpätapauksena 1 000 000 asukasta kohti. Käytännössä alueelliset asukasmäärät olisivat alueen koon huomioiden vain murto-osa tästä, joten yksinomaan alueen pilaantumisen ei pitäisi aiheuttaa syöpätapauksien lisääntymistä.

7.5.4 Herkkien ihmisryhmien altistuminen

Maansyönnin osalta ei laskettu erillisiä riskiestimaatteja pica-lapselle. Pica on erityisesti leikki-ikäisillä lapsilla (ja raskaana olevilla naisilla) ilmenevä oireyhtymä, joka ilmenee eräänlaisena "syömishäiriönä" kuten mm. epätavallisen runsaana maansyöntinä. Kirjallisuuden mukaan pica-lapsi voi syödä jopa 10 g maata päivässä (U.S. EPA 1997a). Käytettävissä ei ollut arvioita pica-oireyhtymän yleisyydestä Suomessa. Amerikkalaisten arvioiden mukaan maksimissaan noin puolella 1 - 3-vuotiaista lapsista olisi pica-oireyhtymä, arviot esiintymistiheydestä lapsilla vaihtelevat kuitenkin eri lähteissä (U.S. EPA 1997a). Risc-Human-ohjelmassa maansyöntiarvoksi voi asettaa maksimissaan 500 mg/d, tässä käytettiin RME-laskelmissa (myös SSL-arvojen osalta) lapsille arvoa 200 mg/d ja "realistisessa" arvioinnissa arvoa 100 mg/d. Käytännössä pica-lapsilla altistuminen maansyönnin kautta voisi siten olla arvioituun nähden maksimissaan 50-kertainen. Leikki-ikäisille (1 - 6 v) saadaan siten kohteesta ja haitta-aineesta riippuen maansyönnin osuudeksi maksimissaan 97 % kokonaisaltistuksesta. Kokonaisaltistuksena tämä vastaa n. 20-kertaista altistusta normaaliin lapseen verrattuna. Risc-Human-ohjelmalla saadun vaaraosamäärän perusteella kriittisimmiksi todetuilla aineilla eli dieldriinillä, heksaklooribentseenillä ja kvintotseenilla kokonaisaltistus kasvaisi maksimissaan n. 20- (maansyönnin osuus 97 % kokonaisaltistuksesta), 2- (maansyönnin osuus 78 % kokonaisaltistuksesta) ja 1,5- (maansyönnin osuus 40 % kokonaisaltistuksesta) kertaiseksi. HCB:n ja kvintotseenin kohdalla syynä dieldriiniin verrattuna pienempään vaikutukseen kokonaisaltistuksessa on ravintokasvialtistuksen merkittävä osuus. Tällöin huomattavakaan maansyönti ei muuta ratkaisevasti kokonaisaltistusarviota. Etenkin dieldriinillä pica-lasten suurempi maansyönti voi laskelmien perusteella vaikuttaa merkittävästi koko altistusajan (30 v) aikaiseen kokonaisaltistukseen. Tästä huolimatta sekä Ahvenlammin että Pataman alueella koko altis-

tusajalle laskettu kokonaisaltistus alittaisi alhaisimmankin esitetyn sallitun päivittäisannoksen ($5,0 \times 10^{-5}$ mg/kg-d).

Syöpävaarallisuuden osalta varhaislapsuudessa tapahtuneen merkittävän altistuksen on todettu joillain aineilla voivan johtaa lisääntyneeseen syöpäriskiinkin aikuisiällä (Cogliano ym. 2003). Dieldriini kuuluu ei-mutageenisiin, syöpävaarallisiin aineisiin, joilla koe-eläintestien mukaan varhaisiässä tapahtunut altistus voi lisätä kasvaimien muodostumista myöhemmällä iällä. Toistaiseksi ei ole kuitenkaan riittävästi tietoa, jonka perusteella riskejä voitaisiin arvioida laskennallisesti.

Imeväisikäiset voivat altistua haitta-aineille äidinmaidon kautta. Lipofiilisiä eli rasvahakuisina yhdisteinä etenkin organoklooriyhdisteet kuten HCB ja DDT kertyvät helposti imettävän äidin elimistöön, josta ne erittyvät edelleen äidinmaidon mukana. Lackman ym. (2004) totesivat imeväisikäisten veren seerumin HCB-pitoisuuden olevan äidinmaidolla ruokittaessa yli 3-kertaisen verrattuna pullomaidolla ruokittuihin lapsiin. DDT:llä ero oli vastaavasti n. 6-kertainen. Kertymistä äidinmaitoon on esim. dioksiinien osalta arvioitu kertymistä kuvaavan vesi-oktanolikertoimen avulla. Tässä ei arvioidusta keskimäärin alhaisesta kokonaisaltistuksesta johtuen katsottu tarpeelliseksi arvioida laskennallisesti kertymistä äidinmaitoon.

Pilaantuneen maaperän kunnostuksen, alueen rakentamisen tai muun maankaivuun yhteydessä tapahtuvaa altistumista voidaan arvioida vertaamalla ilman haitta-ainepitoisuuksia vastaaviin viitearvoihin. Ahonen ym. (1998) mittauksen mukaan maaperän kunnostuksen aikainen ilman pölypitoisuus on keskimäärin $0,8 \text{ mg/m}^3$. Tämän pölypitoisuusoletuksen ja Risc-Human ohjelmalla tehtyjen laskelmien perusteella torjunta-aineista ei aiheutuisi pölyaltistuksen kautta merkittävää haittaa ihmisen terveydelle (taulukko 18).

Taulukko 18. Ahvenlammin (AL) ja Pataman (P) alueen kunnostamisen, rakentamisen tms. toimintojen yhteydessä ilmaan pääsevien maa-aineshiukkasten sisältämien kriittisimpien torjunta-aineiden arvioitujen pitoisuuksien vertailu eri tahojen esittämiin terveysperusteisiin ilman viitearvoihin (laatusuure mg/m^3). Viitearvot koostuu liitteen 6 taulukosta 5. R-H = Risc-Human ohjelmalla maaperän keskimääräisellä pitoisuudella saatu, ilman pölyhiukkasiin sitoutuneen haitta-aineen pitoisuus; arvioitu = laskettu keskimääräisen maaperäpitoisuuden perusteella olettamalla pölypitoisuudeksi $0,8 \text{ mg/m}^3$; Viitearvo1 = ulkoilmalle esitetty suurin sallittu pitoisuus (U.S. EPA 2004); Viitearvo 2 = työpaikkailmalle esitetty suurin sallittu pitoisuus.

Aine	AL, R-H	AL, arvioitu	P, R-H	P, arvioitu	Viitearvo1	Viitearvo2
Atratsiini	ei laskettu	$1,7\text{E}-06$	ei laskettu	$1,0\text{E}-06$	$3,1\text{E}-02$	10000^1
DDT	$8,31\text{E}-08$	$1,3\text{E}-05$	$6,8\text{E}-08$	$9,1\text{E}-05$	$2,0\text{E}-02$	1000^1
Dieldriini	$6,0\text{E}-08$	$4,6\text{E}-06$	$5,0\text{E}-08$	$1,8\text{E}-05$	$4,2\text{E}-04$	250^1
HCB	$9,6\text{E}-05$	$2,3\text{E}-04$	$1,4\text{E}-06$	$5,4\text{E}-05$	$4,2\text{E}-03$	-
Kvintotseeni	$5,0\text{E}-05$	$7,2\text{E}-05$	$1,4\text{E}-04$	$2,0\text{E}-05$	$5,6\text{E}-02$	500^2
Lindaani	$3,3\text{E}-07$	$5,7\text{E}-07$	$2,8\text{E}-06$	$2,9\text{E}-05$	$5,2\text{E}-03$	500^1

¹ HTP-arvo = haitalliseksi tunnettu pitoisuus 8h altistuksessa, Sosiaali- ja terveysministeriö (Kemian työsuojeluneuvottelukunta 2002)

² TLV = Threshold Limit Value, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (NYSDEC 2001)

7.5.5 Epävarmuustarkastelu

7.5.5.1 Riskinarviointimenetelmien valinta ja arviointilähtökohdat

Riskinarvioinnissa käytettiin tässä kahta eri laskentatapaa. SSL-laskentaohjelmalla määriteltiin seulontatason maaperän pitoisuudet, joista ei vielä aiheutuisi merkittävää riskiä asuinajan aikana tapahtuvassa altistuksessa. RiscHuman-ohjelmalla

määritettiin kohdekohtainen altistuminen, eri altistusreittien osuus ja haitta-ainekohtaiset vaaraosamäärät. SSL-ohjelmassa altistusreiteistä mukana ovat altistuminen maansyönnin ja hengityksen kautta. Lisäksi ohjelma ottaa huomioon aineiden kulkeutumisen pohjaveteen. RiscHuman -ohjelmassa mukana ovat altistuminen maansyönnistä, hengityksen kautta, ihon kautta ja ravintokasvien kautta. Lisäksi ohjelma laskee altistumisen juomavedestä, mutta tämä edellyttää tietoa pohjaveden sisältämien haitta-aineiden pitoisuuksista. Molemmat käytetyt ohjelmat osoittautuivat siten jossain määrin puutteellisiksi. Ravintokasvialtistusreitit osalta SSL-arviointia täydennettiin käyttämällä eri lähteissä esitettyjä malleja haitta-aineiden kertymisestä kasveihin.

Kvantitatiivisessa RME-lähtökohtaisessa riskinarvioinnissa lähtötiedot pyrittiin valitsemaan lähinnä konservatiivista lähtökohtaa noudattaen. "Realistisessa" arvioinnissa käytettiin laskettuja keskiarvopitoisuuksia. Laskentaparametrien osalta muutoksia tehtiin kuitenkin vain maansyöntiarvoihin. Esim. konservatiivisessa arvioinnissa asuinalueelle yleisesti käytettyä altistusaikaa (30 v.) ei muutettu U.S. EPA:n suositusten mukaan arvoon 9 vuotta, mikä vastaisi amerikkalaisten tilastojen perusteella määritettyä mediaaniarvoa. Suomesta ei ollut käytettävissä vastaavia tilastoja ja toisaalta valittua herkinä maankäyttökkenaariota vastaavissa omistussuhteisissa pientaloissa asuinaikojen arveltiin olevan keskimääräistä pidempiä. Aineiden biosaatavuutta ei tiedonpuutteiden vuoksi otettu huomioon kummassakaan arviointitavassa. Joissain lähteissä on annettu arvioita eri aineiden biosaatavuudesta elimistössä. Tutkituissa kohteissa kriittisimmiksi todetuille dieldriinille, DDT:lle ja heksaklooribentseenille on esitetty ruoansulatuksen kautta tapahtuvassa altistuksessa suhteelliseksi absorptiotehokkuudeksi (AEi) arvoa 0,5 ja kvintotseenille vastaavasti arvoa 1 (DEQ 2002). Arvo 0,5 merkitsee, että todellinen elimistössä olevan haitta-aineen määrä (body burden) olisi puolet elimistöön tulevan aineen (intake, ulkoinen annos) määrästä.

Maansyöntiarvona käytettiin realistisessa arvioinnissa U.S. EPA:n seulontatason arviointia koskevissa ohjeistuksissa esitettyjä mediaaniarvoja (lapset 100 mg/d, aikuiset 50 mg/d). Joissain tutkimuksissa esim. keskimääräisen leikki-ikäisten maansyönnin on kuitenkin todettu olevan huomattavasti näitä seulontatason arviointimalleissa käytettyjä oletusarvoja alhaisempi. Esim. Stanek ja Calabresen (1995) tutkimuksissa 50 %:lla lapsista maansyönti oli kahdeksan päivän jakson aikana maksimissaan 45 mg/d. Laskentalähtökohta olisi siis näiden tietojen perusteella edelleen keskimääräisiä riskejä yliarvioiva.

7.5.5.2 SSL-laskentaohjelma

SSL-laskentaohjelman käyttöön liittyy tiedonpuutteista aiheutuvia epävarmuuksia. Suurimmat epävarmuutta lisäävät tekijät tulevat esiin haitta-aineiden pohjavesikulkeutumisen arvioinnissa. Tämän kulkeutumisreitit arvioimisessa jouduttiin tekemään maaperä- ja pohjavesiolosuhteisiin liittyviä oletuksia. Lisäksi SSL-ohjelmassa on kaksi laskentatapaa (liite 7), joista voidaan valita kumpi tahansa. Näistä menetelmä 2 edellyttää enemmän kohdetietoja eli tietoja pohjaveden gradientista, pohjavedenpinnan etäisyydestä maanpinnasta sekä esiintymän syvyydestä, pilaantuneen maan laajuudesta pohjaveden kulkeutumisuuuntaan, vedenjohtavuudesta ja maaperään imeytyvän veden määrästä. Suurinta vaihtelua lopputuloksiin aiheuttaakin eri mallin käyttö, sillä arviointimenetelmän 1 ja 2 lopputulosten välisen eron todettiin olevan useita kertaluokkia. Laskentamallissa 2 etenkin vedenjohtavuus on vaikeasti arvioitavissa, sillä se vaihtelee kertaluokilla jopa samalla maalajilla. Kummastakaan tarkastellusta kohteesta ei ollut käytettävissä yksityiskohtaisia hydrogeologisia tietoja, joten vedenläpäisevyyskin jouduttiin arvioimaan maalajitietojen avulla. Kun laskentatavan ja parametrivalintojen vaikutusta tuloksiin testattiin parametrien eri ääriarvoilla, laskentamenetelmässä 2

selkeästi merkittävin lopputulokseen vaikuttava tekijä oli vedenläpäisevyys (K -arvo). Arvioituilla vedenjohtavuuden, pohjavesiesiintymän syvyyden, pohjavesigradientin ja pilaantuneen alueen pohjaveden suuntaisen pituuden vaihteluväleillä laimenemiskertoimen (DAF) vaihteluväliksi saatiin 1,0 - 33. Suurimmallakin laimenemiskertoimen arvolla useiden torjunta-aineiden pitoisuudet ylittäisivät saadut SSL-arvot useissa näytepisteissä. Laskentamenetelmä 2 ei myöskään ota lainkaan huomioon haitta-aineiden ominaisuuksia, mitä voidaan pitää suurena heikkoutena. Laskentamenetelmässä 1 laimenemiskerrointa ei lasketa vaan se oletetaan tunnetuksi. Tässä käytettiin konservatiivisen laskentalähtökohdan mukaisesti arvoa 1. Lopputulos on suoraan verrannollinen laimenemiskertoimeen eli esim. laimenemiskertoimen ollessa 10, saatu SSL-arvo olisi 10-kertainen taulukoissa 11 ja 12 esitettyihin verrattuna. Laskentamenetelmässä 1 laimenemiskertoimen lisäksi myös jakautumiskertoimen (K_d) vaihtelu aiheuttaa huomattavaa vaihtelua lopputuloksessa. K_d -arvon määrittely edellyttäisi käytännössä liukoisuustestien tekoa, sillä arvo vaihtelee tietyllä haitta-aineellakin maalajin mukaan. Kirjallisuuslähteissä ilmoitetut arvot eivät siten ole suoraan sovellettavissa kohdekohtaiseen arviointiin. Jakautumiskertoimen arvon vaihtelun vaikutusta lopputulokseen testattiin lähdekirjallisuudessa esitetyillä ääriarvoilla (taulukko 12). Kaiken kaikkiaan käytetyn laskentamenettelyn voidaan todeta yliarvioivan kulkeutumista pohjaveteen, sillä erittäin niukkaliukoisillekin torjunta-aineille saatiin huomattavan alhaiset SSL-arvot.

Myös hengitysaltistuksen laskemiseksi SSL-ohjelmassa on olemassa kaksi erilaista mallia. Eron eri malleilla saaduissa haihtuvien aineiden SSL-arvoissa todettiin olevan maksimissaan monisatakertainen. Molemmissa malleissa SSL-ohjelma edellyttää kohteen sääolosuhteiden tuntemista. Käytännössä sääolosuhteet määritellään valitsemalla oikea ilmastovyöhyke, vaadittavia säätietoja ei siten pääse itse syöttämään ohjelmaan. Tässä alueeksi valittiin Minneapolis, joka on ohjelman oletusalue. Aluevalinnan vaikutus haihtuville aineille saataviin tuloksiin osoittautui pieneksi (ero SSL-arvojen välillä maksimissaan n. 5 %). Käytännössä etenkin arviot altistumiselle kaasumaisille torjunta-aineille yliarvioivat selkeästi todellisia riskejä, sillä tarkastellut torjunta-aineet ovat kaikki korkeintaan heikosti haihtuvia. Osoituksena yliarvioinnista ovat myös Risc-Human- ohjelmalla saadut tulokset, joiden mukaan altistuminen hengityselimistön kautta on muihin reitteihin verrattuna kokonaisaltistuksen kannalta merkityksetöntä.

7.5.5.3 Risc-Human laskenta

Risc-Human- ohjelman ja SSL-ohjelman arviointitavat eroavat jossain määrin toisistaan. Risc-Human -ohjelmassa vaaraosamäärät lasketaan vertaamalla laskettua kokonaissaantia turvalliseksi katsottuun elinikäiseen päivittäissaannin arvoon. Tässä sallittu annostaso on voitu määritellä sekä syöpävaarallisuuden että muiden vaikutusten perusteella. SSL-ohjelma sen sijaan laskee kullekin altistusreitille SSL-arvot erikseen syöpävaarallisuudelle (sisältää oletuksen lineaarisesta annos-vaste yhteydestä) ja muille terveysvaikutuksille (kynnysarvoihin perustuva määrittely). SSL-laskentaohjelmassa kriittisimmiksi tunnistettujen aineiden (dieltriini, DDT, HCB, lindaani, kvintotseeni) SSL-arvot määräytyivät syöpävaarallisuuden perusteella. Arviointiperiaatteiden eroavaisuuksista johtuen Risc-Human- ohjelmalla saatavat riskerajat osoittavat kynnyspitoisuudet eroaisivat siten SSL-ohjelmalla saaduista SSL-arvoista. Tässä RiscHuman- ohjelmaa käytettiin ainoastaan tarkempaan kohdekohtaiseen arviointiin, eikä tulosten perusteella laskettu turvallisia maaperäpitoisuuksia.

Koska tarkasteltuja, SSL-laskennan perusteella Risc-Human-laskentaan valittuja kriittisimpiä torjunta-aineita voidaan yleisesti ottaen pitää heikosti pohjaveteen kulkeutuvina, RiscHuman -ohjelman laskentaa ei täydennetty erillisellä

pohjaveden kulkeutumisarvioinnilla. Tarkastelluilla taimitarhoilla haitta-aineiden pitoisuudet olivat myös keskimäärin alhaiset ja pohjavedenpinnan yläpuoliset maakerrokset niin paksut, ettei terveysriskien kannalta kriittisimpien aineiden kulkeutuminen pohjaveteen ole todennäköistä.

7.5.5.4 Kertyminen ravintokasveihin

Kertymistä kasveihin tarkasteltiin kahta erityyppistä laskentamenettelyä käyttäen. Molemmassa laskentatavoissa on eri mallit kertymiselle maanpäällisiin kasvinosiin ja juuriin. Toinen käytetty laskutapa perustuu kirjallisuudessa esitettyyn korrelaatioon haitta-aineen maaperäpitoisuuden ja kasvin pitoisuuden välillä. Biokertyvyyskertoimen (BCF) laskentaperusteena oli tässä K_{oc} -arvo, jolle käytettiin neljää erilaista laskentatapaa (luku 7.5.2.3, kaavat 5a-d). Altistuslaskelmia varten tulokseksi valittiin saatujen kasvipitoisuuksien keskiarvo. Toisena arviointitapana käytettiin Risc-Human-laskentaohjelmaa. Tässä kasviin kertyvä pitoisuus arvioidaan maaperän huokosveden pitoisuuden perusteella. Silloin, kun huokosveden pitoisuutta ei ole annettu, ohjelma laskee sen oktanoli-vesijakautumiskertoimen ja maaperän ominaisuuksia kuvaavien muuttujien pohjalta. Tällöin ohjelma määrittellee jakautumisen eri faasien eli maa-aineksen, huokosveden ja huokosilman välillä fugasiteettimallia käyttäen.

Eri laskentatavoilla saadut tulokset ravintoaltistukselle poikkeavat ainekohtaisesti toisistaan maksimissaan monikymmenkertaisesti. Eräiden tutkimusten mukaan Risc-Human version 3.1 käyttämä laskentatapa tuottaa samoja lähtötietoja käytettäessä muihin Euroopassa käytössä olevien laskentaohjelmien antamiin tuloksiin verrattuna suurempia tuloksia ravintokasvialtistukselle (Rikken ym. 2001, Poletti ym. 2004). Tässä tutkimuksessa todettiin muiden kuin HCB:n ja kvintotseenin osalta Risc-Human ohjelmalla saatujen tulosten olevan pienempiä kuin erillisillä kertymismalleilla saadut tulokset. Erot eri laskentatapojen tuottamissa tuloksissa voivat osin selittyä korkeilla $\log K_{ow}$ -arvolla, sillä RiscHuman-ohjelman käyttämät kertymismallit on johdettu aineille, joiden $\log K_{ow}$ on alle 4,6 (kertyminen juuriin) ja alle 3,7 (maanpäälliset kasvin osat). Näiden rajojen sisäpuolelle sijoituvilla aineilla laskettujen ja kokeellisesti määritettyjen BCF-arvojen eron on todettu olevan noin 200 ja 300 % (Rikken ym. 2001). Esitetyt K_{ow} -rajat alittuvat ainoastaan linaanilla. Dieltriinin kirjallisuustiedoista laskettu $\log K_{ow}$ -keskiarvo on n. 4,6, kun DDT:n ja HCB:n $\log K_{ow}$ -arvot vaihtelevat lähteestä riippuen välillä 5,7 ja 6,9. Kvintotseenille on esitetty $\log K_{ow}$ -arvoja 4,1...4,7. Poikkeamat tuloksissa eivät kuitenkaan selvästikään riipu suoraviivaisesti K_{ow} -arvosta. Tärkeämpi vaihtelua ja poikkeamia selittävä tekijä onkin tässä maaperän orgaanisen aineksen pitoisuus. Käytännössä laskennallinen pitoisuus huokosvedessä on sitä korkeampi ja vastaavasti pitoisuus kasvissa sitä suurempi mitä alhaisempi on orgaanisen aineksen pitoisuus maa-aineksessa. Tämä näkyy selvästi juuri HCB:n ja kvintotseenin suuresta Annos2/Annos1-suhteesta (taulukko 13). Näiden haitta-aineiden osalta laskennassa käytettiin Ahvenlammin alueen maaperän maksimipitoisuuksia. Ahvenlammin alueen maa-aineksen orgaanisen aineksen pitoisuus (10 %) arvioidtiin alhaisemmaksi kuin Pataman alueen maa-aineksen (40 %). Kun Pataman kohteen maaperän orgaanisen aineksen osuus muutettiin arvosta 40 % arvoon 10 % ravintokasvien kautta saatava annos kasvoi kaikilla tarkastelluilla haitta-aineilla vähintään kolminkertaiseksi. Onkin ilmeistä, että kohdekohtaiset maaperäolosuhteet tulee tuntea arvioitaessa Risc-Human ohjelmalla yksinomaan maaperäpitoisuuksiin perustuen aineiden kertymistä kasveihin. Kirjallisuudessa esitetyt kertymistä kuvaavat laskentamallit perustuvat toisaalta biokertyvyyskertoimen (BCF) määrittelyyn K_{oc} - tai K_{ow} -arvon avulla (ks. luku 7.5.2.3 kaavat 3 ja 4), joten ne eivät ota käytännössä lainkaan huomioon kohteen maaperäominaisuuksia.

Arvioitaessa laskennallisesti kertymistä kasveihin, ympäristöolosuhteiden lisäksi K_{ow} (tai K_{oc}) -arvojen epävarmuus aiheuttaa epävarmuutta lopputulokseen. Tätäkin suurempaa epävarmuutta aiheuttaa käytännössä eri kasvilajien välinen huomattava vaihtelu haitta-aineiden otossa. Laskennallisesti arvioituja pitoisuuksia kasveissa voitaneenkin lukuisten arviointiin liittyvien epävarmuuksien vuoksi pitää vain suuntaa-antavina. Kertymisen tarkka arviointi edellyttäisi biologisia kokeita avainkasvilajeilla kohteista otetuilla tai niitä vastaavilla maaperänäytteillä tai kohteessa kasvavien kasvien tutkimista.

7.5.5.5 Riskien määrittely

Tiedot eri aineiden humaanitoksisuudesta vaihtelevat eri tietolähteissä. Esim. yhden organisaation ihmiselle syöpävaaralliseksi tai kehitystoksiseksi luokittelema aine saattaa olla toisessa organisaatiossa luokittelematon. Myös eri tietolähteissä esitetyt terveysvaikutusten kannalta sallitut/ turvalliseksi katsotut viitearvot vaihtelevat joidenkin aineiden osalta merkittävästi (ks. liite 6 taulukko 6). Tämä vaihtelu vaikeuttaa sekä yksittäisistä aineista aiheutuvien riskien arviointia että yhteisvaikutusten arviointia. Tiettyjen aineiden osalta esim. Hollannissa ja USA:ssa käytettyjen RfD-arvojen välisen eron on todettu olevan jopa 1 000-kertainen (Swartjes 2001). Tässä arvioinnissa kriittisimmiksi todetuilla aineilla Hollannin RIVM:n ja U.S. EPA:n esittämät sallitut päivittäisannokset poikkesivat toisistaan maksimissaan kertoimella 7,5 (ITER 2004). Syöpävaikutuksiin perustuvien viitearvojen väliset erot ovat joidenkin aineiden osalta huomattavasti suuremmat. Esim. heksaklooribentseenin kohdalla eri maiden organisaatioiden välillä viitearvoissa on maksimissaan lähes 10 000-kertainen ero. Erot johtuvat vaihtelusta mm. sallittujen annostasojen määrittelyssä käytetyissä hyväksytyissä riskitasoissa (syöpäriskit) ja viitearvojen johtamisessa käytetyissä turva- ja epävarmuuskertoimissa. Perustana ollut toksisuustieto on myös saattanut vaihdella. Lisäksi osa viitearvoista viittaa kokonaisaltistukseen (esim. ADI-arvot), kun SSL-laskentaohjelman yhteydessä käytettävät viitearvot on annettu yksittäisille altistusreiteille. Viitearvoja on myös päivitetty lisääntyneen toksisuustiedon myötä. Esim. ATSDR on esittänyt mm. HCB:lle SSL-laskentaohjelman oletusarvoon verrattuna alhaisempia turvalliseksi katsottuja annostasoja. Tällöin riskisuhteet olisivat siis suuremmat kuin edellä esitettyjen laskelmien tulokset. Tässä suurimmalle osalle aineista SSL määräytyi syöpävaarallisuuden perusteella. CSF-arvojen (cancer slope factor) osalta ei tehty kattavaa kirjallisuuskatsausta vaan tukeuduttiin luotettavaksi tiedettyjen tietokantojen esittämiin arvoihin. Myös muutoin arvioinnissa pyrittiin valitsemaan vaikutustietolähteiksi tietokantoja, joihin valittavat tiedot käyvät läpi ns. luotettavuustarkastelun (weight of evidence).

Hollannissa sekä monissa muissa Euroopan maissa ja USAssa käytetyt riskinarviointimenettelyt eroavat osin toisistaan (vrt. luku 7.5.5.3). Näistä eroavaisuuksista johtuen taimitarhakohtaiset riskiestimaatit (luku 7.5.3.2., taulukko 14) voivat poiketa toisistaan. USAssa on tyypillisesti tukeuduttu oletukseen syöpävaikutusten lineaarisesta annos-vaste-yhteydestä. Eräät muut tahot sen sijaan perustavat syöpäriskin arvioinnin ns. kynnysarvolähtökohtaan⁴. Oletuksen lineaarisuudesta on todettu joissain yhteyksissä olevan virheellinen ja johtavan vaikutusten yliarviointiin (esim. dioksiineilla).

Eri lähteissä esitettyjen sallittujen päivittäisannosten perusteet voivat poiketa toisistaan myös biosaatavuuden osalta. Yleensä esim. TDI-arvolla (tolerable daily dose) viitataan ulkoiseen annokseen, mutta joissain tapauksissa on perus-

⁴ Kynnysarvolähtökohdassa aineella oletetaan olevan tietty rajapitoisuus, jonka ylityessä vaikutukset vasta alkavat ilmetä

teena ollut myös kehon sisäinen annos. Tässä ei selvitetty tarkalleen eri viitearvojen perusteita vaan oletettiin varovaisuusperiaatteen mukaisesti näiden kuvaavan ulkoista annosta.

Osa viitearvojen vaihtelusta selittyy altistusajan vaihtelulla. Koska tässä tarkasteltiin maankäyttömuotona asutusaluetta, käytettiin etupäässä pitkäaikaista ts. kroonista altistumista kuvaavia viitearvoja. Suurin osa viitearvoista on johdettu elinikäiselle altistumiselle. Tätä lyhyemmässä altistuksessa elimistöön huonosti absorboituvien ja sieltä poistuvien tai helposti hajoavien aineiden osalta tulisikin siten arvioida keskimääräinen eliniän aikainen pitoisuus kehossa (body burden) ja verrata tätä sopivaan viitearvoon. Kehon pitoisuuden arviointi on kuitenkin tiedon puutteiden vuoksi vaikeaa ja usein käytännössä mahdotontakin, minkä vuoksi pilaantuneiden maiden riskinarviointi perustuu useimmiten laskelmilla arvioituun altistukseen (intake). Tätä arviota voidaan osin korjata tunnettuja absorptiokertoimia käyttämällä ja ottamalla huomioon aineen metaboloituminen ja erittyminen. Käytännössä suoraviivainen annostason ja viitearvon välinen vertailu voi johtaa riskien yliarviointiin.

7.5.6 Esimerkkialueiden riskien luonnehdinta

Keskimääräisillä maaperäpitoisuuksilla laskettaessa todettiin lisäsyöpäriskitason 10^{-5} ylittävän Ahvenlammin alueella. Kriittisiksi aineiksi osoittautuivat heksaklooribentseeni ja kvintotseeni. Tulosten tulkinnassa on otettava huomioon, että sallitut lisäsyöpäriskitasot vaihtelevat eri maissa. Euroopassa, maaperän pilaantumistapauksissa on yleisimmin käytetty tasoa 1×10^{-5} paitsi Hollannissa, jossa hyväksytty taso on asetettu arvoon 1×10^{-4} (Ferguson 1999). Lisäksi esim. Saksassa on asetettu erikseen useammasta haitta-aineesta aiheutuville yhteisvaikutuksille sallittu riskiraja 5×10^{-5} . Tämä raja ylittyy maaperän kriittisten torjunta-aineiden keskiarvopitoisuuksilla laskettaessa Ahvenlammin alueella. USA:ssa sallitut riskitasot vaihtelevat välillä 10^{-7} ja 10^{-4} (Sorvari, 2004). Suomessa ei ole toistaiseksi annettu kansallisella tasolla ohjeita hyväksyttävän riskitason määrittelystä pilaantuneilla maa-alueilla.

Kun otetaan huomioon riskinarvioinnin lähtökohta (konservatiivinen), käytettyjen menetelmien soveltuvuus, syöpävasteen määrittelyyn liittyvät epävarmuudet ja laskelmiin valitut lähtötiedot, voidaan todeta, että **tarkastelluilla alueilla todetusta lievistä pilaantumisesta ei tämän arvioinnin perusteella aiheudu asuinkäytössäkään huomattavaa terveysriskiä**. Ahvenlammin alueella pohjavesi ei kuitenkaan sovellu kohonneen atrasiinipitoisuuden vuoksi talousvedeksi. Muiden torjunta-aineiden ja metallien osalta maaperän torjunta-ainepitoisuudet ovat niin pienet, että niistä tuskin aiheutuu terveysriskien kannalta merkittävää pohjaveden pilaantumista. Käytännössä terveysriskit tulevat tulevaisuudessa myös pieneenemään johtuen kriittisiksi tunnistettujen torjunta-aineiden hajoamisesta ja niiden päästöjen loppumisesta (käyttö lopetettu).

Tehdyt kertyvyyslaskelmat osoittivat, että torjunta-aineita voi kulkeutua josain määrin pintamaasta kasveihin. Altistuslaskelmien perusteella asuin- tai viljelykäytössä olevalla alueella altistuminen maaperästä ylittäisi tiettyjen torjunta-aineiden osalta normaalin suomalaisten ravinnon kautta tapahtuvan altistumisen (taulukko 19). Riskejä arvioitaessa tämä tausta-altistus tulisi ottaa huomioon. Tässä kriittisiksi todettujen HCB:n, DDT:n ja kvintotseenin osalta keskimääräinen saanti ravinnosta on kuitenkin merkityksetön. Dieldriinin ja lindaanin osalta keskimääräinen saanti ravinnosta voisi olla pilaantuneesta alueesta aiheutuvaan kokonaisaltistukseen verrattuna maksimissaan noin 50 %. Koska dieldriinille saadut riskiestimaatit eivät olleet huomattavan suuria, ei tausta-altistuksen huomioon ottaminen muuttaisi arvioinnin tuloksia olennaisesti tarkasteltujen taimitarhojen osalta.

