

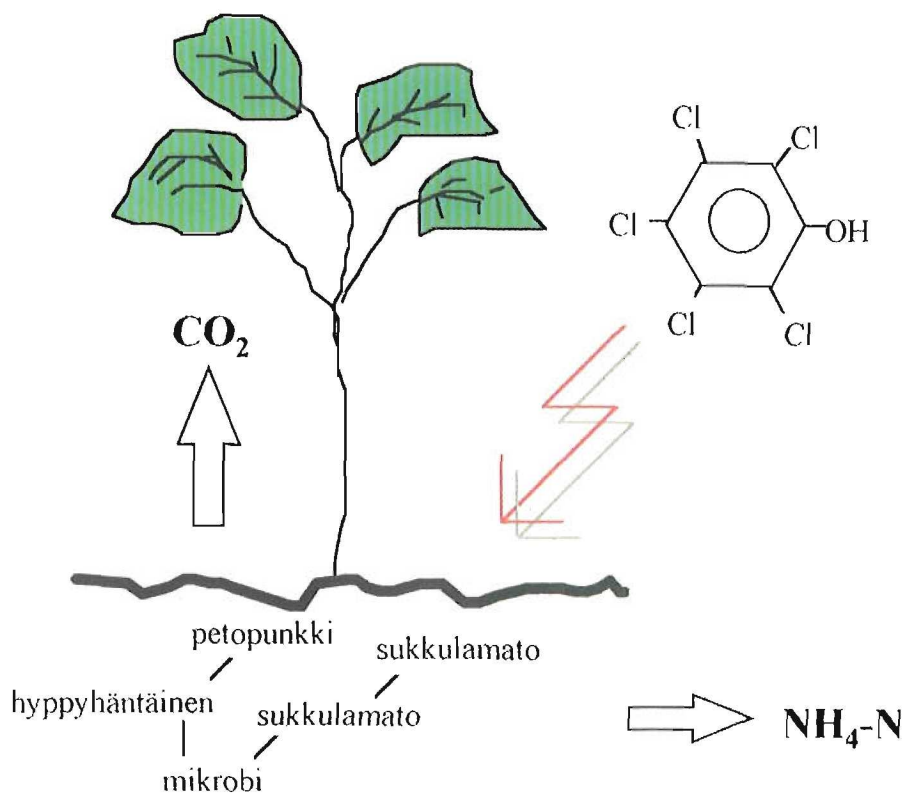


YMPÄRISTÖN-  
SUOJELU

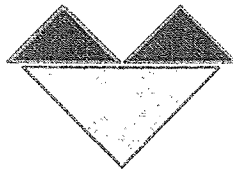
Jari Haimi ja Janne Salminen

# Kemikaalien haittavaikutukset terrestrisessä ympäristössä

– tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen  
erityisesti suomalaiselle maaperälle







YMPÄRISTÖN-  
SUOJELU

Jari Haimi ja Janne Salminen

# Kemikaalien haittavaikutukset terrestrisessä ympäristössä

– tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen  
erityisesti suomalaiselle maaperälle

HELSINKI 1996

ISBN 952-11-0077-X  
ISSN 1238-7312

*Kansikuva: Haitalliset kemikaalit vaikuttavat maaperän ravintoverkkoihin,  
hajotustoimintaan ja maan kasvukuntoon.*

*Piirros: Janne Salminen  
Painopaikka Oy Edita Ab  
HELSINKI 1996*

# Sisällys

<b>1 Tutkimushankkeen tausta ja tavoitteet</b> .....	<b>5</b>
1.1 Kemikaalien vaikutukset eläinyhteisöissä ja ekosysteemeissä .....	5
1.2 Maaperän hajotustoiminta ja haitalliset kemikaalit .....	6
1.3 Tutkimushankkeen tavoitteet .....	8
<b>2 Hankkeen resurssit ja toteutus</b> .....	<b>9</b>
<b>3 Tutkimusraportin sisältö</b> .....	<b>10</b>
<b>4 Tutkimushankkeessa käytetyt menetelmät</b> .....	<b>11</b>
4.1 Mikrokosmostekniikka ja käytetyt kemikaalit .....	11
4.2 Eliöstön erotteluun ja biomassan mittaamiseen käytetyt menetelmät .....	12
4.3 Kemikaalien analyysimenetelmät .....	12
4.3.1 Kloorifenolien analysoiminen .....	12
4.3.2 Terbutylatsiinin analysoiminen maanäytteistä (Mari Suortti, SYKE)	
<b>5 Kokeet ja keskeisimmät tulokset</b> .....	<b>15</b>
5.1 Pentakloorifenolin (PCP) vaikutus maaperän hajottajiin ja hajotukseen .	15
5.1.1 PCP:n vaikutus maaperäeliöstöön ja hajotukseen yksinkertaisissa eläinyhteisöissä .....	15
5.1.2 Eläinyhteisön monimuotoisuuden vaikutus sen kemikaalstressin sietoon .....	17
5.1.3 PCP:n vaikutus eliöyhteisöihin ja hajotustoimintaan kenttäoloissa .....	17
5.1.4 Maaperäeläinten liikkuminen ja populaatioiden kehittyminen PCP:lla laikuttain saastuneessa maassa .....	19
5.1.5 PCP:n vaikutus hajottajaeliöstön palautumiseen saastuneessa maassa .	20
5.1.6 PCP:n vaikutus pienoisekosysteemin toimintaan .....	21
5.1.7 Simuloidun happaman sateen ja PCP:n vaikutukset maaperässä .....	22
5.2 Terbutylatsiinin vaikutukset maaperässä .....	23
5.2.1 Terbutylatsiinin letaalit ja subletaalit myrkkyyvaikutukset yhden lajin toksisuustesteissä ja monilajitestissä .....	23
5.2.2 Gardoprimin® (tehoaineena terbutylatsiini) pitkäaikaisvaikutukset maaperässä .....	24
<b>6 Tulosten tarkastelu</b> .....	<b>26</b>
6.1 Kemikaalien käyttäytyminen maassa .....	26
6.2 Kemikaalien vaikutukset maaperäeläimiin .....	26
6.3 Kemikaalien vaikutukset eliöyhteisötasolla .....	28
<b>7 Johtopäätelmät</b> .....	<b>29</b>
<b>8 Kirjallisuusviitteet</b> .....	<b>30</b>
<b>9 Hankkeesta syntyneet opinnäytetyöt ja tieteelliset artikkelit</b> .....	<b>32</b>
9.1 Opintonäytetyöt .....	32
9.2 Tieteelliset artikkelit .....	32



# Tutkimushankkeen tausta ja tavoitteet

## 1.1 Kemikaalien vaikutukset eläinyhteisöissä ja ekosysteemeissä

Haitalliset kemikaalit vaikuttavat eliöiden solujen tiettyihin biokemiallisiin reaktioihin. Nämä vaikutukset ovat varsin luotettavasti mitattavissa laboratoriokeissa toksikologian menetelmin. Vaikutukset eivät kuitenkaan ole samanlaisia kaikissa yksilöissä. Eroja on lajien, mutta myös saman lajin yksilöiden välillä. Yksilöt myös altistuvat kemikaaleille eri tavalla. Nämä altistus- ja vaikutuserot vielä kasvavat, kun eliöitä tarkastellaan niiden omassa luonnollisessa elinympäristössään. Kemikaalien haittavaikutuksia tutkittaessa perimmäisenä tavoitteena on saada selville (ja arvioida) kemikaalien ympäristövaikutuksia: niiden aiheuttamia muutoksia eliöissä, eliöiden muodostamissa populaatioissa ja yhteisöissä sekä koko ekosysteemin toiminnassa.

Ekosysteemit ovat rakenteeltaan ja toiminnaltaan hyvin monimutkaisia, ja niille on ominaista tietynasteinen ennustamattomuus. Kun eliöiden soluista ja yksilöistä siirrytään tutkimaan eliöyhteisöjä ja ekosysteemejä, tulee aina mukaan suuri määrä uusia vuorovaikutuksia, mikä tekee vaikutusten ennustamisen yksinkertaisemmista systeemeistä monimutkaisempiin hyvin vaikeaksi. Toksikologisista laboratoriokeista on siten teoriassakin mahdotonta ennustaa vaikutuksia ekosysteemeissä (esim. Kimball & Levin 1985, Hope 1993). Tämän vuoksi on tehtävä myös sellaisia kemikaalien vaikutustutkimuksia, joissa tarkastellaan samanaikaisesti koko ekosysteemia.

Eliöyhteisö- ja ekosysteemitason tutkimuksissa törmätään helposti mittakaavaongelmaan. Jotta voisimme tutkia koko eliöyhteisön vasteita, täytyy kokeen mittakaavan olla riittävä niin ajassa kuin tilassa. Kokeen keston tulee olla pitempi kuin eliöyhteisön hitaimmin kehittyvän eliön elinkierto on. Meidän oloissamme tämä merkitsisi vuosien mittaisia kokeita. Kokeen tulee vastaavasti olla tilavuudeltaan niin suuri, että eliöillä on mahdollisuus kohtalaisen luonnolliseen liikkumiseen. Lisäksi tuloksiin liittyy tietty tilastollinen epävarmuus. Tulokset eivät välttämättä ole yhtä toistettavia ja yleistettäviä kuin toksikologista kokeista saadut tulokset. Nämä tekijät on kuitenkin hyväksyttävä, koska ne johtuvat ekosysteemien perusominaisuuksista, joihin emme voi vaikuttaa.

Ekologisen tutkimuksen ja teoriakehittelyn pohjalta on ennustettu, että häiriöt, kuten esimerkiksi kemikaalisaastuminen saavat aikaan ekosysteemeissä seuraavia muutoksia (Odum 1985, Rapport et al. 1985): monimuotoisuuden vähenemistä, vallitsevien eliölajien keskikoon pienenemistä, opportunististen lajien yleistymistä, tuotannon laskua, hajotuksen ja ravinnekiertojen hidastumista sekä tautien ja loisimisasteen lisääntymistä. Näiden epäilemättä merkittävien ekosysteemien rakennetta ja toimintaa kuvaavien ilmiöiden tutkiminen ja varsinkin syyseuraus -suhteiden selvittäminen on hankalaa, koska ekosysteemin rakenne ja toiminta eivät ole keskenään ennustettavassa suhteessa. On tutkimuksia, joiden mukaan ekosysteemin toiminnassa on tapahtunut muutoksia, vaikka eliöyhteisön rakenteessa ei ole pystytty niitä havaitsemaan (O'Neill et al. 1977, Van Voris et al. 1980). Täten ei pelkkä tiettyjen eliöiden toksisuustutkimus riitä, kun halutaan saada selville kemikaalien vaikutuksia luonnossa, jossa eliöt aina elävät osa-

na monimuotoisia ja kussakin tilanteessa erilaisia yhteisöjä.

Eräs mahdollisuus kemikaalien ympäristövaikutusten tutkimiseen ovat kentällä tehtävät seurantatutkimukset ja kokeet. Näiden ongelmana on kuitenkin luonnollisten (esimerkiksi säätekijöiden ja eliöiden vuorovaikutuksien aiheuttamien) vaihteluiden erottaminen kemikaalien aiheuttamista vaihteluista (Calow 1989). Tutkimuksen tuloksena voi olla aineisto, jonka tulkinta on erittäin vaikeaa, ja siten aineiston käyttökelpoisuus riskinarvioinnissa on kyseenalaista. Tämän vuoksi on ollut tarpeen kehittää kokeellisia tutkimusmenetelmiä, joiden sekä toistettavuus että luotettavuus olisivat mahdollisimman hyviä.

## **1.2 Maaperän hajotustoiminta ja haitalliset kemikaalit**

Maaperän eliöstöllä on keskeinen merkitys maaperän toiminnallisissa prosesseissa, kuten orgaanisen aineen hajotuksessa ja ravinteiden kierroissa. Nämä prosessit puolestaan ovat tärkeitä maan kasvukunnon eli sen tuottokyvyn kannalta. Jyväskylän yliopistossa aiemmin tehdyissä tutkimuksissa on havaittu maaperäeläinten tärkeä merkitys suomalaisen metsämaan hajotuksessa. Vaikka mikrobit (bakteerit ja sienet) vapauttavat valtaosan kuolleeseen orgaaniseen aineeseen sitoutuneesta energiasta ja ravinteista, on eläimillä huomattava hajotusta säätelevä vaikutus (ks. kuvat 1-3). Karikkeen hajoaminen ja ravinteiden vapautuminen kasvien uudelleenkäytettäväksi on useimmissa tapauksissa ollut sitä tehokkaampaa mitä runsaampi ja monimuotoisempi eläimistö maassa on ollut (Setälä 1990, Haimi 1993). Hajottajaeläimistön rakenteella voi siten olla suuri merkitys koko terrestrisen ekosysteemin toiminnan kannalta.