Taulukko 19. Tarkasteltujen torjunta-aineiden arvioitu kokonaissaanti (RME/”realistinen” arviointi) maaperästä (maan syönti+hengitys+ravintokasvit+iho) Ahvenlammin (AL) ja Pataman (P) taimitarhoilla sekä saanti ravinnosta Suomessa (Penttilä ym. 2000).

Aine	Saanti maaperästä ¹ , AL, ng/kg/vrk	Saanti maaperästä ¹ , P, ng/kg/vrk	Saanti ravinnosta, Suomi ng/kg/vrk
DDT	2,8/-	4,2/-	ei merkittävä
Dieldriini	1,5/0,2	1,0/0,2	< 0,1
Dikvatti	ei arvioitu	ei arvioitu	8,4
Fosaloni	ei arvioitu	ei arvioitu	17
HCB	500/79	12/2,6	ei merkittävä
Iprodioni	ei arvioitu	ei arvioitu	35
Klorotaloniili	ei arvioitu	ei arvioitu	1,0
Kvintotseeni	2800/320	15/9,3	ei merkittävä
Lindaani	0,4/-	1,7/-	0,2

¹ Sisältää arvion alueilla viljeltävien ravintokasvien syönnistä

Helsingin kaupungin ympäristökeskus on selvittänyt muutamien pelloilla käytettyjen torjunta-aineiden taustapitoisuuksia peltoalueiden läheisillä metsämailla (Salla 2000). Tarkastelluilla taimitarhoilla todetuista aineista mukana tutkimuksissa olivat DDT ja sen hajoamistuotteet, deltametriini, diklobeniili, fosaloni, iprodioni, klorotaloniili, kvintotseeni, lindaani, permetriini, simatsiini ja triadimefoni. Kaikissa määritetyissä metsämaan pintahumusnäytteissä kaikkien näiden torjunta-aineiden pitoisuudet olivat alle määritysrajan. Tutkimusraportissa ei ole esitetty käytettyjen menetelmien toteamis- ja määritysrajoja. Tuloksista voitaneen kuitenkin päätellä, että kyseisten torjunta-aineiden normaalit ympäristön taustapitoisuudet ovat merkityksettömän pienet. Tämän tutkimuksen perusteella useiden käytettyjen torjunta-aineiden maaperäpitoisuuksien voidaan todeta vielä vuosienkin jälkeen käytön lopettamisesta olevan normaaleja taustapitoisuuksia korkeampia, mutta kuitenkin niin pieniä, ettei niistä terveysvaikutusten kannalta herkimmissäkään maankäyttömuodossa aiheudu merkittävää lisäriskiä ihmisen terveydelle.

7.6 Ekologisten riskien arviointi

7.6.1 Menetelmien kuvaus

Ekologisten riskien arvioinnissa tarkasteltavat eliölajit ja vaikutusten päätepiteet riippuvat alueen maankäytöstä. Tietyt maaperän toiminnot tulisi taata kaikissa maankäyttöluokissa, ainakin silloin kun kyseessä ei ole esim. teollisuusalue tai asfaltoitu, rakennettu alue (Faber 1998; van de Leemkule ym. 1999). Ekologisten riskien perusteella esitetyt maaperän ohjearvot, kunnostuksen tavoitearvot ym. viitearvot vaihtelevat huomattavasti eri maissa (liite 6, taulukko 7). Viitearvot on laadittu erilaisia käyttötarkoituksia varten, osa toimii esimerkiksi signaalina mahdollisista ympäristövaikutuksista, osa viittaa pitoisuuteen, jota pidetään jo erittäin haitallisena eliöstölle. Viitearvojen määrittelyssä tarkastellut kohde-eliöt ja näitä koskeva toksisuustieto voivat myös vaihdella. Lisäksi etenkin maaperän kunnostuksia ohjaavissa ohjearvoissa voi olla mukana muita kuin yksinomaan toksisuusperusteisia tekijöitä, esim. taloudellisia ja yhteiskunnallisia sekä arvostukseen liittyviä näkökohtia.

Ekologisia riskejä voidaan arvioida vastaavan vaaraosamäärä- (HQ) ja vaara-indeksi- (HI) tarkastelun pohjalta kuin terveysriskejä. Tässä HQ saadaan jakamalla

ympäristöstä mitattu pitoisuus (EC) viitearvolla. Vain osalle tarkastelluista torjunta-aineista oli löydettävissä ekologisia viitearvoja. Riskejä pidetään yleisesti mahdollisena, mikäli $HQ > 1$, merkittävänä, mikäli $HQ > 10$ ja todennäköisesti huomattavina mikäli $HQ > 100$.

Taimitarhat sijaitsevat kasteluveden tarpeen vuoksi lähes poikkeuksetta vesistön äärellä. Tällöin on mahdollista, että pintaveden päätyy eroosion ja pintavaluman seurauksena torjunta-aineita. Monet torjunta-aineet, jotka ovat maaperässä varsin haitattomia tai vain lievästi toksisia, voivat olla vesiympäristössä huomattavan haitallisia (vrt luku 7.2. taulukko 5). Eri maissa on esitetty sedimentille eri perustein johdettuja ekologisia viitearvoja (liite 6, taulukko 8).

7.6.2 Tulokset

7.6.2.1 Vertailu maaperän ekologisiin viitearvoihin

Kun Pataman ja Ahvenlammin maaperästä analysoituja pitoisuuksia verrataan liitteen 6 taulukossa 7 esitettyihin viitearvoihin, todetaan, että sekä Ahvenlammin että Pataman taimitarha-alueella **dieldriini**pitoisuudet voivat aiheuttaa ekologisia riskejä (taulukko 20). Pataman alueella myös lindaanille saatu vaaraosamäärän arvo ylittää mahdollisista vaikutuksista indikoivan tason ($HQ > 1$). Molemmilla alueilla yhteisvaikutusten osalta myös atratsiinin sekä Ahvenlammilla lisäksi heksaklooribentseenin ja lindaanin pitoisuuksilla voi olla merkitystä, sillä molempien aineiden HQ ylittää arvon 0,1. Arvoa $HQ = 0,1$ on käytetty vertailutasona lähinnä silloin, kun läsnä on useita haitta-aineita (näiden mahdollisten yhteisvaikutusten vuoksi).

Taulukko 20. Ekologisten maaperän viitearvojen ja ympäristöstä mitattujen maksimipitoisuuksien perusteella lasketut vaaraindeksit (HQ_{eko}) Pataman ja Ahvenlammin (AL) taimitarhoilla. Laskennassa käytettiin alhaisimpia kirjallisuudessa esitettyjä viitearvoja. Yleiset hyväksyttävät riskitasot ($HQ = 0,1$ ja $HQ = 1$) ylittävät arvot alleviivattuna ja lihavoituna.

Aine	Viitearvo mg/kg	$HQ_{eko, AL}$	$HQ_{eko, Patama}$
Atratsiini	0,050	<u>0,20</u>	<u>0,10</u>
Dieldriini	0,00028	143	286
HCB	2,0	<u>0,90</u>	0,085
Lindaani	0,050	<u>0,10</u>	1,4
Pestisidien kokonaispitoisuus	100	0,044	0,0091

Vaaraosamäärien laskennassa käytettiin alhaisimpia käytetyissä tietolähteissä esitettyjä viitearvoja. Dieldriinin viitearvo perustuu USAssa vast'ikään esitettyyn arviointityöhön (U.S. EPA 2003d). Viitearvo pohjautuu päästäiseen kohdistuviin vaikutuksiin ja se alittaa yli 30-kertaisesti tämän tutkimuksen dieldriinianalyysin määritysrajan (0,01 mg/kg). Tällä perusteella ylipäätään maaperässä todettua, mutta alle määritysrajanpitoisuudessa olevaa dieldriiniä voitaisiin pitää vahingollisena eliöstölle.

7.6.2.2 Vertailu vesistön ekologisiin viitearvoihin

Pataman alueen laskeutusaltaan sedimentistä todettiin 10 torjunta-ainetta. Näistä ainoastaan dieldriinille ja lindaanille löydettiin läpi käydyistä tietolähteistä viitearvoja. Dieldriinille ja lindaanille esitetyt alhaisimmat viitearvot alittuvat tutkitussa näytteessä moninkertaisesti. Viereisen purkukaivon pintavedestä löydettyistä tor-

junta-aineista vain glyfosaatille ja AMPAlle löytyi käytetystä lähdekirjallisuudesta viitearvot. CCME (Canadian Council of Ministers) on asettanut glyfosaatin maan veden ekologiseksi EQS-arvoksi (Environmental Quality Standard) pitoisuuden 65 µg/l (CCME 2002). Hollannissa on johdettu AMPAlle ekologiin riskiä pohjautuva MPC-arvo (Maximum Permissible Concentration) 79,7 µg/l (Traas ja Smit 2003). Pataman pintavesinäytteestä mitatut pitoisuudet alittavat selkeästi nämä viitearvot. Pitoisuuksien todettiin myös olevan maksimissaankin vain noin sadasosa vesikirpulle esitetyistä alhaisimmista LC₅₀-pitoisuuksista. Eri lajien herkkyydessä on kuitenkin huomattavia eroja, mikä on otettava riskinarvioinnissa huomioon. EU:n, U.S. EPA:n ja muiden organisaatioiden noudattamissa riskinarviointimenettelyissä käytetään viitearvojen johtamisessa yleisesti toksisuudatan määrästä ja laadusta riippuen turvakertoimia 1, 10, 100 ja 1000 (Ferguson ym. 1998). Elmegaard ja Akkerhuis (2000) ovat tarkastelleet näiden turvakertoimien perusteita ja esittäneet selkärangattomien vesieläiden (eri lajit) herkkyydessä esiintyvän vaihtelun huomioon ottamiseksi keskimääräistä varmuuskerrointa 473. Lisäksi tulisi ottaa huomioon akuuttitoksisuutta ilmaisevan LC₅₀-arvon muuntamisessa pitkäaikaisessa altistuksessa ei-vaikuttavaan pitoisuuteen (krooninen NOEC-arvo) ekstrapolointikerroin, joka voidaan selkärangattomien vesieläiden osalta määrittellä torjunta-aineille kaavan 7 avulla:

$$\log(\text{NOEC}) = 0,81\log(\text{LC}_{50}) - 0,63 \quad (7)$$

Saatu tulos tulisi edelleen jakaa epävarmuuskertoimella 16,3. Taulukossa 21 on laskettu kootuista akuuttitoksisuustiedoista Pataman pintavedestä todetuille torjunta-aineille NOEC-arvot indikaattorieliönä usein käytetyn vesikirpun sekä muiden vesieläiden krooniselle altistumiselle.

Taulukko 21. Elmegaard ja Akkerhuis (2000) esittämien turvakertoimien- ja epävarmuuskertoimen perusteella arvioidut vesikirpun ja muiden selkärangattomien vesieläiden (aq) korkeimmat kroonista altistusta kuvaavat ei-vaikuttavat pitoisuudet ja todettuja pitoisuuksia vastaavat vaaraosamäärät (HQ_{aq}) Pataman purkukaivon pintavedestä todetuille torjunta-aineille.

Aine	Pitoisuus µg/l	LC ₅₀ akuutti, <i>Daphnia</i> mg/l	NOEC, <i>Daphnia</i> krooninen µg/l	HQ _{Daphnia}	NOEC _{aq} [*] krooninen ng/l	HQ _{aq}
Iprodioni	2,6	0,25	4,7	0,6	9,9	260
Propikonatsoli	0,9	2,2	27	0,03	58	16
Glyfosaatti	2,5	5,3	56	0,04	117	21
AMPA	0,2	651 ¹	2,7	7	45	4

¹ EC₅₀-arvo (Traas ja Smit 2003)

Laskelmien perusteella pintavedestä todetuista torjunta-aineista suurimman riskin vesieläille aiheuttaisi iprodioni. Myös muista purkukaivon vedestä mitatuista torjunta-ainepitoisuuksista voisi aiheutua merkittävä riski joillekin vesieläille. Ennen päätymistään pintavesistöön torjunta-ainepitoisuudet kuitenkin laimenevat murto-osaan purkukaivon vedestä analysoiduista pitoisuuksista.

7.6.3 Riskien luonnehdinta

Viitearvovertailuun pohjautuneen ekologisen riskinarvioinnin perusteella taimitarhojen nykyinen ympäristön pilaantuneisuustaso voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia maassa ja maalla eläville eliöille. Näiden merkitystä yhteisö-, populaatio-

tai ekosysteemitasolla ei voitu tiedonpuutteista johtuen arvioida. Kun otetaan huomioon esimerkkitarhoilla todettujen pitoisuuksien suuruus ja pilaantuneisuuden leviäminen, terrestisiin organismeihin kohdistuvien ekologisten riskien voidaan olettaa jäävän vähäisiksi ja paikallisiksi. Ekologisten riskien kannalta merkittävintä onkin tiettyjen kulkeutuvien aineiden leviäminen ympäristöön ja laskuvesien ja kaivojen kautta läheiseen vesistöön etenkin Pataman taimitarhan alueella. Muiden mahdollisten leviämisreittien osuus on tämän tutkimuksen perusteella merkityksetön. Vesistöön johtavan purkukaivon vedestä ja laskeutusaltaan sedimentistä mitatut pitoisuudet osoittavat kulkeutumista tapahtuvan, mutta se, miten laajalle leviäminen ulottuu, ei ole tiedossa. Laimenemisen johdosta pitoisuuksien voidaan kuitenkin olettaa olevan laajalla alueella merkityksettömän pieniä ja vesistövaikutuksien jäävän siten pienialaisiksi tai jopa merkityksettömiksi.

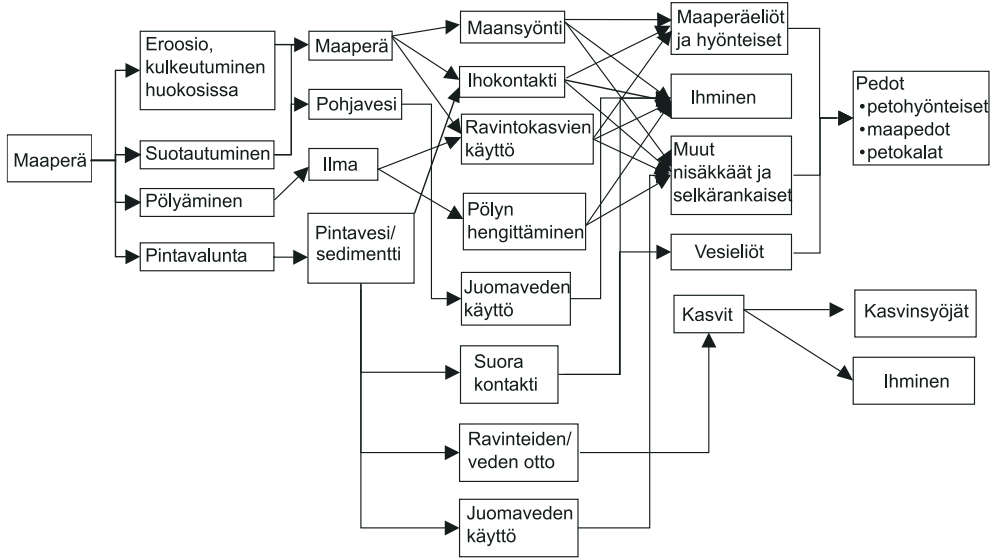
Etenkin ekologisten riskien osalta on huomattava, että arvioinnissa voitiin tiedonpuutteista johtuen ottaa huomioon ainoastaan osa taimitarhoilla todetuista torjunta-aineista. Myös näiden osalta tiedot toksisuudesta olivat varsin vähäiset. Etenkin vaikutuksista maaperäeliöstöön on erittäin vähän tietoja saatavilla. Tarkempi arviointi edellyttäisikin huomattavasti lisätietoja. Käyttökelpoisia lisätietoja voidaan saada tekemällä biotestejä tai tutkimalla taimitarha-alueiden eliöstöä.

7.7 Yhteenvedo riskeistä ja niiden hallinnasta esimerkkikohteissa

Yhteenvetona voidaan todeta, että sekä Ahvenlammin että Pataman alueilla eräiden torjunta-aineiden pitoisuudet ovat kohonneet. Pitoisuudet ovat pääosin pieniä ja korkeimmat pitoisuudet keskittyvät yksittäisille osa-alueille. Korkeimmat pitoisuudet keskittyivät Ahvenlammin alueen entiseen torjunta-ainearastoon rajoittuvalle piha-alueelle sekä Pataman alueen purkukaivon ympäristöön. Kasvatuskentän ulkopuolisen kompostikentän kompostissa todettiin myös merkittäviä torjunta-ainepitoisuuksia. Pataman alueella torjunta-aineita on oletettavasti kulkeutunut jossain määrin myös pintavesistöön, johon tarha-alue rajoittuu. Tämän tutkimuksen perusteella maaperään kiinnittyvinä yleisesti pidetyt aineetkin voivat liikkua pohja- ja pintavesiin suspendoituneena vajoveden mukana, osoituksena tästä ovat purkukaivon sedimentissä todetut merkittävät dieldriinin ja glyfosaa-tin pitoisuudet. Vastaavanlaisia tuloksia on viime aikoina julkaistu myös muissa maissa (Sørliie ym. 2000; Sundin ym. 2002). Lisäksi eräät torjunta-aineet ovat molemmilla taimitarhoilla päässeet kulkeutumaan myös pohjaveden. **Nykyisessä maankäyttömuodossaan pilaantumisesta aiheutuvien terveysriskien voidaan kuitenkin todeta olevan molemmilla alueilla merkityksettömän pienet, joten pilaantuminen ei aiheuta tältä osin välittömiä toimenpidetarpeita.** Ahvenlammin alueella oleva päällystämätön piha-alue suositellaan kuitenkin päällystettäväksi tai pintamaat vaihdettaviksi. Näin estetään vähäistenkin terveyshaittojen esiintyminen sekä haitta-aineiden hallitsematon leviäminen pölyämisen ja pintavalunnan kautta ympäristöön. Ahvenlammin alueella ei suositella pohjaveden ottoa talousvesikäyttöön. Pataman alueella pohjaveden yläpuoliset maakerrokset on todettu pääosin niin paksuiksi, että torjunta-aineiden kulkeutuminen pohjaveden estyy.

Olennaisimmiksi torjunta-aineiden leviämisreiteiksi tunnistettiin suotovesi sekä läjitysalueet ja kompostikentät. Kuvassa 5 on esitetty kaikki kyseeseen tulevat leviämisreitit ja riskeihin johtavat altistustilanteet. Taimitarha-alueelta kerättyjä maamassoja ja karistamon puuperäistä jätettä sisältävässä kompostiaineksessa todettiin kohonneita pitoisuuksia osittain sellaisiakin torjunta-aineita, joiden

Ensisijainen päästölähde Leviämismekanismit Leviämisreitti Altistumismekanismi Primäärialtistajat Sekundäärialtistajat



Kuva 5. Torjunta-aineiden esiintyminen taimitarhoilla ja niiden mahdolliset leviämisreitit sekä riskien muodostumista kuvaavat altistumismekanismit ja altistajat. Maankäyttömuotona pientalo-alue (sisältää juomaveden käytön ja pienimuotoisen ravintokasvien viljelyn).

käyttö on lopetettu vuosia aiemmin. Tällaisten massojen kulkeutuminen alueen ulkopuolelle tulisi ehkäistä. Mikäli kompostimassoja halutaan sijoittaa taimitarha-alueen ulkopuolelle, tulisi niiden laatu eli haitta-ainepitoisuudet selvittää.

Ekologiset vaikutukset jäänevät alhaisten pitoisuuksien ja niiden keskittymisen vuoksi vähäisiksi. Pataman osalta olisi kuitenkin syytä selvittää mahdollinen torjunta-aineiden kulkeutuminen alueen vesistöön.

Tulevaisuudessa, etenkin maankäytön muuttuessa asuin- tai maanviljelyskäyttöön terveystriskit ovat mahdollisia, joskin ne keskittyvät tietyille osa-alueille. Tehtyjen laskelmien mukaan alueella viljeltävien ravintokasvien käyttö olisi tässä selkeästi merkittävin altistusreitti. Myös ns. pica-lasten altistuminen suoraan maansyönnin kautta voi olla riskitekijä etenkin asuinkäytössä. Nämä mahdolliset riskit tulee siten ottaa huomioon taimitarhojen toiminnan lakattua ja maankäytön muuttuessa. Vähintäänkin rajatuilla hot spot -alueilla on syytä tehdä maankäytön muutoksen yhteydessä massanvaihdot, eristykset tms. toimet riskien rajoittamiseksi sekä muutoinkin ottaa pilaantuneisuus huomioon toimintojen sijoittamisessa.

7.8 Torjunta-aineiden riskinarvioinnin ongelmia

Monilla pilaantuneiksi epäilyillä alueilla riskinarviointia vaikeuttaa huomattavasti tiedonpuute aineiden seosvaikutuksista. Ongelma korostuu taimitarhoilla ja kaupapuutarha-alueilla, joiden ympäristössä voi olla läsnä kymmenittäin erilaisia torjunta-aineita. Toistaiseksi seosvaikutuksista tiedetään varsin vähän sekä ekologisten että terveystriskien osalta. Yleisen käsityksen mukaan toksisuutta voidaan pitää suoraan summautuvana (additiivisena) ainoastaan sellaisilla aineilla, joilla on sama toksisuusmekanismi ja vaikutuskohde (mm. ATSDR 2001; Committee on Toxicity 2002). Tällaisiksi aineiksi on katsottu mm. polyklooratut bifenyylit (PCB), polyaromaattiset hiilivedyt, klooribentseenit, kloorifenolit, eräät haihtuvat orgaa-

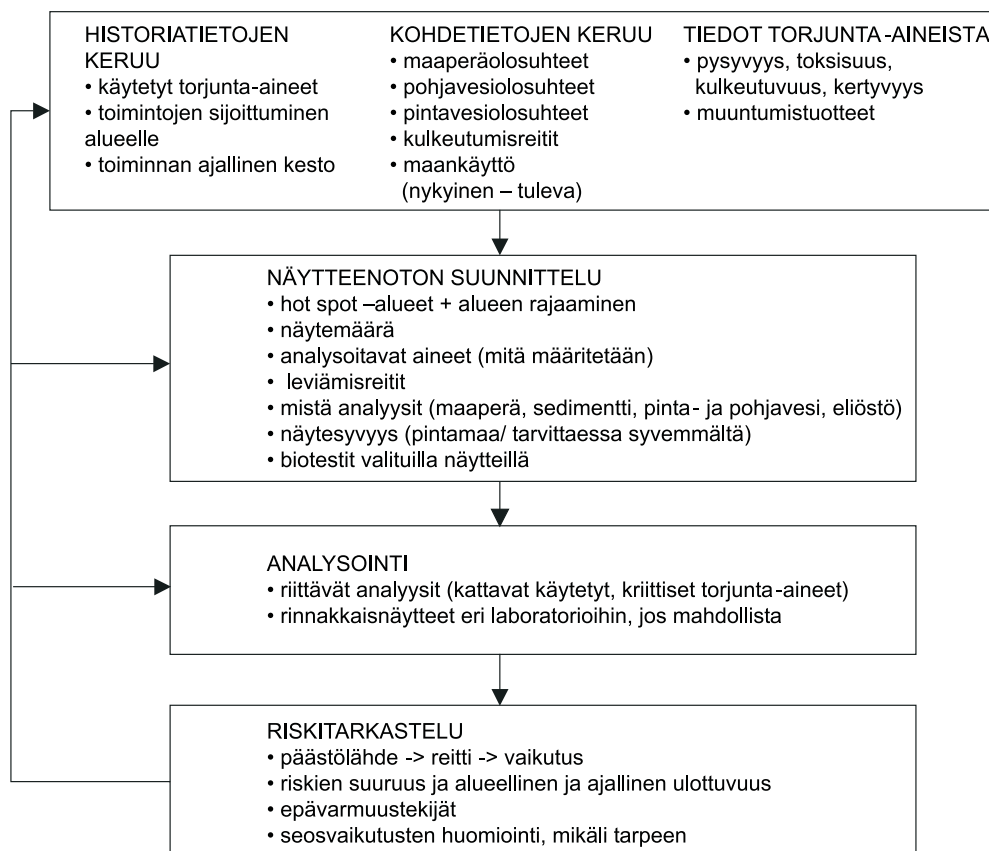
niset ja klooratut hiilivedyt sekä eräät metallit (mm. Risc-Human 2000). Pestisideistä organofosfaattien arvioinnissa noudatetaan additiivisuus-periaatetta (Committee on Toxicity 2002). Myös drinien (aldriini, dieldriini, endriini) on esitetty noudattavan additiivisuusperiaatetta (Risc-Human 2000). Muissa tapauksissa yhteisvaikutukset voivat olla eri tyyppisiä esim. synergistisiä (yhteisvaikutus on suurempi kuin yksittäisten aineiden vaikutusten summa) tai antagonistisia (yhteisvaikutus on pienempi kuin yksittäisten aineiden vaikutusten summa). Muiden kuin additiivisten aineiden osalta laskennallinen arviointi onkin yleisesti perustunut yksittäisistä aineista aiheutuvien riskien tarkasteluun. Viime vuosina yhteisvaikutusten merkitystä on kuitenkin korostettu ja arvioinnille on esitetty ohjeistuksia. Esim. Hollannissa on maaperän ohjearvojen kehittämisessä otettu huomioon summavaikutukset jakamalla toksisuustietoon pohjautuvat viitearvot luvulla 100 (Baars ym. 2001). Tällä on ajateltu otettavan huomioon muiden haitallisten aineiden esiintyminen maaperässä. Käytännössä toistaiseksi luotettavin keino arvioida seosvaikutuksia on tehdä biologisia testejä todellisilla eli pilaantuneen alueen ympäristöstä otetuilla maaperä- ja vesinäytteillä tai tutkia alueen eliöstöä. Biologisten testien tulosten käyttökelpoisuutta hankaloittavat tulosten tulkintavaikeudet. Toistaiseksi ei ole olemassa selkeää ohjeistusta siitä, miten niiden perusteella arvioidaan esim. ekosysteemitason vaikutuksia alueella.

Johtopäätökset ja suositukset

8.1 Kohdetutkimukset

Maankäytön muuttuessa toimintansa lopettaneilla taimitarhoilla tai tarpeettomiksi käyneillä kasvatuskentillä alueen pilaantuneisuus on syytä selvittää. Tutkimusten laajuus riippuu toiminnan tyypistä ja laajuudesta sekä saatavilla olevista historia-tiedoista. Tutkimuksessa voidaan noudattaa kuvassa 6 esitettyä toimintakaaviota.

Olellisinta tutkimusten toteutuksessa on historiatietojen perusteellinen selvitys. Tarvittavia tietoja ovat mm. tarhan toiminta-aika, eri aikoina käytetyt torjunta-aineet ja niiden käyttömäärät (käytön yleisyys ja jatkuvuus), paljasjuuri- ja paakkutaimituotantoalueiden sijoittuminen sekä tiedot sellaisista osa-alueista, joilla haitta-ainepitoisuus maassa voi olla muuta aluetta suurempi. Tällaisia alueita ovat mm. torjunta-aineväestön edusta, vanhat upotuskäsittely- ja siementen peit-tauspaikat, kaatopaikat sekä läjitys- ja kompostointialueet. Samalla on syytä tarkistaa alueen muut pilaantumista mahdollisesti aiheuttaneet toiminnot, kuten polt-



Kuva 6. Kohdetutkimuksen eteneminen toimintansa lopettaneella taimitarhalla. Paluunuolet aiempiin vaiheisiin osoittavat mahdollisia lisätiedon tarpeita.

toöljyjen ja -nesteiden säilytys (vrt. luku 2.1). Alueen vanhat kartat ja ilmakuvat, tarhan torjunta-ainekirjanpito sekä vanhojen työntekijöiden haastattelut ovat hyviä tietolähteitä. Tarhoilla on harvoin täysin kattavaa kirjanpitoa 1950 - 1970-luvuilla käytetyistä torjunta-aineista, joten tämä on otettava huomioon torjunta-aineita selvitettäessä. Historiatietojen perusteella voidaan arvioida, mitä haitallisia aineita ympäristöstä voi vielä löytyä ja mille osa-alueille korkeimmat pitoisuudet voivat sijoittua.

Maaperätutkimuksissa tutkimukset on syytä keskittää pintamaahan. Analyysien kalleudesta johtuen on hyvä käyttää kokoomanäytteitä. Vertailun vuoksi on kuitenkin hyvä ottaa muutamasta pisteestä näytteitä syvemmistäkin kerroksista. Myös hot spot -pisteissä, varsinkin jos maalaji sisältää vain vähän humusta ja savesta, on hyvä ottaa näytteet useammalta syvyydeltä. Näin voidaan selvittää tiettyjen (heikosti tai kohtalaisesti) kulkeutuvien torjunta-aineiden, kuten glyfosaa-tin, AMPAn ja kvintotseenin levinneisyys. Pintavesikulkeutuminen on syytä selvittää laskuojista ja pintavesistä otettavilla näytteillä. Pohjavesi tulee tutkia etenkin, jos sitä käytetään talousvetenä.

8.2 Riskinarviointi

Tässä tutkimuksessa laskettiin U.S. EPA:n kehittämän laskentaohjelman avulla alustavat maaperän pitoisuudet, joiden ylittyminen osoittaa mahdollisten terveysris-kien olemassaolon ja lisäselvitysten tarpeen, kun kyseessä on asuinalue. RiscHu-man -ohjelman avulla lasketut mahdollisia riskejä osoittavat maaperän pitoisuu-det ylittäisivät nämä, alla taulukossa 22 esitetyt pitoisuusrajat. Varovaisuusperiaatteen mukaisesti suositellaan käytettäväksi alempia, SSL-laskentaohjelmalla saatuja pitoisuusrajoja arvioitaessa jatkotutkimusten tarvetta muilla taimitarhoil-la. Ravintokasvialtistukseen perustuvien SSL-arvojen määrittelyssä käytettiin kahta kertymistä kuvaavaa laskentamallia (ks. luku 7.5.2.3). Eräille aineille olisi saatu Risc-Human-ohjelmaa käyttäen ravintokasvialtistukselle alhaisemmat SSL-arvot. Arviointiepävarmuuksista johtuen taulukon 22 SSL-arvojen johtamisessa ei kuitenkaan otettu tätä huomioon. Kertymismallien ja Risc-Human-ohjelman tuotta-mien tulosten syitä ja eroavaisuuksia on käsitelty tarkemmin edellä (luku 7.5.5.4 ja luku 7.5.3.2 taulukko 13). Ravintokasvialtistukselle johdettuja SSL-arvoja voidaan kaikkiaan pitää huomattavista epävarmuuksista johtuen vain karkeasti suuntaa-antavina. Näitä ja muita taulukon 22 SSL-arvoja voidaan kuitenkin käyttää ohjeel-lisina arvioitaessa maaperän pilaantumisen tasoa ja tarkemman riskinarvioinnin tarvetta taimitarhoilla ja esim. entisillä kauppapuutarha- ja kasvihuonetonteilla.

Herkimmälle maankäyttömuodolle laskettujen SSL-arvojen todettiin joiltain osin ylittävän huomattavasti nykyisin usein sovellettavat SAMASE-ohjearvot. Esim. DDT:n osalta SSL-arvoksi saatiin alimmillaan 1,8 mg/kg⁵, kun nykyinen SAMASE-ohjearvo on 0,04 mg/kg. Ero on ymmärrettävä, sillä ohjearvot on alun perin tarkoi-tettu maan monikäytön mahdollistaviksi viitearvoiksi ja usein ne perustuvat eko-logisiin riskeihin. Norjalaisten taimitarhoilla tekemässä tutkimuksessa ympäris-töriskejä pidettiin merkittävinä maaperän DDT-pitoisuuden ylittäessä pitoisuu-den 0,1 mg/kg ja huomattavina, kun pitoisuus ylitti arvon 1 mg/kg (Sørliie ym. 1998). Pitoisuusrajat on annettu maa-ainekselle, jossa orgaanisen aineksen osuus on 2,5 %, vähemmän orgaanista ainesta sisältävälle maalle pitoisuusrajat ovat alhaisemmat. Jongbloed ym. (1996) ovat puolestaan päätyneet ekologisiin riskeihin perustuvaan

⁵ Ilman kautta tapahtuvan altistuksen perusteella saatua SSL-arvoa 1,3 mg/kg ei otettu tässä huomioon arviointiin liittyvien huomattavien epävarmuuksien vuoksi (vrt. luku 7.5.5.2.)

Taulukko 22. Asuinalueelle ja ravintokasvialtistukselle saadut maaperän alustavat viitearvot (SSL) sekä aineiden turvalliseksi katsottu maksimipitoisuus eri ravintokasveissa. s = syöpärisikin perusteella määrätynyt SSL, NA = not available (ei saatavissa)

Aine	SSL maaperä, asuinalue mg/kg	SSL maaperä, ravintokasvialtistus ¹ mg/kg	Sallittu pitoisuus ravinnossa, vilja/lehtivihannekset/ juuri- ja mukulakasvit ² mg/kg
Atratsiini	2,8 s	ei laskettu	NA
DDT/DDE/DDD	1,8 s	2,5	0,1 / - / 0,2
Deltametriini	NA	ei laskettu	0,2 / 0,02 / 0,01
Dieldriini	0,038 s	0,15	0,02 / 0,05 / 0,1
Diklobeniili	NA	ei laskettu	NA
Dikvatti	160	ei laskettu	NA
Fosaloni	NA	ei laskettu	NA
Glyfosaatti	7500	ei laskettu	0,5 / - / -
HCB	0,38 s	ei laskettu	NA
Iprodioni	3000	ei laskettu	0,1 / 1 / 0,1
Klorotaloniili	56 s	ei laskettu	0,1 / 1 / 0,2
Kvintotseeni	2,4 s	0,2	0,03 / 0,02 / 0,2
Lindaani	0,47 s	0,03	0,5 / 0,5 / 0,05
Parakvatti	340	ei laskettu	0,2 / 0,05 / 0,2
Pentakloorianisoli	NA	ei laskettu	0,05 ³
Permetriini	3700	ei laskettu	0,5 / 0,5 / 0,05
Propikonatsoli	970	ei laskettu	0,05 / - / 0,05
Simatsiini	5,1 s	ei laskettu	NA
Terbutylatsiini	NA	ei laskettu	NA
Triadimefoni	NA	ei laskettu	0,1 / 0,1 / 0,05
Triadimenoli	NA	ei laskettu	0,2 / 1 / 0,05

¹ laskettu iteroimalla kertymistä kuvaavien mallien avulla (luku 7.5.2.3 kaavat 3-5d), sallittu maaperän pitoisuus, jolla FAO:n esittämä ravintokasvien sallittu pitoisuus vielä alittuu; lehtikasveille ja juurikasveille esitetyn arvon poiketessa toisistaan SSL- arvoksi esitetään näistä alemmaa.

² FAO 2004; taulukossa alhaisimmat kyseiselle ravintokasvityypille esitetyt pitoisuusrajat

³ KTM 2002

maaperän sallittuun pitoisuuteen (MPC = maximum permissible concentration) 0,011 mg/kg. Arvon alhaisuus selittyy osin sillä, että sen johtamisessa on otettu huomioon sekundäärinen altistuminen eli petolintujen altistuminen ravinnon kautta. Van Wensem (1997) mukaan Romijn ym. ovat toisaalta esittäneet lintujen altistumisen huomioon ottavaksi MPC-arvoksi pitoisuutta 0,78 mg/kg ja nisäkkäitä suojaavaksi pitoisuusrajaksi vastaavasti 27 mg/kg. Van de Leemkule ym. (1999) mukaan puutarha-alueilla taso 5 mg DDT/kg olisi ekologisten riskien kannalta hyväksyttävä maksimipitoisuus. Tämän pitoisuusrajan johtamisessa on otettu huomioon vaikutukset maaperäeliöissä (mikrobitoiminta, lierot) ja kasveissa. Erot ekologisissa viitearvoissa johtuvat pääosin erilaisista määrittelyperiaatteista ja osittain mahdollisesti myös toksisuustiedon vaihtelusta.

Rakennetuilla alueilla, kuten esim. asuintalojen pihamailla, ei ole välttämättä tarkoituksenmukaista pitäytyä suoraviivaisesti kaikkein herkimmätkin kohde-eliöt huomioon ottaviin ohjearvoihin kunnostuksia suunniteltaessa. Esim. Sørliie ym. (1998) tutkimuksessa maaperän DDT-pitoisuudella 14 mg/kg saatiin hollantilaista CSOIL-laskentamallia (tässä käytetty RischHuman- ohjelma perustuu tähän malliin) käyttäen tulokseksi ihmisten altistumiselle päivittäisannos, joka oli vain 25-osa sallitusta annostasosta. Uusimmassa hollantilaisten ohjearvotarkistuksessa huomattavaa terveysriskiä vastaavaksi maaperän DDT:n pitoisuustasoksi on eh-

dotettu arvoa 31 mg/kg (Lijzen ym. 2001). Näiden ulkomailla tehtyjen selvitysten ja tämän tutkimuksen perusteella esim. DDT:n osalta voitaisiin terveystarvikkeiden kannalta sallia hyvinkin nykyiseen SAMASE-ohjearvoon nähden vähintäänkin 10-kertainen kunnostuksen tavoitepitoisuus. Tämä saattaa kuitenkin asettaa rajoitteita ravintokasvien viljelylle. Vaikka DDT:tä ei maa-ainekseen kiinnittyvänä ja lipofiilisenä yhdisteenä yleisesti ottaen pidetä huomattavassa määrin kasveihin kertyvänä ja kasvissa liikkuvana, on kertyminen juuristoon ja esim. mukulakasveihin, kuten perunaan ja porkkanaan, mahdollista. Lisäksi pilaantunut pintamaa voi päätyä pölyämisen ja pintaerosion kautta kasvin lehdille.

Sovellettaessa taulukon 22 SSL-arvoja muiden torjunta-aineilla pilaantuneiden maiden tilan arviointiin on otettava huomioon, että laskenta perustui tiettyihin, tarkasteltuja esimerkkikohteita kuvaaviin tietoihin ja oletuksiin ympäristöolosuhteista. Lähtökohtana oli kuitenkin konservatiivinen arviointi. Laskelmien lähtöarvot on esitetty liitteessä 7. Niiden aineiden osalta, joilla muista lähteistä aiheutuva altistus on merkittävä, on tämä ns. tausta-altistus otettava kohdekohtaisen arvioinnin tulosten tulkinnassa ja luonnehdinnassa huomioon. Merkittävä tausta-altistus voi tulla kyseeseen esimerkiksi organoklooripestisideillä kuten DDT:llä ja HCB:llä, joita on analysoitu huomattavia pitoisuuksia mm. kuormittamattomienkin alueiden ilmanäytteistä ja Itämeren silakasta. On myös huomattava, että sallitut päivittäisannokset on yleisesti määritelty kokonaisaltistukselle, eivät siis yksinomaan pilaantuneesta kohteesta aiheutuvalla lisäaltistuksella.

Jotkut torjunta-aineet voivat olosuhteista riippuen kulkeutua suotoveden mukana pohjaveteen. Siksi on usein syytä tarkistaa mahdollinen pohjaveden pilaantumisen riski. Taulukossa 23 on esitetty pohjavettä suojaavat maaperän viitearvot eräille, tutkituilla taimitarhoilla esiintyvälle, pohjaveteen kulkeutuviksi tunnistetuille torjunta-aineille. Laskentamenetelmä ja maaperän oletusarvot olivat samat kuin yllä SSL-laskentaohjelmassa ja Risc-Human-ohjelmassa (ks. luku 7.5.2.1. ja liite 7).

Taulukko 23. Pohjaveden pilaantumisen riskin perusteella määritetyt maaperän turvalliset pitoisuudet eri laimenemiskertoimilla (DAF). Jakautumiskertoimiin (K_d) perustuva laskelma.

Aine	SSL maaperä, mg/kg hiekkamaa		SSL maaperä, mg/kg turvemaa	
	DAF = 1	DAF = 10	DAF = 1	DAF = 10
Atratsiini	0,0001	0,001	0,002	0,02
Dieldriini	0,0011	0,011	0,09	0,9
Glyfosaatti	0,0005	0,005	0,01	0,1
Iprodioni	0,00004	0,0004	0,009	0,09
Kvintotseeni	0,004	0,04	0,1	1
Lindaani	0,00004	0,0004	0,0007	0,007
Propikonatsoli	0,0002	0,002	0,02	0,2
Terbutylatsiini	0,0002	0,002	0,005	0,05

Laskentatulosten perusteella hiekkamaalla jo alle määritysrajan esiintyvät maaperän pitoisuudet voisivat joissain tapauksissa aiheuttaa pohjaveden pilaantumisen riskin. Tulosten tulkinnassa on huomattava, että laskentamenetelmässä esiintyvän jakautumiskertoimen K_d suuruus vaikuttaa huomattavasti saatavaan SSL:n arvoon. Tässä K_d -arvot johdettiin varovaisuusperiaatteen mukaisesti alhaisimmista, eri lähteissä ilmoitetuista K_{oc} -arvoista (luku 7.5.2.3, kaavat 5a-d). Käytännössä K_{oc} -arvot voivat vaihdella kertaluokilla. Jakautumiskertoimet eivät myöskään ota huomioon käytännössä tapahtuvaa aineiden kiinnittymistä maa-ainekseen, hajoamista ja muita olennaisia ilmiöitä. Taulukossa 23 esitettyjä SSL-arvoja voidaan-

kin käyttää lähinnä pohjaveden pilaantumisen riskin alustavaan tunnistamiseen torjunta-aineilla pilaantuneilla alueilla. Tarkemmassa pilaantumisen riskin arvioinnin yhteydessä on syytä ottaa huomioon pilaantumisen laajuus ja alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet, kuten maalaji ja sen vedenläpäisevyysominaisuudet sekä pohjaveden antoisuus ja virtausolosuhteet.

Kohdekohtaisesta riskinarvioinnista on esitetty yleisiä menettelytapaohjeita (Sorvari ja Assmuth 1998). Torjunta-aineiden osalta on erityisesti otettava huomioon mahdollisten, lähtöaineista syntyvien haitallisten reaktiotuotteiden syntyminen. Näiden ympäristökäyttämisen ja vaikutusten arvioinnista on esitetty erillisiä ohjeistuksia (Sinclair ja Boxall 2002).

Mikäli pilaantuneeksi epäillyllä alueella todetaan useita torjunta-aineita, on näiden mahdolliset yhteisvaikutukset otettava huomioon. Tämän raportin luvuissa 7.5.2.4 ja 7.5.3.3 on esitetty lyhyesti periaatteet seosvaikutusten arvioimiseksi. Tarkempia ohjeistuksia löytyy mm. ASTDR:n ja Committee on Toxicity:n julkaisuista (ASTDR 2001; Committee on Toxicity 2002). Yhteisvaikutusten arvioimiseksi suositellaan käytettäväksi biotestejä ja biologisia määrittämiä alueen eliöstöstä (ks. tarkemmin luku 8.4).

8.3 Riskinhallintatoimet

Suosittelavaa on, että toiminnassa olevilla taimitarhoilla suoto- ja pintavesien (las-kuojat) kulkeutumista alueen ulkopuolelle hallitaan esim. johtamalla vedet imeytyskaivon tai tasausaltaiden kautta ennen johtamista pintavesistöön. Näin estetään torjunta-aineiden kulkeutuminen suspendoituneen aineksen mukana läheiseen pintavesistöön. Lisäksi työtapoja toiminnassa olevilla taimitarhoilla tulisi kehittää edelleen siihen suuntaan, että päästöt ympäristöön minimoidaan. Esimerkiksi vaihtoehtoisten menetelmien käyttö rikkakasvien torjunnassa ja ruiskutusten tarkempi kohdentaminen taimiarkeille siten, että ruisku ei yllä kasvatusalustojen ulkopuolelle, vähentäisivät torjunta-aineiden pääsyä ympäristöön.

Torjunta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen on mahdollista ja tämä tulisi ottaa huomioon myös toimivilla metsätaimtarhoilla. Jos pohjavedessä on torjunta-aineita, sitä ei saa käyttää talousvetenä. Rajoitukset voivat tapauksesta riippuen kohdistua tarhan omaan vedenottopisteeseen, mutta myös naapureiden kaivoihin. Pahimmassa tapauksessa lähellä sijaitsevan pohjavedenottamon käyttö voi vaarantua.

Taimijätteiden kompostoinnissa muodostuva multa tulee käyttää tai varastoida taimitarhan alueella, koska se sisältää usein torjunta-ainejäämiä (Veijalainen ym. 1999; tämän tutkimuksen tulokset). Jos kompostimultaa halutaan sijoittaa alueen ulkopuolelle, tulee sen haitta-ainepitoisuudet tutkia.

8.4 Yleiset suositukset ja ohjeet

Tämän tutkimuksen sekä aiemman kauppapuutarhaselvityksen (Jaakkonen 2003) yhteydessä todettiin torjunta-aineisiin liittyvien analyysipalvelujen tarjonnan Suomessa olevan osin riittämätöntä. Esimerkiksi hitaasti hajoavia ja metsätaimtarhoilla käytettyjä dikvattia ja parakvattia sekä kauppapuutarhoilla koristekasveille yleisesti käytettyä dienokloria ei analysoida Suomessa tällä hetkellä lainkaan. Laboratorioiden tarjoamat analyysivalikoimat eivät myöskään riittävästi kata tarhoilla käytettyjä torjunta-aineita. Kattavan tuloksen saamiseksi näytteet tulisi tämän vuoksi analysoida kahdessa laboratorioissa, mikä ei aina ole taloudellisesti mahdollista. Analyysivalmiuksien kehittäminen Suomessa olisikin siten tärkeää tulevaisuudessa tehtävien tutkimusten kannalta.

Taimitarhoilla, kuten myös kauppapuutarhoilla, maanviljelyalueilla yms. toimintoihin käytetyillä alueilla, ympäristöön on yleensä päätyneet useita eri tavalla käyttäytyviä ja vaikuttavia haitta-aineita. Näistä voi aiheutua yhteisvaikutuksia ja ekologisia vasteita, joiden määrittäminen muutoin kuin laboratoriotestein on tiedonpuutteiden vuoksi yleensä erittäin hankalaa. Tämän vuoksi on suositeltavaa käyttää kemiallisten analyysien rinnalla ympäristöstä otetuilla näytteillä tehtäviä biotestejä valituilla, tapaukseen soveltuvilla testiorganismeilla. Tässä tulisi käyttää ns. testipatteristoa eli useampaa erityyppistä testiä, sillä eri trofiatasolla olevat organismit ja eri lajit reagoivat aineisiin eri tavalla. Biotestien suunnitelmallisella käytöllä voidaan osin korvata kemiallisia analyysejä ja siten jopa saavuttaa säästöjä tutkimuskustannuksissa, sillä torjunta-aineiden kemialliset analyysit ovat nykyisellään varsin kalliita. Biotestien käyttöä rajoittavat vaikeudet tulosten tulkinnassa. Tulkintaohjeiden ja menettelytapojen kehittäminen onkin nähty koko Euroopan laajuisesti tärkeänä kehittämistarpeena.

Yhteenveto

Torjunta-aineiden käyttö Suomen metsätaimatarhoilla oli runsainta 1970-luvulla, jolloin vuosittaisen käyttömäärän arvioitiin olevan 18 000 kg tehoaineeksi lasketuna. Nykyisin torjunta-aineita käytetään vuodessa noin 1 000 kg. Pääsyytä käyttömäärän vähenemiseen ovat paakkutaimien osuuden kasvu taimituotannossa ja taimien tuotantomäärien supistuminen. Varsinkin 1950 – 1970-luvuilla monet käytetyistä torjunta-aineista olivat hitaasti hajoavia ja niitä voi yhä olla metsätaimitarhojen maaperässä, pohjavedessä tai sedimenteissä. Vanhoihin torjunta-aineisiin kuuluu myös nykyisin syöpävaaralliseksi luokiteltuja ja muita sekä ihmiselle että luonnolle myrkyllisiä valmisteita. Nykyisin käytettävät torjunta-aineet ovat nopeammin hajoavia ja haitattomampia. Niiden mahdollinen kulkeutuminen pohjavesiin ja vesistöihin, ravintokasvialistutus ja maansyönti voivat silti aiheuttaa terveysriskiä.

Suomen metsätaimituotanto oli vuonna 2001 noin 157 miljoonaa taimea. Noin 90 % metsätaimista tuotetaan nykyisin ns. suurten taimituottajien 24 tarhalla. Loput 10 % tuotetaan pienehköillä yksityistarhoilla ja 4H-nuorten tarhoilla. Tämän selvityksen yhteydessä kartoitettiin vain toimivat ja lakkautetut keskustaimitarhat, pienet metsänhoitoyhdistysten ja yksityisten tarhat jätettiin kartoituksen ulkopuolelle. Kaikkiaan kartoitettuja tarhoja on 73 kappaletta, joista toimivia siis 24 ja lakkautettuja 49 kappaletta. Suuri osa tarhoista sijaitsee luokitelluilla pohjavesialueilla tai hyvin läpäisevällä maaperällä. Lisäksi useimmat ovat vesistöjen lähellä.

Tarhojen tehopinta-ala on laskenut voimakkaasti paakkutaimituotantoon siirtymisen myötä, minkä seurauksena aiemmin tuotannossa olleita alueita on jäänyt tarpeettomiksi ja niitä on myyty tai vuokrattu muuhun käyttöön, esimerkiksi maanviljelyyn, asuinkäyttöön tai liikealueiksi. Maankäytön muuttuessa maaperän mahdollinen pilaantuminen on syytä selvittää sekä lakkautetuilla taimitarhoilla että tarpeettomiksi käyneillä kasvatuskentillä.

Kahdella esimerkkitarhalla tehtiin kesällä 2003 maaperä-, pohjavesi- ja pintavesitutkimuksia, joiden pohjalta tarhoille suoritettiin riskinarviointi. Nämä tarhat edustavat toiminta-aikansa ja tuotantomääränsä perusteella keskivertotarhaa ja niiden tutkimustulokset kuvaavat taimitarhatuotantoa yleiselläkin tasolla. Tutkimusten perusteella eräiden torjunta-aineiden pitoisuudet tutkituilla tarhoilla ovat kohonneet. Pitoisuudet ovat pääosin pieniä ja keskittyvät yksittäisille osa-alueille. Näitä alueita olivat torjunta-ainetarha-alueen piha-alue, kompostialue ja purkukäytön viereisen laskeutusaltaan sedimentti. Alueet liittyvät tiettyihin toimintoihin ja siten myös muilla metsätaimitarhoilla voidaan odottaa kohonneita torjunta-ainepitoisuuksia vastaavilla alueilla. Muita alueita, joiden maaperän torjunta-ainepitoisuus voi olla keskimääräistä suurempi, ovat vanhat upotuskäsittely- ja sementin peittäyspaikat, kaatopaikat, läjitys- ja kompostointialueet sekä salaojaitai muiden valumavesien purku- tai laskeutusalueet. Vanhoilla tarhoilla myös kasvatuskenttien maaperässä saattaa olla DDT:tä, HCB:tä tai muita hitaasti hajoavia torjunta-aineita.

Useat hitaasti hajoavat torjunta-aineet kulkeutuvat huonosti ja sitoutuvat maaperän humukseen ja savekseen. Tutkimuksissa kohonneiden torjunta-ainepitoisuuksien todettiin rajoittuvan pääasiassa pintamaakerrokseen. Sitoutuvat ja heikosti liukenevat torjunta-aineet voivat kuitenkin kulkeutua vajo- ja valumave-

sien mukana pieniin maahiukkasiin sitoutuneina, osoituksena tästä ovat sedimenttinäytteessä todetut torjunta-aineet, mm. dieldriini, lindaani ja glyfosaatti. Näin ne voivat kulkeutua läheisiin vesistöihin. Hyvin kulkeutuvat torjunta-aineet voivat levitä vesistöihin sekä pohjaveteen. Tämä saattaa aiheuttaa riskejä vesieliöstölle sekä estää pohjaveden käytön talousvetenä.

Riskinarvioinnissa laskettiin eräille ominaisuuksiensa perusteella kriittisiksi katsotuille torjunta-aineille alustavat maaperän viitearvot (SSL, soil screening levels), joiden ylittyminen osoittaa mahdollisten terveysriskien olemassaolon ja lisäselvitysten tarpeen, silloin kun kyseessä on asuinalue eli herkin maankäyttömuoto. Arvioinnissa otettiin huomioon myös talousveden käyttö ja ravintokasvien viljely. Lisäksi tehtiin tarkempi kohdekohtainen arvio hollantilaista altistuslaskentamallia käyttäen. Riskinarvioinnin lähtökohta oli konservatiivinen ja laskelmissa käytettiin ensimmäisessä vaiheessa torjunta-aineiden todettuja maksimipitoisuuksia. Koska jo näytteenotossa keskityttiin erityisesti alueisiin, joilla torjunta-ainepitoisuuden arvioitiin olevan keskimääräistä suurempi, arviointi kuvaa ”pahinta mahdollista” tilannetta. Tulosten perusteella seulottiin jatkotarkasteluun torjunta-aineet, joille kvantitatiivinen riskinarviointi uusittiin käyttäen keskimääräisiä maaperäpitoisuuksia. Riskinarviointia hankaloittivat mm. tiedonpuute torjunta-aineiden seosvaikutuksista ja riskien määrittelyssä käytettävien viitearvojen vaihtelu eri maissa. Ekologisten riskien arviointia rajoittivat etenkin puutteelliset tiedot torjunta-aineiden toksisuudesta maassa ja maalla eläville eliöille ja arviointi jouduttiin tästä syystä rajoittamaan muutamien torjunta-aineiden analysoitujen pitoisuuksien vertailuun kirjallisuudessa esitettyihin riskejä osoittaviin viitearvoihin.

Terveysriskien kannalta kriittisimmiksi aineiksi osoittautuivat heksaklooribentseeni ja kvintotseeni. Vaikka laskennalliset riskitasot ylittivät näiden aineiden osalta eräät sallittuina pidetyt riskitasot, laskentalähtökohdat ja laskentamallien ominaisuudet huomioon ottaen terveysriskien voidaan olettaa jäävän sekä nykykäytössä että mahdollisessa tulevassa asuinkäytössäkin pieniksi. Riskejä voidaan lisäksi vähentää huomattavasti, jos alueen pohjavettä ei käytetä talousvetenä ja jos ravintokasvien viljelyä alueella rajoitetaan.

Jos maankäyttö muuttuu tulevaisuudessa, etenkin asuinkäyttöön, terveysriskit ovat mahdollisia, joskin ne keskittyvät tietyille em. osa-alueille. Näin ollen vähintäänkin rajatuilla hot spot -alueilla on syytä tehdä rakentamisen yhteydessä massanvaihdot, eristykset tms. toimet riskien rajoittamiseksi sekä muutoinkin ottaa pilaantuneisuus huomioon toimintojen sijoittamisessa. Ekologisten riskien kannalta merkittävintä on tiettyjen kulkeutuvien torjunta-aineiden leviäminen ympäristöön ja etenkin vesistöihin. Ekologisten riskien merkityksestä ei toisaalta saatu tämän tutkimuksen perusteella riittävästi tietoa. Tutkituilla tarhoilla ekologist vaikutukset jäävät kuitenkin alhaisten pitoisuuksien ja niiden alueellisen keskittymisen vuoksi yhteisö- ja ekosysteemitasolla oletettavasti vähäisiksi.

SSL-arvoja voidaan käyttää jatkossa apuna arvioitaessa toimenpidetarpeita ja suunniteltaessa tutkimuksia muilla metsätaimatarhoilla. Esitettyjä menettelytapoja voidaan soveltaa myös kauppapuutarhojen ja koristetaimatarhojen ympäristön pilaantumisen ja siitä aiheutuvien riskien arviointiin.

Maankäytön muutos on merkittävin metsätaimatarhojen tutkimustarpeen laukaisija. Tutkimusten kannalta olennaista on käyttöhistoria- ja kohdetietojen perusteellinen selvittäminen, jotta niiden pohjalta voidaan tunnistaa ns. hot spot -alueet sekä valita tarpeelliset näytenäytteet ja tarvittavat analyysit. Pohjaveden mahdollinen pilaantuminen ja pintavesikulkeutuminen on aina syytä selvittää vesinäyttein. Yhteisvaikutusten selvittämiseksi suositellaan tehtäväksi kemiallisten analyysien rinnalla ja osin niitä korvaavinaakin biologisia analyysijä kuten biotestejä.

Olennaisimmat torjunta-aineiden leviämisreitit metsätaimatarhoilla ovat vajo- ja valumavedet sekä läjitysalueet ja kompostikentät. Toimivien taimitarhojen ympäristövaikutusten ehkäisemiseksi ja päästöjen minimoimiseksi suositellaan seuraavia toimia. Salaoja- ja muut valumavedet johdetaan imeytyskaivon tai tasausaltaiden kautta ennen johtamista pintavesistöön. Näin vähennetään torjunta-aineiden kulkeutumista suspendoituneen aineksen mukana pintavesistöön. Lisäksi toimintatapoja tarhoilla kehitetään edelleen siten, että päästöt ympäristöön minimoidaan. Keinoja tähän ovat mm. vaihtoehtoisten menetelmien käyttö rikkakasvien torjunnassa, torjunta-aineruiskutusten tarkka kohdentaminen taimiarkeille sekä kompostimassojen käyttö vain tarhan alueella, niin ettei ainesta kuljeteta tarhan ulkopuolelle.

Lähteet

- Ahola, V. K. 1930. Taimitarha, sen valmistus, kunnossapito ja hoito. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. Keskusmetsäseura Tapion käsikirjasia N:o 20. 48 s.
- Ahonen, I., Jalkanen, A. & Vähäsöyrinki A. 1998. Työntekijöiden kemikaalialtistuminen saastu-
neiden maa-alueiden kunnostuksessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen
ympäristö 197. 55 s. ISBN 952-11-0269-1, ISSN 1238-7312.
- American Petroleum Institute. 1999. A Critical Review of Methods for Developing Ecological
Soil Quality Guidelines and Criteria. Ecological planning and toxicology, Inc., Corvallis.
Teoksessa United States Environmental Protection Agency, Guidance for Developing
Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). OSWER Directive 92857-55, November
2003. http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/pdf/ecossl_attachment_1-1.pdf. [WWW,
viitattu 6.2.2004]
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2001. Guidance Manual for the
Assessment of Joint Toxic Action of Chemical Mixtures. Draft for public comment.
U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 61 s. + liitteet.
<http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/ipga.html> [WWW, viitattu 24.11.2003.]
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2003a. Minimal Risk Levels
(MRLs) for Hazardous Substances. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
Päivitetty 16.9.2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html> [WWW, viitattu 11.11.2003.]
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2003b. Toxicological Profiles.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html> [WWW, viitattu 6.2.2004.]
- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink,
M.C.M., Verdam, L. & Zeilmaker, M.J. 2001. Re-evaluation of human-toxicological
maximum permissible risk levels. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu,
Bilthoven. RIVM report 711701 025. 297 s.
- Bekämpningsmedel i Saxån-Braån 1988-1997. Päivitetty tammikuu 2002. Saxån-Braåns
Vattenvårdskommitté, Landskrona. [http://www.landskrona.se/kommun/miljo/
saxan02/report/Kemi.htm](http://www.landskrona.se/kommun/miljo/saxan02/report/Kemi.htm) [WWW, viitattu 11.3.2003.]
- Blomqvist, H., Pessala, B., Rytä, E. & Toiviainen, M. (toim.) 1972. Torjunta-aineet 1972.
Kasvinsuojeluseura r.y., Joensuu. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja 49. 72, [1] s.
ISBN 951-9029-02-8 (nid.), ISSN 0355-0850.
- Blomqvist, H., Pessala, B., Rytä, E. & Toiviainen, M. (toim.) 1975. Torjunta-aineet 1975.
Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja 53. [1], 88, [2] s.
ISBN 951-9029-07-9 (nid.), ISSN 0355-0850.
- Blomqvist, H., Hiltunen, T., Pessala, B. & Rytä, E. (toim.) 1977. Torjunta-aineet 1977. Kasvin-
suojeluseura r.y., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja 55. [1], 88, [2] s. ISBN (Osa)
951-9029-09-5 (nid.), ISSN 0355-0850.
- Blomqvist, H., Hiltunen, T., Pessala, B. & Vanhanen, R. 1983. Torjunta-aineet 1983. Kasvinsuo-
jeluseura r.y., Helsinki, Kasvinsuojeluseuran julkaisuja 69. [1], 74 s. ISBN 951-9029-25-7
(nid.), ISSN 0355-0850.
- Blomqvist, H., Hynninen, E.-L., Toiviainen, M. & Vanhanen, R. 1988. Torjunta-aineet 1988:
luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista.
Maatilahallitus, Helsinki. 85 s. ISSN 0784-1043.
- Blomqvist, H., Hynninen, E.-L. & Vanhanen, R. 1989. Torjunta-aineet 1989: luettelo rekisterissä
olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista. Maatilahallitus,
Helsinki. 85 s.
- Blomqvist, H., Hirvonen, L., Hynninen, E.-L. & Vanhanen, R. 1990. Torjunta-aineet 1990:
luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista.
Maatilahallitus, Helsinki. 87 s.
- Blomqvist, H., Hirvonen, L., Hynninen, E.-L. & Vanhanen, R. 1991. Torjunta-aineet 1991:
luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista.
Maatilahallitus, Helsinki. 76 s.
- Blomqvist, H., Hirvonen, L., Hynninen, E.-L. & Vanhanen, R. 1992. Torjunta-aineet 1992:
luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista.
Maatilahallitus, Helsinki. 64 s.

- Blomqvist, H., Hirvonen, L., Hynninen, E-L. & Vanhanen, R. 1994. Torjunta-aineet 1994: luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevista ehdoista. Kasvintuotannon tarkastuskeskus, Helsinki. 54 s.
- Branchebeskrivelse for skovbruget med fokus på anvendelse af DDT. Teknik & Administration Nr. 4, 1998. Päivitetty 1998. Amternes Videncenter for Jordforøring, København. <http://www.avjinfo.dk/pdf/DDT.pdf> [WWW, viitattu 8.1.2004.]
- Briggs, G.C., Bromilow, R.H. & Evans, A.A. 1982. Relationships between Lipophilicity and Root Uptake of Non-ionised Chemicals by Barley. *Pestic. Sci.* 13, 495-504. Ref. Risc-Human 2000. Tietokoneohjelma, versio 3.1. Van Hall Business Center, Hollanti.
- Briggs, G.C., Bromilow, R.H., Evans, A.A. & Williams, M. 1983. Relationships between Lipophilicity and the Distribution of Non-ionised Chemicals by Barley Shoots Following Uptake by the Roots. *Pestic. Sci.* 14, 492-500. Ref. Risc-Human 2000. Tietokoneohjelma, versio 3.1. Van Hall Business Center, Hollanti.
- The British Crop Protection Council. 2002. The e-Pesticide Manual (Twelfth Edition) Version 2.2., 699-700. Lenacil. ISBN 1-901396-31-2. [CD-ROM.]
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2002. Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. Päivitetty 05.2004. http://www.ccme.ca/publications/can_guidelines.html#110 [WWW, viitattu 8.6.2004.]
- Choudhury, H., Hertzberg, R., Rice, G., Cogliano, J., Mukherjee, D. & Teuschler, L. 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. EPA/630/R-00/002. United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Technical Panel, Washington, D.C. 143s. + liitteet. Päivitetty 13.8.2005. http://www.epa.gov/ncea/raf/pdfs/chem_mix/chem_mix_08_2001.pdf. [WWW, viitattu 15.8.2005.]
- Cogliano, J., Flowers, L., Valcovic, L., Barton, H., Woodruff, T. & Choksi, N. 2003. Supplemental Guidance for Assessing Cancer Susceptibility from Early-Life Exposure to Carcinogens (External Review Draft). EPA/630/R-03/003. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC. <http://cfpub2.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55446>
- Colorado Department of Public Health and Environment. 1997. Soil remediation objectives. A policy Outlining The Process For Developing Site-Specific Soil Remediation Objectives. Hazardous Materials and Waste Management Division. <http://www.cdphe.state.co.us/hm/soilplcydraft.pdf>
- Committee on Toxicity. 2002. Risk Assessment of Mixtures of Pesticides and Similar Substances. Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment. [http://www.food.gov.uk/> Science and Research > Scientific committees > Committee on Toxicity \(COT\) > Reports > Review of the Risk Assessment of Mixtures.](http://www.food.gov.uk/>Science%20and%20Research>Scientific%20committees>Committee%20on%20Toxicity%20(COT)>Reports>Review%20of%20the%20Risk%20Assessment%20of%20Mixtures)
- Cox, C. 2000. Glyphosate Fact Sheet. Part 1. *J. Pesticide Reform* 108(3). <http://www.mindfully.org/Pesticide/> [WWW, viitattu 28.1.2004.]
- Cuyno, L.C.M., Norton G.W. & Rola, A. 2000. Economic Analysis of Environmental Benefits of Integrated Pest Management: A Philippine Case Study. IPM CRSP Working Paper 00-2. IPM CRSP, Office of International Research and Development, Blacksburg, Virginia, USA. 17 s. <http://www.ag.vt.edu/ipmcrsp/papers/ph2000wr.pdf>
- Department of Environmental Conservation. 2003. Article 3. Discharge Reporting, Cleanup, and Disposal of Oil and Other Hazardous Substances, section 341. Soil cleanup levels; tables. Oil and Other Hazardous Substances Pollution Control. 18 AAC 75, Register 165. http://www.state.ak.us/dec/spar/statutes_regs.htm#article03
- DEQ (Department of Environmental Quality). 2000. Part 201 Generic Cleanup Criteria. State of Michigan, Department of Environmental Quality (DEQ). Päivitetty 6.6.2000. <http://www.michigan.gov/deq/> [WWW, viitattu 10.11.2003.]
- DEQ (Department of Environmental Quality). 2002. Table 4. Toxicological and Chemical-Physical Data for Part 210 Generic Cleanup Criteria and Screening Levels. Part 201 Generic Cleanup Criteria. Michigan Government. <http://www.deq.state.mi.us/documents/deq-rrd-part201-rules-Rule752table.pdf> [WWW, viitattu 14.4.2004.]
- DDT-rydding avsluttet. Päivitetty 31.10.2003. Landsbruksdepartement, Oslo. <http://odin.dep.no/ld/norsk/Ansvarsomraader/Landbrukets-miljoinsats/020061-210274/index-dok000-b-n-a.html> [WWW, viitattu 14.11.2003.]