Suuri osa ympäristöön joutuvista kemikaaleista päätyy ja pidättyy lopulta maan orgaaniseen pintakerrokseen. Maaperän rakenne on hyvin heterogeeninen ja kompleksinen ja lisäksi hyvin vaihteleva pienenkin alueen sisällä. Kemikaalien käyttäytyminen voi siten muuttua hyvinkin pienillä etäisyyksillä tai ajallisesti nopeasti esimerkiksi maan kosteuden muutosten myötä. Maaperäeläimet elävät maahiukkasten, ilman ja maaveden muodostamassa mosaiikissa, jossa niiden altistumista eri tyyppisille kemikaaleille on vaikea ennustaa. Varsinkin orgaanisten kemikaalien sitoutuminen maahan on oloissamme voimakasta ja hajoaminen hidasta. Tästä seuraa, että vaikka kemikaalien biosaatavuus voi laskea, maaperän eliöstö saattaa altistua pitkiä aikoja. Jos päästöt ympäristöön ovat jatkuvia tai toistuvia, kemikaaleja voi kerääntyä maahan korkeinkin pitoisuuksina ja altistustaso ajan myötä jopa kasvaa.

Valtaosa tähänastisesta kemikaalien vaikutustutkimuksesta maaperässä on keskittynyt akuuttiin toksisuuteen esimerkkilajeille. Kohtalaisen paljon tutkimusta on kohdistettu muutamien toksisuustestien kehittelyyn. Näissä tutkimuksissa on viime kädessä pyritty standardoituihin testeihin, joita voitaisiin soveltaa kemikaalien haitallisuuden arvioinnissa. Myös subletaaleja vaikutuksia on tutkittu jonkin verran, mutta tutkimuksia kemikaalien vaikutuksista eliöyhteisöissä ja ekosysteemeissä on tehty erittäin vähän (Donker et al. 1994, Römbke & Moltmann 1996). Tämän seurauksena on kemikaalien ympäristövaikutuksia jouduttu arvioimaan laboratorio-oloissa tehtyjen toksisuustestien ja kemikaalien kemiallisten ominaisuuksien pohjalta tehtyjen altistus- ja vaikutusennusteiden perusteella. Harvoissa tapauksissa on lisäksi ollut apuna kentältä kerättyä seuranta-aineistoa.

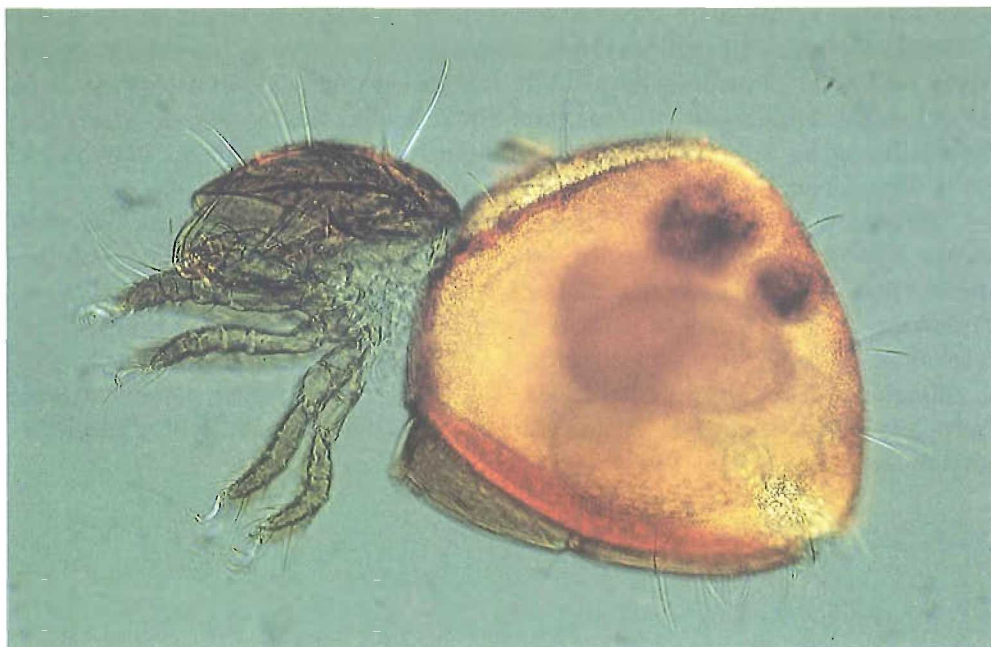
Erityisen vähän kemikaalien vaikutustutkimuksia on tehty pohjoisten alueiden maaperissä. Olot pohjoisilla alueilla, kuten Suomessa, poikkeavat monessa suhteessa eteläisempien alueiden oloista: ääri- ja keskilämpötilat ovat alhaisia, karike on hitaasti hajoavaa, maan orgaanisen aineen pitoisuus on korkea, maa on hapanta (pH on alhainen) jne. Tämän vuoksi kemikaalien vaikutukset





Kuva 1. Änkyrimadot ovat 1-3 cm:n pituisia harvasukamatoja, joiden merkitys kangasmetsän hajotustoiminnassa on tutkimusten mukaan keskeinen.

(Kuva: M. Puurtinen)



Kuva 2. Kuoripunkit ovat hyvin runsaita hajottajaeläimiä suomalaisen kangasmetsän maaperässä. Mikroskooppikuva.



Kuva 3. Metsämaassa tavallinen hyppyhäntäinen mikroskoopin läpi nähtynä (laji: *Friesea mirabilis*).

sekä niiden hajoaminen ja muuntuminen voivat huomattavastikin poiketa esimerkiksi Keski-Euroopan tilanteesta. Erikoisolojemme huomioonottaminen riskinarvioinnissa on ollut vaikeaa tai jopa mahdotonta.

### **1.3 Tutkimushankkeen tavoitteet**

Tämän hankkeen tavoitteena on ollut tutkia haitallisten kemikaalien vaikutuksia suomalaisen metsämaan eläinyhteisöihin ja maaperän toimintaan: orgaanisen aineen hajotukseen ja ravinteiden kiertoon. Keskeistä on ollut tutkia miten eläinten yksilömäärien ja lajisuhteiden muutokset sekä kemikaalien aiheuttamat subletaalit vaikutukset näkyvät hajotustapahtumassa. Edellytyksenä on ollut kehittää tutkimusmenetelmä, jossa pystytään kontrolloiduissa oloissa samanaikaisesti mittaamaan sekä ekosysteemin rakenteellisia että toiminnallisia vasteita kemikaalialtistuksessa. Konkreettisina kysymyksinä ovat olleet esimerkiksi: Vaikuttavatko kemikaalien alhaiset pitoisuudet herkimpien lajien tai lajiryhmien eliminoitumisen tai yksilömäärien muutosten kautta maan kasvukuntoon vai eivät? Millaisilla pitoisuuksilla alkavat vaikutukset näkyä eläimistöissä ja millä pitoisuuksilla toiminnallisissa parametreissa? Hankkeen myötä on maaperän ekotoksikologista tutkimusta pyritty kehittämään toksisuustesteistä eliöyhteisöjen ja ekosysteemien vasteiden kokeelliseen tutkimukseen.

Hankkeen keskeisenä tavoitteena on myös ollut saada selville ne konkreettiset ja helposti mitattavat muuttujat ja kriteerit yhteisömuutoksissa ja hajotustoiminnassa, joita voitaisiin seurata ja käyttää hyväksi kemikaalien käyttöä ja ympäristöön pääsyä arvioitaessa. Edelleen, tutkimuksen tarkoituksena on ollut lisätä sellaista tietoutta, jota voitaisiin jatkuvasti hyödyntää arvioitaessa kemikaaleille altistuneen ekosysteemin kehitystä. Täten tutkimustulokset palvelevat sekä ekologista perustutkimusta että käytännön ympäristönsuojelutyötä, kuten kemikaalivalvontaa.

## Hankkeen resurssit ja toteutus

Tutkimushanke aloitettiin Ympäristöministeriön rahoituksella vuonna 1992. Tätä edelsi Maj ja Tor Nesslingin Säätiön rahoittama tutkimus kloorifenolien ja niiden metaboliittien esiintymisestä vanhoilla saha-alueilla ja lierojen soveltuvuudesta indikaattori- ja testieläimeksi arvioitaessa kloorifenolien vaikutuksia maaperän eläimistöön (Knuutinen et al. 1990, Palm et al. 1991, Haimi et al. 1992 ja 1993). Tutkimuksen tulokset osoittivat kloorifenolien ja niiden metaboliittien hajoavan suomalaisessa maaperässä erittäin hitaasti ja kerääntyvän lieroihin. Lisäksi tuli esiin tarve tutkia haitallisten kemikaalien vaikutuksia maaperän hajottajiin yhteisötasolla ja itse hajotustoimintaan, jotta kemikaalien ekotoksisuutta voitaisiin käytännössä luotettavasti arvioida.

Vuonna 1992 tutkimukset aloitettiin varsin lyhytaikaisilla kokeilla. Näiden pohjalta suunniteltiin varsinaiset pitempiaikaiset kokeet ja tarkistettiin alustavia tutkimussuunnitelmia. Ympäristöministeriö rahoitti hanketta neljänä vuonna (1992-95). Vuodesta 1994 lähtien rahoittajana on ollut myös Suomen Akatemia (Janne Salminen on ollut mukana ekotoksikologian tutkijankoulutusohjelmassa). Tämä rahoitus jatkuu vuoteen 1997. Edellisten lisäksi tutkimusta ovat rahoittaneet tai siihen muuten resursseja osoittaneet Suomen Ympäristökeskus, Jyväskylän yliopisto, Metsäntutkimuslaitos sekä Maj ja Tor Nesslingin Säätiö.

Hanke on pääosin toteutettu Jyväskylän yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksella. Kokeiden ideoinnista, suunnittelusta, käytännön toteutuksesta sekä tulosten analysoinnista ja alkuperäisten tieteellisten artikkelien kirjoittamisesta ovat vastanneet FL Janne Salminen hankkeen palkattuna tutkijana ja FT Jari Haimi ohjaajana. Lisäksi hankkeen tietyissä osakokeissa on ollut tutkijoina mukana laitoksen pro gradu -työntekijöitä: FK Anne Sironen, FK Pekka Sulkava, FK Ismo Eriksson ja FK Anu Surakka.

Hankkeen onnistunut läpivieminen on edellyttänyt laajaa yhteistyötä muiden laitosten tutkijoiden kanssa. Kloorifenolien analysointi on tehty Jyväskylän yliopiston kemian laitoksella dosentti Juha Knuutisen johdolla. Työhön ovat siellä osallistuneet FK Matti Ristolainen ja FK Jussi Siltala. Kokeissa käytetyn pentakloorifenolin (natriumpentakloorifenolaatin) syntetisoi FK Juha Hyötyläinen. Terbutylatsiinin maanäytteistä ja maan läpi uuttuneista vesistä analysoi Suomen ympäristökeskuksen laboratoriossa FK Mari Suortti. Sekä terbutylatsiini että sitä tehoaineena sisältävä torjunta-ainevalmiste Gardoprim® saatiin tutkimuksia varten Ciba-Geigy -yhtiöltä. Tutkimusten vaatimia mikrobiologisia analyysejä on tehty Suomen ympäristökeskuksessa (ATP-analyysit, MMK Jukka Ahtiainen), Metsäntutkimuslaitoksessa (ergosteroli, FT Hannu Fritze) ja Oulun yliopistossa (SIR-analyysit, FT Rauni Ohtonen). Tutkimuksen vastuullisena johtajana Suomen ympäristökeskuksessa on toiminut dosentti Marja Luotola. Hanketta on ympäristöministeriössä valvonut ylitarkastaja Pirkko Kivelä-Ikonen.

# 3

## Tutkimusraportin sisältö

---

Tutkimushankkeesta tullaan tässä raportissa esittelemään vain keskeisimmät tulokset. Kunkin kokeen primääritulokset sisältyvät kokonaisuudessaan alkupe-  
räisiin tieteellisiin artikkeleihin, jotka on julkaistu tai tullaan julkaisemaan alan  
kansainvälisissä sarjajulkaisuissa. Luettelo näistä julkaisuista on kappaleessa 9.  
Tulosten tarkastelussa ja johtopäätelmissä rajoitutaan suurempiin linjoihin ja  
sellaisiin kysymyksiin, joilla voidaan katsoa olevan yleistä mielenkiintoa ja käyt-  
töä esimerkiksi kemikaalivalvonnassa.



# Tutkimushankkeessa käytetyt menetelmät

# 4

## 4.1 Mikrokosmostekniikka ja käytetyt kemikaalit

Hankkeen tavoitteisiin pyrittiin tekemällä useita kokeita, joissa kussakin asetettiin rajatut kokonaisuutta palvelevat kysymykset. Tutkimukset toteutettiin mikrokosmoskokeina. Menetelmän perusideana on sulkea osa ekosysteemiä tiiviiseen astiaan, jossa sisällön tapahtumia, esimerkiksi ravinteiden vapautumista voidaan luotettavasti mitata. Mikrokosmoksen voidaan sulkea luonnosta otettu käsittelemätön maanäyte tai sitten sisältöä voidaan manipuloida halutulla tavalla (esimerkiksi maan homogenisointi vaihteluiden vähentämiseksi, eliöyhteisön yksinkertaistaminen vuorovaikutusten tutkimiseksi). Mikrokosmoksina käytettiin yksinkertaisia lasi- tai muovivastioita, joihin koemaannos perustettiin kangasmetsän humuksesta. Useissa kokeissa oli mukana myös mineraalimaa- ja karikerrokset, joskus lisäksi perustuottaja, elävä kasvi (kuva 4). Tietyissä kokeissa maan hajottajaeliöstöä yksinkertaistettiin tappamalla maasta ensin eläimistö ja palauttamalla siihen sen jälkeen halutut eläinlajit tai -ryhmät. Osassa kokeista koemaahan palautettiin koko metsämaan monimuotoinen eliöstö. Eliöstön rakenne kussakin kokeessa liittyi kiinteästi kysymykseen, johon ko. kokeella haettiin vastausta. Kokeiden ajan mikrokosmoksia pidettiin joko kasvatuskaapeissa tarkoin kontrolloiduissa oloissa tai kentällä maahan sijoitettuina.

Useimmissa kokeissa käytettiin mallikemikaalina pentakloorifenolia (PCP). Se valittiin esimerkiksi haitallisesta kemikaalista, koska Suomessa on runsaasti PCP:lla saastuneita maa-alueita, ja se on oloissamme hitaasti hajoava yhdiste.



Kuva 4. Kasvillisia mikrokosmoksia kasvukammiossa (koe 5.1.6.).

Lisäksi se on vaikutustapansa vuoksi haitallinen useimmille eliöryhmille mikro-  
beista korkeimpiin eläimiin. Koemaahan lisättiin natriumpentakloorifenolaattia  
joko sekoittamalla se kokeen alussa maahan tasaisesti tai levittämällä se maan  
pinnalle. Useimmissa kokeissa käytettiin kahta pitoisuutta puhtaan kontrollin  
lisäksi. Käytetyt pitoisuudet valittiin ensimmäisistä kokeista saatujen tulosten ja  
saastuneilta maa-alueilta analysoitujen pitoisuuksien perusteella.

Toinen kokeissa käytetty mallikemikaali oli terbutylatsiini ja sen kaupalli-  
nen torjunta-ainevalmiste Gardoprim®. Terbutylatsiini on Suomessa eniten ei-  
peltomailla käytetty triatsiineihin kuuluva herbisidi. Yleisesti triatsiinit ovat her-  
bisidejä, joilla on todettu olevan suoria toksisia vaikutuksia maaperän eliöstölle.  
Maaperässämme terbutylatsiini on myös pitkäikäinen.

Jäljempänä kappaleessa 5 kuvataan lyhyesti kunkin kokeen peruskysymyk-  
set, koeasetelma ja käsittelyt sekä keskeisimmät tulokset.

## **4.2 Eliöstön erotteluun ja biomassan mittaamiseen käytetyt menetelmät**

Maaperäeläimet eroteltiin mikrokosmosten maasta joko punnituista tai maape-  
räkairalla otetuista osamaanäytteistä vakiintuneilla standardimenetelmillä. Suk-  
kula- ja änkyrimadoille käytettiin molemmille omaa muunnelmaa märkäsoppi-  
lostasta, sukkulamadoille erottelu-aika oli noin 16 tuntia ja änkyrimadoille 4 tuntia  
(näytteen nopea lämmitys). Mikroniveljalkaiset (punkit ja hyppyhäntäiset) ero-  
teltiin kuivasuppilomenetelmällä (ns. high gradient -erottelulaite, erottelu-aika  
oli 5 vuorokautta).

Maaperän mikrobiston aktiivisuutta tutkittiin mittaamalla mikrokosmosten  
hiilidioksidituotantoa tietyin väliajoin. Mikrokosmosten ilmatilasta otettiin ilma-  
näyte, jonka jälkeen mikrokosmokset suljettiin ilmatiiviisti. Tietyn sulkuajan jäl-  
keen ilmatilasta otettiin uusi näyte, ja näytteiden sisältämien hiilidioksidimäärien  
erotuksesta laskettiin maan hengitysaktiivisuus. Ilmanäytteiden hiilidioksidipi-  
toisuus analysoitiin infrapunahiilianalysaattorilla.

Maaperän mikrobibiomassaa arvioitiin usealla menetelmällä. Useimmissa  
kokeissa käytettiin luminometristä ATP-menetelmää, jossa maan sisältämän aden-  
osiinitrifosfaatin määrä analysoidaan ja siitä lasketaan maan aktiivinen mikrobi-  
biomassa (menetelmän kuvaus: Vanhala & Ahtiainen 1994). Eräissä kokeissa käy-  
tettiin SIR-menetelmää (substrate induced respiration), jossa mikrobibiomassa  
määritetään maahan lisätyn helppokäyttöisen sokerin aiheuttaman hengitysakti-  
viisuuden kasvun avulla (Anderson & Domsch 1978, Nordgren 1988). Lisäksi  
joissakin kokeissa määritettiin erikseen maaperän sienten biomassaa analysoimalla  
maasta ergosteroli, jota esiintyy ainoastaan sienten soluseinissä (Pietikäinen &  
Fritze 1995).

## **4.3 Kemikaalien analyysimenetelmät**

### **4.3.1 Kloorifenolien analysoiminen**

Pentakloorifenolin analysoinnissa runsaasti orgaanista ainetta sisältävistä koe-  
maista testattiin alkuun eri uuttomenetelmiä, joista myöhempään käyttöön va-  
littiin ns. PAHE-uutto (petrolieetterin, asetonin, heksaanin ja eetterin seos suh-  
teessa 9:5,5:2,5:1). Analysoitavat näytteet pakastettiin heti näytteenoton jälkeen

ja otettiin sulamaan analysoinnin aloitusta edeltävänä päivänä. Kaikissa uutto-menelmissä käytetty sisäinen standardiliuos valmistettiin heksaaniin. Sisäisenä standardiaineena oli 2,4,6-TBrP (tribromifenoli).

Tutkitut uutto- ja analyysimenetelmät olivat:

1. Uutto 10 M natriumhydroksidilla, analysointi GC/ECD-laitteistolla.
2. Uutto eetterillä ja analysointi RPHPLC-laitteistolla.
3. Uutto (10 M NaOH) ja analysointi kuten 1. menetelmässä eräin muu -toksin.
4. Uutto eetterillä (alku kuten menetelmässä 1), analysointi RPHPLC-laitteistolla.
- 5A. Uutto heksaanin ja propanolin seoksella (Soxhlet-laitteistolla), analysointi GC/ECD-laitteistolla.
- 5B. Kuten 5A, mutta maanäyte happamoitettiin ennen uuttoa.
- 5C. Uutto PAHE-seoksella (Soxhlet-laitteistolla), analysointi GC/ECD-laitteistolla.
- 5D. Kuten 5C, mutta maanäyte happamoitettiin ennen uuttoa.
- 6A. Ylikriittinen uutto (SUPREX SFE/50) hiilidioksidin ja metanolin (1 ml) seoksella, analysointi GC/ECD-laitteistolla.
- 6B. Kuten 6A, mutta uuttoaajat ja lämpötilat oli muutettu, metanolia lisättiin 2 ml.

Kloorifenolin analyysimenetelmät kuvataan yksityiskohtaisemmin Matti Ristolaisen Soveltavan kemian erikoistyössä (Ristolainen 1992), perusmenetelmä on kuvattu myös Knuutisen et al. (1990) artikkelissa.

### **4.3.2 Terbutylatsiinin analysoiminen maanäytteistä (Mari Suortti, SYKE)**

#### **Maanäytteiden esikäsittely laboratoriossa**

Näytteet lähetettiin Jyväskylästä Suomen Ympäristökeskuksen laboratorioon Helsingin Hakuninmaalle sulina lasipurkeissa. Laboratoriossa näytteet pakastettiin välittömästi, ja niitä pidettiin pakasteessa analysointiin asti. Ennen uuttoa näytteiden annettiin sulaa yön yli huoneenlämmössä. Sulaneita näytteitä sekoitettiin näytepurkeissa ja niistä punnittiin 2 g:n osanäyte kuivapainomääritykseen. Loppunäyte (n. 5 g) punnittiin ja siirrettiin dekantterilasiin uuttoa varten.

#### **Maanäytteiden uutto**

Näytteet uutettiin 50 ml:lla uuttoliuosta (kaksi osaa metanolia ja yksi osa tislattua, ionivaihdettua vettä) ultraäänihajottimella (eli sonikaattorilla) kolmen minuutin ajan. Uute sentrifugoitiin ja liuotinfaasi dekanttoitiin haihdutuskolviin. Uutto sentrifugointeinen toistettiin kaksi kertaa. Sentrifugoidut uutteen yhdistettiin ja tästä haihdutettiin metanoli pyöröhaihduttimella. Haihdutuksen jälkeen vesifaasi siirrettiin 100 ml:n mittapulloon joka täytettiin vedellä.

Mittapullostas siirrettiin 10 ml:n erä erotussuppiloon, jossa oli tislattua vettä (n. 500 ml). Näyte tehtiin lievästi emäksiseksi (pH 7-9) NaOH-liuoksella ja siihen lisättiin noin 15 g natriumsulfaattia. Näytteeseen lisättiin 15 ml dikloorimetaania ja ravisteltiin kahden minuutin ajan. Faasi erotuttua dikloorimetaanifaasi laskeettiin natriumsulfaattikerroksen läpi haihdutuskolviin. Dikloorimetaaniravistelu toistettiin kaksi kertaa. Yhdistetty uute haihdutettiin varovasti lähes kuiviin pyöröhaihduttimella ja kolvin sisältö siirrettiin etyyliasetattiin liuotettuna koeputkeen.

## Vesinäytteiden esikäsitely ja uutto

Vesinäytteet otettiin Jyväskylässä pieniin ruskeisiin pulloihin. Koska näytemäärät olivat hyvin pieniä (41-46 ml), näytteet yhdistettiin neljäksi eri näytteeksi (kaksi 'peto'- ja kaksi 'ei- petonäytettä'; ks. kappale 5.2.2.). Näin saatujen näytteiden tilavuudet olivat 77-126 ml.

Yhdistetty näyte kaadettiin erotussuppiloon, johon lisättiin tislattua vettä siten, että kokonaistilavuudeksi tuli noin 500 ml. Näyte tehtiin lievästi emäksiseksi (pH 7-9) NaOH- liuoksella ja siihen lisättiin noin 15 g natriumsulfaattia. Näytteeseen lisättiin 15 ml dikloorimetaania ja ravisteltiin kahden minuutin ajan. Faasien erotuttua dikloorimetaanifaasi laskettiin natriumsulfaattikerroksen läpi haihdutuskolviin. Dikloorimetaaniravistelu toistettiin kaksi kertaa. Yhdistetty uute haihdutettiin varovasti lähes kuiviin pyöröhaihduttimella, ja kolvin sisältö siirrettiin etyyliasetaattiin liuotettuna mitta-asteikolliseen koeputkeen.