- Efroymsson, R.A., Suter II, G.W., Sample, B.E. & Jones, D.S. 1997a. Preliminary Remediation Goals for Ecological Endpoints. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Oak Ridge. 27s. + liitteet. ES/ER/TM-162/R2.
- Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 2000. Safety Factors in Pesticide Risk Assessment: Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations.. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report No. 325. 60 s. ISBN 87-7772-561-1, ISSN 0905-815X (print). http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rappporter/fr325.pdf
- Environmental Defense. 2003. Health Effects known to Scorecard. Environmental Defense, New York. <http://www.scorecard.org/health-effects/>. [WWW, viitattu 17.2.2004.]
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23. lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. 2000. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L 327:1-72.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston päätös N:o 2455/2001/EY, tehty 20. päivänä marraskuuta 2001, vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden luettelon vahvistamisesta ja direktiivin 2000/60/EY muuttamisesta. 2001. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L 331. S. 1-5. ISSN 1024-3038.
- European Commission. 2001. Review report for the active substance diquat. 1688/VI/97-final. 22.03. 2001. Directorate-General Health & Consumer protection, Brussels. 34 s. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sfp/ph_ps/pro/eva/existing/list1_diquat_en.pdf
- European Commission. 2002a. Glyphosate: 6511/VI/99-final: 21 January 2002. EC, Health & Consumer Protection Directorate-General, Brussels. 56 s.
- European Commission. 2002b. Minutes of the thirty second meeting of the scientific committee on plants: Brussels 31 January 2002. SCF/REPT/032. 24 April 2002. Health & Consumer protection directorate-general, Brussels. 6 s. europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scp/out124_en.pdf
- European Commission. 2002c. Opinion of the Scientific Committee on plants on specific questions from the commission concerning the evaluation of iprodione in the context of council directive 91/414/EEC. SCP/IPRODIO/002-Final. 26 February. Health & Consumer protection directorate-general, Brussels.
- European Commission. 2002d. Opinion of the Scientific Committee on plants on specific questions from the commission regarding the evaluation of paraquat in the context of council directive 91/414/EEC. SCP/PARAQ/002-Final. 16 January. Health & Consumer protection directorate-general, Brussels. 19 s. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scp/out123_ppp_en.pdf
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). 1996. Pesticide Information Profiles: Triadimefon. Oregon State University. Päivitetty 1996. <http://ace.ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/triadime.htm> [WWW, viitattu 18.11.2003.]
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). 2001. Extension Toxicology Network: Paraquat. Päivitetty 19.12.2001. Cornell University, Ithaca, New York. The Pesticide Management Education Program at Cornell University. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/metiram-propoxur/paraquat-ext.html#8>. [WWW, viitattu 19.4.2004.]
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). 2003. Pesticide Information Profiles. <http://extoxnet.orst.edu/pips/ghindex.html> [WWW, viitattu 20.8.2003.]
- EXTOXNET (Extension Toxicology Network). 2004. Päivitetty 10.3.2003. Cornell University, Ithaca, New York. The Pesticide Management Education Program at Cornell University. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/> [WWW, viitattu 19.4.2004.]
- 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.
- FAO (Food Aid Organization). 2004. CODEX maximum residue limits for pesticides. Codex Alimentarius Commission, Rome, Italy. http://faostat.fao.org/faostat/pestdes/pest_ref/pest-e.htm [WWW, viitattu 6.2.2004.]
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) & WHO (World Health Organization). 1997. Aminomethylphosphonic acid (AMPA). Toxicological and Environmental Evaluations 1994. 14s. <http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v097pr04.htm>. [WWW, viitattu 7.6.2004.]

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) & WHO (World Health Organization). 1970. Diquat. 1970 Evaluations of some pesticide residues in food. The monographs. AGP:1970/M/12/1. <http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v070pr11.htm>. Päivitys ei tiedossa. [WWW, viitattu 18.11.2003.]
- Fausser, P. & Mogensen, B. 2002. Nordic pesticide Monitoring Programs. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. TemaNord 2002:506. 57 s. ISBN 92-893-0738-2, ISSN 0908-6692. Saatavilla: <http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/2002-506.pdf> [WWW, viitattu 30.5.2003.]
- Ferguson C.C. 1999. Assessing risks from contaminated sites: Policy and practice in 16 European countries. London. EPP Publications. Land Contamination & Reclamation, 7 (2), 33-54.
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. & Vegter, J. (toim.) 1998. Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1, Scientific Basis. LQM Press. Nottingham, UK. 165 s.
- Fifty years' use of pesticides mapped. Updated 17.9.2002. Miljöstyrelsen, Köbenhavn. <http://www.mst.dk/project/NyViden/2000/08060000.htm> [WWW, viitattu 4.12.2003.]
- Fjerner DDT på skogplanteskoler. Päivitetty 26.8.2003. Statens forurensningstilsyn, Oslo. <http://www.sft.no/nyheter/dbafile9952.html> [WWW, viitattu 14.11.2003.]
- Friday, G.P. 1998. Ecological Screening Values for Surface Water, Sediment, and Soil. Westinghouse Savannah River Company, Savannah River Technology Center, Aiksen. WSRC-TR-98-00110. 67 s. <http://www.osti.gov/dublincore/gpo/servlets/purl/4764-2uJvjR/webviewable/4764.pdf>
- Generalitat de Catalunya. 2000. Guideline for soil quality evaluation: Provisional soil quality criteria in Catalonia. ConSoil 2000, FKZ/TNO the Seventh International Conference on Contaminated Soil, Leipzig, Germany 18-22 September 2000. Department de Medi Ambient, Junta de Residus, Barcelona. [Julkaisemat tiedote.]
- Glyphosat, miljömaessig vurdering. Sagens oplysninger og Miljöstyrelsens vurdering. Bilag 1a. Päivitetty 3.6.2003. Miljöstyrelsen, Köbenhavn. <http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/kemi/03110000.htm>. [Verkkojulkaisu.]
- Gulin, L. 1999. Mitä vaaditaan uudelta taimien kasvatusmenetelmältä. Taimiuutiset 3/99: 3-4. ISSN 1455-7738.
- Gustafsson, J. (toim.) 2004. Torjunta-aineiden esiintyminen pohjavedessä: väliraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 299. 112 s. ISBN 952-11-1676-5, ISSN 1455-0792.
- Haarstad, K. 2001. Experimental determination of important factors for pesticide behaviour in soil and water. Forum book, 6th International HCH and Pesticides Forum. 20.-22.3.2001, Poznan, Poland. s. 207-219. ISBN 83-913860-7-4. http://www.6thhchforum.com/forum_book/ [Verkkojulkaisu]
- Hallituksen esitys eduskunnalle laiksi metsänviljelyaineiston kaupasta: HE 143/2001. Eduskunta, Helsinki. Vuoden 2001 valtiopäivät: Asiakirjat A5: Hallituksen esitykset 116 - 175. 44 s. ISSN 0783-9820. <http://www.finlex.fi/linket/he/20010143>
- Hannerz, M. & Nyström, C. 2001. Ingen minskad användning av bekämpningsmedel. Plantaktuellt. Nyhetsbrev om Skogsplanter 4/2001. http://www.skogforsk.se/templates/SF_DocumentDownload___4335.aspx [Verkkojulkaisu.]
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank). 2003. US National Library of Medicine, Bethesda. Päivitetty 20.12.2003. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB> [WWW, viitattu 9.9.2003.]
- Hiltunen, T. & Rummukainen, U. 1979. Tuhoeläinten torjunta-aineiden käyttö. Julk.: Hiltunen, T. (toim.) Torjunta-aineiden käytön opas. Kasvinsuojeluseura ry., Vantaa. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja n:o 62. S. 43-49. ISBN 951-9029-17-6, ISSN 0355-0850.
- Hiltunen, T., Pessala, B. & Rytäsä, E. (toim.) 1979. Torjunta-aineet 1979. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja n:o 60. [1], 6, [1] s. ISBN (Osa): 951-9029-15-X (nid.), ISSN 0355-0850.
- Hiltunen, T., Pessala, B. & Toiviainen, M. 1981. Torjunta-aineet 1981. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja n:o 65. [1], 67, [1] s. ISBN 951-9029-20-6, ISSN 0355-0850.

- Hubbard, J. 2003. Risk-Based Concentration Table. United States Environmental Protection Agency, Region III. Päivitetty 15.10.2003. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/tech03.htm> [WWW, viitattu 11.11.2003.]
- Hynninen, E.-L. 1996. Valtioneuvoston päätös tiettyjä tehoaineita sisältävien torjunta-aineiden markkinoille saattamisen ja käytön kieltämisestä. Kasvintuotannon tarkastuskeskus, torjunta-aineiden toimiala, Helsinki. Muistio 2.10.1996. 7 s. + 13 liites. [Julkaisematon.] Hämeen ympäristökeskus. 2001. Dnro 0300Y0263-18. Lahti. 6 s.
- IPCS INCHEM (International Program on Chemical Safety). 2003. International Chemical Safety Cards. <http://www.inchem.org/pages/icsc.html> [WWW, viitattu 24.6.2003.]
- Isokallio, A. 2002. Forelia Oy, Nurmijärvi. [Suullinen tiedonanto 18.10.2002.]
- IRIS (Integrated Risk Information System). 2003. United States Environmental Protection Agency. Päivitetty 15.11.2003. <http://www.epa.gov/iris/> [WWW, viitattu 18.11.2003.]
- ITER (International Toxicity Estimates for Risk). 2004. U.S. National Library of Medicine, Bethesda. Päivitetty 16.5.2004. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter.htm> [WWW, viitattu 15.6.2004.]
- Jaakkonen, S. 2003. Toimintansa lopettaneiden kauppapuutarhojen maaperän pilaantuneisuus – esiselvitys. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 604. 105 s. ISBN 952-11-1332-4, ISSN 1238-7312.
- Jamalainen, E. A. & Kanervo, V. (toim.) 1948. Kasvinsuojeluaineet vuonna 1948. Puutarhaviljelijäin Liitto, Helsinki. Puutarhaviljelijäin Liiton julkaisuja n:o 65. Ylipainos Puutarhaviljelijäin Liiton vuosikirjasta 1947. 15 s.
- Jamalainen, E.A., Tinnilä, A. & Rummukainen, U. 1962. Kasvitautilien, tuhoeläinten ja rikkasvien torjunta-aineet. Julk.: Kangas, E., Rummukainen, U. & Simolinna, J. (toim.) Puiden taimien suojele taimitarhassa. Kasvinsuojeluseura, Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja 21. S. 47-52. ISSN 0355-0850.
- Jongbloed, R.H., Traas, T.P. & Luttik, 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.
- Juntunen, M.-L. 2002. Environmental impact of fertilizers and pesticides used in Finnish forest nurseries. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 849. 58, [67] s. ISBN 951-40-1829-X, ISSN 0358-4283. [Väitöskirja.]
- Jäntherä, A. (toim.). 1982. 75 vuotta Tapion toimintaa. Keskusmetsälähtökunta Tapio, Helsinki. 119 s. ISBN 951-9942-6-1 (nid.), ISBN 951-99426-7-X (sid.).
- Järvenpää, J. 2003. Forelia Oy, Saarijärvi. [Suullinen tiedonanto 1.7.2003.]
- Kangas, J., Etula, A. & Husman, K. 1980. Torjunta-ainealtistus metsätaimiarhoilla. Työterveyslaitos, Helsinki. Työolosuhteet 30. 48 s. + 2 liitettä. ISBN 951-801-206-7, ISSN 0357-6027.
- Kallio-Mannila, K. 2001. Prioriteettiaineiden luetteloon sisältyvien torjunta-aineiden käyttäytymisestä ja vaikutuksista ympäristössä. Suomen ympäristökeskus, kemikaaliyksikkö. Muistio 5.2.2001. 3 s. [Julkaisematon.]
- Karbendazim. 1997. KEMI informerar. Uppdaterad November 1997. Kemikalieinspektionen, Stockholm. <http://www.kemi.se/Bkmlblad/Karbenda.pdf> [WWW, viitattu 27.6.2003.]
- Karickhof, S.W. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10, 833-846. Ref. 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.
- Kasvinsuojeluaineiden ympäristörajoitukset. 2003. Päivitetty 31.3.2003. Agrimarket, Helsinki. <http://www.agrimarket.fi/Liitetiedostot/Docs/Ymp%E4rist%F6rajoitukset%2Epdf>. [WWW, viitattu 12.6.2003.]
- Kasvinsuojeluaineluettelo 1955: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvinsuojeluaineet. 1955. Kasvinsuojelulaitos, Helsinki. 48 s.
- Kasvinsuojeluaineluettelo 1958: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvinsuojeluaineet mukaan luettuina asuntojen ja varastojen tuhoeläinten sekä syöpäläisten torjunta-aineet. 1958. Kasvinsuojelulaitos, Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja n:o 15. 52 s.
- Kasvinsuojeluaineluettelo 1960: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvitautilien, tuhoeläinten ja rikkaruohojen torjunta-aineet. 1960. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja nro 19. 56, [1] s.

- Kasvinsuojeluaineluettelo 1963: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvitautien, tuhoeläinten ja rikkaruohojen torjunta-aineet. 1963. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja nro 27. 72 s.
- Kasvinsuojeluaineluettelo 1966: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvitautien, tuhoeläinten ja rikkaruohojen torjunta-aineet. 1966. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja nro 35. 78 s.
- Kasvinsuojeluaineluettelo 1969: virallisesti tarkastetut ja hyväksytyt sekä pelkän myyntiluvan saaneet kasvitautien, tuhoeläinten ja rikkaruohojen torjunta-aineet. 1969. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja nro 39. 89 s.
- Kemian työsuojeluneuvottelukunta. 2002. HTP-arvot 2002. Sosiaali- ja terveysministeriö, Työsuojeluosasto, Tampere. Työsuojelusäädöksiä 3. 55 s. ISBN 952-00-1107-2, ISSN 1456-2561.
- Kohmann, K. 2002. Synpunkter från Norge. Julk.: Temadag om plantskolehygien - Referat från NSFPs möte på Skogforsk, Uppsala, 12 mars 2002. Skogforsk, Uppsala. Päivitetty 13.3.2002. <http://www.ngb.se/nsfp/temadag/temadag.pdf> [WWW, viitattu 4.12.2003]
- KTM (Kauppa- ja teollisuusministeriö). 2002. Kauppa- ja teollisuusministeriön asetus eräiden vieraiden aineiden enimmäismääristä elintarvikkeissa. Helsinki. Suomen säädös-kokoelma 237/2002.
- Lackman, G.-M., Schaller, K.-H. & Angerer, J. 2004. Organochlorine compounds in breast-fed vs. bottle-fed infants: preliminary results at six weeks of age. *Science of Total Environment* 329: 289-293. ISSN: 0048-9697.
- Lahti-Koski, M. & Killkinen, A. 2001. Ravitsemuskertomus 2000. Kansanterveyslaitos, Epidemiologian ja terveyden edistämisen osasto, Ravitsemusyksikkö, Helsinki. Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B 1 / 2001. 64 s. ISBN 951-740-194-9, ISSN 0359-3576
- Laitinen, P. 2000. Torjunta-aineiden kulkeutuminen – Tulokset vuosilta 1993-1998. Julk.: Laitinen, P. (toim.). Torjunta-aineet peltomaassa. Huuhtoutumiskenttätutkimukset 1993 –1998. 15.11.2000, MTT Jokioinen. Maatalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. S. 68-70. ISBN 951-729-592-8.
- Laitinen, P., Siimes, K., Rämö, S., Eronen, L., Oinonen, S. & Kurppa, A. 2001. Maan fosforitason, saveksen ja orgaanisen aineksen vaikutukset torjunta-aineiden (glyfosaatti ja glufosinaatti-ammonium) käyttäytymiseen maassa viljeltäessä herbisidiresistenttejä sokerijuurikkaita: tutkimusraportti 27.11.2001. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. 61 s. + 4 liitettä.
- Landbruksdepartementet og Statens forureningstilsyn. 2002. Handlingsplan 2002-2003 for tiltak ved DDT-deponi på skogplanteskulane. Päivitetty 27.6.2002. Statens forureningstilsyn, Oslo. 15, 1 s. <http://odin.dep.no/archive/ldvedlegg/01/22/DDTHa040.pdf> [Verkkójulkaisu.]
- Van de Leemkule, M.A., van Hesteren, S. & Pruiksma, 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, 68s.
- Lehto, J. & Simolinna, J. 1966. Metsäpuiden taimien kasvattaminen. Kirjayhtymä, Helsinki. Keskusmetsäseura Tapion julkaisuja. 235 s.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggeen, E.M.J. & van Wezel, A.P. 2001. Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM report 711701 023. 147 s. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701023.pdf>
- Lilja, S. 1980. Sienitautien torjunta-aineista taimitarhalla. Julk.: Taimitarhan sienitautipäivä 14.8.1980. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsänviljelyn koemasman tiedonantoja 35. S. 49-54. ISBN 951-40-0497-3.
- Lilja, S. 1983. Taimitarhan sienitaudit. Julk.: Rummukainen, U. (toim.) Metsänsuojeluopas. Kasvinsuojeluseura, Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja N:o 70. S. 3-4. ISBN 951-9029-26-5 (nid.), ISSN 0355-0850.
- Lilja, S. 2000. Katsaus taimitarhojen kasvinsuojeluun. Julk.: Taimitarhatutkimuksen vuosikirja 2000. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 788. S. 7-15. ISBN 951-40-1755-2, ISSN 0358-4283.

- Lisäyksiä ja muutoksia kasvinsuojelueluetteloon 1955. 1955. Kasvinsuojelulaitos, Helsinki. 20 s.
- Lisäyksiä ja muutoksia kasvinsuojelueluetteloon 1955, II. 1957. Kasvinsuojelulaitos, Helsinki. 31 s.
- Luettelo virallisesti tarkastetuista kasvinsuojeluaineista v. 1951. 1950. Puutarhaneuvonnan yhteistoimikunta, Helsinki. Puutarhaneuvonnan yhteistoimikunnan julkaisuja n:o 3. 24 s.
- Luettelo virallisesti tarkastetuista kasvinsuojeluaineista v. 1953. 1953. Kasvinsuojelulaitos, Helsinki. Valtion maatalouskoetoinnin tiedonantoja nro 230. 36 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2003. Suomen taimitarhojen taimituotanto puulajeittain vuosina 1966-2001. Helsinki. [Sähköposti 23.10.2003.]
- Maatalousministeriön päätös eräiden kloorihiilivetyjä sisältävien torjunta-aineiden myynnin ja käytön kieltämisestä ja rajoittamisesta. 1969. Suomen asetuskokoelma 655/1969.
- Maa- ja metsätalousministeriön päätös 503/1976, 31.12.1976. (Ref. Markkula 1990).
- Maa- ja metsätalousministeriön päätös 31.12.1978. (Ref. Markkula 1990).
- Maatilahallitus. 1990. Lausunto Bayleton-sivelyaine -nimisen valmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 259/444/90. Helsinki 26.6.1990.
- Markkula, M., Tiittanen, K. & Vasarainen, A. 1990. Torjunta-aineet maa- ja metsätaloudessa 1953-1987. Maatalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. Maatalouden tutkimuskeskus - Tiedote 2/1990. 58, [4] s. ISSN 0359-7652.
- Metsähallitus. 1982. Luettelo metsäpuiden keskustaimitarhoista 1.8.1982. Metsähallitus, yksityismetsäin osasto, Helsinki. 27 s.
- Metsähallitus. 1989. Metsäpuiden taimitarhat ja siemenkaristamat. Metsähallitus, yleismetsätalouden osasto, Helsinki. 38 s.
- Metsäntutkimuslaitos. 2002. Metsätalastollinen vuosikirja 2002. Peltola, A. (päätoim.). Vantaa. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2002:45. 378 s. ISBN 951-40-1861-3, ISSN 0359-968X.
- Mikola, P. 1957a. Taimitarhojen nykyiset työmenetelmät. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 48,4. 19 s. ISSN 0026-1610.
- Mikola, P. 1957b. Tutkimuksia taimitarhamaasta ja sen vaikutuksesta taimien kehitykseen. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 49,2. 78 s. ISSN 0026-1610.
- Mikola, P. 1962. Sienitaudit ja niiden torjunta: Taimipolte. Julk.: Kangas, E., Rummukainen, U. & Simolinna, J. (toim.) Puiden taimien suojele taimitarhassa. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja No 21. S. 20-22. ISSN 0355-0850.
- Mukula, J. 1964. Rikkaruohot ja niiden torjunta. Kirjayhtymä, Helsinki. 140 s.
- Mukula, J. & Salonen, J. 1990. Rikkakasvien kemiallinen torjunta: Herbisidit ja niiden käyttö. Kasvinsuojeluseura ry., Jokioinen. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja N:o 81. 79 s. ISBN 951-9029-37-0, ISSN 0355-0850.
- Mälkki, E., Sihvonen, K. & Suokko, T. 1988. Ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen II: Taimitarhat. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 50. 37 s. + 4 liitettä. ISBN 951-47-0261-1, ISSN 0738-3288.
- Ness, M. Sørli, J.E. & Jonassen, H. 2001. Bioavailability and toxicity of persistent organic pollutants due to ageing (sequestration) processes. Norwegian Geotechnical Institute. 6th International HCH and Pesticides Forum 20.-22.3.2001, Poznan, Poland. http://www.6thhchforum.com/forum_book/c.3.10.pdf [WWW, viitattu 24.7.2003.]
- Nieminen, K. & Tavaija, J. 1987. Metsäpuiden taimien kasvatusta. Kirjayhtymä, Helsinki. 88 s. ISBN 951-26-3060-5.
- Nikunen, E. 1993. Ympäristölle vaaralliset kemikaalit. Kemianteollisuus ry, Chemas Oy, Helsinki. 118 s. ISBN 952-9597-26-6.
- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A. 2000. Environmental properties of chemicals. Finnish Environment Institute & Edita, Helsinki. 2 nid. 1165, 241 s. ISBN 951-37-2967-2 (Edita, nid.) 952-11-0670-0 (Suomen ympäristökeskus, nid.), ISSN 1238-8602.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 1999. Screening Quick Reference Tables. September 1999. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Protection and Restoration Division, Washington D.C. <http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>
- Nordic Pesticide Monitoring Programs. 2002. TemaNord 2002:506. ISBN 92-893-0738-2. Päivitetty 29.9.2004. http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/TN02_506.asp [Verkköjulkaisu.]

- Nordiska skogsbrukets frö- och plantråd. 2002. Årsrapport 2002. <http://www.ngb.se/nsfp/verksamhet/2002.pdf> [WWW, viitattu 4.12.2003.]
- NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 2001. Reducing Environmental Risks Through Pollution Prevention: Final Report of the Human Health Work Group of the New York State Department of Environmental Conservation Comparative Risk Project. 308 s. <http://www.dec.state.ny.us/website/ppu/p2crpcom.html> [Verkkajulkaisu.]
- PAN (Pesticide Action Network). 2003. Pesticides Database. <http://www.pesticideinfo.org> [WWW, viitattu 28.1.2004.]
- Pasanen, A., Lehtonen, H., Suomela, T., Nieminen, M. & Tavaila, J. 1982. Selvitys taimitarhatoiminnan vaikutuksista pohjaveteen. Vesihallitus ja Keskusmetsälautakunta Tapio. (Ref. Mälkki ym. 1988.)
- Paterson, S., Mackay, D., Tam, D. & Shiu, W.Y. 1990. Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere* 21(3): 297–331. ISSN 0045-6535.
- Penttilä, P.-L., Siivinen, K. & Korkka, L. 2000. Torjunta-aineiden saannin arviointi kasviksista ja viljasta. Oy Edita Ab, Helsinki. Elintarvikeviraston tutkimuksia 10/2000. 22 s + liitteet. ISBN 951-732-128-7 (nid.), ISSN 1235-2764.
- Pesticide Ecotox Database. 2003. U.S. EPA. Päivitetty 8.9.2003. http://www.epa.gov/cgi-bin/ecotox_search. [WWW, viitattu 15.12.2003.]
- Pesticider og nedbrydningsprodukter. Päivitetty 1.12.2003. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, København. <http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/g-o-2002-kap5.pdf>. [WWW, viitattu 28.1.2004.]
- Poletti, E., Hayward, H., Gill, J. & Baker, K. 2004. NICOLE/ISG Risk Comparison Study. EuroRisk. Report Nr. 916830024. Cd-rom tiedosto. Fig 6.
- Propiconazol. 1997. KEMI informerar. Uppdaterad November 1997. Kemikalieinspektionen, Stockholm. <http://www.kemi.se/Bkmlblad/Propikon.pdf> [WWW, viitattu 27.6.2003.]
- Puolanne, J., Pyy, O. & Jeltsch, U. (toim.) 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristönsuojeluosasto, muistio 5 1994. 218 s. ISBN 951-47-4823-9, ISSN 0788-5911.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. 1994. Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A. 323 s. ISBN 951-47-9883-X ISSN 0786-9592.
- Regionalt program för arbete med efterbehandling av förorenade områden – Västerbottens län 2003-2007. 2002. Länsstyrelsen, Västerbottens län, Miljövärd, Umeå. Päivitetty 19.12.2002. <http://www.chem.umu.se/MCN/Projektbeskrivningar/Regionala%20programmet%202003%20AC.pdf>. [Verkkajulkaisu.]
- Rikala, R. 1978. Maanparannus, lannoitus ja kastelu keskustaimitarhoilla. Tiedusteluun perustuva selvitys. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsänviljelyn koeaseman tiedonantoja 24. 31 s.
- Rikala, R. 2002. Metsätaimiopas. Taimien valinta ja käsittely tarhalta uudistusalalle. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoen tutkimusasema, Suonenjoki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 881. 107 s. ISBN 951-40-1868-0.
- Rikken, M.G.J., Lijzen, J.P.A., ja 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.
- Risc-Human 2000. Tietokoneohjelma, versio 3.1. Van Hall Business Center, Hollanti.
- Rummukainen, U. 1962. Rikkakasvien kemiallinen torjunta. Julk.: Kangas, E., Rummukainen, U. & Simolinna, J. (toim.) Puiden taimien suojele taimitarhassa. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja No 21. S. 16-20.
- Rummukainen, U. 1965. Sienitautien torjunta taimitarhassa. Julk.: Rummukainen, U. (toim.) Metsänsuojeluohjeita. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja No 31. S. 15-18.
- Rummukainen, U. 1970. Tukkimiehentäin, *Hylobius abietis* L., ennakkotorjunnasta taimitarhassa. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. *Folia Forestalia* 76. 10 s.

- Rummukainen, U. & Voipio, P. 1979. Eräiden herbisidien käytöstä havupuiden kylvöaloilla. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsänviljelyn koeaseman tiedonantoja 28. 13 s.
- Rummukainen, U. 1983. Rikkaruohojen torjunta. Julk.: Rummukainen, U. (toim.) Metsän-
suojeluopas. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja N:o 70.
S. 7-9. ISBN 951-9029-26-5, ISSN 0355-0850.
- Ruottinen, M. 1975. Suonenjoen ja Pieksämäen taimitarhojen taimitoimitukset vuosina 1971 ja
1972. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsänviljelyn koeaseman tiedonantoja 13.
27 s + 6 liitettä.
- Sabljić, A., Güsten, H., Verhaaar, H. & Hermens, J. 1995. QSAR modelling of soil sorption.
Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. Chemosphere 31,
4489-4514. Ref. 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 ex-
posure routes of CSOIL. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
RIVM report 711701022. 138 s.
- Salla, A. 2000. Haitta-aineiden taustapitoisuudet ja laskeumat Helsingin maaperässä. Helsingin
kaupungin ympäristökeskus, Helsinki. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen
monisteita 12/2000. 16s. + liitteet.
- Salmi, O. 2003. Forelia Oy, Jyväskylä. [Suullinen tiedonanto 11.12.2003.]
- Servomaa, K., Tuomainen, A., Ahokas, A., Sojakka, P., Breilin, O. & Kangas, J. 2001. Torjunta-
aineiden ja ravinteiden kulkeutuminen kasvihuoneista maaperään ja pohjaveteen –
EU-projekti SMT CT96-2048. Pohjois-Savon ympäristökeskus, Kuopio. Suomen
ympäristö 516. 79 s. ISBN 952-11-0998-X, ISSN 1238-7312.
- Simolinna, J. 1962. Rikkakasvien torjunta mekaanisesti. Julk.: Kangas, E., Rummukainen, U. &
Simolinna, J. (toim.) Puiden taimien suojeleminen taimitarhassa. Kasvinsuojeluseura ry.,
Joensuu. Kasvinsuojeluseuran julkaisuja No 21. S. 11-16.
- Sinclair, C.J. & Boxall, A.B., A. 2002. Assessment of the Environmental Properties and Effects
of Pesticide Transformation Products: Final Report. Granfield Centre for EcoChemistry,
Granfield University, Silsoe, U.K.. 55 s. Report to DEFRA: Contract Reference No:
PN-0930.
- Smith, R.L. 1991. EPA Region III Guidance on Handling Chemical Concentration Data Near
the Detection Limit in Risk Assessments. U.S. EPA Region 3 Hazardous Site Cleanup
Division. Päivitetty 3.8.1998. [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/info/
guide3.htm](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/info/guide3.htm) [WWW, viitattu 31.8.1998.]
- Sorvari, J. 2004. Ympäristö- ja terveystieteiden arviointimenettelyt. Teoksessa: Sorvari, J. &
Antikainen, R. (toim.). Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäy-
täntöihin. Suomen ympäristökeskuksen moniste 316. s. 33. Saatavissa vain sähköisenä:
www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Tutkimus > Hankkeet ja tulokset >
Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus – PIRRE
> Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi - mitä, miksi, miten.
Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 50. 150 s. ISBN 952-11-0408-2,
ISSN 1238-8602.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuk-
sista. 2000. Suomen säädöskokoelma 461/2000.
- Stanek, III E.J. & Calabrese, E.J. 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. Environ.
Health Perspect. 103, 276-285.
- Sørli, J.E., Ness, M. & Jonassen, H. 1998. Kartlegging og risikovurdering av DDT. Lokalitet
AD – Prestebakke planteskole. Rapport nr. 984058-1. Norges Geotekniske Institutt,
Oslo. 20 s.+ liitteet.
- Sørli, J.E., Ness, M. & Jonassen, H. 2000. Kartlegging og risikovurdering av DDT-forurens-
ninger ved skogplanteskoler, sluttrapport 2. Norges Geotekniske Institutt, Oslo.
NGI-rapport 994076-1. 23 s. + liitteet.
- Stenström, J. & Torstensson, L. 1995. Ecotoxicological evaluation of isoxaben. Sveriges
lantbruksuniversitetet, institutionen för mikrobiologi, Uppsala. 5 s. [Kirjallinen
tiedonanto.]
- Sundin, P., Kreuger, J. & Ulen, B. 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment i
jordsbruksbäckar år 2001. Sveriges Lantbruksuniversitetet, avdelningen för vatten-
vårdslära, Institutionen för markvetenskap & Institutionen för Miljöanalys, Uppsala.
Ekohydrologi 64. 11 s. ISSN 0347-9307. http://www.mv.slu.se/Vv/publ/Ekohyd_64.pdf
[Verkkójulkaisu.]