## Näytteiden mittaus

Etyyliasetaatissa olevaa näytettä laimennettiin edelleen mittaukseen sopivaksi. Laimennettua näytettä pipetoitiin kaasukromatografiampulliin 0,5 ml ja tähän lisättiin sisäiseksi standardiksi atrasiinia. Näytteet analysoitiin kaasukromatografilla massaselektiivistä detektoria käyttäen (GC-MSD HP 5890/5970). Erottelukolonne oli 25-metrinen SE-54, jonka sisähalkaisija oli 0,32 mm ja stationääri- faasin paksuus 0,25  $\mu\text{m}$ . Kaasukromatografian uuniohjelma oli: 0,50 min 115 °C, 4 °C/min 190 °C, 8 °C/min 260 °C ja 8 min 260 °C. Injektorin ja detektorin lämpötilat olivat 250 °C. Näyte (1  $\mu\text{l}$ ) injektoidiin splittless-injektiolla, ja splittlessaika oli 1,50 min. Analysointiin käytettiin ns. SIM-tekniikkaa, jossa terbutylatsiinista seurattiin ioneja 214 ja 173 sekä atrasiinista ioneja 200 ja 202; näistä ensin mainittua käytettiin kvantitointiin ja jälkimmäistä piikin varmistukseen. Näytteet kvantitoitiin sisäisen standardin avulla piikkien pinta-alaa käyttäen. Maanäytteiden tulokset ilmoitettiin g/kg kuivapainoa kohti ja vesinäytteiden tulokset ilmoitettiin mg/l.

## Menetelmän saantokokeet

Menetelmää kehitettäessä ja käyttöönotettaessa tehtiin maanäytteeseen (kukka- multa) standardilisäykset pitoisuustasoilla 0,01 ja 1 g/kg. Lisäyksiä seisotettiin yön yli vetokaapissa ja niiden saannot olivat vastaavasti 93 ja 100 %. Myöhemmin pitoisuustasoilla 0,01 ja 0,1 g/kg samalla tavoin testattuna saannot olivat vastaavasti 68 ja 66 %. Näytteiden yhteydessä ei vastaavia testauksia tehty, vaan kahtena analysointikertana ns. kontrollinäytteenä oli uuttoliuotteeseen (150 ml) tehty standardilisäys, jota metanolin haihdutuksesta eteenpäin käsiteltiin kuten näytettä. Saannot olivat 97 ja 93 %.

Varsinaisista näytteistä ei voitu tehdä rinnakkaismäärityksiä pienen näyte- koon takia. Ainoastaan kahta koenäytettä uutettaessa tehtiin rinnakkaisuutot, joissa rinnakkaisten poikkeama toisistaan oli alle 30 %.

Tislattuun veteen tehdystä kolmesta 10,2  $\mu\text{g}$ :n lisäyksestä saannot olivat 64 - 89 %.



## Kokeet ja keskeisimmät tulokset

### 5.1 Pentakloorifenolin (PCP) vaikutus maaperän hajottajiin ja hajotukseen

#### 5.1.1 PCP:n vaikutus maaperäeliöstöön ja hajotukseen yksinkertaisissa eläinyhteisöissä

Tässä laboratoriossa tehdyssä mikrokosmoskokeessa tutkittiin kemikaalireaktion ja eliöiden välisten vuorovaikutusten vaikutuksia maaperäeläinyhteisöön ja maan hajotustoimintaan. Kevyesti seuloitettuun metsähumukseen (ominaisuudet katso taulukko 1) lisättiin PCP:a kolmeen pitoisuuteen: 0, 50 ja 500 mg/kg. Eläinyhteisöä käsiteltiin tappamalla eläimet ensin maasta nestemäisellä typellä. Tämän jälkeen maahan lisättiin sukkulamatoja sekä lisäksi joko änkyrimatoja tai hyppyhäntäisiä tai molempia. Mikrokosmoskokeita pidettiin kaikkiaan 10 viikon ajan tasaisissa oloissa kasvatuskaapissa (+12 °C, pimeä). Tämän kokeen lisäksi änkyrimatoilla ja hyppyhäntäisillä tehtiin lyhytaikaisemmat (kahden ja kolmen viikon) toksisuustestit samoilla pitoisuuksilla.

PCP sitoutui nopeasti ja tiukasti humukseen. Heti maahan sekoittamisen jälkeen PCP:n mitattu pitoisuus oli 21 mg/kg 50 mg/kg:n laskennallisessa pitoisuudessa ja 269 mg/kg 500 mg/kg:n pitoisuudessa. Vastaavasti kokeen lopussa, 10 viikon kuluttua, pitoisuudet olivat 11 ja 171 mg/kg.

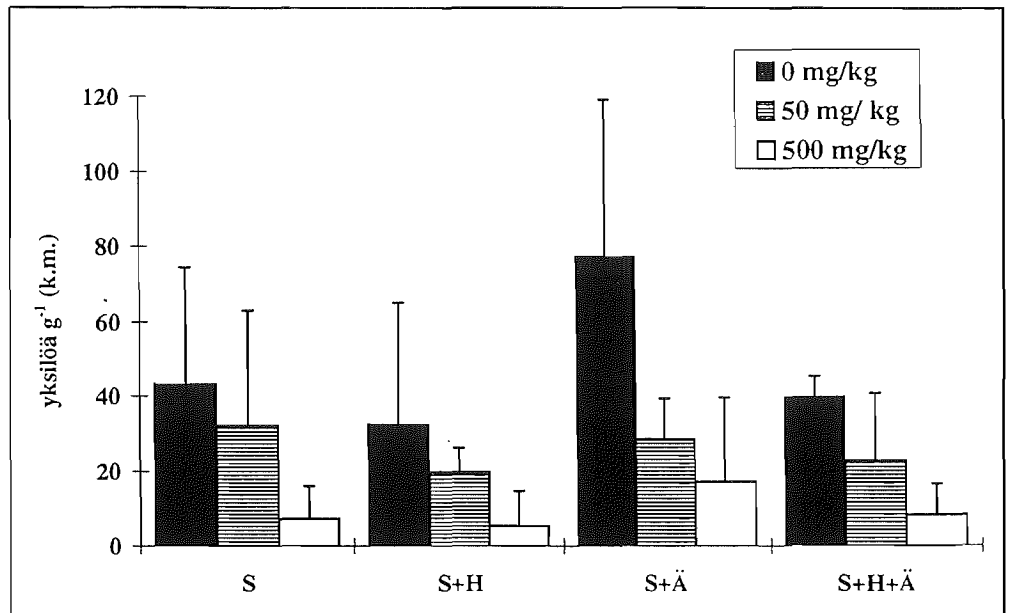
Sientä ravintonaan käyttävät sukkulamadot vähenivät merkitsevästi korkeimmassa PCP- pitoisuudessa (kuva 5), mutta bakteerinsyöjien määrässä ei tapahtunut muutoksia. Lyhytaikaisessa toksisuustestissä korkein pitoisuus oli selvästi toksinen änkyrimatoille. Vastaavassa testissä korkeintaan pitoisuus ei ollut toksinen hyppyhäntäisille, mutta pitempiaikaisessa kokeessa niiden määrä kuitenkin väheni PCP-pitoisuuden kasvaessa.

Korkein PCP-pitoisuus oli selkeästi toksinen myös maan mikrobistolle: sekä biomassa (ATP- pitoisuus) että hengitysaktiivisuus laskivat tilastollisesti merkitsevästi. Hajottajaeliöstöön kohdistuneesta toksisuudesta johtuen maaperän vapaiden mineraaliravinteiden, sekä ammoniumtyypen että fosfaattifosforin, määrät lisääntyivät PCP:n pitoisuuden kasvaessa. Kokeen lopussa molempia ravinteita oli korkeimmassa PCP-pitoisuudessa yli 20% enemmän kuin puhtaassa maassa (kuva 6). Tulosten perusteella PCP:lla näytti olevan selvä vaikutus eläinyhteisön rakenteeseen ja hajotustoimintaan.

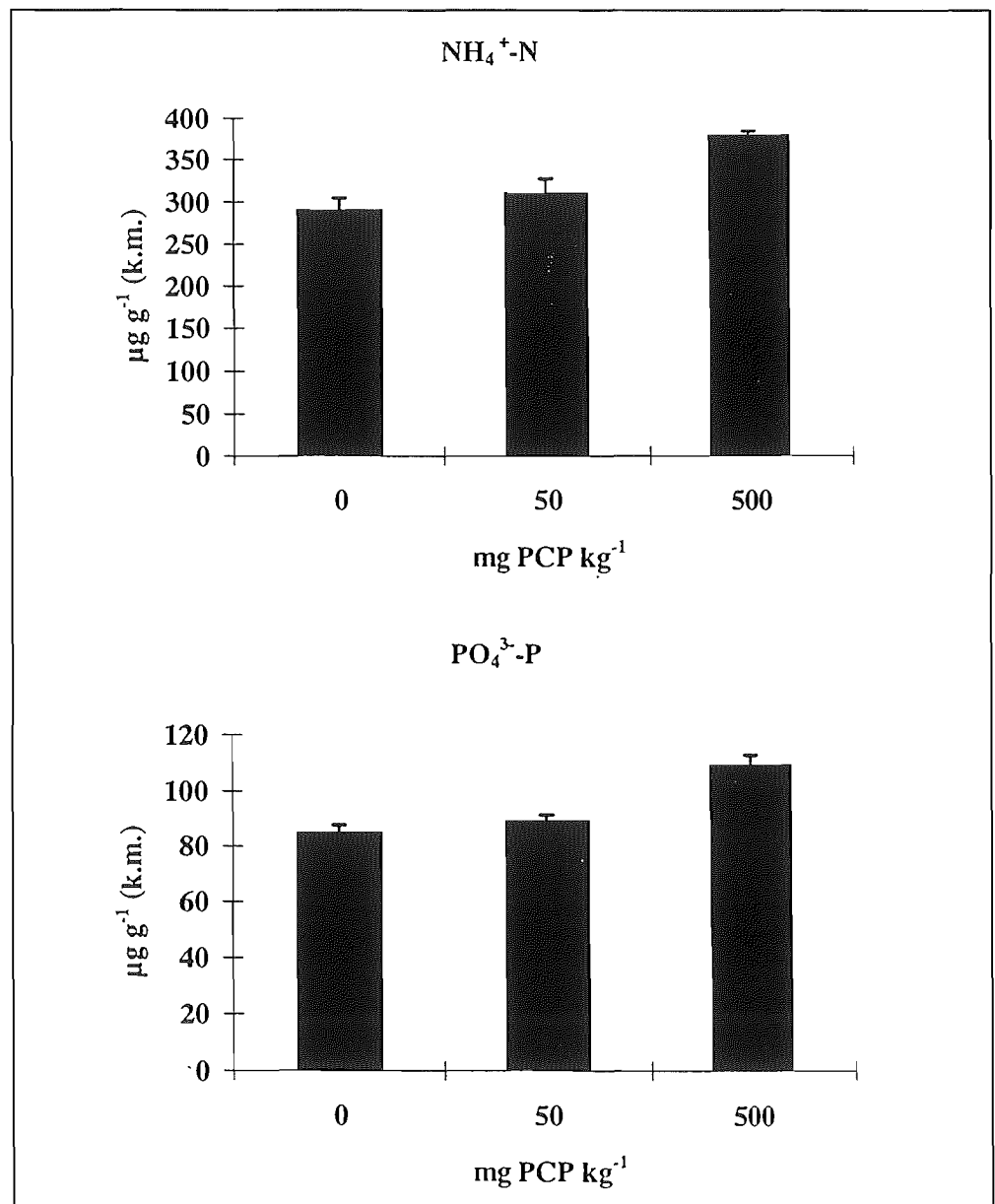
Taulukko 1. Mikrokosmoskokeissa käytetyn kangasmetsähumuksen tärkeimpiä ominaisuuksia.

pH	3,8
Orgaanisen aineen pitoisuus (%)	65
Vesipitoisuus (%)	68
Ammonium-typen määrä (µg/g)	80

Kuva 5. Sienirihmaa ravintonaan käyttävien sukkulamatojen yksilömäärät kokeen lopussa eri eläinyhteisöissä ja PCP-pitoisuuksissa. S = sukkulamadot, H = hyppyhäntäiset, Ä = änkyrimadot. Kuvassa keskiarvot ja keskihajonnat.



Kuva 6. Ammonium-typen ja fosfaatti-fosforin pitoisuudet humuksessa kokeen lopussa (KCl-uutos) eri PCP-pitoisuuksissa. Keskiarvot ja keskihajonnat mikrokosmoksista, joissa oli ainoastaan sukkulamatoja.



### 5.1.2 Eläinyhteisön monimuotoisuuden vaikutus sen kemikaalstressin sietoon

Tässä kokeessa mikrokosmoksiin (tilavuus kaksi litraa) rakennettiin maannokset, joissa oli sekä mineraalimaa-, humus- että karikkekerrokset. Maakerroksista eliminoitiin eläimet ennen kokeen alkua (mineraalimaasta mikroaalloituksella, humuksesta ja karikkeesta nestemäisellä tyvellä). Puoleen mikrokosmoksista palautettiin luonnollinen metsämaan monimuotoinen eläinyhteisö, puolessa yhteisön muodostivat materiaalien käsittelystä selvinneet eläimet (yksilömäärältään vähän sukkulamatoja ja punkkeja). Humuskerrokseen lisättiin PCP:a samoihin pitoisuuksiin kuin edellisessäkin kokeessa. Mikrokosmoksia pidettiin kasvatuskaapissa 20 viikkoa. Päivälämpötila oli +14 °C (8 tuntia) ja yölämpötila +12 °C (16 tuntia).

Alemmalla PCP-pitoisuudella (50 mg/kg) ei ollut vaikutuksia hajotustoimintaan tai ravinnekiertoihin. Sen sijaan korkeimmassa pitoisuudessa (500 mg/kg) mikrobibiomassa oli alempi ja maassa oli kokeen lopussa enemmän vapaita ravinteita verrattuna alemmaan PCP- pitoisuuteen ja puhtaaseen kontrolliin. Hajotusaktiivisuuteen PCP:lla ei ollut vaikutusta monimuotoisen eläinyhteisön läsnäollessa, mutta maassa, jossa oli yksinkertainen eläimistö, hajotusaktiivisuus laski korkeimmassa pitoisuudessa (taulukko 2). Eläimistä PCP:sta kärsivät selvimmin sukkulamadot ja petopunkit. Lisäksi PCP:lla oli vaikutuksia maan happamuuteen ja vesipitoisuuteen. PCP:n pitoisuudet maassa olivat kokeen lopussa 5,6 mg/kg alemmassa ja 127 mg/kg korkeammassa pitoisuudessa.

Taulukko 2. Mikrokosmosten kumulatiivinen hiilidioksidituotto (mg C/g orgaanista ainesta) eri PCP:n pitoisuuksissa (mg PCP/g kuivaa maata) ja erilaisten eläinyhteisöjen läsnäollessa (keskiarvot ja keskihajonnat).

Eläinyhteisö	PCP:n pitoisuus	CO <sub>2</sub> -tuotto
Yksinkertainen	0	44,0 (3,85)
	50	43,9 (3,14)
	500	38,9 (2,03)
Monimuotoinen	0	43,3 (4,06)
	50	43,6 (1,25)
	500	40,6 (1,58)

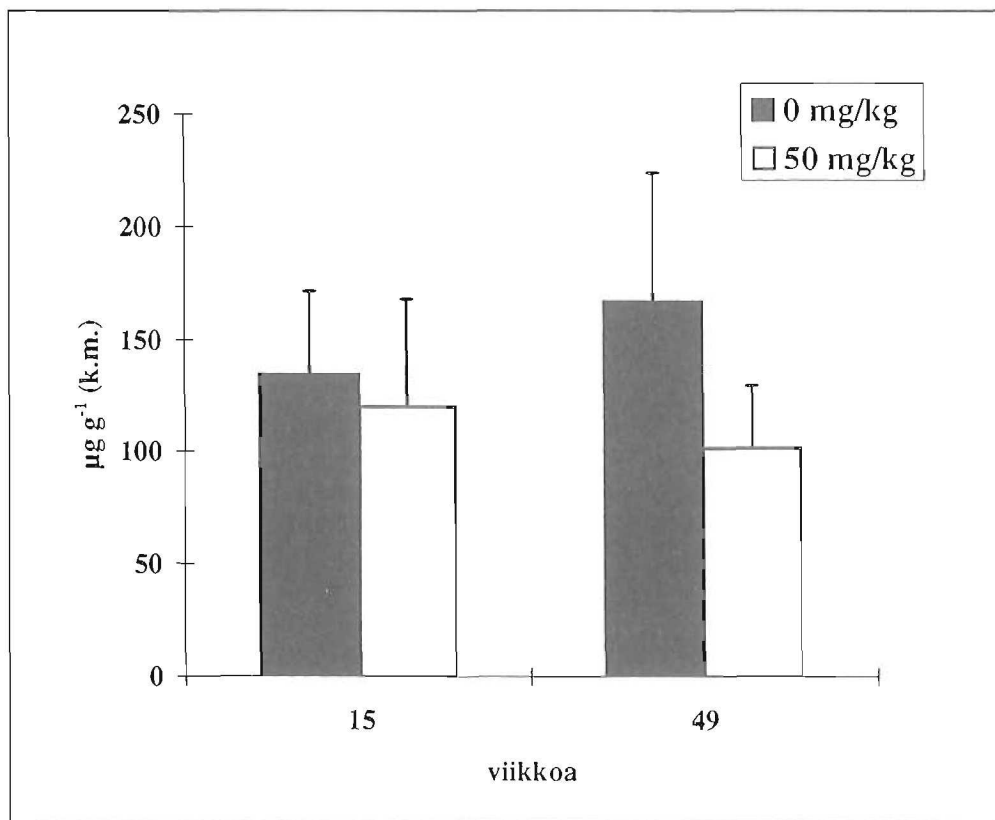
### 5.1.3 PCP:n vaikutus eliöyhteisöihin ja hajotustoimintaan kenttöoloissa

Kokeessa rakennettiin 10 isokokoista (tilavuus 9 litraa) mikroskosmosta, jotka kaivettiin maahan Konneveden tutkimusaseman alueelle. Kokeella tutkittiin luonnollisten vaihtelevien sääolojen vaikutuksia maaperäeliöstön kemikaalstressiin. Mikrokosmokset peitettiin tiiviillä verkolla (48 µm), joka salli kaasujenvaihdon ja sadeveden pääsyn koemaahan, mutta esti eläinten liikkumisen mikrokosmosten ja ympäristön välillä. Koemaan läpi uuttunut vesi valui suppilon kautta keräysastiaan. Koemaannos käsitti mineraalimaa-, humus- ja karikkekerrokset, jotka käsiteltiin ennen kokeen perustamista samoin menetelmin kuin edellisessä kokeessa. Kaikkiin mikrokosmoksiin palautettiin monimuotoinen maaperäeliöstö; tässä kokeessa olivat mukana myös lierot. Maahan lisättiin PCP:a pitoisuuksiin 0 ja 50 mg/kg. Koe kesti kaikkiaan 49 viikkoa, kesäkuusta 1992 kesäkuuhun 1993. Kokeen kestäessä maan läpi uuttuneesta vedestä analysoitiin ammonium-typpi ja mitattiin pH, ja lisäksi koemaasta otettiin näytteet maaperäkairalla syksyllä 1992 (kuva 7).

Syksyllä 15 viikon kuluttua kokeen alusta havaittiin PCP:n vaikutuksia eläimistössä: änkyrimatoja ja erästä punkkiryhmää (Prostigmata) oli vähemmän maassa, johon oli lisätty PCP:a kuin puhtaassa maassa. Kokeen lopussa ei näissä eläinryhmissä kuitenkaan todettu eroja. Sen sijaan vapaata ammoniumtyyppiä oli puhtaassa maassa enemmän kuin PCP- maassa (kuva 8). PCP:n pitoisuus oli kokeen lopussa 10 mg/kg (alussa laskennallisesti 50 mg/kg). Mineraalimaasta ei löytynyt PCP:a.



Kuva 7. Avattu mikro-kosmos maastossa. Maasta on juuri otettu näyte putkikairalla (koe 5.1.3.).

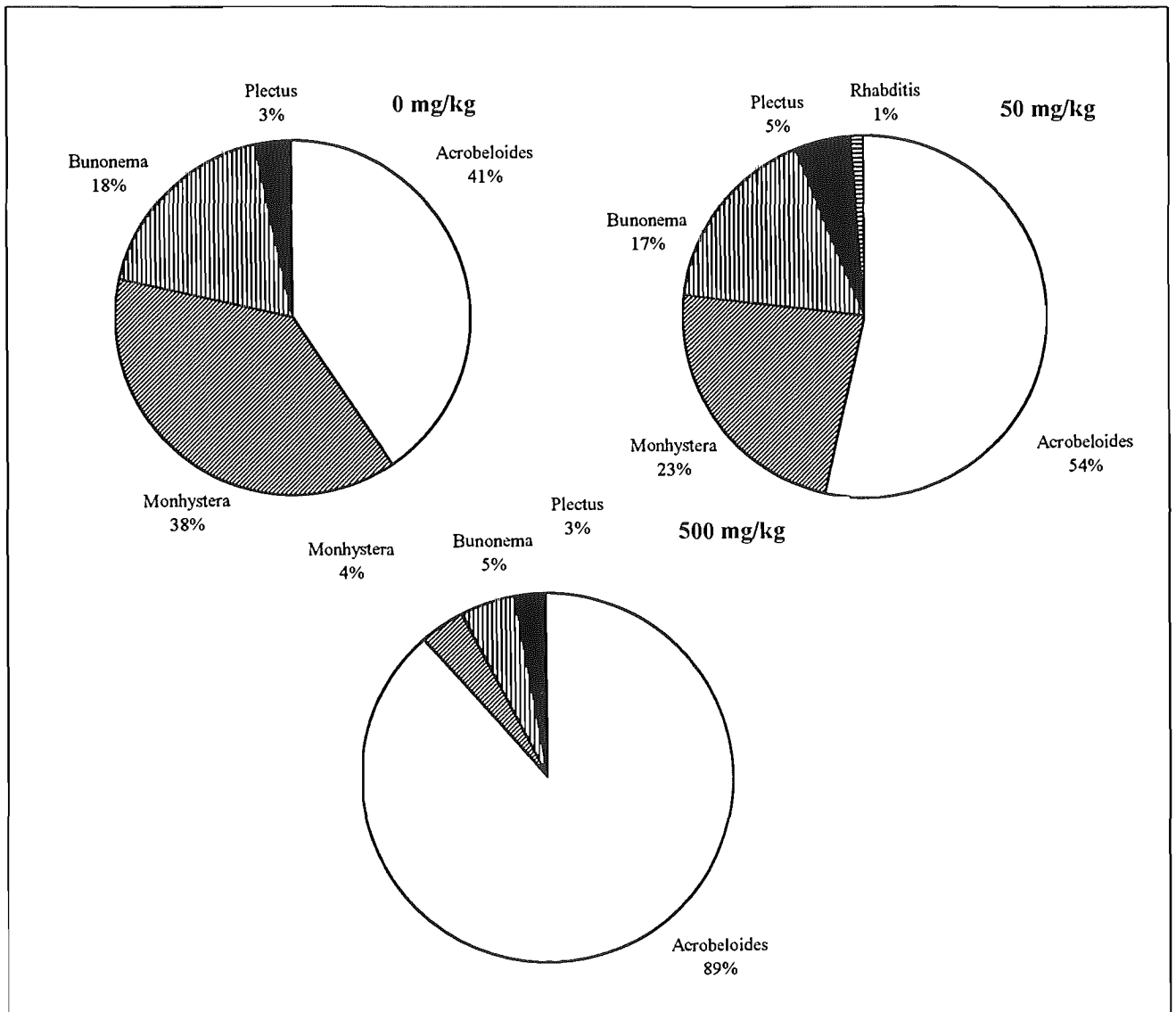


Kuva 8. Ammonium-typen pitoisuudet maastossa pidettyjen mikro-kosmosten humuksessa välinäytteenotossa ja kokeen lopussa.

### 5.1.4 Maaperäeläinten liikkuminen ja populaatioiden kehittyminen PCP:lla laikuttain saastuneessa maassa

Kemikaalisaaستuminen ei ole ympäristössä tasaista, vaan mitä suurimmassa määrin laikuttaista. Tämän takia perustettiin koe, jossa tutkittiin eliöiden levittäytymistä maaperässä ja laikuttaisen PCP-saastumisen vaikutuksia tähän levittäytymiseen. Mikrokosmosten koemaannoksiin, joista eläimet oli aluksi eliminoitu, upotettiin verkkokoreja, joissa oli samaa humusta kuin niiden ympärillä. Verkko salli maaperäeläinten levittäytymisen lävitseen. Verkkokorien sisältämiin humuksiin lisättiin PCP:a joko pitoisuuteen 0,50 tai 500 mg/kg (kaksi verkkokoria kutakin pitoisuutta kussakin mikrokosmoksessa). Mikrokosmosten keskelle asetettiin verkkokori, johon oli lisätty eläimiä, ja joka siten toimi eläinten leviämislähteenä. Mikrokosmoksia pidettiin kokeen ajan kasvatuskaapissa +12 °C lämpötilassa. Koe purettiin kolmessa vaiheessa, 4, 10 ja 16 viikon kuluttua sen aloituksesta.