- Suomen ympäristökeskus. 1992. Lausunto Faneron Combi 500 FW-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3192A518/221. Helsinki 23.9.1992.
- Suomen ympäristökeskus. 1994a. Lausunto Tilt GL- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3192A833/221. Helsinki 15.3.1994.
- Suomen ympäristökeskus. 1994b. Lausunto Topsin M- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3193A713/221. Helsinki 29.3.1994.
- Suomen ympäristökeskus. 1995. Lausunto Simatsin-neste 500 FW-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 21/470/81. Helsinki 15.12.1995.
- Suomen ympäristökeskus. 1997a. Lausunto Decis EC 25- ja Decis micro -torjunta-ainevalmisteen pohjavesivaroituksesta. SY97P0181-042, SY97P0182-042. Helsinki 11.9.1997.
- Suomen ympäristökeskus 1997b. Lausunto Rovral- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro SY97P0082-042. Helsinki.
- Suomen ympäristökeskus. 1998a. Lausunto metsätaimiharjoilla käytettävien torjunta-aineiden ympäristövaroitulausekkeista. 26.5.1998. Dnro SY98P0119-042. Helsinki. 4 s.
- Suomen ympäristökeskus. 1998b. Lausunto Nissorun-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 6.5.1998. Dnro SY95P0158-042. Helsinki. 5 s.
- Suomen ympäristökeskus. 1998c. Lausunto Goltix-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 21.9.1998. Dnro SY95P0056-042. Helsinki. 5 s.
- Suomen ympäristökeskus. 2000a. Lausunto Tribunil-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 22.6.2000. Dnro SY00P0084-042. Helsinki. 6 s.
- Suomen ympäristökeskus. 2000b. Ukonniemen taimitarhalla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset. Lausunto 13.12.2000. Dnro SY00P0161. Helsinki. 2 s. + 19 liitesivua.
- Suomen ympäristökeskus. 2001a. Lausunto Fusilade 125 –torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 30.3.2001. Dnro SY00P0018-042. Helsinki. 5 s.
- Suomen ympäristökeskus. 2001b. Lausunto Kuprijauhe –torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 30.3.2001. Dnro SY98P0129-042. Helsinki. 5 s.
- Suomen ympäristökeskus. 2003. Lausunto Basso-torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. 10.4.2003. Dnro 6/470/2001. Helsinki.
- Swartjes, F. 2002. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. [Sähköposti 6.3.2002.]
- TGA (Therapeutic Goods Administration). 2003. ARfD List. Commonwealth Department of Health and Ageing, Woden, Australia. <http://www.tga.gov.au/docs/pdf/arfd.pdf>
- The National Academy of Sciences. 1994. Science and Judgement in Risk Assessment. Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, Board on Environmental Studies and Technology. National Academy Press, Washington, D.C. s. 227-234. <http://www.nap.edu/openbook/030904894X/html/R1.html>
- Topp, E., Scheunert, I., Attar, A. & Korte, F. 1986. Ecotox. Environ. Saf. 11, 219-228. Ref. Paterson, S., Mackay, D., Tam, D. & Shiu, W.Y. 1990. Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. Chemosphere 21(3): 297–331. ISSN 0045-6535.
- Torjunta-aineet 2001: Luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niitä koskevista ehdoista. 2001. Kasvintuotannon tarkastuskeskus, Helsinki. 123 s. ISSN 0784-1043.
- Torjunta-aineet 2003: Luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niitä koskevista ehdoista. 2003. Kasvintuotannon tarkastuskeskus, Helsinki. 123 s. ISSN 0784-1043.
- Traas, T.P. & Smit, C.E. 2003. Environmental Risk Limits for aminomethylphosphonic acid (AMPA). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. RIVM report 601501018/2003. 23 s.
- Travis, C.C. & Arms, A.D. 1988. Environ. Sci. Technol. 22, 271-274. Ref. Paterson, S., Mackay, D., Tam, D. & Shiu, W.Y. 1990. Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. Chemosphere 21(3): 297–331. ISSN 0045-6535.
- Tuusa, T. 2003. Kasvintuotannon tarkastuskeskus, Helsinki. [Sähköposti 25.9.2003. Tiina Tuusalta saatu yhteenveto Targa Super –torjunta-ainevalmisteen (kvitsalofoppi-P-etyyli) ympäristö- ja terveystuotuksista annetuista lausunnoista.]
- Tyystjärvi, P. 1998. Ei kirveellä vaan geeneillä: Metsänjalostussäitiö 1947-1997. Metsänjalostussäitiö, Läyliäinen. 100 s. ISBN 951-96623-9-1.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1992. Guidelines for Exposure Assessment. Exposure Assessment Group (FRL-4129-5). 169 s. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. www.epa.gov/nceawww1/pdfs/guidline.pdf

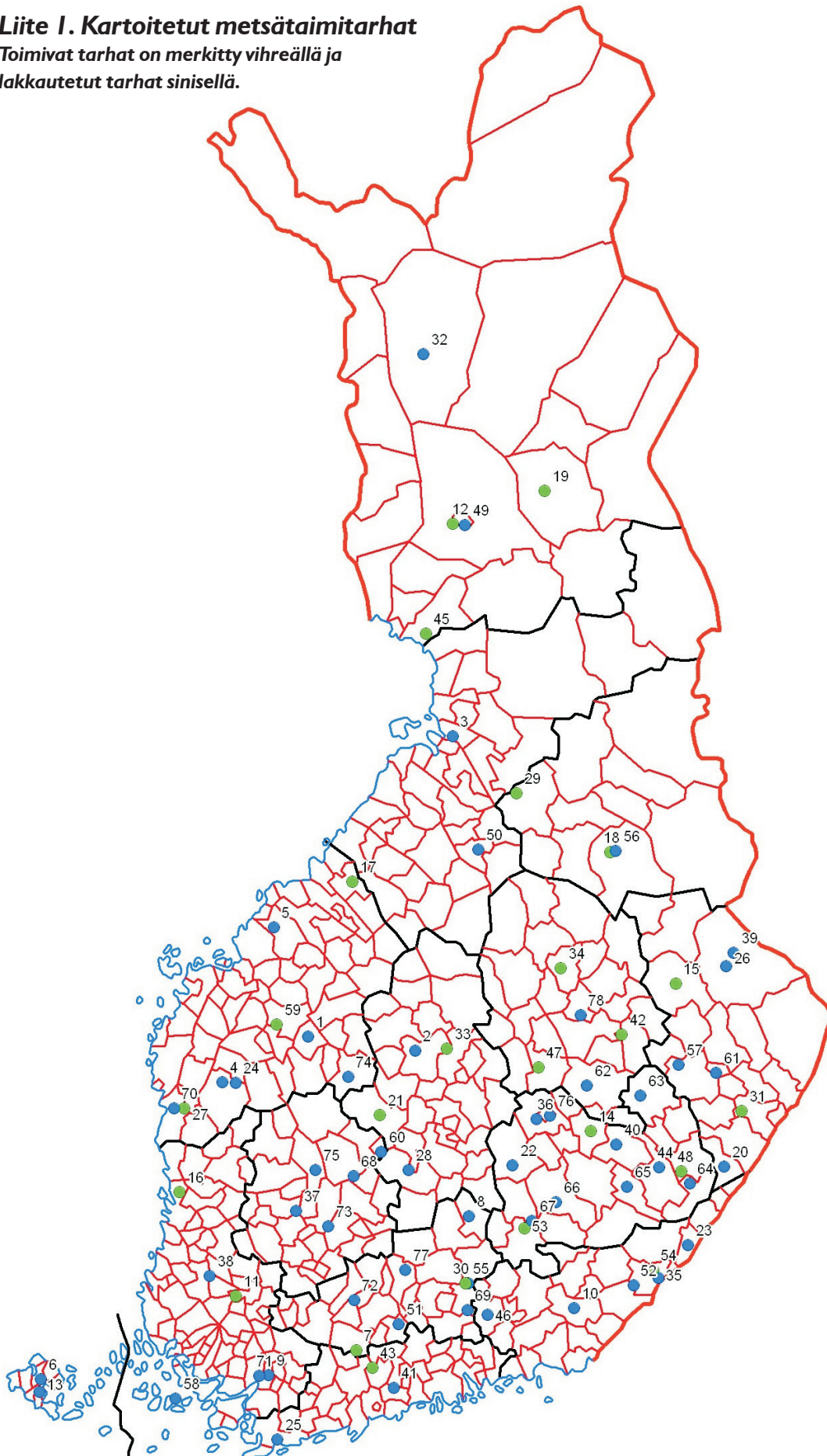
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1993. Reregistration Eligibility Decision (RED). Glyphosate. Case No. 0178 09/1993. Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1996. Soil Screening Guidance: User's Guide. 2. ed. United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. Publication 9355.4-23. <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssg496.pdf>
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1997a. Exposure Factors Handbook: Volumes I, II, III. EPA/600/P-95/002Fa,b,c. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1997b. Reregistration Eligibility Decision (RED). Paraquat dichloride. Case No. 0262 08/1997. Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1998a. Reregistration Eligibility Decision (RED). Iprodione. Case No. 2335 12/1998. Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1998b. Reregistration Eligibility Decision (RED). Dichlobenil. Case No. 0263 10/1998. Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1999a. Reregistration Eligibility Decision (RED). Chlorothalonil. Case No. 0097 U.S. EPA (Environmental Protection Agency) 1998b. Reregistration Eligibility Decision (RED). Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1999b. Reregistration Eligibility Decision (RED). Dichlobenil. Case No. 0263 10/1998. 04/1999. Päivitetty 23.6.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/status.htm>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2000. Region 4 Ecological Risk Assessment Bulletins - Supplement to RAGS. United States Environmental Protection Agency, Waste Management Division. Päivitetty 30.11.2001. <http://www.epa.gov/region4/wastepgs/oftecser/ecolbul.htm>. [WWW, viitattu 18.12.2001.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2001a. Phosalone (Zolone) EPA Pesticide Fact sheet. The Pesticide Management Education Program at Cornell University. Päivitetty 3.1.2001. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/insect-mite/mevinphos-propargite/phosalone/insect-prof-phosalone.html>. [WWW, viitattu 19.4.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2001b. Organophosphate Pesticides: Preliminary OP Cumulative Risk Assessment. Office of Pesticide Programs, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington, D.C. päivitetty 17.8.2004. <http://www.epa.gov/pesticides/cumulative/prac-op/>. [WWW, viitattu 2.11.2004.]
- U.S. EPA. 2001c. Supplemental Guidance to RAGS: Region 4 Bulletins, Ecological Risk Assessment. Päivitetty 30.11.2001. <http://www.epa.gov/region4/waste/ots/ecolbul.htm>. [WWW, viitattu 18.12.2001.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2002. Guidance on Cumulative Risk Assessment of Pesticide Chemicals That Have a Common Mechanism of Toxicity. Office of Pesticide Programs, Washington, D.C. 81 s. www.epa.gov/pesticides/trac/science/cumulative_guidance.pdf.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2003a. Region 9 PRGs 2002 Table. Region 9: Superfund, Preliminary Remediation Goals. United States Environmental Protection Agency. Päivitetty 10.2.2003. <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/02table.pdf> [WWW, viitattu 10.11.2003.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2003b. Soil Screening Guidance. 2003. United States Environmental Protection Agency. Päivitetty 21.10.2003. <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/index.htm>. [WWW, viitattu 20.11.2003.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency) 2003c. Interim Reregistration Eligibility Decision for Atrazine. Case No. 0062 01/2003. Päivitetty 23.6.2004. <http://cfpub.epa.gov/oppref/rereg/status.cfm?show=rereg>. [WWW, viitattu 29.6.2004.]
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2003d. Ecological Soil Screening Levels for Dieldrin: Interim Final: OSWER Directive 9285.7-56. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. 71 s. + liitteet. http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/pdf/eco-ssl_dieldrin.pdf.

- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2004. Human Health Medium-Specific Screening Levels. U.S. Environmental Protection Agency, Region 6, Dallas, TX. 37 s. + liitteet. www.epa.gov/earth1r6/6pd/rcra_c/pd-n/screen.htm.
- Yli-Vakkuri, P. 1955. Tutkimuksia metsänhoitolautakuntien ja -yhdistysten leimaustoiminnan kehityksestä. Suomen metsätieteellinen seura, Helsinki. Silva Fennica 87. 16 s. ISSN 0037-5330. (Ref. Rikala, R. 1978).
- Yrjänä, L. & Karvinen, K. 2002. Suomen metsänjalostuksen yleistilasto 2002. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 854. 47 s. ISBN 951-40-1834-6, ISSN 0358-4283.
- Vanhanen, R. 1991. Elohopean aika – mitä sen jälkeen? Julk.: Kasvinsuojelupäivät 1991: Viikki 8.-9.1.1991. Kasvinsuojeluseura ry., Helsinki. S. 28-32. ISSN 0784-3860.
- Watershed Information Network. 2004. Appendix A: Pesticides and Health. United States Environmental Protection Agency. Päivitetty 19.8.2004. <http://www.ctic.purdue.edu/kyw/tmdl/TipsandHints/Page28.html>. [WWW, viitattu 2.11.2004]
- Veijalainen, A.-M., Juntunen, M.-L., Vääntinen, K. & Heinonen-Tanski H. 1999. Metsätaimien hoitojen jätehuolto – ohjeita jätehuoltojärjestelyjen kehittämiseksi. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 738. 59 s. ISBN 951-40-1687-4, ISSN 0358-4283.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1991a. Lausunto Gesagard 50 –torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 2940/500 VYH 1990. Helsinki 15.4.1991. 4 s.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1991b. Lausunto Prefix G- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 2266/500. Helsinki 6.9.1991.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1992. Lausunto Decis EC 25- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3192A204/221. Helsinki 8.7.1992.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1993a. Lausunto Benlate-valmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3193A702/221. Helsinki 10.11.1993.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1993b. Lausunto Reglone- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 182/470/71. Helsinki 15.6.1993.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. 1994. Lisälausunto Casoron G- torjunta-ainevalmisteen ympäristövaikutuksista. Dnro 3192A588/221. Helsinki 4.11.1994.
- VROM (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke en Milieubeheer). 2000. Circular on target values and intervention values for soil remediation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, The Hague. http://www2.vrom.nl/Docs/internationaal/S_I2000.pdf liitteet: http://www2.vrom.nl/Docs/internationaal/annexS_I2000.pdf
- Van Wensem, J. 1997. The use of models in ecological risk assessment. Teoksessa: van Straalen, N.M. & Løkke, H. (toim.). Ecological risk assessment of contaminants in soil, s. 215-231. Ref. Van de Leemkule, M.A., van Hesteren, S. & Pruijsma, 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, s.54.
- Westman, C. J. & Hänninen, P. 1977. Kemiallinen maa-analyysi paljasjuuristen taimien tuotannossa: ennakkotiedonanto. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoki. Metsänviljelyn koeaseman tiedonantoja 22. 16 s.
- van Wezel, A.P. & van Vlaardingen, P. 2001. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for antifouling substances. Igarol 1051, dichlorofluanid, ziram, chlorothalonil and TCMTB. RIVM report 601501008. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, Bilthoven. 54 s. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601501008.html>
- WHO. 1990. Atrazine. Health and Safety Guide No. 47. IPCS International Programme on Chemical Safety, Geneva. <http://www.inchem.org/>. [WWW, viitattu 18.11.2003.] <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg047.htm>



Liite I. Kartoitetut metsätaimitarhat

Toimivat tarhat on merkitty vihreällä ja lakkautetut tarhat sinisellä.



Liite 2. Metsätaimien torjunta-aineita ja niiden käyttöaikoja

Tehoaine	Käyttötapa	Käyttö alkoi	Käyttö loppui	Kieltopäätös ¹	Muuta
2,3,6-TBA	herbisidi		1992		
2,4,5-T	herbisidi		1980	rekisteröinti peruttu 1980	
2,4-D	herbisidi	1960-l.	edelleen		
aklonifeeni	herbisidi	1996	edelleen	-	
aldriini	insektisidi	1959	1970	MMMp (655/69)	
alfa-sypermetriini	insektisidi	1996	edelleen		
allyylialkoholi	herbisidi	1960-l.			
amitroli	herbisidi	n.1960	1980	LKHp (1726/80)	
atrasiini	herbisidi	1962	1990,1992	oma ilmoitus 1990,1992	
benomyyli	fungisidi	1971?	1997		
bitertanoli	fungisidi	1990-l	edelleen		ei metsätaimille, hyväksytty omenapuille ja nurmille sisätiloissa
brodifakumi	rodentisidi	1992	edelleen		sisätiloissa
bromadioloni	rodentisidi	1990-l.	edelleen		sisätiloissa
bromasiili	herbisidi		1986	oma ilmoitus	
bromofenoksiimi	herbisidi	1980-l	-		
bromofossi	insektisidi		1986		
dalaponi	herbisidi	n.1960	1986		
datsometti	maandesinf., insektisidi, herbisidi	n.1963	n. 1985		
DDT	insektisidi	1946	1976	MMMp (503/76)	
deltametriini	insektisidi	1986	edelleen		
dieldriini	insektisidi	1961	1970	MMMp (655/69)	
dikamba	herbisidi				
diklobeniili	herbisidi		2001?		edelleen koivun istutusaloille
diklofluanidi	fungisidi		1995?		
diklooripropaani- diklooripropeeni	maandesinf.		1988	oma ilmoitus	
dikofoli	insektisidi	1969	1991	oma ilmoitus	
dikvatti	herbisidi	1961	edelleen		
dimetoaatti	insektisidi	1964?	edelleen		
dinosebi	herbisidi		1987	TALp 6.2.1987	
diuroni	herbisidi	1960-l.?			
DNOC			1962	MMMp (389/62)	
elohopea, orgaaninen ja epäorgaaninen	maandesinf., fungisidi		1969,1992	MMMp 28.3.1967, TALp 13.6.1990	
endriini	rodentisidi	1958	1978	KSLp 22.6.1978	
etikkahappo	herbisidi	2003	edelleen		

Tehoaine	Käyttötapa	Käyttö alkoi	Käyttö loppui	Kieltopäätös ¹	Muuta
fluatsifoppi-P-butyyli	herbisidi		2003		
fluatsinami	fungisidi	(1990-l)			ei metsätaimille, hyv. perunalle
formaldehydi	maandesinf.	1960-l.	-		
fosetyyli-Al	fungisidi	2002	edelleen		
glufosinaatti-ammonium	herbisidi		edelleen		
glyfosaatti	herbisidi	1976	edelleen		
heksatsinoni	herbisidi	1983	1999		
imidaklopridi	insektisidi	2005			muita käyttökohteita aiemmin
iprodioni	fungisidi		edelleen		
isoksabeeni	herbisidi	1997	edelleen		
kaptaani	fungisidi	1950-l.	1976	KSLp 1972, VNP 1361/96	
Karkotusöljy Daphne +syklopentadieeni -polymeeri	rodentisidi	1986	2002		
kinoklamiini	herbisidi	1997	edelleen		
kinometionaatti			2002		
klooripikriini	maandesinf.	1940-50-l	n.1966		
klopyralidi	herbisidi				
kloroksuroni	herbisidi	1980-l.?	1992	oma ilmoitus	
klorotaloniili	fungisidi	1993?	2001		
klortiamidi	herbisidi	1980-l.	1990-l.		
krimidiini	rodentisidi	1978	1988	oma ilmoitus	
kumatetralyyli	rodentisidi	1960-l.	edelleen		nykyisin ei metsätaimille
kuparisulfaatti	fungisidi		1970-l		
kuparikalkki	fungisidi	1958	-		muita käyttökohteita aiemmin
kupariokskloridi	fungisidi		2003	TALp 31.12.2003	
kvintotseeni	fungisidi	1956	1991	VNP 1361/1996	
kvitsalofoppi-P-etyyli	herbisidi	1993	edelleen		
lambda-syhalotriini	insektisidi		edelleen		
lensiili	herbisidi		1998		
lindaani	insektisidi	1946	1988	TALp 25.11.1987	
linuroni	herbisidi	1960-l.?	edelleen		
malationi	insektisidi		edelleen		
maleiinihydratsidi	herbisidi		1985		
manebi	fungisidi	1969?	edelleen		käyttö vähäistä 1990-l jälkeen
MCPA	herbisidi		edelleen		
MCPB	herbisidi				
mekopropi	herbisidi				ei metsätaimille
metabentstiatsuroni	herbisidi	1986			ei metsätaimille, hyväksytty istukassipulille
metamitroni	herbisidi				nyk. ei metsätaimille
metam-Na	maandesinf.		1977	oma ilmoitus	

Tehoaine	Käyttötapa	Käyttö alkoi	Käyttö loppui	Kieltopäätös ¹	Muuta
metyyli-bromidi	maandesinf.				
metyylidemetoni	insektisidi				
metyyli-isotio-syanaatti	maandesinf.				
mineraaliöljyt	herbisidi		edelleen		
monuroni	herbisidi		1976	oma ilmoitus	
nikotiini	insektisidi				
oksidemetoni-metyyli	insektisidi		edelleen		
oksikarboksiini	fungisidi	1974	1985		
parafiiniöljy	insektisidi		edelleen		
parakvatti	herbisidi	1963	1986	TALp 24.4.1985	
parationi	insektisidi		1976 1996	LKHp 7.9.1976 neste, 1996 jauhe	
permetriini	insektisidi	1984	2003		
pirimikarbi	insektisidi	1977	edelleen		
primisulfuroni	herbisidi	1996	edelleen		
prometryyni	herbisidi				
propikonatsoli	fungisidi		edelleen		
simatsiini	herbisidi	1959	2004	TALp 30.9.2004	
sypermetriini	insektisidi	1986	1998		
talliumsulfaatti	rodentisidi		1976	KSLp 1976	
TBA	herbisidi				
TCA	herbisidi		1989	ei hall. päätöstä	
terbutylatsiini	herbisidi	1976	1998, 1999		30.6.2004 saakka muussa käytössä
tiofanaatti-metyyli	fungisidi	1970-l	edelleen		
tiokinoksi	insektisidi	1968	1981		
tiraami	fungisidi	1962	edelleen		
tolyylifluanidi	fungisidi	1990-l ?	edelleen		yleisfungisidi
triadimefoni	fungisidi	n.1980	2004	TALp 31.12.2004	
vinklotsoliini	fungisidi	1980	1996		
zinebi	fungisidi	1953	1990		

¹ MMMp = Maa- ja metsätalousministeriön päätös, LKHp = Lääkintöhallituksen päätös, TALp = Torjunta-ainelautakunnan päätös, KSLp = Kasvinsuojelulaitoksen päätös, VNP = Valtioneuvoston päätös

Lähteet:

Blomqvist ym. (toim.) 1972, 1975, 1977, 1983, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992 ja 1994

Kasvinsuojeluaineluettelo 1958

Markkula ym. 1990

Lilja 2000

Torjunta-aineet 2001, 2003, 2004 ja 2005

Hynninen 1996

Liite 3. Luettelo yleisimmistä metsätaimitarhoilla käytetyistä torjunta-ainevalmisteista ja niiden sisältämistä tehoaineista

A. Valmisteiden sisältämät tehoaineet

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
245-TH	2,4,5-T
666-jauhe	lindaani
AEP 9105 (peittaus ¹)	aldriini
Afalon-neste	linuroni
Agress	glyfosaatti
Agritox	MCPA
Agrocide 2 ja 3	lindaani
Aldrin 40	aldriini
Aliette 80 WG	fosetyyli-Al
Allol	allyylialkoholi
Alvit (peittaus)	aldriini
Ambush	permetriini
Amitrol 50	amitroli
Antergon 20	maleiinihydratsidi
AP9104 (peittaus)	aldriini
Aretit	dinosebi
Ariane S (yhd. ²)	klopyralidi, MCPA, fluoksipyyri
Armada	maleiinihydratsidi
Atiran	elohopea
Atlavar (yhd.)	monuroni, 2,4-D, Na-klooraatti ja Mg-kloridi
Atra 50	atratsiini
Atranex	atratsiini
Avicol	kvintotseeni
Baron	dalaponi
Basfapon	dalaponi
Basta	glufosinaatti-ammonium
Baykor	bitertanoli
Bayleton 25	triadimefoni
Benlate	benomyyli
Berner Dinoseb	dinosebi
Berner Juolavehnä TCA	TCA
Betoxin 50 (peittaus)	tiraami
Bladan E 605-jauhe	parationi
Bordeaux-neste	kuparikalkki
Botrilex	kvintotseeni
Boxol P	DDT
Boxol P2 (yhd.)	DDT, lindaani
Boxol S 2	DDT
Brassicol	kvintotseeni
Bravo 500	klorotaloniili
Brushkiller	2,4,5-T

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
Campaprim (yhd.)	amitroli, atratsiini
Casoron G	diklobeniili
Casoron Plus (yhd.)	dalaponi, diklobeniili
Celinone	DNOC
Ceredon T (peittaus)	tiraami
Cerenox B (peittaus)	tiraami
Ceresan (peittaus)	elohopea
Che 3607	glyfosaatti
Clinic 360 SL	glyfosaatti
Cuprosan	kuparikalkki
Cygon	dimetosaatti
Dalaani	dalaponi
Danadim 40 EC	dimetosaatti
D-D	diklooripropaani-diklooripropeeni
Decis 25 EC	deltametriini
Decis Micro	deltametriini
Decis Tab	deltametriini
Dieldrin 15	dieldriini
Dithane M-22	manebi
Dithane Z-78	zinebi
Di-Trapex (yhd.)	diklooripropaani-diklooripropeeni, metyyli-isotiosyanaatti
Dowpon-rae	dalaponi
Ecoval	etikkahappo
EK 290 SF	glyfosaatti
Emisol	amitroli
Endrin	endriini
Epok 600 EC	fluatsinami
Eradex	tiokinoksi
Ersa	Karkotusöljy Daphne + syklopentadieeni-polymeeri
Euparen	diklofluanidi
Euparen M	tolyylifluanidi
F.D. Ruiskute	tiraami
Faneron	bromofenoksiimi
Faneron Combi (yhd.)	bromofenoksiimi, terbutylatsiini
Fartox	kvintotseeni
Fastac	alfa-sypermetriini
Femma	elohopea
Fenix	aklonifeeni
Flit 406	kaptaani
F-Malationi	malationi
Folimat	dimetosaatti
Formaliini	formaldehydi
FP Linuron	linuron
F-Permetriini	permetriini
Fungiman	manebi
Funguran	kuparioksidikloridi
Fusilade 2000	fluatsifoppi-P-butyyl
Fusilade Max	fluatsifoppi-P-butyyl

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
Gallery	isoksabeeni
Gammatuho	lindaani
Gardoprim 80	terbutylatsiini
Genit	tiokinoksi
Gesagard 50	prometryyni
Gesaprim 50	atratsiini
Gesarol	DDT
Glyfonova	glyfosaatti
Glyphomax	glyfosaatti
Goltix	metamitroni
GORI 920	permetriini
Gramoxone	parakvatti
Hankkijan MCPA-neste	MCPA
Hedonal-neste	MCPA
Heksa	lindaani
Herbatox	2,4-D
Herbatox M	MCPA
Herbexon Special	2,4-D
Hibernoc (yhd.)	DNOC, mineraaliöljyt
Hibernol Special 2	kasvikarbolineumi
Hormofick	2,4-D
Hormonit Mp 58	mekoproppi (useita yhdistevalmisteita)
Hormoslyr	2,4,5-T
Hormotuho	MCPA
Hortex	lindaani
Hyrgos	elohopea
Hyvar X	bromasiili
Intaktol LI	lindaani
Juolavehnänsurma	TCA
Juolavehnäntuho	TCA
Juolex	TCA
Kalomelipöly	elohopea
Karate	lambda-syhalotriini
Karmex-80	diuroni
Kastrix-myyränsyötti	krimidiini
Kelthane W	dikofoli
Kevättruiskute	mineraaliöljyt
Klerat-myyränsyötti	brodifakumi
Klorea-rae (yhd.)	monuroni, kloraatit
KS-DDT-pölyte	DDT
KS-Parationi	parationi
Kuparikalkki	kuparikalkki
Kuprijauhe	kuparioksidiloriidi
KVK Meta	metamitroni
KVK-Dinoseb	dinosebi

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
Larvacide	klooripikriini
Lindaan 200	lindaani
Liro-Aldrin-ruiskute	aldriini
Lonacol	zinebi
Lorox	linuroni
Malan-ruiskute	malationi
Malasiini-ruiskute	malationi
Malavit	malationi
Maneba	manebi
Matakin Aki	kasvikarbolineumi
Matrigon	klopyralidi
MCPP-jauhe	mekoproppi
Mepro Special (yhd.)	MCPA, dikamba, mekoproppi
Metasystox	metyylidemetoni
Metasystox R	oksidemetoni-metyyli
Metorin (peittaus)	aldriini
Metyylibromidi	metyylibromidi
MH-20	maleiinihydratsidi
MH-30	maleiinihydratsidi
Mogeton WP	kinoklamiini
Monax (yhd.) kloraattien kanssa	monuroni
Morestan	kinometionaatti
Morte-tahna ja -jyvät	talliumsulfaatti
Musta Surma	talliumsulfaatti
Mustex (yhd.)	aldriini
Mylone	datsometti
Myrentrin-liuos	endriini
Myyräsota "100"	endriini
Neko Kevätruiskute	parafiiniöljy
Nexion 25	bromofossi
Nitro D	dinosebi
Nitro D 36	dinosebi
Nurmikko-Hedonal	2,4-D
Nurmikon rikkaruohontuho (yhd.)	2,4-D
OB 21	kuparioksidikloridi
Orthocide	kaptaani
Panogen (peittaus)	elohopea
Para S 10	parationi
Pentaxol	DDT
Perfekthion	dimetooatti
Pesco 18-15 (yhd.)	2,3,6-TBA, MCPA, TBA
Pirimor	pirimikarbi
Plantvax	oksikarboksiini
Pomarsol Forte	tiraami
Prefix G	diklobeniili

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
Primarol A	atratsiini
Primatol S 8	simatsiini
Primatol Simatsin	simatsiini
Promanal	parafiiniöljy
Pronto	glyfosaatti
Puutarhan rikkahävite	glyfosaatti
Rakumin Morte-syötti	kumatetraallyli
Rambo	glyfosaatti
R-Dimetoaatti Basf	dimetoaatti
Reglone	dikvatti
Rentokil Bromard	bromadioloni
Rikkaruohontuho Prefix	klortiamidi
Ripcord	sypermetriini
Rodeo	glyfosaatti
Ronilan	vinklotsoliini
Rotanmyrkky "342"	bromadioloni
Roundup	glyfosaatti
Rovral	iprodioni
Roxion	dimetoaatti
Ruohotuho (yhd.)	2,4-D, diuroni
Savu-nikotiiniruiskuteneste	nikotiini
Shell Aldrin	aldriini
Shell Allylalkohol	allyyialkoholi
Shirlan	fluatsinami
Silvanol	lindaani
Silvex- metsän rikkaruohontuho (yhd.)	diklobeniili, atratsiini
Simanex	simatsiini
Simatsin-neste	simatsiini
Simatsin-neste	simatsiini
Soltosan	kuparioksikloridi
Sun 7 E Kevätruiskute	parafiiniöljy
Targa Super 5 EC	kvitsalofoppi-P-etyyli
Targa Super 5 SC	kvitsalofoppi-P-etyyli
Tehoparationi RJ 15	parationi
Tell 75 WG	primisulfuroni
Teneran	kloroksuroni
Tilt 250 EC	propikonatsoli
Tirama 50	tiraami
T-M DDT 25	DDT
Topogard 500 FW	terbutylatsiini
Topsin M	tiofanaatti-metyyli
Touhdown Premium	glyfosaatti
Trapex	metyyli-isotio-syanaatti
Tribunil	metabentsiatsuroni
Tributon	2,4,5-T
Trimangol	manebi

Kauppanimi	Tehoaine/ -aineet
Tropofox	MCPB
Täyssato (peittaus)	elohopea
Täystuho T	DDT
U 46	2,4,5-T
Unkrautvernichter (yhd.)	2,4-D, amitroli, TCA
Valiant	manebi
Vapam	metam-Na
Weedazol	amitroli
Weedex Tel (yhd.)	amitroli
Weedex Kar (yhd.)	amitroli
Weedol (yhd.)	dikvatti, parakvatti
Velpar L	heksatsinoni
Venzar	lenasiili
Vesakontuho Special	2,4,5-T
VK-Karbolineumi	kasvikarbolineumi
Yleishormo	MCPA
Yleisteho RJ 15	parationi
Zeppelin	glyfosaatti
Zineb	zinebi

¹ peittaus = käytetty siementen peittaukseen

² yhd. = valmisteessa kaksi tai useampia tehoaineita

B. Torjunta-ainevalmisteet tehoaineen mukaan

Tehoaine	Kauppanimi
2,3,6-TBA	Pesco 18-15 (yhd.) ²⁾
2,4,5-T	245-TH, Brushkiller, Hormoslyr, Tributon, U 46, Vesakontuho Special
2,4-D	Atlavar (yhd.), Herbatox, Herbexon Special, Hormofick, Nurmikko-Hedonal, Nurmikon rikkaruohontuho (yhd.), Ruohotuho (yhd.), Unkrautvernichter (yhd.)
aklonifeeni	Fenix
aldriini	AEP 9105 (peittaus ¹⁾), Aldrin 40, Alvit (peittaus), AP9104 (peittaus), Liro-Aldrin-ruiskute, Metorin (peittaus), Mustex (yhd.), Shell Aldrin
alfa-sypermetriini	Fastac
allyylialkoholi	Allol, Shell Allyl Alcohol
amitroli	Amitrol 50, Campaprim (yhd.), Emisol, Unkrautvernichter (yhd.), Weedazol, Weedex Tel (yhd.), Weedex Kar (yhd.)
atrasiini	Atra 50, Atranex, Campaprim (yhd.), Gesaprim 50, Primarol A, Silvex-metsän rikkaruohontuho (yhd.)
benomyyli	Benlate
bitertanoli	Baykor
brodifakumi	Klerat-myyränsyötti
bromadioloni	Rentokil Bromard, Rotanmyrky "342"
bromasiili	Hyvar X
bromofenoksiimi	Faneron, Faneron Combi (yhd.)
bromofossi	Nexion 25
dalaponi	Baron, Basfapon, Casoron Plus (yhd.), Dalaani, Dowpon-rae
datsometti	Mylone
DDT	Boxol P, Boxol P2 (yhd), Boxol S 2, Gesarol, KS-DDT-pölyte, Pentaxol, T-M DDT 25, Täystuho T
deltametriini	Decis 25 EC, Decis Micro, Decis Tab
dieldriini	Dieldrin 15
dikamba	Mepro Special (yhd.) (+ useita yhdisteitä MCPA:n ja diklorpropin kanssa)
diklobeniili	Casoron G, Casoron Plus (yhd.), Prefix G, Silvex- metsän rikkaruohontuho (yhd.)
diklofluanidi	Euparen
diklooripropaani-	D-D, Di-Trapex (yhd.)
diklooripropeeni	
dikofoli	Kelthane W
dikvatti	Reglone, Weedol (yhd.)
dimetooatti	Cygon, Danadim 40 EC, Folimat, Perfekthion, R-Dimetooatti Basf, Roxion
dinosebi	Aretit, Berner Dinoseb, KVK-Dinoseb, Nitro D, Nitro D 36
diuroni	Karmex-80, Ruohotuho (yhd.)
DNOC	Celinone, Hibernoc (yhd.)
elohopea	Atiran, Ceresan (peittaus), Femma, Hyrgos, Kalomelipöly, Panogen (peittaus), Täyssato (peittaus)
endiini	Endrin, Myrentrin-liuos, Myyräsota "100"
etikkahappo	Ecoval
fluatsifoppi-P-butyli	Fusilade 2000, Fusilade Max
fluatsinami	Epok 600 EC, Shirlan
formaldehydi	Formaliini
fosetyyli-Al	Aliette 80 WG
glufosinaatti-ammonium	Basta
glyfosaatti	Agress, Che 3607, Clinic 360 SL, EK 290 SF, Glyfonova, Glyphomax, Pronto, Puutarhan rikkahävite, Rambo, Rodeo, Roundup, Touhdown Premium, Zeppelin

Tehoaine	Kauppanimi
heksatsinoni	Velpar L
iprodioni	Rovral
isoksabeeni	Gallery
kaptaani	Flit 406, Orthocide
Karkotusöljy Daphne + syklopentadieeni-polymeeri	Ersa
kasvikarbolineumi	Hibernol Special 2, Matakin Aki, VK-Karbolineumi
kinoklamiini	Mogeton WP
kinometionaatti	Morestan
klooripikriini	Larvacide
klopyralidi	Ariane S (yhd.), Matrigon
kloroksuroni	Teneran
klorotaloniili	Bravo 500
klortiamidi	Rikkaruohontuho Prefix
krimidiini	Kastrix-myyränsyötti
kumatetraallyli	Rakumin Morte-syötti
kuparikalkki	Bordeaux-neste, Cuprosan, Kuparikalkki
kuparioksidikloridi	Funguran, Kuprijauhe, OB 21, Soltosan
kvintotseeni	Avicol, Botrilex, Brassicol, Fartox
kvitsalofoppi-P-etyyli	Targa Super 5 EC, Targa Super 5 SC
lambda-syhalotriini	Karate
lenasiili	Venzar
lindaani	666-jauhe, Agrocide 2 ja 3, Boxol P 2 (yhd.), Gammatuho, Heksa, Hortex, Intaktol LI, Lindaan 200, Silvanol
linuroni	Afalon-neste, FP Linuron, Lorox
malationi	F-Malationi, Malan-ruiskute, Malasiini-ruiskute, Malavit
maleiinihydratsidi	Antergon 20, Armada, MH-20, MH-30
manebi	Dithane M-22, Fungiman, Maneba, Trimangol, Valiant
MCPA	Agritox, Hankkijan MCPA-neste, Hedonal-neste, Herbatox M, Hormotuho, Mepro Special (yhd.), Pesco 18-15 (yhd.), Yleishormo
MCPB	Tropofox
mekoproppi	Hormonit Mp 58, MCPP-jauhe, Mepro Special (yhd.), useita yhdisteitä
metabentstiatroni	Tribunil
metamitroni	Goltix, KVK Meta
metam-Na	Vapam
metyylibromidi	metyylibromidi
metyylidemetoni	Metasystox
metyyli-isotiosyanaatti	Di-Trapex (yhd.), Trapex
mineraaliöljyt	Hibernoc (yhd.), Kevättruiskute
monuroni	Atlavar (yhd.), Kloreä-äe (yhd.), Monax (yhd.) kloraattien kanssa
nikotiini	Savu-nikotiini-ruiskuteneste
oksidemetoni-metyyli oksidiboksiini	Metasystox R Plantvax
parafiiniöljy	Neko Kevättruiskute, Promanal, Sun 7 E Kevättruiskute
parakvatti	Gramoxone, Weedol (yhd.)
parationi	Bladan E 605-jauhe, KS-Parationi, Para S 10, Tehoparationi RJ 15, Yleisteho RJ 15

Tehoaine	Kauppanimi
permetriini	Ambush, F-Permetriini, GORI 920
pirimikarbi	Pirimor
primisulfuroni	Tell 75 WG
prometryyni	Gesagard 50
propikonatsoli	Tilt 250 EC
simatsiini	Primatol S 8, Primatol Simatsin, Simanex, Simatsin-neste
sypermetriini	Ripcord
talliumsulfaatti	Morte-tahna ja -jyvät, Musta Surma
TBA	Pesco 18-15 (yhd.)
TCA	Berner Juolavehnä TCA, Juolavehnäsurma, Juolavehnäntuho, Juolex, Unkrautvernichter (yhd.)
terbutylatsiini	Faneron Combi (yhd.), Gardoprim 80, Topogard 500 FW
tiofanaatti-metyyli	Topsin M
tiokinoksi	Eradex, Genit
tiraami	Betoxin 50 (peittaus), Ceredon T (peittaus), Cerenox B (peittaus), F.D. Ruiskute, Pomarsol Forte, Tirama 50
tolyylifluanidi	Euparen M
triadimefoni	Bayleton 25, Bayleton sivelyaine
vinklotsoliini	Ronilan
zinebi	Dithane Z-78, Lonacol, Zineb

¹ peittaus = käytetty peittaukseen

² yhd. = valmistuksessa kaksi tai useampia tehoaineita

Lähteet:

Blomqvist ym. 1972, 1975, 1977, 1983, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1994

Hiltunen ym. 1979, 1981

Jamalainen ym. 1962

Kasvinsuojeluinventaari...1955, 1958, 1960, 1963, 1966, 1969

Lisäyksiä ja...1955

Lisäyksiä ja...1957

Luettelo virallisesti...1950

Luettelo virallisesti...1953

Torjunta-aineet 2001...2001

Torjunta-aineet 2003...2003

Liite 4. Metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristökäyttötymistä kuvaavia arvoja.

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T ₅₀)	log P _{ow}	Vesiliukoisuus K _{oc} mg/l	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
2,3,6-TBA	50-31-7	kokonaishajoaminen 5 kk-11 v.	0,7-0,97	5900	HSDB, EnviChem		LD50 rotta orl 1500 mg/kg LC50 kala 48h: 417 mg/l LC50 kala: 9-12 mg/l
2,4,5-T iso-oktyyliesteri	25168-15-4	1 vrk, hydrolysoituu 2,4,5-T:ksi hyvin nopeasti 2,3,7,8-TCDD:n pysyvyys vuosia	7,38		HSDB, SYKE 2000b	2,4,5-T, trikloorifenoli, dikloorifenoli; epäpuhtaus:2,3,7,8-TCDD	LD50 rotta ori: 300 mg/kg LC50 kala 96h: 0,15-28,1 mg/l LC50 daphnia 96h: 5-55 mg/l LD50 rotta ori: 370 mg/kg LC50 kala 96h: 3,8-96 mg/l LC50 daphnia 48h: 36,4-389 mg/l
2,4,5-T	93-76-5	14-300 vrk, anaerob. 48 vkoa 33 vrk; 75-100% haj. 5 kk.	4	268/25°C	HSDB, EnviChem	2,4,5-trikloorifenoli, 2,4,5-trikloorianisoli	
2,4-D	94-75-7	1 vrk - useita viikkoja, vedessä 10-50 vrk. Hajoaminen hitaampaa, jos maa kuiva tai hiekkainen	2,81	677/25°C	HSDB, EnviChem		
aklonefeeni	74070-46-5	31 vkoa (10°C) 36-80 vrk	4,37	> 5318	KEMI 1997, käyttöturv.tiedote		LD50 rotta ori: > 2000 mg/kg LC50 kala 96h: 0,67-1,27 mg/l LC50 daphnia48h: 1,2 mg/l
aldriini	309-00-2	20-100 vrk (75-100% 1-6 v.)	5,52-7,4	<0,1	EnviChem, HSDB	dieldriini	LD50 rotta ori: 39 mg/kg LC50 kala 96h: 0,002-0,1 mg/l LC50 daphnia 48 h: 0,03 mg/l LD50 rotta ori: 79-400 mg/l LC50 kala 96h: 0,0028 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,0003 mg/l
alfa-sypermetriini	67375-30-8	7-14 vrk	6,94	0,01	HSDB, IPCS		LD50 rotta ori: 64 mg/kg LD50 rotta ori: 1100-2500 mg/kg LC50 kala 48 h: 50-100 mg/l LC50 daphnia 48 h: 23-32 mg/l LC50 kala 96 h: 30-40 mg/l LC50 daphnia 48 h: 7,4 mg/l
allyylialkoholi	107-18-6	biohajoava, T ₅₀ ?	0,17	10 %	HSDB		
amitroli	61-82-5	14-68 vrk	-1,9	280000/25°C 110	HSDB, EnviChem		
arseeni(arsenaatti)	7440-38-2	alkuaine		heikosti liukeneva	EnviChem, HSDB		
atratsiini	1912-24-9	maa: 60-204 vrk, kok.haj. 10 kk. vesi:pH5 64 vrk:pH7-9 >200 vrk	2,2-2,6	33-45/20°C 70/25°C	EnviChem, SYKE 2000b	DEA, DIA, DEDIA	LD50 rotta ori: 1500 mg/kg LC50 kala 96h:0,87; 15-100mg/l LC50 daphnia 48 h: 3,6 mg/l
atsinfosimeetyli	86-50-0	Alh. lämpöt. ja pH hidastaa hajoamista steriili maa 355 vrk, anaer. 68 vrk,aer. 30 vrk	2,56 - 2,75	28-29	EnviChem, HSDB		LD50 rotta ori: 4,4-16,4 mg/kg LC50 kala 96h: 0,003-3,29 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,0011 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus mg/l	K_{oc}	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
benomyyli	17804-35-2	hydr. karbendaitsiimiksi 19 h	2,12	3,8 /20°C	2000	HSDB, WH 1993a	karbendaitsiimi (MBC)	LD50 rotta orl: 10000 mg/kg LC50 kala 96h: 0,17-42 mg/l LC50 kala 78h: 1,8-190 mg/l LD50 rotta orl: 65-125 mg/kg LC50 kala 96h: 0,00015-0,00035 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,0016 mg/l
bifentriini	82657-04-3	65-125 vrk EPA: 78-228	>6	0,1	131000-302000	HSDB, U.S. EPA 1999		LD50 rotta orl: 2,1-2,7 mg/l EC50 daphnia 48h: 2,8 mg/l
bitertanoli	55179-31-2	10-39 vrk	4,1-4,4			käyttöturv.tiedote		LD50 rotta orl: 0,27 mg/kg LC50 kala 96h: 0,051 mg/l LC50 daphnia: 0,064 mg/l
brodifakumi	56073-10-0	157 vrk	8,5	< 10/20°C	50000	käyttöturv.tiedote		LD50 rotta orl: 1,125 mg/kg LC50 kala 96h: 1,4 mg/l
bromadioloni	28772-56-7	1,8-7,4 vrk	4,27	19/20°C	sitoutuu humukseen ja savekseen	käyttöturv.tiedote, IPCS		LD50 rotta orl: 5200 mg/kg LC50 kala 48h: 71-164 mg/l
bromastiili	314-40-9	124-275 vrk 350 vrk	2,11	815/25°C	2,3-289 (ka 23)	HSDB, EnviChem		LD50 hiiri orl: 9 40 mg/kg LC50 96h: 0,088-0,18 mg/l
bromofenoksiimi	13181-17-4	90 vrk (aer)		0,1/20°C		EnviChem		LC50 daphnia 48h: 1,2-1,6 mg/l LD50 rotta orl: 600-6180 mg/kg LC50 kala: 0,05-0,5 mg/l
bromofossi	2104-96-3	biol.haj. 88,5 vrk	5,21	0,65 /20°C 40 /25°C	16000	HSDB, EnviChem		LC50 daphnia: 0,0064 mg/l LD50 rotta orl: 7570-9330 mg/kg LC50 kala 96h: 105 mg/l
dalaponi	75-99-0	6 kk, lämmiin ja kostea 2-4 vkoa	0,778	502000- 800000/25°C	1	HSDB		LC50 daphnia 48h: 11 mg/l LD50 rotta orl: 8400 mg/kg LC50 kala 96h: 360-650 mg/l
damiinotsidi	1596-84-5	nopea; 3-4 vrk kasviuoneessa		100000	3-8	EnviChem, HSDB		
datsonetti	533-74-4	nopea hydr.metyyli-isotiosyanaattiksi	0,16	1200 /25°C	90	HSDB, IPCS, KEMI 1997	metyyli-isotiosyanaatti	LD50 rotta orl 360-640 mg/kg erittäin myrkyllistä vesieläille

Telohaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus K_{oc} mg/l	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
DDT	50-29-3	3-10 vuotta 16 vuotta	5,75-6,91	0,003/25°C	Erwichem, HSDB	DDD, DDE myrkyllisempiä kuin DDT	LD50 rotta orl: 87-113 mg/kg LC50 kala 96h: 0,0004-0,15 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,00024-0,001 mg/l
deitametriini	52918-63-5	11-72 vrk labor. 25°C: 4,5-19 vrk Alh. lämpötilassa hitaampi	6,2	< 0,002	HSDB, ErwiChem, SYKE 1997a, VYH 1992	Br ₂ CA, kulkeutuva	LD50 rotta orl: 31-139 mg/kg LC50 kala 96h: 0,00039-0,0035 mg/l
demetoni	8065-48-3	nopeasti hajoava	3,2	2000	ErwiChem		LD50 rotta orl: 1,5-30 mg/kg LC50 kala 96h: 0,1-3,2 mg/l LC50 daphnia 0,02 mg/l
dieldriini	60-57-1	868 vrk, 5-7 v; 70-100% 3-25 v; DT ₉₅ 12,8 v.	3,69-5,61	0,19/25°C	ErwiChem, HSDB, SYKE 2000b	endriinin stereoisomeeri, fotodieldriini Epäpuhtautena sis.endriiniä	LD50 rotta orl: 38-47 mg/kg LC50 kala 96h: 0,0045-0,037 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,23 mg/l
dikamba	1918-00-9	1-4 vkkoa	2,21	6500/25°C	ErwiChem, HSDB		LD50 rotta orl: 757-2740 mg/kg LC50 kala 96 h: 135-465 mg/l LC50 daphnia 48h: >100 mg/l
diklobeniili	1194-65-6	1-6 kk; lähes vuosi BAM hitaasti hajoava (T_{10} n. 200vrk)	2,7	18/20°C	ErwiChem, käyttöturv tiedote, VYH 1991b	2,6-diklooribentsamidi(BAM)	LD50 rotta orl: 2710-3160 mg/kg LC50 kala 96 h: 4,2-9,4 mg/l LC50 daphnia 48h: 3,7-10 mg/l
diklooripropaani- diklooripropreeni seos	8003-19-8	anaer. erittäin hitaasti hajoava 1,2-dikl.propaani 52 vrk; 1,3-dikl.propeeni 21-28 vrk	2,2	2000/20°C	HSDB		LD50 rotta orl: 132-779 mg/kg LC50 kala 96h: 1-10 mg/l
dikvatti	85-00-7	Extoxnet: 1000 vrk. Hyvin hidas, savekseen sitoutuneena T_{50} voi olla useita kymmeniä vuosia. (SYKE:15-31v.)	-4,6	700000/20°C	ErwiChem, HSDB, EC 2001, Extoxnet, SYKE 2000b, VYH 1993b		LD50 rotta orl: 120-231 mg/kg LC50 kala 96h: 2-300 mg/l LC50 daphnia 48h: 7,1 mg/l
dimetoaatti	60-51-5	Vedessä päiviä tai viikkoja aerobinen 3-42 vrk; suomal. kenttäkoee: nopeasti hajoava	0,7-1,78	25000 /21°C	ErwiChem, HSDB, MTT/2001	dimetoksoni	LD50 rotta orl: 152 mg/kg LC50 kala96 h: 18,9-60 mg/l LC50 daphnia 48h: 6,4 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus mg/l	K_{oc}	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
dinoseb	88-85-7	5-31 vrk; 100 vrk	3,09-4,074	25,8	124	EnviChem, HSDB		LD50 rotta orl: 25 mg/kg LC50 kala 96h: 0,04-1,35 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,68 mg/l LD50 rotta orl: 1017 mg/kg LC50 kala 96h: 2,9 mg/l LC50 daphnia 48h: 1,4 mg/l LD50 rotta orl: 10 mg/kg LC50 kala 96h: 0,066-2,2 mg/l LC50 daphnia 48h: 3,1-3,3 mg/l
diuron	330-54-1	328 vrk	2,96	42/25°C	382	SYKE/kem 2001, EnviChem	3,4-dikloorianiliini	
DNOC (dinitro-ortokresoli)	534-52-1	<2 kk	1,86-2,85	200	225-590	EnviChem, HSDB		
elohopea	7439-97-6	alkuaine		60		HSDB	metyloittuu	
endiiriini	72-20-8	4-8 vuotta, SYKE: jopa 12 v.	4,56 - 5,63	0,180,	11420 2-0,25 /25°C	EnviChem, HSDB, SYKE 2000b		LD50 rotta orl: 3 mg/kg LC50 kala 96h: 0,00005-0,59 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,039-368mg/l LD50 rotta orl: 3530 mg/kg LC50 kala 96h: 75-88 mg/l LC50 daphnia 24h: 47 mg/l
etikahappo	64-19-7	nopea; 24 min.; T_{75} 14 vrk	-0,17, -0,31	6029/ 25°C	6,5-228	IPCS, HSDB		LD50 rotta orl: 2451-4096 mg/kg LC50 kala 96h: 0,53-2,5 mg/l LC50 daphnia 48h: 1-2,5 mg/l
fluatsifoppi-P-butyyl	79241-46-6	< 24h fluatsifoppi-P:ksi, jonka DT_{50} on 2-9 vrk (20°C) ja 5-20 vrk (10°C)		1,1/ 25°C	Kd 68-75 fluatsifoppi-P: Extoxnet Koc 39-84 pyridoni: Koc 17-38	SYKE 2001a, fluatsifoppi-P: Extoxnet	fluatsifoppi-P, jonka haj-tuote pyridoni	
fluatsinami	79622-59-6	48-165 vrk	3,56			kulkeutumaton käyttöturv. tai heikosti kulkeutuva SYKE 2000b		LD50 rotta orl: >2079 mg/kg LC50 kala 96h: 0,11-0,22 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,19 mg/l
formaldehydi	50-00-0	nopea	0,35	400000/ 20°C	37	HSDB, EnviChem		LD50 rotta orl: 800 mg/kg LC50 kala 96h: 41-84 mg/l
fosaloni	2310-17-0	3-7 vrk	4,3	10 /20°C	1200-1800	HSDB, IPCS		LD50 rotta orl: 120-170 mg/kg LC50 kala 96h: 0,1-0,32 mg/kg
glufosinaatti-ammonium	77182-82-2	3-20 vrk	< 0,1	1370000/ 22°C	10-1230	MTT/2001, HSDB, KEMI 1997	3-MPP, MPA	LD50 rotta orl: 1620-2000 mg/kg LC50 kala 96h: 710- >1000 mg/l LC50 daphnia 48h: 668 mg/l
glyfosaatti	1071-83-6	3-174 vrk; T_{50} vaihtelee muutamasta päivästä useisiin kuukausiin, jopa vuosin	-3	11600/ 25°C	300-11000	MTT/2001, EnviChem	AMPA	LD50 rotta orl: 470-4320 mg/kg LC50 kala 96h: 15-220 mg/l LC50 daphnia 48h: 5,3-780 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puolintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus K_{oc} mg/l	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
HCB	118-74-1	1500 vrk; aer. 3½ anaer. 23v	5,73	0,0047 /25°C 30649	HSDB, SYKE/kem 2001, EnviChem	(kvintotseenin epäpuhtaus)	LD50 rotta ori: 3500-10000 mg/kg LC50 kala 96h: 11-22 mg/l LC50 daphnia 24h: 0,0075-0,5 mg/l LD50 rotta ori: 1690 mg/kg LC50 kala 96h: 274-370 mg/l LC50 daphnia 48h: 151 mg/l LD50 rotta ori: >5000 mg/kg LC50 kala 96h: 3,2 mg/l EC50 daphnia 48h: 0,49-0,72 mg/l LD50 rotta ori: 3500 mg/kg LC50 kala 96h: 2,25-6,7 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,25 mg/l LD50 rotta ori: >10000 mg/kg LC50 kala 96h: >1,1 mg/l LC50 daphnia 48h: >1,3 mg/l LD50 rotta ori: 9000 mg/kg LC50 kala 96h: 0,3 mg/l LC50 daphnia: 1,5 mg/l LD50 rotta ori: >5000-10000 mg/kg LC50 kala 96h: 0,014-2,3 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,35-0,46 mg/l LD50 rotta ori: 1360-1600 mg/kg LC50 kala 96h: 0,63 mg/l LC50 daphnia 48h: 2,15 mg/l LD50 rotta ori: 917-5190 mg/kg LC50 kala 96h: 0,12-1,03 mg/l EC50 daphnia 48h: 0,12 mg/l LD50 rotta ori: 250 mg/kg ihiminen, alin ärsytt. 1,3 ppm LD50 rotta ori: 1200-7500 mg/kg LC50 kala 48h: 8-12 mg/l LD50 rotta ori: >4300 mg/kg LC50 kala 96h: 103,5-500 mg/l LC50 daph. 48h: 232-1228,5 mg/l
heksatsinoni	51235-04-2	76 vrk/30°C; 426-502 vrk/10°C	-4,4	33000/ 25°C 13-192	HSDB, Extoxnet SYKE 2000b, SYKE 1998b		
heksytiatsoksi	78587-05-0	6-42 vrk; 8-25 vrk/15°C	3,16	1 1782-10600			
iprodoni	36734-19-7	2-35 vrk; 25°C: aer. 20-70 vrk., anaer. 20-30 vrk 160 vrk/15°C	3	13,9 700	HSDB, Extoxnet, SYKE 1997b	3,5-dikloorianiliini	
isoksabeeni	82558-50-7	150-180 vrk; 1-10 kk	3,94	1,42/ 20°C 607	käyttöturv. tiedote, SLU 1995		
kaptaani	133-06-2	3 vrk; 5-56 vrk	1,84-2,35	<0,5 33-600	HSDB, EnviChem		
karbendatsiimi (MBC)	10605-21-7	3-6 kk; pohjoismaissa jopa 31 kk	1,4	8/ 20°C 292-590	KEMI 1997	benomyliin ja tiofanaattimetyyliin hajoamistuote	
kinoklamiini	2797-51-5	20-28 vrk	1,52	22,3/ 20°C 1247-3937	SYKE 2000b, KEMI 1998		
kinometionaatti	2439-01-2	1-4 vrk (-> QDOH)	3,78; 2,87	1 /20-25°C 2300	HSDB, EnviChem	6-metyyli- 1,4-dihydro-2,3 -kinoksalitiidioni (QDOH)	
klooripikriini	76-06-2	nopea	2,09-2,38	2272/ 0°C, 1900/ 20°C 62-81	HSDB, EnviChem		
klooriprofaami	101-21-3	65 vrk/15°C; 30 vrk/20°C	89/ 25°C		EnviChem, Extoxnet		
klopyralidi	1702-17-6	202 vrk/ 15°C ; 15-278 vrk	-0,198	1000/ 25°C 2	IPCS, EnviChem, HSDB		

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T ₅₀)	log P _{ow}	Vesiliukoisuus mg/l	K _{oc}	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
kloroksuroni	1982-47-4	30-60 vrk ; 110 vrk		4/ 20°C	2820 (1323-6220)	HSDB, EnviChem		LD50 rotta ori: 3000-3700 mg/kg LC50 kala 48h: 0,43-25 mg/l
klorotaloniili	1897-45-6	30-70 vrk	4,38	0,6 /25°C <0,01 /25°C	1800	HSDB, EnviChem, IPCS		LD50 rotta ori: >10000 mg/kg LC50 kala96h:0,0052-0,0076 mg/l LC50 daphnia: 7,8 mg/l
klortiamidi	1918-13-4	ei tietoa,vrt. diklobeniili	2,96	0,095/ 21°C		IPCS,HSDB EnviChem, HSDB	diklobeniili, 2,6-diklooribentsamidi	LD50 rotta ori:7-57 mg/kg LC50 kala 24h: 41 mg/l
krimidiini	535-89-7	nopea?		9360/ 20°C				LD50 rotta ori: 1,25 mg/kg
kumatetralyyli	5836-29-3	7-13 vrk;90 vrk	3,46	425 /20°C, pH7 20/ 20°C, pH5	800-1800	SYKE 2000b, HSDB		LC 50 kala 96h: >500 mg/kg LD50 nisäkäs: 17 mg/kg LC50 kala: 48-67 mg/kg LC50 daphnia: <4 mg/kg LC50 kala: <1 mg/l
kuparioksidoriidi	1332-40-7	Cu alkuaine		316000	happamassa	HSDB		LD50 rotta ori: 300 mg/kg
kuparisulfaatti	7758-98-7	Cu alkuaine		243000 /0°C 316000 243000 /0°C	maassa kulkeutuva	EnviChem, IPCS, HSDB		LC50 kala 96h: 0,1-2,5 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,1 mg/l
kvintoseeni	82-68-8 117-1059 vrk 141-480 vrk 313-699 vrk (EnviChem)		4,22 - 5,11	0,55 /0°C	20000-21877	EnviChem, HSDB	pentakloorianiliini, pentakloorianisoli, HCB epäpuhtaus	LD50 rotta ori: 1650-1710 mg/kg (12000 mg/kg) LC50 kala 96h: 0,1-0,55 (1,2)mg/l
kvitsalofoppi-P-etyyli	100646-51-3 kentiäkoee DT50f 0,5-20 vrk	54 vrk/ 10°C, DT50f	4,66	0,4/ 20°C	1816 (raseeminen seos)	Tuusa 2003 (SYKE ja STTV)		LC50 daphnia 48h: 0,77 ? mg/l LD50 rotta ori: 1182-1210 mg/kg tehoaine LC50 kala: 0,72 mg/l valmiste LC50 kala: 5,7 mg/l tehoaine LC50 daphnia: 0,29mg/l valmiste LC50 daphnia: 7,2 mg/l
lambda-syhalotriini	91465-08-6	4-12 vko	7	0,005 /20°C	180000	Extoxnet, EC 2001		LD50 rotta ori: 56-79 mg/kg LC50 kala 96h: 0,8ng/l - 0,0024mg/l
lenasiili	2164-08-1	3-12 kk	2,3	6/ 25 °C	75-254	EnviChem, e-Pesticide Manual		LC50 daphnia 48h: 0,00036 mg/l LD50marsu ori: >4000mg/kg LC50 kala 96h: 10-135 mg/l LC50 daphnia 48h: >8,4-33 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus K_{oc} mg/l	Lähtee ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
lindaani	58-89-9	266 vrk; 400 vrk; 980 vrk	3,29 - 3,85	7,3-7,8/20°C 17/ 24°C	EnviChem, HSDB,	di-, tri-, tetra-, penta- ja heksaklooribentseeni	LD50 rotta ori: 76-91 mg/kg LC50 kala 96h: 0,009-0,14 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,46-1 mg/l LD50 rotta ori: 4480 mg/kg LC50 kala 96h: 16 mg/l LC50 daphnia 48h: 13,7 mg/l
linuroni	330-55-2	22-86 vrk (77-261 vrk/5°C) kosteus vaikuttaa	3,2	75/ 25°C	Extoxnet HSDB, käyttöturv. tiedote, EnviChem		
malationi	121-75-5	1-6 vrk	2,9; 2,36	145/ 20°C	EnviChem, Envichem, HSDB		LD50 rotta ori: 250 mg/kg LC50 kala 96h: 0,001-2,5 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,003-0,5mg/l LD50 rotta ori: 6950 mg/kg LC50 kala 96h: 100-1435 mg/l LC50 daphnia 96h: 107 mg/l LD50 rotta ori: 4500-8760 mg/kg LC50 kala 96h: 0,22-3,3 mg/l LC50 daphnia 48h: 1-3,3
maleiinihydratsidi	123-33-1	päiviä - viikkoja ; 100 vrk	0,21	6000/ 25°C	EnviChem, HSDB, SYKE 2000b, HSDB, EnviChem	etyleenitiourea (ETU)	
manebi	12427-38-2	6 - 36 vrk	0,62	6			
mankotsebi	8018-01-7	0,7-2,3 vrk; 40 vrk	1,34	16/ 25°C 6,2 /25°C	Envichem, HSDB	etyleenitiourea (ETU)	LD50 rotta ori: 5000-14000 mg/kg LC50 kala 96h: 1,5-2,3 mg/l LC50 daphnia 24h: 0,9-13,6 mg/l LD50 rotta ori: 700-800 mg/kg LC50kala96h:25-59mg/l; 232mg/l LC50 daphnia 48h: 11 mg/l LD50 rotta ori: 680 mg/kg LC50 kala 48h: >10mg/l; 75 mg/l LC50 daphnia: >40 mg/l
MCPA	94-74-6	7-41 vrk ; kok.hajoaminen (T_{100}) 1-6 kk	3,25	630/ 25°C	HSDB, EnviChem		
MCPB	94-81-5	<7-14 vrk	ei kertyvä	44	HSDB, EnviChem		
mekoproppi	93-65-2	3-21 vrk ; 20 vrk 5°C	1,26- 3,13	734/ 25°C	IPCS, HSDB, SYKE 2000a, (keskiarvo 242)		LD50 rotta ori: 650-1210 mg/kg LC50 kala: >100-124 mg/l LD50 rotta ori: >2500 mg/kg LC50 kala 96h: 15,9-29 mg/l LC50 daphnia 48h: 30,6 mg/l LD50 rotta ori: 1350-2950 mg/kg LC50 kala 96h: 194-443 mg/l LC50 daphnia 48h: 101,7 mg/l
metabentsiatsuroni	18691-97-9	117-153 (20°C) Turk.tiedot epävarmoja, hajoaa hitaasti	2,64	59	SYKE 2000a, käyttöturv. tiedote		
metamitroni	41394-05-2	11-50 vrk	0,83	1820	SYKE 1998 c, käyttöturv. tiedote		