Eläinyhteisön rakenne oli erilainen saastuneissa kuin puhtaissa maalaikuisissa. Selvimät muutokset olivat tässäkin kokeessa änkyrimadoissa, hyppyhäntäisissä ja sukkulamadoissa (kuva 9). Myös mikroniveljalkaisia kokonaisuudessaan



Kuva 9. Bakteereja ravintonaan käyttävien sukkulamatosukujen suhteelliset osuudet eri PCP-pitoisuuksissa.

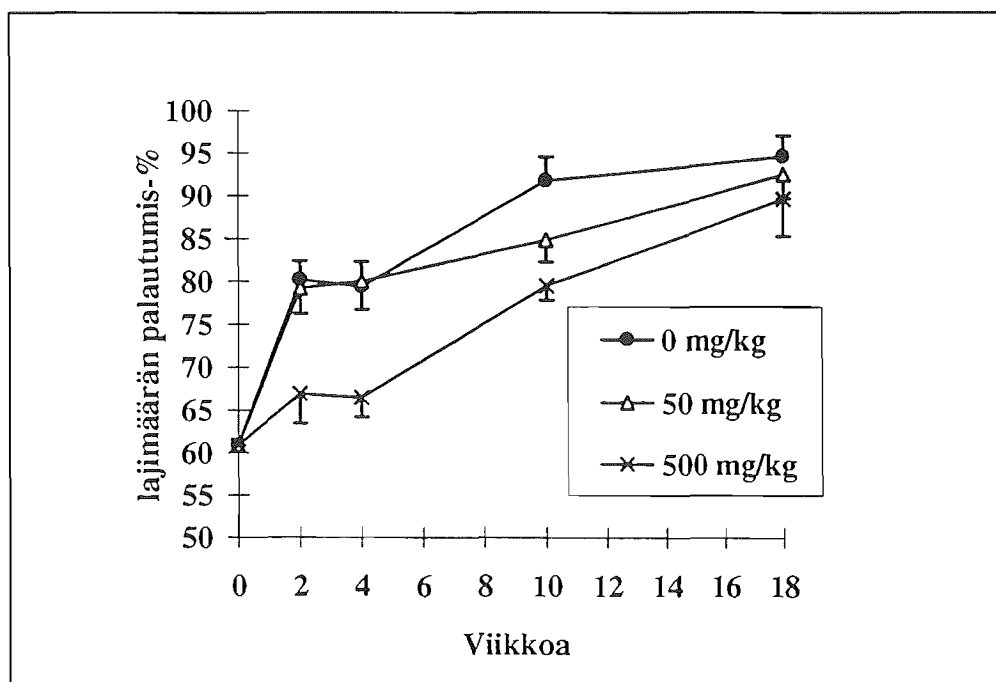
oli koko kokeen ajan vähemmän saastuneissa kuin puhtaissa laikuissa. Mikroniveljalkaiset olivat tehokkaita levittäytymään ympäri mikrokosmosta, ja niiden yhteisö rakenne vaihteli suuresti eri näytteenotokertojen välillä. PCP ei kuitenkaan vaikuttanut maaperäeliöstön monimuotoisuuteen laikussa.

PCP vaikutti myös mikrobiston kehittymiseen laikuissa. Mikrobibiomassa oli pienempi korkeimman PCP-pitoisuuden laikuissa kuin muissa. Vapaita ravinteita, sekä typpeä että fosforia, oli enemmän korkeimmassa kemikaalipitoisuudessa.

### 5.1.5 PCP:n vaikutus hajottajaeliöstön palautumiseen saastuneessa maassa

Eliöyhteisön palautumiskyky kemikaalstressistä on eräs keskeisimmistä yhteisön ominaisuuksista. Kysymyksen tutkimiseksi perustettiin laboratorioon mikrokosmoskoe, jossa koemaannoksessa oli eri PCP:n pitoisuuksiin (0,50 ja 500 mg/kg) saastutettua humusta verkkokoreissa. Verkkokorien sisällön saastuttamiseksi korit poistettiin mikrokosmoksista ja PCP sekoitettiin humukseen tasaisesti. Mekaaninen sekoitus aiheutti romahduksen maaperäeläinten määrässä, ja yhteisön palautumista romahduksen jälkeen seurattiin 2, 4, 10 ja 18 viikon kuluttua tehdyissä puruissa. Eläinten liikkuminen häirittyjen ja saastuneiden laikujen ja laikujen välisen, häiriintymättömän maan välillä oli mahdollista.

PCP hidasti useimpien maaperäeläinlajien palautumista laikuissa (kuva 10). Lajirunsaus palautui jopa korkeimmassa PCP-pitoisuudessa 18 viikossa. Tiettyjen PCP:lle herkkien eläinryhmien yksilömäärät eivät kuitenkaan palautuneet koko kokeen aikana korkeimmassa pitoisuudessa. Näitä olivat änkyrimadot sekä tietyt hyppyhäntäis- ja petopunkkilajit. Myös mikrobibiomassa oli vielä 18 viikon kuluttua korkeimmassa PCP-pitoisuudessa alempi kuin muissa laikuissa. Vapaiden ravinteiden (sekä typen että fosforin) määrät olivat ensimmäisissä puruissa korkeampia PCP-pitoisuudessa 500 mg/kg, mutta 18 viikon kuluttua kokeen alusta eroja käsittelyjen välillä ei enää ollut.

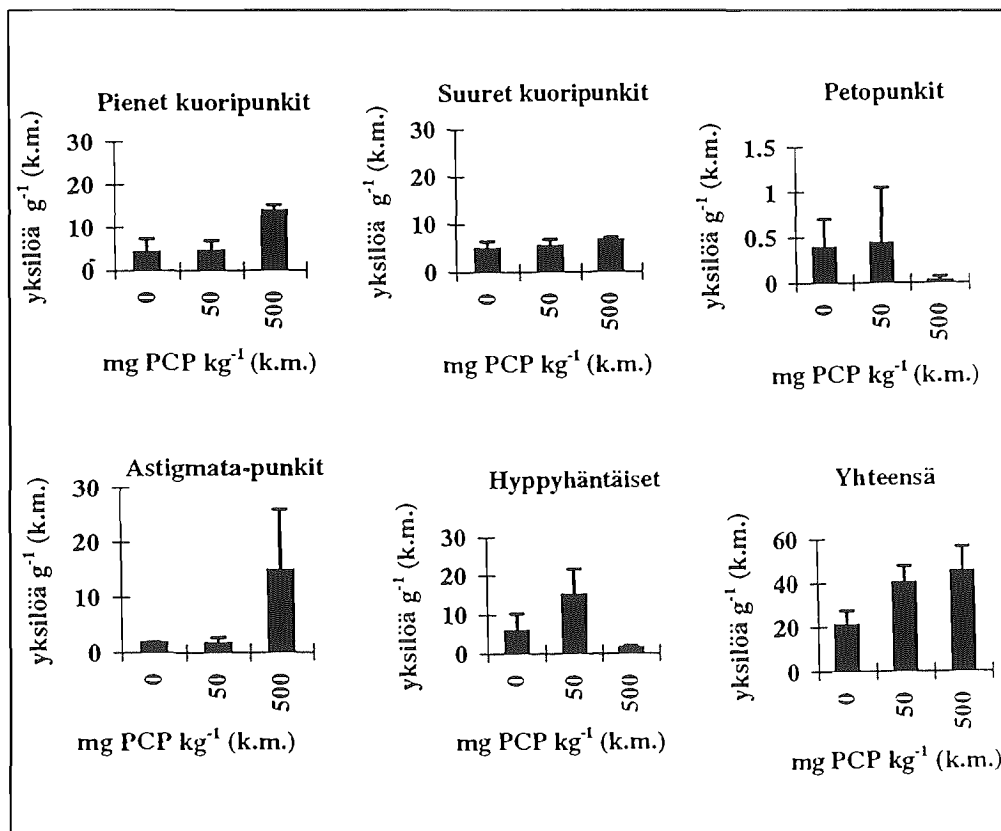


Kuva 10. Maaperäeläinyhteisön lajimäärän palautuminen eri PCP-pitoisuuksissa.

### 5.1.6 PCP:n vaikutus pienoisekosysteemin toimintaan

Kokeen tavoitteena oli tutkia PCP:n pitkäaikaisia vaikutuksia pienoisekosysteemissä, jossa on mukana myös perustuottajaporras, elävä kasvi. Tätä varten rakennettiin 15 mikrokosmosta läpinäkyvästä akryyliputkesta, joiden halkaisija oli 17 cm ja korkeus 50 cm. Koemaannos sisälsi mineraalimaa-, humus- ja karikekerrokset, joista eläimistö oli alkuun eliminoitu samoin menetelmin kuin aiemmissa kokeissa. Humuskerrokseen lisättiin PCP:a kolmeen pitoisuuteen (0, 50 ja 500 mg/kg). Kaikkien mikrokosmosten maahan palautettiin metsän monimuotoinen maaperäeliöstö ja istutettiin 3-5 cm:n korkuinen koivun taimi. Koivuille kehittyi myös elinvoimainen sienijuuri (mykoritsa). Mikrokosmoksia pidettiin 48 viikkoa kasvukammiossa; tähän koeaikaan sisältyi kaksi kasvukautta ja niiden välinen alvi (lämpötilaa ja valaistusta muutettiin vuorokausirytmien ja vuodenaikojen mukaisesti).

Kokeen lopussa oli korkeimpaan PCP-pitoisuuteen kehittynyt muista pitoisuuksista poikkeava hajottajayhteisö. Sukkulamadoista olivat sieniä ravintonaan käyttävät lajit hävinneet, änkyrimatoja oli äärimmäisen vähän, ja mikroniveljalkaislajistossa oli tapahtunut muutoksia. Suurimpia muutoksia olivat pienten kuoripunkkien (Oribatida: Oppioidea) ja mätäpunkkien (Astigmata) voimakas lisääntyminen sekä petopunkkien (Mesostigmata) ja hyppyhäntäisten (Collembola) väheneminen (kuva 11). Mikroniveljalkaisten kokonaisyksilömäärä oli korkeimmassa PCP-pitoisuudessa suurempi kuin muissa pitoisuuksissa. Kaikkinensa eläinyhteisö oli muuttunut "stressiyhteisöksi", joka koostui pääasiassa nopeaelinkiertoisista, pienikokoisista eläimistä, ja josta jo aiemmissa kokeissa PCP:lle herkiksi osoittautuneet lajit puuttuivat. Myös mikrobistossa oli tapahtunut muutoksia korkeimmassa PCP-pitoisuudessa. Biomassa oli laskenut (ATP:n määrän