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T ₅₀)	log P _{ow}	Vesiliukoisuus K _{oc} mg/l	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
metam-Na	137-42-8	tunteja		7222000	HSDB	metyyli-isotiosyanaatti	LD50 rotta orl: 820 mg/kg myrkyllistä kaloille
metyylibromidi	74-83-9	20-26,7 vrk, haihtuva	1,08-1,19	13400-15200/ 25°C	EnviChem, HSDB,		LD50 rotta orl: 214 mg/kg LC50 kala 96h: 11-12 mg/l
metyylidemetoni	8022-00-2	26 vrk	1,02	3300	HSDB, IPCS,		LD50 rotta orl: 75 mg/l myrkyllistä vesieläimille
metyyli-isotiosyanaatti	556-61-6	0,5-50 vrk (biohaj.)	0,94 ; 1,14	7600	HSDB, KEMI 1997,		LD50 rotta orl: 175 mg/kg LC50 kala 96h: 0,13-0,57 mg/l
monuroni	150-68-5	30-166 vrk	1,94	230/ 25°C	HSDB		LD50 rotta orl: 3600 mg/kg EC50 levä: 90 mg/l
nikotiini	54-11-5	4 tuntia ilmassa	1,17	100	HSDB,		LD50 rotta orl: 50-188 mg/kg
oksidemetonimetyyli	301-12-2	27-45 vrk (50 % miner.)	- 1,03; 0,18	143	HSDB, SYKE 2000b,		LD50 rotta orl: 30 mg/kg LC50 kala 96h: 4-31,15 mg/l
parakvatti	1910-42-5	1000 vrk; 16 kk - 13 vuotta (kenttäolosuht.)	-4,22	< 1000	EnviChem EnviChem,		LC50 daphnia: 0,19 mg/l LD50 rotta orl: 57 mg/kg
parationi, etyyli	56-38-2	18 vrk; 16-26 viikkoa hydr. 43 vko	3,8	24; 11 /20°C	HSDB, Extoxnet EnviChem,	paraoksioni (aerob.olos.) aminoparationi(anaer.)	LC50 kala96h: 2,5-76 mg/l LC50 daphnia 48h: 3,7 mg/l LD50 rotta orl: 2 mg/kg
parationi, metyyli	298-00-0	15 vrk	2,86	366-1516	HSDB, SYKE 2000b EnviChem,		LC50 kala96h: 0,065-2,7 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,0004- 0,0008 mg/l
permetriini	52645-53-1	6-106 vrk; 5-55 vrk	6,5	55 /20°C	HSDB, EnviChem	DCVA	LD50 rotta orl: 6 mg/kg LC50 kala 96h: 0,059-11 mg/l LC50 daphnia: 0,0008-0,009 mg/l
pirimikarbi	23103-98-2	9-40 vko hapan maa, 2-7 vko emäks.maa	1,7	0,2/20°C; 0,006	HSDB, EnviChem		LD50 rotta orl:410-4000 mg/kg LC50 kala96h: 0,0011-0,016 mg/l LC50 daphnia48h: 0,0002-0,0006 mg/l
primisulfuroni	86209-51-0	26-63 vrk (anaerob. 198-365 vrk)	0,06-2,41	3,3 (pH5) 243 (pH7)	SYKE 2000b, HSDB, HSDB, SYKE 2000b, Extoxnet		LD50 rotta orl: > 5050 mg/kg LC50 kala 96h: > 48 mg/l EC50 daphnia 48h: 260-480 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus K_{oc} mg/l	Lähteen ¹⁾	Tärkeimmät hajoamistuotteet	Myrkyllisyys
prometryyli	7287-19-6	14-158 vrk ; 150 vrk (aer.)365 vrk (anaer.); 286 vrk/ 25°C, lämpö ja kosteus nopeuttavat hajoamista	3,1	33/25°C 311-641	HSDB, EnviChem, käyttöturv. tiedote (engl.) VYH 1991a	hydroksiprometryyli, de-isopropyyliprometryyli	LD50 rotta ori: 3750-5233 mg/kg LC50 kala 96h: 2,5-10 mg/l LC50 daphnia: > 40 mg/
propikonatsoli	60207-90-1	41-80 vrk, 10°C: 430 vrk(1,2,4-triatsoli 1-84 vrk; KEMI-97: yli 3 v.)	3,5- 3,7	110/20°C 380-1840	SYKE 1994a ja 2003, HSDB, KEMI 1997	1,2,4-triatsoli	LD50 rotta ori: 1344-1517 m/l LC50 kala 96h: 2,6-6,8 mg/l LC50 daphnia: 2,2-11,5 mg/l
simatsiini	122-34-9	20-270 vrk (mikrobiol.) 21-144 vrk (hydrol.) 201-270 vrk kylmässä	2,2-2,5	6,2/20°C 79-377 (helposti kulkeutuva)	HSDB, SYKE 1995	desetyylisimatsiini, hydroksisimatsiini, desdietyylisimatsiini	LD50 rotta ori: 5000 mg/kg LC 50 kala 96h:3,1 - > 100 mg/l LC50 daphnia 48h: 1 mg/l
sypermetriini	52315-07-8	aer. 4,1-56,4 vrk; 21 vrk	4,47- 6,3	0,01- 0,2/21°C 5800-160000	EnviChem, HSDB		LD50 rotta ori: 160-300 mg/kg (HSDB: 4123-7180 mg/kg) LC50 kala 96h: 0,0005-0,002mg/l LC50 daphnia 24h: 0,002 mg/l LD50 rotta ori: 10,6-16 mg/l LC50 vesielioille > 10 mg/l
talliumsulfatti	7446-18-6	epäorgaaninen, Tl_2SO_4	kertyvä BCF kala: 30-1430	48700/ 20°C Liukenee täysin veteen, TI-ionit sitoutuvat savekseen	HSDB, IPCS, SYKE 2000b		
TCA (trikloorietikka-happo)	76-03-9	21-90 vrk ; 119,6 vrk hitaampi hiekkaisilla mailla, myös kosteus ja lämpötila vaikuttavat	1,33-1,7	10000/ 25°C I	EnviChem, HSDB		LD50 rotta ori: 3200-5000 mg/kg LC50 kala 96h: 2000-9300 mg/l LC50 daphnia 48h: 2000 mg/l
terbutylatsiini	5915-41-3	84-170 vrk 456 vrk (lämpötila 10°C)	3,04	5/ 20°C 100-260	EnviChem, HSDB, SYKE 1992	karbendatsiimi (MBC)	LD50 rotta ori: 1845-2160 mg/kg LC50 kala 96h: 1,6-66 mg/l LC50 daphnia 48h: 21,2 mg/l
tiofanaattimeyyli	23564-05-8	1-7 vrk, 28 vrk, kts. karbendatsiimi	1,4	26,6/ 20°C 137	SYKE 1994b		LD50 rotta ori: 6640-7500 mg/kg LC50 kala 48h: 7,8-11 mg/l LC50 daphnia 48h: 16 mg/l LD50 marsu 1000 mg/kg
tiokinoksi	93-75-4			ei liukene	SYKE 2000b, HSDB		
tiraami	137-26-8	1-21 vrk; DT ₉₀ 7-61 vrk	1,82	30 670	HSDB, EnviChem	dimetyyliitiokarbamaatti, DMCS (T_{50} 15-39 vrk)	LD50 rotta ori: 560-865 mg/kg LC50 kala 96h: 0,007-0,27 mg/l

Tehoaine	CAS-numero	Puoliintumisaika (T_{50})	$\log P_{ow}$	Vesiliukoisuus mg/l	K_{oc}	Lähteet ¹⁾	Tärkeimmät hejomaistutteen	Myrkyllisyys
tolyylifluaniidi	731-27-1	1-7 vrk	3,9-4,0	0,9		käyttöturvall. tiedote, KEMI 1997	DMST (T_{50} on 50-70 vrk)	LC50 daphnia 48h: 0,21 mg/l LD50 rotta orl: >5000 mg/kg LC50 kala 96h : 0,05 mg/l LC50 daphnia: 0,57 mg/l
triadimefoni	43121-43-3	10 vrk-7 kk	2,77 3,0-3,2	260/20°C	150-510	HSDB, KEMI 1997 SYKE 2000b	triadimenoli (T_{50} muutama kuukausi - muutama vuosi)	LD50 rotta orl: 90-600 mg/kg LC50 kala 96h: 10-50 mg/l
vinklotsoliini	50471-44-8	1,5-75 vrk	3,1	1000 /20°C	100-1750	HSDB, SYKE 2000b	diklooriamiini	LD50 rotta orl: 10000 mg/kg LC50 kala 96h: 22-50 mg/l
zinebi	12122-67-7	23-43 vrk, 16-23 vrk	1,3	10 /20°C	308-1168, 1230	HSDB, Envichem	etyleenitourea (ETU), sinkki	LD50 rotta orl: 1850-8900 mg/kg LC50 kala 96h: 7,2-250 mg/l LC50 daphnia 48h: 0,97 mg/l

¹⁾Lähteet:

- Envichem = Nikunen ym. 2000
 EC 2001 = European Commission 2001
 e-Pesticide Manual = The British Crop Protection Council 2002
 Extoxnet = EXTOWNET (Extension Toxicology Network) 2003
 HSDB = HSDB (Hazardous Substances Data Bank) 2003
 IPCS = International Program on Chemical Safety, International Chemical Safety Cards
 KEMI 1997 = Kemikalieinspektionen, Ämnesblad. <http://www.kemi.se/bkmregoff/default.cfm>
 Käyttöturvallisuustiedote = valmisteen valmistajan tai maahantuojan antama käyttöturvallisuustiedote
 MTT/2001 = Laitinen ym. 2001
 SLU 1995 = Stenström ja Torstensson 1995
 SYKE = Suomen ympäristökeskus, lausunto
 SYKE/kem 2001 = Kallio-Mannila 2001
 VYH = Vesi- ja ympäristöhallitus, lausunto

Liite 5. Pataman ja Ahvenlammin tutkimustulokset.**Torjunta-aineet**

Maaperänäytteet	Torjunta-aine	MTT:n Kemian laboratorio mg/kg (ka)	Lahden tutkimuslaboratorio mg/kg (ka)
Ahvenlampi			
A1.1 0-40 + 0-50 cm	terbutylatsiini	< 0,01	
	kvintotseeni	0,03	
	permetriini	0,05	
A1.2 40-60 + 50-60 cm		-	
A1.3 60-100 + 60-80 cm		-	
A2.1 0-25 cm	terbutylatsiini	< 0,01	< 0,01
	kvintotseeni	< 0,01	< 0,01
	permetriini	0,02	
	HCB	0,049	
	4,4'-DDT	< 0,01	
	4,4'-DDE	< 0,01	
A2.2 25-35 cm	-		
A2.3 35-60 cm	-		
A3.1 0-25 cm	terbutylatsiini	< 0,01	< 0,01
	kvintotseeni	0,04	0,026
	fosaloni	< 0,01	
	gamma-HCH	< 0,01	
	propikonatsoli	0,01	
	permetriini	0,04	
	glyfosaatti	0,07	
	AMPA	0,14	
	HCB	0,13	
	lindaani	< 0,01	
	pentakloorianisoli	< 0,01	
	4,4'-DDE	< 0,01	
	4,4'-DDT	< 0,01	
	2,4'-DDT	< 0,01	
	4,4'-DDD	< 0,01	
A3.2 25-80 cm		-	-
A3.3 80-100 cm		-	
A4.1 0-15 cm	terbutylatsiini	< 0,01	
	kvintotseeni	0,01	
	permetriini	< 0,01	
A4.2 15-30 cm		-	
A4.3 30-60 cm		-	

Maaperänäytteet	Torjunta-aine	MTT:n Kemian laboratorio mg/kg (ka)	Lahden tutkimus-laboratorio mg/kg (ka)
A5.1 0-30 + 0-30	terbutylatsiini	<0,01	
	kvintotseeni	0,01	
	diklobeniili	0,01	
	atratsiini	<0,01	
	glyfosaatti	0,07	
	AMPA	0,78	
A5.2 30-60 + 30-60 cm			
	AMPA	0,07	
A5.3 60-100 + 60-100 cm			
	glyfosaatti	<0,02	
	AMPA	<0,02	
A6.1 0-30 + 0-40 cm			
	terbutylatsiini	<0,01	
	kvintotseeni	0,03	
	permetriini	0,01	
A6.2 30-60 + 40-60 cm		-	
A6.3 60-100 + 60-100 cm		-	
A7.1 0-10 + 0-5 cm			
	terbutylatsiini	0,88	0,39
	kvintotseeni	0,77	0,25
	dieldriini	0,04	
	iprodioni	<0,01	
	triadimefoni	0,03	
	triadimenoli	0,10	
	permetriini	0,11	
	atratsiini	0,01	
	glyfosaatti	0,31	
	AMPA	1,0	
	HCB		1,8
	pentakloorianisoli		0,023
	4,4'-DDT		0,089
	2,4'-DDT		0,019
	4,4'-DDD		0,013
	4,4'-DDE		<0,01
A7.2 10-30 + 5-30 cm			
	terbutylatsiini	-	<0,01
	kvintotseeni	-	<0,01
	HCB		<0,01
	AMPA	<0,02	
A7.3 30-60 + 30-60 cm		-	-
A7.4 60-100 + 60-100 cm		-	

Maaperänäytteet	Torjunta-aine	MTT:n Kemian laboratorio mg/kg (ka)	Lahden tutkimus-laboratorio mg/kg (ka)
PATAMA			
PI.1 0-35 + 0-35 cm			
	terbutylatsiini	<0,01	<0,01
	kvintotseeni	0,02	0,021
	lindaani	0,02	0,02
	dieldriini	0,08	
	HCB		0,099
	4,4'-DDE	0,087	
	4,4'-DDT	0,340	
	2,4'-DDT	0,1	
	4,4'DDD	0,022	
	pentakloorianisoli	<0,01	
PI.2 35-75 + 35-60 + 60-80 cm		-	-
PI.3 75-100 + 80-100 cm		-	-
P2.1 0-25 + 0-25 cm			
	terbutylatsiini	0,01	
	kvintotseeni	0,04	
	dieldriini	<0,01	
	lindaani	0,06	
P2.2 25-65 + 25-90 cm		-	
P2.3 65-100 + 90-150 cm		-	
P3.1 0-25 + 0-20			
	terbutylatsiini	<0,01	<0,01
	kvintotseeni	0,04	0,036
	lindaani	0,07	0,056
	dieldriini	<0,01	
	HCB		0,17
	4,4'-DDE		<0,01
	4,4'-DDT		0,011
	2,4'-DDT		<0,01
	4,4'DDD		<0,01
	pentakloorianisoli		<0,01
P3.2 25-70 + 20-35 + 35-100 cm		-	-
P4.1 sedimentti 0-10 cm			
	terbutylatsiini	0,02	
	kvintotseeni	0,07	
	dieldriini	0,14	
	iprodioni	0,10	
	lindaani	0,03	
	propikonatsoli	0,10	
	permetriini	0,31	
	deltametriini	0,19	
	glyfosaatti	0,08	
	AMPA	0,17	
P5.1 0-20 + 0-20 cm			
	glyfosaatti	0,02	
	AMPA	0,06	

Maaperänäytteet	Torjunta-aine	MTT:n Kemian laboratorio mg/kg (ka)	Lahden tutkimus-laboratorio mg/kg (ka)
P5.2 20-35 + 20-35 + 35-55 cm			
	atratsiini	<0,01	
	bifentriini	<0,01	
	AMPA	<0,02	
P5.3 35-70 + 70-100 + 55-100 cm			
-			
P6 kompostikasa			
	terbutylatsiini	0,03	
	kvintotseeni	0,17	
	dieldriini	0,09	
	lindaani	0,10	
	triadimefoni	<0,01	

Vesinäytteet

Vesinäytteet	MTT:n Kemian laboratorio µg/l	Lahden Tutkimus-laboratorio µg/l
Ahvenlampi		
M1 pohjavesiputki	atratsiini	2,6
	fenoksihappoherbisidit	-
M2 pohjavesiputki		-
A8 uusi pohjavesiputki		
	atratsiini	1,6
	terbutylatsiini	0,2
Patama		
P7 uusi pohjavesiputki		-
KI toimistorakennuksen hanavesi		-
Lähde		
	terbutylatsiini	<0,1
PK4 salaojavesien purkukaivo		
	iprodioni	2,6
	propikonatsoli	0,9
	glyfosaatti	2,5
	AMPA	0,35

RASKASMETALLIT:

Analysoitu As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn, Sb, Hg

Ahvenlammin näytteistä A1.1, A1.2, A6.1, A7.1, A7.2

Pataman näytteistä P1.1, P3.2

Kaikki selvästi alle SAMASE-ohjearvon

Laboratorio SGS Inspection Services Oy

Liite 6. Riskien tunnistamisessa käytetyt luokittelumenetelmät

Taulukko 1. Haitta-aineiden toksisuuteen perustuva riskien tunnistus (Nikunen 1993).

Toksisuutta kuvaava muuttuja	Erittäin myrkyllinen	Myrkyllinen (= merkittävä riski)	Kohtalainen/lievästi myrkyllinen (= vähäinen riski)	Hyvin lievästi myrkyllinen (= ei riskiä)
Nisäkkäät, akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	< 25	25 – 200	200 – 2000 (haitallinen)	> 2000
Nisäkkäät, akuutti (4h) hengitys, LC ₅₀ (mg l ⁻¹)	< 0,5	0,5 – 2,0	2,0 – 20 (haitallinen)	> 20
Linnut, akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	< 10	10 - 50	50 – 500 500 – 2000	> 2000
Linnut, ravintoaltistus, LC ₅₀ (mg kg- ravinto ⁻¹)	< 50	50 - 500	500–1000 1000 – 5000	> 5000
Liero, akuutti, LC ₅₀ (mg kg ⁻¹ , maa)	< 1	1,0 – 10	10 – 100 100 – 1000	> 1000
Hyönteiset (mehiläinen), akuutti suun kautta, LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	< 0,1	0,1 – 1,0	1,0 – 10 10 – 100	> 100
Vesieliot, akuutti, LC/EC/IC ₅₀ (mg l ⁻¹)	< 1	1,0 – 10	10 – 100 (haitallinen)	> 100
Vesieliot, pitkäaikainen myrkyllisyys, NOEC (mg l ⁻¹)	0,01	0,01 - 0,1	0,1 - 1,0	> 1,0

Taulukko 2. Haitta-aineiden ympäristökäyttäytymiseen perustuva riskien tunnistus (mukaeltu Nikunen 1993). Luokitteluperusteena aineen kulkeutumispotentiaali, pitkäaikaispysyvyys ja kertyvyys.

Ominaisuus	Huomattava riski	Kohtalainen riski	Vähäinen riski	Ei riskiä
Haitta-aineen liikkuvuus ¹ (K _{oc})	< 150	150 – 500	500 – 5000	> 5000
Vesiliukoisuus ¹ , mg l ⁻¹	> 1000	10 – 1000	0,1 – 10	< 0,1
Höyrynpaine ¹ , Pa	< 0,001	0,001 – 0,1	0,1 – 10	> 10
Henryn lain vakio H (Pa m ³ mol ⁻¹)	> 100	1-100	0,01-1	< 0,01
Puoliintumisaika maaperässä	> 8kk	1 – 8 kk	1 vko – 1 kk	< 1 vko
Kertyvyys log K _{ow}	≥ 5,0	≥ 3,0	≤ 3,0	-

Taulukko 3. Haitta-aineiden leviämiseen perustuva terveystuennin tunnistus. Luokitteluperusteena alueen ympäristöominaisuudet ja aineiden esiintyminen alueella. pov = pohjavesi, Hk = hiekka, Mr = moreeni, Sr = sora, Tv = turve

Ominaisuus	Huomattava riski	Kohtalainen riski	Vähäinen riski	Ei riskiä
Alueelle pääsy	vapaa	aidattu alue	vartioitu alue	ei pääsyä
Alueen käytön ajallinen ulottuvuus	päivittäin	ajottain (> 90 d/a)	satunnaisesti (< 90d/a)	ei käytössä
Maankäyttö	asutus, maanviljely ¹	virkestys	teollisuus, kauppa & näihin rinnastettava	kaatopaikka tms.
Alueen saastuneisuus	raja-arvot ylittyvät	tavoitearvo < pitoisuus < raja-arvo	-	tavoitearvot alittuvat
Saastumisen tyyppi	ravinto/vesi/ilma	eliöstö	maaperä	ei todettu
Pinnan kaltevuus, eroosio	> 15°	< 15°	tasainen	virtauseste
Pinnan peitto	avoin, ei peittoa	osittain avoin	kasvill. peittämä Tv	rakennettu, päällystetty
Maalaji, kulkeutuminen pohjaveteen	Hk, Sr	HkMrm, SrMr	hieno Hk, Mr	savi, siltti, Tv
Maalaji, kulk. ilmassa	hieno Hk	hienoaines Mr	karkea Sr/Mr	kostea Tv
Etäisyys pintaveteen, m	< 100	< 1000	-	> 3000
Etäisyys pov-alueeseen, m	< 100	100-500	500-1000	>> 1000
Etäisyys vedenottamoon, m	< 300	300-700	700-1000	ei vedenottamaa
Pov etäisyys maanpinnasta, m (kulk. pohjaveteen)	< 3 (Hk, Sr)	> 3 (Hk, Sr)	< 3 (Sa, Si, Mr)	

¹olennainen ravintokasveihin merkittävässä määrin siirtyvillä, terveydelle haitallisilla aineilla

Eri maissa esitettyjä maaperän ohje- ja viitearvoja taimitarhojen kriittisimmiksi katsotuille haitta-aineille.

Taulukko 4. Maaperän viitearvoja.

a. DDD, DDE ja DDT

Aine	Pitoisuus mg/kg	Selitys	Maa/organisaatio	Lähde
DDD	2,4/10/0,8 ¹	PRG, asutus/teollisuus/kulk. pohjaveteen	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
"	95/400/NLL	GCC, asutus/kauppa + teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
"	2,7/12/0,56	RBC, asutus/teoll./ kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
"	2,2/3,5	viitearvo, maanvilj. + asutus + puisto/teoll. + kauppa	Ontario, Kanada	American Petroleum Institute 1999
"	47;35;28/47;42	SCL, arktinen alue, maansyönte ² /kulk. pohjaveteen ²	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
"	2,4/11	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
DDE	1,7/7,0/3,0	PRG, asutus/teollisuus/kulk. pohjaveteen ¹	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
"	1,7/7,8	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
"	45/190/NLL	GCC, asutus/kauppa + teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
"	1,6/2,4	viitearvo, maanvilj. + asutus + puisto/teoll. + kauppa	Ontario, Kanada	American Petroleum Institute 1999
"	1,9/8,4/1,8	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
"	33;24;20/150;130	SCL, arktinen alue, maansyönte ² /kulk. pohjaveteen ²	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
DDT	1,7/7,0/2,0	PRG, asutus/teollisuus/kulk. pohjaveteen ¹	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
"	57/280/NLL	GCC, asutus/kauppa + teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
"	1,6/2	viitearvo, maanvilj. + asutus + puisto/teoll. + kauppa	Ontario, Kanada	American Petroleum Institute 1999
"	0,58/2,53/2,20/1000	SCV, asutus + monikäyttö/kauppa/teoll./ kulk. pohjaveteen	Colorado, USA	Colorado Department of Public Health and Environment 1997
"	1,9/8,4/0,058	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
"	33;24;20/88;80	SCL, arktinen alue, maansyönte ² /kulk. pohjaveteen ²	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
"	0,7/12	maanvilj. + asutus + puisto/ teoll. + kauppa	Kanada	CCME 2002
"	1,7/7,8	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
DDD + DDE + DDT	0,01/4	tavoitearvo/INV	Hollanti	VROM 2000
"	3,5/130	ei teoll. alue/teoll.alue	Katalonia, Espanja	Generalitat de Catalunya 2000

¹laimenemiskerroin DAF = 1

²riippuu sadannan määrästä

b. Dieldriini

Pitoisuus mg/kg	Selitys	Maa/organisaatio	Lähde
0,0005	tavoitearvo	Hollanti	VROM, 2000
0,04/2,5	ei teoll. alue/teoll.alue	Katalonia, Espanja	Generalitat de Catalunya 2000
0,03/0,11/0,0002	PRG, asutus/teollisuus/kulk. pohjaveteen ¹	USA, Region 9 U.S. EPA 2003d	
1,1/4,7/NLL	GCC, asutus/kauppa+teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA DEQ 2000	
0,01/0,04/0,03/1000	SCV, asutus+monikäyttö/kauppa/teoll./kulk. pohjaveteen	Colorado, USA Colorado	Department of Public Health and Environment 1997
0,4; 0,5; 0,7/0,014; 0,015	SCL, arktinen alue, maansyönti ² /kulk. pohjaveteen ²	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
0,04/0,18/0,00011	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard, 2003
0,03/0,12	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004

¹laimenemiskerroin DAF = 1²riippuu sadannan määrästä**c. HCB (heksaklooribentseeni)**

Pitoisuus mg/kg	Selitys	Maa/organisaatio	Lähde
1,5/65	ei teoll. alue/teoll.alue	Katalonia, Espanja	Generalitat de Catalunya 2000
0,3/1,1/0,1	PRG, asutus/teollisuus/kulk. pohjaveteen ¹	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
8,9/37/1,8	GCC, asutus/kauppa+teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
0,46/0,76	viitearvo, maanvilj.+asutus+puisto/teoll.+kauppa	Ontario, Kanada	American Petroleum Institute 1999
0,05/0,1/8/55	luonnotila+maanvilj. /asutus/virkisty/teoll.	Belgia	
0,05/2/10	maanvilj./puisto+asutus/teoll.+kauppa	British Columbia, USA	American Petroleum Institute 1999
7; 5; 4/0,73; 0,7	SCL, arktinen alue, maansyönti ² /kulk. pohjaveteen ²	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
0,4/1,8/0,0026	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
0,3/1,2	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004

¹laimenemiskerroin DAF = 1²riippuu sadannan määrästä**d. Lindaani (γ-HCH)**

Pitoisuus mg/kg	Selitys	Maa/organisaatio	Lähde
0,00005	tavoitearvo	Hollanti	VROM 2000
0,15/0,3	ei teoll. alue/teoll.alue	Katalonia, Espanja	Generalitat de Catalunya 2000
0,44/1,7/0,0005	PRG, asutus/teollisuus/ kulk. pohjaveteen ¹	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
8,3/42/0,02	GCC, asutus/kauppa+teoll./ juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
0,49/2,2/0,00022	RBC, asutus/teoll./ kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
9; 6,4; 5/0,003	SCL, arktinen alue, maansyönti ² /kulk. pohjaveteen	Alaska, USA	Department of Environmental Conservation 2003
0,44/1,9	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004

¹laimenemiskerroin DAF = 1²riippuu sadannan määrästä

e. Muut aineet

Aine	Pitoisuus mg/kg	Selitys	Maa/organisaatio	Lähde
atratsiini	0,0002/6	tavoitearvo/INV	Hollanti	VROM, 2000
“	2,2/7,8	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003c
“	71/330/0,06	GCC, asutus/kauppa+teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
“	1/10	ei teoll. alue/teoll.alue	Katalonia, Espanja	Generalitat de Catalunya 2000
“	2,2/8,6	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
diklobeniili	47/2585	ad hoc INV/hum-tox SCC	Hollanti	VROM 2000
dikvatti	170/2200/0,017	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
“	130/1400	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	130/1500	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
glyfosaatti	6100/62400	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	11000/57000/ NLL	GCC, asutus/kauppa+teoll./juomaveden käyttö	Michigan, USA	DEQ 2000
“	7800/100000/26	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
“	6100/68400	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
iprodioni	2400/25000	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
kvintotseeni	1,9/7,4	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
parakvatti	270/2800	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	270/3100	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
permetriini	3100/31000	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	3100/34000	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
propikonatsoli	790/8000	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	790/8900	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004
simatsiini	5,3/48/0,00017	RBC, asutus/teoll./kulk. pohjaveteen ¹	Region 3, USA	Hubbard 2003
“	4,1/14	PRG, asutus/teollisuus	USA, Region 9	U.S. EPA 2003a
“	4,1/16	SL, asutus/teollisuus (altistus ulkona)	USA, Region 6	U.S. EPA 2004

¹laimenemiskerroin DAF = 1

NLL = “not likely to leach” eli suotautuminen useimmiten epätodennäköistä

RBC = Risk Based Concentration

INV = Intervention Value

SL = Screening Level

SCL = Soil Cleanup Level

PRG = Preliminary Remedial Goal

GCC = Generic Cleanup Criteria

SCV = Soil Cleanup Value

Taulukko 5. Hengitysilman torjunta-ainepitoisuuksille esitettyjä viitearvoja.

Aine	Ilma $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Selitys	Lähde
atratsiini	0,031	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	10000/20000	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
“	5000	TLV (ACGIH)	NYSDEC 2001
DDT	0,02	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	1000/3000	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
DDE	0,02	ulkoilma	U.S. EPA 2004
DDD	0,28	ulkoilma	U.S. EPA 2004
dieldriini	0,00042	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	250/750	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
dikvatti	8	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	500/1500	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
“	100/500	TLV, hengitys/iho (ACGIH)	NYSDEC 2001
glyfosaatti	370	ulkoilma	U.S. EPA 2004
HCB	0,0042	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	600	TCA	Risc-Human 2000
kvintotseeni	0,056	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	500	TLV (ACGIH)	NYSDEC 2001
lindaani	0,0052	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	500/-	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
“	0,25	TCA	Risc-Human 2000
parakvatti	16	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	100/300	työilma: HTP8h/HTP15min	Kemian työsuojelu... 2002
“	500/100	TLV, pöly/hengitettävä osuus (ACGIH)	NYSDEC 2001
“	240	AGC	NYSDEC 2001
permetriini	180	ulkoilma	U.S. EPA 2004
“	12000	AGC	NYSDEC 2001
propikonatsoli	47	ulkoilma	U.S. EPA 2004
simatsiini	0,056	ulkoilma	U.S. EPA 2004

HTP = haitalliseksi tunnettu pitoisuus

TLV = Threshold Limit Value

AGC = Air Guide Concentration

TCA = toxicologically Tolerable Concentration in Air: pitoisuus, jolle voidaan altistua koko eliniän ajan ilman, että tästä aiheutuu merkittävää haittaa terveydelle

ACGIH = American Conference of Governmental Industrial Hygienists

Taulukko 6. Eri lähteissä esitettyjä, laskennallisessa arvioinnissa tarkasteltujen torjunta-aineiden sallittuja riskitasoja (RfD, MRL, ADI, PAD).