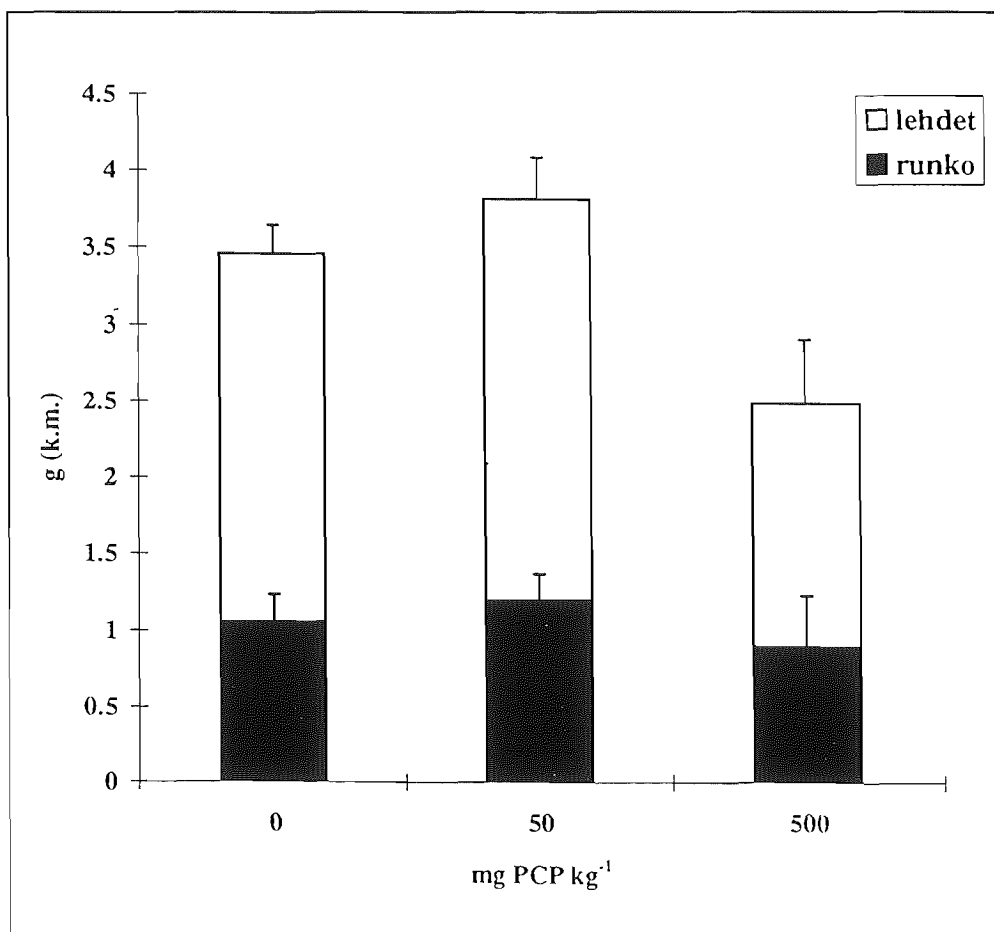
Kuva 11. Mikroniveljalkaisten yksilömäärät kasvillisen mikrokosmoskokeen lopussa.

mittaus), ja yhteisörakenteessakin oli tapahtunut muutoksia (mikrobiston vaste sokerin lisäykseen oli hitaampi). Ergosteroli-analyysit eivät kuitenkaan osoittaneet eroja sienibiomassassa.

Typpeä huuhtoutui korkeimmasta PCP-pitoisuudesta muita enemmän, mutta kokeen lopussa ei ravinnepitoisuuksissa enää havaittu eroja. Koivun heikentynyt kasvu ja alentunut lehtien ravinnepitoisuus osoittivat vaikutusten ulottuneen perustuottajaportaaseen asti, pienoiskoe- ekosysteemin tuottavuus oli siten pienentynyt korkeimmassa PCP-pitoisuudessa (kuva 12). Korkeimmassa PCP-pitoisuudessa oli myös sammalen kasvu huomattavasti vähäisempää kuin alemmässä pitoisuudessa ja puhtaassa maassa.

### 5.1.7 Simuloidun happaman sateen ja PCP:n vaikutukset maaperässä

Usein maaperään kohdistuu useita kemiallisia stressitekijöitä samanaikaisesti, joten näiden yhteisvaikutuksia on tärkeä selvittää kokeellisesti. Maaperän happamoituminen on eräs laajoilla alueilla vaikuttava taustastressitekijä, jolla voi olla huomattava vaikutus haitallisten kemikaalien käyttäytymiseen ja vaikutuksiin. Asian tutkimiseksi perustettiin koe, jota varten otettiin maaperäkairalla kaikkiaan 65 maaprofiilia (halkaisija 8,4 cm) kangasmetsästä, ja ne suljettiin sellaise-



Kuva 12. Koivun taimien maanpäällinen biomassa kahden kasvukauden jälkeen kokeen lopussa.



naan ilman käsittelyä akryyliputkesta tehtyihin mikrokosmoksiin. Nämä mikrokosmokset kaivettiin maahan kesäkuussa 1994, ja alue peitettiin valoa läpäisevällä katoksella. Kahden kuukauden kuluttua maahan sijoittamisesta maanäytteitä käsiteltiin seuraavasti (käsittelyjä oli kaikkiaan neljä): (1) Maahan lisättiin PCP:a pinnalta käsin vesiliuoksena; (2) edellisen lisäksi maata kasteltiin voimakkaalla rikkihappoliuoksella kahdesti, 1 ja 9 viikon kuluttua PCP-käsittelystä (kasteluveden pH oli 1,9, kaikkiaan mikrokosmoksiin tuli 0,71 g S/m<sup>2</sup>); (3) PCP:n lisäksi maata kasteltiin heikolla rikkihappoliuoksella 1, 3, 5, 7, ja 9 viikkoa PCP-käsittelystä (pH 3,1, kaikkiaan 0,11 g S/m<sup>2</sup>); (4) kontrolli, jossa maata kasteltiin ainoastaan vedellä. Koe purettiin kolmessa vaiheessa: syksyllä 1994 (18 viikkoa kokeen alusta), alkukesästä 1995 (viikko 51) ja loppukesästä 1995 (viikko 59).

Käsittelyillä ei ollut merkittävää vaikutusta sukkulamatoihin. Änkyrimadoisakin vaikutukset ilmenivät vasta kokeen toisena vuonna: kontrollimaissa oli enemmän matoja kuin stressatuissa. Vapaata tyypeä oli stressaamattomassa maassa vähemmän kuin muissa käsittelyissä, mutta näiden välillä ei ollut merkittäviä eroja. Tämän kokeen tulosten käsittely on vielä kesken.

## 5.2 Terbutylatsiinin vaikutukset maaperässä

### 5.2.1 Terbutylatsiinin letaalit ja subletaalit myrkkyyvaikutukset yhden lajin toksisuustesteissä ja monilajitestissä

Triatsiineihin kuuluvan herbisidin, terbutylatsiinin, myrkyllisyyden tutkimiseksi tehtiin laboratoriossa toksisuustestejä humuksella maaperän kuoripunkeille (Oribatida: Oppioidea), petopunkeille (Mesostigmata) ja änkyrimadoille (*Cognettia sphagnetorum*). Kunkin lajin/lajiryhmän kohdalla tutkittiin erikseen itse terbutylatsiinin (käytettiin jauheena; tekninen laatu, jonka puhtaus oli 99,0 %) ja sitä sisältävän kaupallisen torjunta-ainevalmisteen Gardoprimin® (suspensio) toksisuutta sekä kemikaalin lisäystavan (sekoitettuna tasaisesti humukseen tai levitettynä maan pinnalle) vaikutusta toksisuuteen. Tämän lisäksi kuoripunkeja altistettiin Gardoprimille® suodatinpaperitestissä. Testien kesto vaihteli kahdesta seitsemään vuorokauteen.

Toksisuustestien lisäksi terbutylatsiinin vaikutuksia tutkittiin kuukauden pituisessa mikrokosmoskokeessa, jossa mikrobeista, sukkulamadoista, kuoripunkeista ja petopunkeista muodostettua hajottajayhteisöä altistettiin Gardoprimin® eri pitoisuuksille. Tässä kokeessa mitattiin myös maan mikrobiaktiivisuutta ja -biomassaa sekä vapaiden ravinteiden määrää.

Terbutylatsiinilla ei havaittu olevan merkittäviä vaikutuksia tutkittuihin eläimiin suurissakaan pitoisuuksissa (korkein testattu pitoisuus oli 5,3 g/m<sup>2</sup>). Sen sijaan Gardoprim® oli myrkyllinen änkyrimadoille ja petopunkeille pitoisuuksissa, jotka ovat vain hiukan valmistajan käyttösuositusten yläpuolella (taulukko 3). Kemikaalin levitystapa vaikutti eläinten vasteisiin. Eläimet, jotka syövät suoraan orgaanista ainesta (maata, kuten esimerkiksi änkyrimadot) altistuivat enemmän, kun kemikaali sekoitettiin maahan. Paljon ja aktiivisesti liikkuvat pedot olivat puolestaan herkkiä pintalevitykselle.

Mikrokosmoskokeessa maan mikrobibiomassa laski lievästi Gardoprimin® pitoisuuden kasvaessa. Sen sijaan mikrobiston aktiivisuudessa ei havaittu merkittäviä eroja eri pitoisuuksien välillä. Vapaata tyypeä oli hieman enemmän korkeimmissa pitoisuuksissa. Eläimistä selviä vaikutuksia todettiin ainoastaan sukkulamadoissa, joiden määrä kasvoi Gardoprimin® pitoisuuden kasvaessa.

Taulukko 3. Terbutylatsiinin (herbisidivalmiste Gardoprim®) akuutti toksisuus maaperäeläimille.

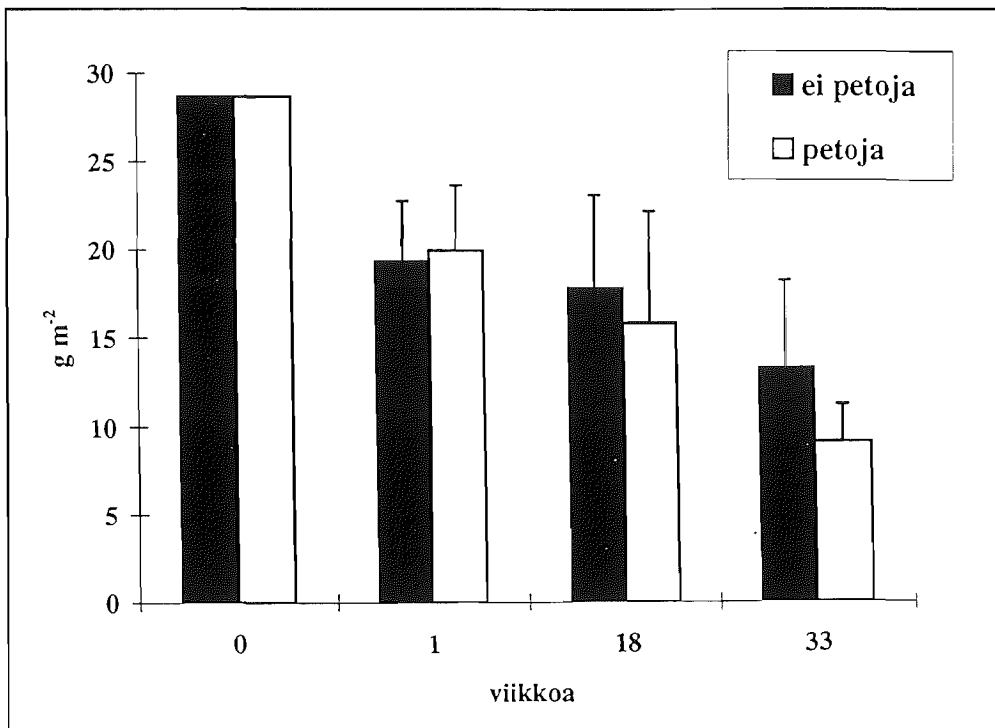
Eläinryhmä	NOEL-pitoisuus (g/m <sup>2</sup> )	LC <sub>50</sub> -pitoisuus (g/m <sup>2</sup> )
Suodatinpaperitesti: Oppioidea-punkit		14,5
Humustesti:		
Oppioidea-punkit		>25
<i>Veigaia nemorensis</i> -petopunkki	2,5	
<i>Pergamasus lapponicus</i> -petopunkki	5,0	
<i>Cognettia sphagnetorum</i> -änkyrimato	1,0	

### 5.2.2 Gardoprimin® (tehoaineena terbutylatsiini) pitkäaikaisvaikutukset maaperässä

Herbisidivalmisteen pitkäaikaisvaikutusten tutkimiseksi suunniteltiin koe, jota varten perustettiin 74 mikrokosmosta (pinta-ala 0,003 m<sup>2</sup>). Kokeessa käytetystä humuksesta ja karikkeesta eliminoitiin aluksi eläimet. Mikrokosmoksiin palautettiin monimuotoinen mikrobisto ja sukkulamato- ja karhukaisyhteisö sekä kuudesta lajista koostuva kuoripunkkiyhteisö. Yhdeksän viikon kuluttua puoleen mikrokosmoksista lisättiin kahta lajia petopunkkeja. Tästä 15 viikon kuluttua puoleen mikrokosmoksista lisättiin Gardoprimiä® (28,7 g/m<sup>2</sup>, joka on suositeltuihin käyttömääriin verrattuna noin kymmenkertainen määrä). Mikrokosmoksia sadatettiin kaksi kertaa kokeen kuluessa (viikoilla 9 ja 25 kemikaalin lisäyksestä) ja läpiuuttuneesta vedestä analysoitiin ravinteet, pH, terbutylatsiini ja sukkulamatojen määrä. Koe purettiin kolmessa vaiheessa, 1, 18 ja 32 viikkoa kemikaalin lisäyksestä.