Aine	Viitearvo mg/kg-d	Selitys	Lähde
atrasiini	0,035	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,01	MRL, akuutti oraalialtistus	ATSDR 2003a
“	0,1/0,01	RfD/PAD, akuutti	U.S. EPA 2003c
“	0,018/0,0018	RfD/PAD, krooninen	“
“	0,0007	ADI, oraalialtistus vedestä	WHO 1990
“	0,0005	RfD, krooninen oraalialtistus	Watershed Information Network 2004
DDD	0,24	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
4,4'-DDD	0,003	RfD, oraalialtistus	DEQ 2002
DDE	0,34	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
4,4'-DDE	0,0007	RfD, oraalialtistus	DEQ 2002
DDT	0,0005	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,0005	TDI, oraalialtistus	Baars et al. 2001
“	0,0005	MRL, akuutti oraalialtistus, kehitystoksisuus	ATSDR 2003b
“	0,0005	MRL, subkroon. hepatotoks.	
“	0,000029	RSD, oraalialtistus, syöpävaarallisuus	U.S. EPA Ref. ITER 2004
dieldriini	0,0001	MRL, subkroon. oraalialtistus, neurotoks.	ATSDR 2003a
“	0,00005	MRL, kroon. hepatotoks.	
“	0,000076	RfD, oraalialtistus	DEQ 2002
“	0,00005	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,0001	TDI, oraalialtistus	Baars et al. 2001
“	0,0000006	RSD, oraalialtistus, syöpävaarallisuus	U.S. EPA Ref. ITER 2004
diklobeniili	0,013	RfD, ?	NYSDEC 2001
dikvatti	0,0022	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,05	akuutti RfD	TGA 2003
“	0-0,0025	ADI	FAO & WHO 1970
“	0,002	ADI (ionimuoto)	European Commission 2001
glyfosaatti	0,1	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
fosaloni	0,0025	PADI	U.S. EPA 2001
HCB	0,0008	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,008	MRL, akuutti oraalialtistus, kehitystoksisuus	ATSDR 2003a
“	0,0001	MRL, subkroon. lisääntymistoks.	
“	0,00005	MRL, kroon. kehitystoks.	
“	0,0000063	RSD, oraalialtistus	U.S. EPA Ref. ITER 2004
“	0,00016	CR, oraalialtistus	Baars ym. 2001
“	0,06	TD05, kaikki reitit	Health Canada Ref. ITER 2004
iprodioni	0,04	RfD, ?	NYSDEC 2001
klorotaloniili	0,015	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
kvintotseeni	0,003	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b; IRIS 2003
“	0,0075	RfD, oraalialtistus	DEQ 2002
lindaani	0,0003	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,01	MRL, akuutti oraalialtistus, neurotoks.	ATSDR 2003a
“	0,00001	MRL, subkroon. immunotoks.	
“	0,00004	TDI, oraalialtistus	Baars ym. 2001
parakvatti	0,0045	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b; IRIS 2003
“	0,002	ADI, dikloridimuoto	EXTOXNET 2001
“	0,0045	ADI, ionimuoto	
permetriini	0,05	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
propikonatsoli	0,013	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b

Aine	Viitearvo mg/kg-d	Selitys	Lähde
simatsiini	0,003	RfD, oraalialtistus	U.S. EPA 2003b
“	0,005	RfD, ?	NYSDEC 2001
“	0,0052	RfD, oraalialtistus	DEQ 2002
triadimefoni	0,03	RfD, ?	NYSDEC 2001

? = peruste ei tiedossa

RfD = Reference Dose: muille kuin syöpäriskeille arvioitu annostaso, josta ei aiheudu merkittäviä terveysvaikutuksia eliniän aikana

MRL = Minimal Risk Level: muille kuin syöpäriskeille arvioitu annostaso, josta ei aiheudu merkittäviä terveysvaikutuksia eliniän aikana

(P)ADI = (Provisional) Acceptable Daily Intake (vrt. TDI)

PAD = population adjusted dose = RfD/turvakerroin

TDI = Tolerable Daily Intake: muille kuin syöpäriskeille arvioitu annostaso, josta ei aiheudu merkittäviä terveysvaikutuksia eliniän aikana

RSD = Risk Specific Dose: annostaso, joka ei eliniän aikana aiheuta merkittävää syöpäriskiä (riskitasolla 10^{-5})

CR = Cancer Risk: annostaso, joka ei eliniän aikana aiheuta merkittävää syöpäriskiä (riskitasolla 10^{-4})

TD05 = Tumourigenic Dose, 5 %: annos joka voi aiheuttaa 5% kasvun kasvaimista aiheutuissa kuolemantapauksissa

SF = Slope Factor (syöpäriskin kulmakertoimen)

Ekologisten riskien perusteella esitettyjä viitearvoja taimitarhojen kriittisille torjunta-aineille.

Taulukko 7. Maaperän viitearvoja.

Aine	Viitearvo, mg/kg	Selitys	Lähde
atratsiini	0,00005	ESV	American Petroleum Institute 1999; Friday 1998
“	6	HC ₅₀	VROM 2000
“	0,71	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDD + DDE + DDT	0,0025	ESV	American Petroleum Institute 1999; Friday 1998
DDD	34	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDE	1,3	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDT	1,0	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
“	4	HC ₅₀	VROM, 2000
dieldriini	0,0005	ESV	American Petroleum Institute 1999
“	0,00028	Eco-SSL	U.S. EPA 2003d
“	0,22	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
diklobeniili	47	ad hoc ECOTOX SCC	VROM 2000
HCB	1000	viitearvo, mikrobit, ORNL	American Petroleum Institute 1999
“	0,0025	ESV	American Petroleum Institute 1999
“	2,0	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
lindaani	0,00005	ESV	American Petroleum Institute 1999; Friday 1998
“	1,2	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001

¹Vaikuttava pitoisuus < määrittäysraja, joten asetettu viitearvo = määrittäysraja

ESV = Ecological Screening Value

HC₅₀ = Hazardous Concentration, 50%

SRC = Serious Risk Concentration

Eco-SSL = Ecological Soil Screening Level

ECOTOX SCC = Ecotoxicological Serious Soil Contamination

ORNL = Oak Ridge National Laboratory

Taulukko 8. Makean veden sedimentin viitearvoja.

Aine	Viitearvo µg/kg	Selitys	Lähde
atratsiini	0,71	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDD	7,8	PEL	Efroymson ym. 1997
“	2/3,3	EV/SV	U.S. EPA, 2001c
“	3,54/8,51/60	TEL/PEL/UET	NOAA 1999
“	34	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDE	27	ER-M	Efroymson ym. 1997
“	1,42/6,75/50	TEL/PEL/UET	NOAA 1999
“	1,3	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
“	2/3,3	EV/SV	U.S. EPA 2001c
DDT	52	PEL	Efroymson ym. 1997
“	< 50	UET	NOAA 1999
“	9,5	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
DDT tot	6,98/4450/50	TEL/PEL/UET	NOAA 1999
“	1,58/3,3	EV/SV	U.S. EPA 2001c
dieldriini	0,02/3,3 ¹	EV/SV	U.S. EPA 2001c
“	4,3	PEL	Efroymson ym. 1997
“	1,9	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
diklobeniili	100	UET	NOAA 1999
HCB	2,0	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
lindaani	0,99	PEL	Efroymson ym. 1997
“	0,94/0,138/9	TEL/PEL/UET	NOAA 1999
“	5,0	SRC, Hollanti	Lijzen ym. 2001
“	0,32/3,3	EV/SV	U.S. EPA 2001c

PEL = Probable Effects Level, makean veden sedimentti

EV = Effects Value

SV = Screening Value

TEL = Threshold Effects Level, makean veden sedimentti

UET = Upper Effects Threshold, makean veden sedimentti

ER-M = Effects Range - Median

SRC = Serious Risk Concentration

Liite 7. Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät ja lähtötiedot

I Taso I: SSL-ohjelma

I.1 Pohjaveden pilaantumisen riski

Menetelmä 1

$$SSL = C_w \times \left[K_d + \frac{(\theta_w + \theta_a H)}{\rho_b} \right]$$

Menetelmä 2

$$SSL = \frac{C_w \times I \times ED}{\rho_b \times d_s}$$

$$DAF = 1 + \frac{k \times i \times d}{L \times I}$$

$$d = \sqrt{0,0112 \times L^2} + d_a \left[1 - \exp\left(-\frac{L \times I}{k \times i \times d_a}\right) \right]$$

I.2 Hengitys

1.2.1. Haihtuvien aineiden hengitys

A. Syöpävaaralliset aineet

$$SSL = \frac{TR \times AT \times 365}{URF \times 1000 \times EF \times ED \times \frac{1}{VF}}$$

B. Muut kuin syöpävaaralliset aineet

$$SSL = \frac{THQ \times AT \times 365}{EF \times ED \times \left[\frac{1}{RfC} \times \frac{1}{VF} \right]}$$

Menetelmä 1

$$VF = \frac{Q/C \times \sqrt{3.14 \times D_A \times T} \times 10^{-4}}{2 \times \rho_b \times D_A}$$

$$D_A = \frac{\left[(\theta_a^{10/3} \times D_i H' + \theta_\omega^{10/3}) \times D_w \right] / n^2}{\rho_b K_d + \theta_\omega + \theta_a H'}$$

Menetelmä 2

$$VF = \frac{Q}{C} \times \frac{T \times 3.15 \times 10^7}{\rho_b \times d_s \times 10^6}$$

1.2.2 Hiukkasten hengitys**Syöpävaaralliset aineet**

$$SSL = \frac{TR \times AT \times 365}{URF \times 1000 \times EF \times ED \times \frac{1}{PEF}}$$

Muut kuin syöpävaaralliset aineet

$$SSL = \frac{THQ \times AT \times 365}{EF \times ED \times \left[\frac{1}{RfC} \times \frac{1}{PEF} \right]}$$

$$PEF = \frac{Q}{C} \times \frac{3600}{0.036 \times (1-V) \times \left(\frac{U_m}{U_t} \right)^3 \times F(x)}$$

1.3 Maansyönti

Syöpävaaralliset aineet

$$SSL = \frac{TR \times AT \times 365}{SF_o \times 10^{-6} \times EF \times IF_{soil/adj}}$$

$$IF_{soil/adj} = \frac{IR_{soil/age1-6} \times ED_{age1-6}}{BW_{age1-6}} + \frac{IR_{soil/age7-31} \times ED_{age7-31}}{BW_{age7-31}}$$

Muut kuin syöpävaaralliset aineet

$$SSL = \frac{THQ \times BW \times AT \times 365}{1/RfD_o \times 10^{-6} \times EF \times IR}$$

1.4 Laskentakaavoissa esiintyvät parametrit (esiintymisjärjestyksen mukaan lueteltuna)

- SSL = soil screening level eli maaperän kynnyspitoisuus (mg kg⁻¹)
 ED = exposure duration eli altistuksen kesto (y⁻¹) = 30 (ohjelman oletusarvo)
 EF = exposure frequency eli altistustiheys (d y⁻¹) = 365 (päivittäinen altistus)
 AT = averaging time eli tarkasteltava kokonaisaikajakso (y), ei-syöpävaarallisille aineille = ED; syöpävaarallisille aineille = 70 (elinikä, ohjelman oletusarvo)
 BW = body weight, kehon paino (kg) = 70 (aikuisen, ohjelman oletusarvo), 15 (lapsi, ohjelman oletusarvo)
 TR = target risk eli tavoiteriskitaso, syöpävaaralliset aineet = 10⁻⁶ (ohjelman oletusarvo)
 THQ = target hazard quotient eli tavoitevaaraosamäärä = 1 (ohjelman oletusarvo)
 K_d = haitta-aineen jakautumiskerroin maassa (vesi/maaperä) (l kg⁻¹), haitta-ainekohtainen = K_{oc} * f_{oc}
 K_{oc} = haitta-aineen jakautumiskerroin maassa (vesi/orgaaninen hiili) (l kg⁻¹), haitta-ainekohtainen
 f_{oc} = maaperän orgaanisen hiilen osuus = 0,58* orgaanisen aineksen osuus = 0,58* 0,01 (arvio, hiekka-moreenimaa)
 θ_w = veden täyttämien huokosten osuus maassa = 0,15 (ohjelman oletusarvo)
 θ_a = ilman täyttämien huokosten osuus maassa = n - θ_w = (1 - (ρ_b / ρ_s)) - θ_w
 n = maan kokonaishuokoisuus
 ρ_b = maa-aineen tiheys (bulk density) (g m⁻³) = 1,7 (arvio, hiekka-moreenimaa)
 ρ_s = maa-aineen kiintotiheys (g m⁻³) = 2,65 (arvio, hiekka-moreenimaa)
 d_s = saastumisen syvyys (m) = 0,5 (kohdetiedot)
 C_w = suotoveden tavoitepitoisuus (mg l⁻¹) = talousveden laatuvaatimus* DAF

- DAF = laimenemiskerroin
- H = Henryn lain vakio (laaduton), ainekohtainen
- I = suotoveden määrä (m y^{-1}) = 0,35 (arvio: 50 % keskimääräisestä vuosisadannasta (= 700 mm))
- k = maaperän vedenjohtavuus (m y^{-1}) = 3,154 (arvio: hiekka-moreenimaa)
- i = hydraulinen gradientti (m m^{-1}) = 0,01 (arvio)
- d = pohjaveden sekoittumiskerroksen syvyys (m)
- L = pilaantuneen alueen pituus pohjaveden virtaussuuntaan (m):
Ahvenlampi 686, Patama 575
- d_a = pohjavesiesiintymän syvyys (m) = 10 (arvio)
- URF = hengitysaltistuksen yksikkösyöpäriski ($\mu\text{g m}^{-3}$)⁻¹, haitta-ainekohtainen
- VF = haihtumiskerroin ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)
- RfC = referenssipitoisuus eli suurin vielä turvalliseksi katsottu hengitysilman pitoisuus (mg m^{-3}), haitta-ainekohtainen
- Q/C = 0,5 aarin kokoisen päästölähteen keskimääräisen pitoisuuden käänteis luku ($(\text{g m}^{-2}\text{-s}) * (\text{kg m}^{-3})^{-1}$), määräytyy suoraan valitun ilmastovyöhykkeen ja pilaantuneen alueen pinta-alan mukaan; pinta-alaksi valittiin ohjelman sallima suurin 30 a
- D_A = näennäinen (apparent) diffusiviteetti ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$), haitta-ainekohtainen
- T = altistusten väli (s) = $9,5 * 10^8$ (ohjelman oletusarvo, vastaa altistusaikaa 30 vuotta)
- D_i = diffusiviteetti ilmassa ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$), haitta-ainekohtainen
- D_w = diffusiviteetti vedessä, haitta-ainekohtainen
- H' = dimensioton Henryn lain vakio (= H/R), haitta-ainekohtainen
- R = yleinen kaasuvakio = 8,3143 ($\text{J mol}^{-1}\text{K}^{-1}$)
- PEF = hiukkaspäästökerroin (m^3/kg) = $1,32 * 10^9$ (ohjelman oletusarvo)
- V = maan peiton (kasvillisuus) osuus kokonaisalasta (laaduton) = 0,5 (ohjelman oletusarvo)
- U_m = tuulen nopeuden vuosikeskiarvo (m s^{-1}), määräytyy suoraan valitun ilmastovyöhykkeen perusteella
- U_t = tuulen nopeuden kynnyksiarvo korkeudella 7 m (m s^{-1}), määräytyy suoraan valitun ilmastovyöhykkeen perusteella
- F(x) = suhteesta U_m / U_t riippuva, ohjelman laskema kerroin
- SF_o = lineaarisen syöpä-vastefunktion kulmakerroin suun kautta tapahtuvassa altistuksessa, haitta-ainekohtainen
- IF_{soil/adj} = altistujan iän mukaan (1-6v. ja 7-13v.) muunnettu maansyöinti ($\text{mg y kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)
- IR_{soil/age1-6} = maansyöinti, lapset 1-6 vuotiaat (mg d^{-1}) = 100 (ohjelman oletusarvo)
- IR_{soil/age7-31} = maansyöinti, 7-31 vuotiaat (mg d^{-1}) = 200 (ohjelman oletusarvo)
- RfD_o = suun kautta tapahtuvan altistuksen referenssiannos eli suurin vielä turvalliseksi katsottu päivittäisannos ($\text{mg kg}^{-1}\text{d}^{-1}$), haitta-ainekohtainen
- IR = keskimääräinen maansyöinti (mg d^{-1}) = 200 (ohjelman oletusarvo)

2 Taso 2: Risc-Human-ohjelma

Ahvenlampi (A) ja Patama (P)

Altistusreitit:

inhalation indoor air	= sisäilman hengitys
inhalation outdoor air	= ulkoilman hengitys (haihtuvat aineet)
ingestion soil	= maansyöti
dermal contact soil	= altistuminen ihon kautta
inhalation soil	= hengitys (ilman sisältämät hiukkaset)
ingestion drinking water	= juomaveden käyttö
dermal contact shower	= altistuminen ihon kautta suihkun aikana
inhalation vapour shower	= haihtuvien aineiden hengitys suihkun aikana
ingestion vegetables	= ravintokasvien syöti

Lähtöarvot (muiden kuin alla mainittujen osalta käytettiin ohjelman oletusarvoja).

Changed parameters on site level:

Organic matter content [OS]	1.00E+01	%	Justification: Ahvenlampi, arvio
	4.00E+01	%	Justification: Patama, arvio
Depth of ground water table [Dg]	3.00E+00	m	Justification: kohdetiedot ("worst case")
Depth of contaminant below surface level [Dp.o]	1.00E-01	m	Justification: AL: maks.pitoisuus syv. 10 cm
	3.00E-01	m	Justification: P: maks.pitoisuus syv. ka 30 cm
Bulk density [Bulk]	1.70E+00	kg.dm ⁻³	Justification: Ahvenlampi, arvio
	5.00E-01	kg.dm ⁻³	Justification: Patama, arvio
Acidity [pH]	6.00E+00	-	Justification: Ahvenlampi, arvio
	4.00E+00	-	Justification: Patama, arvio
Diameter of contaminated area [Lp]	6.90E+02	m	Justification: Ahvenlampi = 37,2 ha
	5.80E+02	m	Justification: Patama = 26 ha
Surface area of exposed skin (adults outdoors) [Aexpao]	5.00E-01	m ²	Justification: puutarhanhoito 50%, Exposure Factors Handbook (U.S. EPA 1997)
Daily consumption of leafy vegetables (adult) [Qvla]	1.10E-01	kg fw.d ⁻¹	Justification: kasvikset 13% ruoasta (850 g d ⁻¹) (Penttilä ym. 2000)
Daily consumption of tuberous vegetables (adult) [Qvra]	1.80E-01	kg fw.d ⁻¹	Justification: peruna + porkkana (Penttilä ym. 2000)
Exposure time (adult) [lfta]	2.4E+01	y	Justification: U.S. EPA:n seulontatason arvioinnin suositusten mukainen asuinalueen "high end", Exposure Factors Handbook (U.S. EPA 1997)
Daily consumption of leafy vegetables (child) [Qvlc]	1.10E-01	kg fw.d ⁻¹	Justification: Penttilä ym. 2000
Daily consumption of tuberous vegetables (child) [Qvrc]	1.80E-01	kg fw.d ⁻¹	Justification: Penttilä ym. 2000
Changed parameters on subsite level:			
Ground water used as drinking water [fg]	yes	-	Justification: talousveden otto
Average water use per household [Qwd]	1.00E+00	m ³ .d ⁻¹	Justification: arvio
Fraction contaminated leafy vegetables (adult)	1.00E-01		Justification: tilastotiedot, itse kasvatetut

Fraction contaminated leafy vegetables (child)	“		(Lahti-Koski & Kilkkinen 2001)
Fraction contaminated tuberous vegetables (adult)	“		“
Fraction contaminated tuberous vegetables (child)	“		“
Average daily ingested amount of soil (adult) [IDa]	1.00E+02	mg.d ⁻¹	Justification: Konservatiivinen lähtökohta, SSL-ohjelman oletusarvo
	5.00E+01	mg.d ⁻¹	Justification: Realistinen lähtökohta
Average daily ingested amount of soil (child) [IDc]	2.00E+02	mg.d ⁻¹	Justification: Konservatiivinen lähtökohta, SSL-ohjelman oletusarvo
	1.00E+02	mg.d ⁻¹	Justification: Realistinen lähtökohta, Exposure Factors Handbook (U.S. EPA 1997)

Time division adult :

days off	winter			summer		
	h/d	d/w	w/y	h/d	d/w	w/y
inside dermal	16.0	2.0	25.0	8.0	2.0	25.0
outside inhalant	0.0	0.0	0.0	8.0	2.0	25.0
outside dermal	0.0	0.0	0.0	8.0	2.0	25.0
working days	winter			summer		
	h/d	d/w	w/y	h/d	d/w	w/y
inside dermal	16.0	5.0	25.0	16.0	5.0	25.0
outside inhalant	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
outside dermal	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
time inside sleeping	winter + summer					
	h/d	d/w	w/y			
	8.0	7.0	50.0			

Time division child:

days off	winter			summer		
	h/d	d/w	w/y	h/d	d/w	w/y
inside dermal	12.0	2.0	25.0	12.0	2.0	25.0
outside inhalant	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
outside dermal	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
working days	winter			summer		
	h/d	d/w	w/y	h/d	d/w	w/y
inside dermal	12.0	5.0	25.0	4.0	5.0	25.0
outside inhalant	0.0	0.0	0.0	8.0	5.0	25.0
outside dermal	0.0	0.0	0.0	8.0	5.0	25.0
time inside sleeping	winter + summer					
	h/d	d/w	w/y			
	12.0	7.0	50.0			

Pitoisuudet, Ahvenlampi

Aine	Riskinarviointilähtökohta	Pitoisuus	maaperässä
DDT	Konservatiivinen	1.08E-01	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	1.7E-02	mg.kg ⁻¹
dieldrin	Konservatiivinen	4.00E-02	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	6.00E-03	mg.kg ⁻¹
g-HCH	Konservatiivinen	5.00E-03	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	1.00E-03	mg.kg ⁻¹
HCB	Konservatiivinen	1.80E+00	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	2.83E-01	mg.kg ⁻¹
quintozene	Konservatiivinen	7.70E-01	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	9.00E-02	mg.kg ⁻¹

Kaikissa mittauksissa:

Soil parameters:	Current	Default
Depth of contaminant below surface level	3.00E-01	1.25
Organic matter content	1.00E+01	10
Bulk density	1.70E+00	1.5
Fraction water in soil	2.00E-01	0.2
Fraction air in soil	2.00E-01	0.2
Acidity	6.00E+00	6
Temperature of soil	2.83E+02	283

Pitoisuudet, Patama

Aine	Riskinarviointilähtökohta	Pitoisuus	maaperässä
DDT	Konservatiivinen	4.40E-01	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	1.14E-01	mg.kg ⁻¹
dieldrin	Konservatiivinen	8.00E-02	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	2.30E-02	mg.kg ⁻¹
g-HCH	Konservatiivinen	7.00E-02	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	3.60E-02	mg.kg ⁻¹
HCB	Konservatiivinen	1.70E-01	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	6.70E-02	mg.kg ⁻¹
quintozene	Konservatiivinen	4.00E-02	mg.kg ⁻¹
	Realistinen	2.50E-02	mg.kg ⁻¹

Kaikissa mittauksissa:

Soil parameters:	Current	Default
Depth of contaminant below surface level	5.00E-01	1.25
Organic matter content	4.00E+01	10
Bulk density	5.00E-01	1.5
Fraction water in soil	2.00E-01	0.2
Fraction air in soil	2.00E-01	0.2
Acidity	4.00E+00	6
Temperature of soil	2.83E+02	283

Kuvailulehti

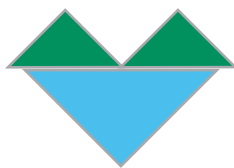
Julkaisija	Uudenmaan ympäristökeskus	Julkaisu-aika Helmikuu 2006
Tekijä(t)	Satu Jaakkonen ja Jaana Sorvari	
Julkaisun nimi	Metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset ja riskinarviointi	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/julkaisut	
Tiivistelmä	<p>Työssä tarkasteltiin torjunta-aineiden aiheuttamaa maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuutta metsätaimitarhoilla. Ensin selvitettiin eri aikoina metsätaimitarhoilla käytetyt torjunta-aineet ja niiden ympäristöominaisuudet. Lisäksi kartoitettiin Suomen toimivat ja lakkautetut keskustaimitarhat. Kahdella valitulla esimerkkitarhalla tehtiin ympäristötutkimuksia (maaperä, sedimentti, pohja- ja pintavesi). Tutkimusten perusteella eräiden torjunta-aineiden pitoisuudet tutkituilla tarhoilla olivat kohonneet. Pitoisuudet olivat pääosin pieniä ja keskittyivät yksittäisille osa-alueille. Maaperän metallien pitoisuudet alittivat pilaantuneisuuden arvioinnissa yleisesti käytetyt ohjearvot. Tulosten pohjalta tarhoille tehtiin kohdekohtaiset, deterministiset terveysriskien arvioinnit käyttäen Risc-Human laskentaohjelmaa. Ekologisten riskien arviointi perustui viitearvovertailuun. Lisäksi johdettiin maaperän kynnyspitoisuudet (Soil Screening Level, SSL), joita voidaan käyttää jatkossa ohjeellisina arvioitaessa terveysriskejä muilla torjunta-aineilla pilaantuneilla maa-alueilla.</p> <p>Riskinarvioinnin perusteella terveysriskit jäisivät tutkituilla taimitarhoilla sekä nykykäytössä että mahdollisessa tulevassa asuinkäytössäkin pieniksi. Riskejä voidaan lisäksi vähentää huomattavasti, jos alueen pohjavettä ei käytetä talousvetenä ja jos ravintokasvien viljelyä alueella rajoitetaan. On myös syytä estää taimitarhoilla syntyvän kompostituotteen kulkeutuminen alueen ulkopuolelle.</p> <p>Ekologiset riskit jäänevät vähäisiksi ja ne kohdistuvat lähinnä maaperäeliöihin ja piennisäkkäisiin, joiden elinpiiri on pieni. Torjunta-aineiden kulkeutuminen maaperästä pinta- ja pohjavesien mukana muodostaa mahdollisen välillisen ympäristöriskin.</p> <p>Esimerkkitarhojen riskinarvioinnissa käytettyä menettelytapaa voidaan hyödyntää yleisellä tasolla myös muissa torjunta-aineiden terveys- ja ympäristöriskejä koskevissa kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa.</p>	
Asiasanat	maaperä, ympäristön saastuminen, torjunta-aineet, metsät, taimitarhat, riskinarviointi, ympäristöntutkimus	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 819	
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/toimeksiantaja		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2185-8
		952-11-2186-6 (PDF)
	Sivuja 138	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 18 e
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800. 00043 EDITA, puh. 020 450 05, fax 020 450 238 e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi , www-palvelin: http://www.edita.fi/netmarket	
Julkaisun kustantaja	Uudenmaan ympäristökeskus, PL 36, 00521 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2006	

Presentationsblad

Utgivare	Nylands miljöcentral	Datum Februari 2006
Författare	Satu Jaakkonen och Jaana Sorvari	
Publikationens titel	Metsätäimätorhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset ja riskinarviointi (Miljöeffekter och riskanalys av bekämpningsmedel använda på trädplantaskolor)	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.ymparisto.fi/julkaisut	
Sammandrag	<p>Eventuell förorening av mark och grundvattnet till följd av användning av bekämpningsmedel i trädplantaskolor har undersökts. Arbetet inleddes med en genomgång av vilka bekämpningsmedel inklusive miljöegenskaper som använts under olika tider i plantaskolorna. Likaså kartlades fungerande och nedlagda centrala plantaskolor i Finland. Två plantaskolor valdes ut för miljöundersökningar (jordmån, sediment, grund- och ytvatten). Undersökningarna visade att halten av vissa bekämpningsmedel hade ökat på de undersökta plantaskolorna. I princip var halterna låga och koncentrerade till separata delområden. Metallhalten i jordmänen var lägre än det riktvärde som allmänt används vid uppskattning av föroreningsgrad. Utgående från mätresultaten gjordes en platspecifik, deterministisk analys av hälsorisker med programmet Risc-Human. Bedömningen av ekologiska risker grundade sig på en jämförelse av riktvärden. Dessutom räknades tröskelvärden (Soil Screening Level, SSL), som i framtiden kan användas som referensvärden vid bedömning av hälsoriskerna på övriga områden som är förorenat av bekämpningsmedel.</p> <p>Riskanalysen visade att i nuvarande användning eller som eventuell bostadsmark i framtiden hälsoriskerna förblir låg i de undersökta plantaskolorna. Ett sätt att ytterligare minska hälsoriskerna markant är att inte använda grundvattnet som hushållsvatten och att begränsa odling av näringsväxter. Det är också nödvändig att begränsa den kompost som bildas i plantaskolan att hamna utanför området.</p> <p>De ekologiska riskerna torde bli små och begränsas till marklevande organismer och små däggdjur med små revir. En tänkbar, indirekt miljörisk ligger i möjligheten att bekämpningsmedlen sprids från jordmänen med grund- eller ytvattnet.</p> <p>Metodologin som användes i riskbedömning av dessa två plantaskolor kan i princip utnyttjas för andra platspecifika riskanalyser som behandlar förorening med bekämpningsmedel.</p>	
Nyckelord	jord, miljöförorening, bekämpningsmedel, skogar, plantaskolor, riskbedömning, miljöforskning,	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 819	
Publikationens tema	Miljövard	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare		
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2185-8
		952-11-2186-6 (PDF)
	Sidantal 138	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 18 EUR
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, Kundservice, PB 800, FIN-00043 EDITA, Finland tlf +358 20 451 05, telefax +358 20 450 2380 e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi , www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Nylands miljöcentral, PB 36, 00521 Helsingfors	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2006	

Documentation page

Publisher	Uusimaa Regional Environment Centre	Date February 2006
Author(s)	Satu Jaakkonen and Jaana Sorvari	
Title of publication	Metsätaimetarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset ja riskinarviointi (Environmental effects and risk assessment of pesticide use in forest tree nurseries)	
Parts of publication/ other project publications	Publication is also available in Internet: www.ymparisto.fi/julkaisut	
Abstract	<p>The study investigates the impact of the use of pesticides on soil and ground water contamination in forest tree nurseries. Firstly, the pesticides used in forest tree nurseries at different times and their environmental impact were identified, followed by the mapping of central tree nurseries in Finland, both active and non-active. An environmental examination was carried out in two selected sample nurseries (soil, sediment, ground and surface water tests). The tests showed a rise in the concentration of certain pesticides in the sample nurseries. The concentrations were generally small and were found in specific areas. Metal concentrations detected in the soil fell below the generally accepted contamination guideline values. Based on the test results, site-specific deterministic health risk assessments were calculated using the Risc-Human software package. The test results also provided data for determining Soil Screening Levels (SSL), which can be later used as guidelines for assessing health risks in other areas contaminated by the use of pesticides. The ecological risk assessment was based on a comparative study of reference values.</p> <p>The risk assessment shows that, with the concentrations found in this study, health risks in current use, and even in future residential use, can be considered low. Furthermore, risks can be significantly reduced by preventing the use of ground water as household water and restricting the cultivation of food plants in the affected area. Any composted products derived from the forest tree nurseries should also be confined to the affected area.</p> <p>Ecological risks are assumed to remain low, impacting mainly soil species and small mammals that have a local habitat. An indirect environmental risk is created by pesticides drifting from the soil with surface and ground water.</p> <p>The risk assessment methods applied to the sample tree nurseries can be generally used in other site-specific risk assessments.</p>	
Keywords	Soil, environmental pollution, pesticides, forests, plant nursery, risks, disaster prevention, environmental surveys	
Publication series and number	The Finnish Environment 819	
Theme of publication	Environmental protection	
Project name and number, if any		
Financier/ commissioner		
Project organization		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2185-8 952-11-2186-6 (PDF)
	No. of pages 138	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 18 EUR
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd, Box 800. FIN-00043 EDITA, Finland tel. +358 20 451 05, telefax +358 20450 2380 e-mail: asiakaspalvelu.@edita.fi , Internet: http://www.edita.fi/netmarket	
Financier of publication	Uusimaa Regional Environment Centre, P.O. Box 36, FIN-00521 Helsinki, Finland	
Printing place and year	Edita Prima Ltd., Helsinki 2006	



YMPÄRISTÖN- SUOJELU

Metsätaimitarhoilla käytettyjen torjunta-aineiden ympäristövaikutukset ja riskinarviointi

Metsätaimitarhojen taimituotannossa on käytetty vuosikymmeniä erilaisia kemikaaleja kasvitautien, rikkakasvien ja tuhoeläinten torjuntaan. Torjunta-aineista on voinut aiheutua maaperän pilaantumista ja aineet ovat voineet kulkeutua myös pohjaveteen ja vesistöön. Viime vuosikymmeninä varhoja metsätaimitarhoja on lakkautettu ja tehokkaampien viljelymenetelmien myötä aiemmin taimituotannossa olleita alueita on vapautunut uuteen käyttöön. Maankäytön muuttuessa on syytä selvittää onko ympäristö pilaantunut ja soveltuuko alue suunniteltuun käyttöön.

Tähän julkaisuun on kerätty tietoa metsätaimitarhoilla käytetyistä torjunta-aineista ja niiden ympäristökäyttäytymisestä. Lisäksi koottiin tietoa Suomessa ja Pohjoismaissa toteutetuista tutkimuksista. Suomen suurimmat keskusmetsätaimitarhat kartoitettiin ja tarhoista valittiin kaksi esimerkkitarhaa, joilla tehtiin ympäristötutkimuksia. Tutkimustulosten pohjalta tarhoille tehtiin kohdekohtaiset terveys- ja ekologisten riskien arvioinnit. Lisäksi johdettiin maaperän kynnyspitoisuudet, joita voidaan käyttää ohjeellisina myös muissa torjunta-aineiden terveys- ja ympäristöriskejä koskevissa riskinarvioinneissa.

Julkaisua on saatavissa myös Internetissä:

www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2185-8

ISBN 952-11-2186-6 (PDF)

ISSN 1238-7312

Myynti:

Edita Publishing Oy

PL 800, 00043 Edita, vaihde 020 450 00

Asiakaspalvelu:

puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380

Edita kirjakauppa Helsingissä:

Annankatu 44, puhelin 020 450 2566

Uudenmaan ympäristökeskus

PL 36, 00521 Helsinki

Puhelin 020 490 10, faksi 020 490 3200