Terbutylatsiini ei sitoutunut kovin voimakkaasti humukseen: saanto analyseissä oli hyvä ja kemikaalia uuttui maasta ensimmäisen kastelun seurauksena 10 % lisätystä määrästä. Kemikaalin hajoaminen oli varsin vähäistä kokeen aikana (kuva 13).

Gardoprim® ei vaikuttanut maaperäeläinten määriin eikä hajotustoimintaan heti ruiskutuksen jälkeen, vaan vaikutukset alkoivat näkyä vasta usean viikon kuluttua. Punkkien yksilömäärät pienenevät ja ravinteita kertyi maahan tai niitä huuhtoutui kasteluveden mukana. Mikrobit näyttivät kärsivän kemikaalista vain kokeen alussa. Mikrobiaktiivisuuteen ei Gardoprimillä® havaittu olevan vaikutuksia. Pedoilla oli negatiivinen vaikutus sekä saalisyyhteisöön että hajotustoimintaan. Toisaalta pedon vaikutus saalisyyhteisöön oli vähäisempi kemikaalialtistuksessa kuin puhtaassa maassa.



Kuva 13. Terbutylatsiinin pitoisuudet mikrokosmosten humuksessa eri ajankohtina kokeen alusta.

# 6

## Tulosten tarkastelu

### 6.1 Kemikaalien käyttäytyminen maassa

Tutkimuksessa käytetyt kemikaalit, sekä pentakloorifenoli että terbutylatsiini, ovat ympäristössä varsin pitkäikäisiä yhdisteitä. PCP sitoutui metsämaahan nopeasti ja tiukasti, mitä osoittavat analyysitulokset heti kemikaalin lisäyksen jälkeen. Maasta uutettavissa olevan PCP:n määrä väheni ajan kuluessa. Osa tästä epäilemättä hajosi ja/tai muuntui metaboliiteiksi, osa sitoutui maahan vähitellen. Analyysit vanhojen saha-alueiden saastuneista maaperistä osoittavat kloorifenolipitoisuuksien säilyvän oloissamme korkeina ainakin vuosikymmeniä (Knuutinen et al. 1990, Palm et al. 1991). Olojen saattaminen kloorifenoleja hajottamaan kykeneville mikrobeille sopiviksi johtaa kuitenkin niiden varsin nopeaan hajoamiseen. Täten esimerkiksi aumakompostoinnilla saadaan kloorifenolit pääosin hajoamaan parissa vuodessa ainakin tiettytyypisissä maaperissä (Mikkola & Viitasaari 1995). Metsämaassa runsaina esiintyvät suurimolekyyliset ja monimutkaiset humusaineet voivat kuitenkin muiden epäsuotuisten tekijöiden, kuten esimerkiksi maan happamuuden, ohella heikentää ja hidastaa kloorifenolien hajoamista (Valo et al. 1985).

Kloorifenolien tiukka sitoutuminen maahan vähentää niiden haitallisia vaikutuksia eliöihin; kaikki maassa oleva kemikaali ei ole biologisesti saatavilla. Aiemmin onkin jo todettu orgaanisten kemikaalien toksisuuden ja kerääntymisen eliöihin korreloivan negatiivisesti maan orgaanisen aineen määrän kanssa (van Gestel & Ma 1988, van Gestel & van Dis 1988). Täten runsaasti humusta sisältävä suomalainen metsämaa on puskuroitu haitallisten kemikaalien vaikutuksia vastaan. PCP on myrkyllistä esimerkiksi lieroille vasta 10-20 kertaa korkeammassa pitoisuuksissa kuin stardardoiduissa toksisuustesteissä käytetyssä keinotekoisessa maassa (Haimi, julkaisematon).

Triatsiineihin kuuluva herbisidi terbutylatsiini ei sen sijaan sitoutunut kovin tehokkaasti tutkimuksissa käytettyyn metsämaahan. Terbutylatsiini (lisättyinä Gardopriminä®) jopa liikkui veden mukana maaprofilissa alaspäin. Terbutylatsiinin hajoaminen osoittautui hitaaksi, joten altistuminen sille oli pitkäaikaisista.

### 6.2 Kemikaalien vaikutukset maaperäeläimiin

Huolimatta PCP:n voimakkaasta sitoutumisesta maahan sillä oli toksisia vaikutuksia eräihin maaperän eliöihin/eliöryhmiin. Useimmissa tapauksissa selvimmän kärsiviä eläimiä olivat maahiukkasia ympäröivässä vesikalvossa elävät sukkulamadot, maata varsinaisen ravintonsa mukana syövät änkyrimadot sekä niveljalkaisista petopunkit, tietyt hyppyhäntäiset ja kuoripunkit.

Kloorifenolit voivat vaikuttaa monilla eri mekanismeilla monimuotoisessa eliöyhteisössä ja ympäristössä. Kemikaali voi olla suoraan toksinen eliöille tai sitten vaikutus on epäsuora, esimerkiksi ravintoketjun tai elottoman ympäristön laadun muutosten kautta tuleva. Perimmäisen vaikutusmekanismin selvittäminen on useimmissa tapauksissa varsin hankalaa. Toisaalta kemikaalin ympäris-

töriskin arvioimisen kannalta se ei aina ole välttämättä tarpeellistakaan, silloin kun oleellisinta on saada luotettavaa tietoa kemikaalien vaikutuksista eliöyhteisöjen rakenteeseen ja ekosysteemin toimintaan (tässä hajotustoimintaan).

Yleisesti herkimmin orgaanisista kemikaaleista kärsiviä eläimiä ovat olleet ravintoketjujen huipulla olevat pedot, esimerkiksi petolinnut ja hylkeet. Monet kemikaalit rikastuvat ravintoketjussa, ja pedoissa pitoisuudet ovat jo kyllin suuria aiheuttamaan myrkytyksiä tai vakavia häiriöitä esimerkiksi lisääntymisessä. Maaperässä tällä ilmiöllä lienee varsin vähäinen merkitys eliöiden lyhyen elinkierron ja muiden altistusmekanismien suuren merkityksen vuoksi. Useimmat hajottajaeläimet altistuvat kemikaaleille kahta tietä: saastuneen ravinnon (ruuansulatuskanavan) kautta ja suoraan ihon läpi. Näiden suhteellinen osuus vaihtelee eliöryhmittäin riippuen ravinnon laadusta ja sen ottotavasta, eliön liikkumisaktiivisuudesta sekä ihon/kuoren rakenteesta.

Änkyrimadot, jotka ovat metsämaaperässämme huomattavan tärkeitä hajottajaeläimiä, havaittiin herkiksi molemmille tutkituille kemikaaleille. Mitä ilmeisimmin änkyrimadot altistuvat kemikaaleille nimenomaan ravinnon kautta. Ne syövät ravintoa valikoimattomammin kuin useat muut maaperäeläimet, ottaen ruuansulatuskanavaansa myös suuret määrät hajoavaa orgaanista ainesta. Täten ne voivat saada humukseen sitoutunutta tai maapartikkelien pinnalla olevaa kemikaalia suoleensa ja sitä kautta elimistöönsä. Kemikaaleja on myös matojen varsinaisessa ravintolähteessä, mikrobistossa. Lisäksi änkyrimadot epäilemättä altistuvat suoran ihokontaktin kautta.

Useat kemikaaleille herkiksi osoittautuneet eläimet käyttävät pääasiallisena ravintokohteenaan sienirihmaa. Näitä ovat esimerkiksi tietyt sukkulamadot ja hyppyhäntäiset. PCP on tunnetusti tehokas fungisidi, joten epäilemättä sillä on vaikutuksia edellä mainittujen eläinten ravintokohteisiin. Toisaalta maavedessä elävät sukkulamadot altistuvat siinä oleville kemikaaleille myös suoraan ihon läpi, koska niiden iho on suhteellisen läpäisevä. Myös hyppyhäntäisten iho on varsin helposti läpäisevä, koska niillä ei ole suojanaan kitiinikuorta kuten esimerkiksi punkeilla. Täten kemikaalit ovat saattaneet vaikuttaa sukkulamatoihin ja hyppyhäntäisiin sekä suoraan toksisesti että epäsuoraan ravinnon määrän ja laadun muutosten kautta.

Monien punkkien todettiin ottavan änkyrimatojen tavoin ruuansulatuskanavaansa mikrobien lisäksi myös orgaanista ainesta, jonka mukana saattaa seurata kemikaalia. Toisaalta on ilmeistä, että useimmat punkit altistuvat muita maaperäeläimiä vähemmän suoraan ihon läpi, koska niillä on suojanaan vahva kitiinikuori. Petopunkkien kohdalla on lisäksi muistettava, että kemikaali voi olla haitallista niiden saalislajeille, jolloin pedot kärsivät, koska ravinto vähenee tai muuttuu laadultaan huonommaksi. Toisaalta petopunkit joutuvat liikkumaan maaperässä paljon etsiessään ravintoa, ja näin ne saattavat joutua enemmän suoraan kontaktiin kemikaalien kanssa kuin monet muut maaperäeläimet.

Eläin voi myös aistia haitallisen kemikaalin ja välttää sitä. Maaperä on hyvin heterogeeninen rakenteeltaan ja sen saastuminen on epätasaista, joten useissa tapauksissa eläimellä on mahdollisuus valita kemikaalista puhtaita tai ainakin vähemmän saastuneita alueita. Ilmiö on havaittu useiden eläinten ja erilaisten kemikaalien kohdalla (Eijsackers 1975, Joosse & Verhoef 1987). PCP:n tapauksessa ainakin lierot pystyvät tietyissä rajoissa aistimaan PCP:n ja välttämään sitä (Haimi, julkaisematon). Tämän hankkeen kokeissa havaittiin samanlaista käyttäytymistä myös muilla maaperäeläimillä.

Kun tarkastellaan eläimiä niiden omassa ympäristössään, on ilmeistä, että useat edellä mainitut altistusmekanismit vaikuttavat samaan aikaan ja voivat lisätä toistensa tehoa. Vähäisestä suorasta toksisuudesta voi siten ravinnonpuutteen ja esimerkiksi muuttuneen maan happamuuden kanssa seurata lajin häviäminen.

### 6.3 Kemikaalien vaikutukset eliöyhteisötasolla

Tutkitut kemikaalit aiheuttivat muutoksia maaperäeläinyhteisöjen rakenteessa. Muutokset johtuivat sekä suorista toksisista vaikutuksista kemikaaleille herkissä lajeissa että epäsuorista vaikutuksista useissa muissa. Usein kemikaalien vaikutus johtaa toisten lajien vähenemiseen ja toisaalta toisten lisääntymiseen, jolloin eläimistön kokonaisbiomassa ja ryhmittäiset yksilömäärät eivät välttämättä muutu lainkaan. Lajien yksilömäärien lisääntyminen voi johtua esimerkiksi vapautuvista resursseista. Emme kuitenkaan aina pysty ennustamaan, miten vähäiset muutokset eläinyhteisön rakenteessa vaikuttavat sen toimintaan, vai vaikuttavatko lainkaan. Toisaalta myös sillä, mitkä lajit häviävät, voi olla huomattava merkitys koko yhteisön kannalta. Tutkimassamme suomalaisessa metsämaassa hajotustoiminnan kannalta merkittäviä ja toisaalta kemikaaleille herkkiä lajeja ovat ainakin änkyrimadot (ainoastaan yksi laji on runsas), hyppyhäntäiset (useita lajeja) ja sukkulamadot. Näiden eläinten häviäminen hajottajayhteisöstä voi johtaa merkittäviin muutoksiin hajotustoiminnassa.

Mikrobien on jo aiemmissa tutkimuksissa todettu olevan herkkiä PCP:lle (Tam & Trevors 1981, Sato 1987, Zelles et al. 1989). Tässäkin tutkimuksessa sekä mikrobien biomassassa että niiden kokonaisaktiivisuus vähenivät, mutta yleensä vasta korkeimmassa pitoisuudessa (500 mg PCP/kg). Tiedetyt tulokset antavat lisäksi aiheen olettaa, että maan mikrobiyhteisön rakenne muuttui PCP:n vaikutuksesta (ks. myös Sato 1987). Tällä puolestaan on epäilemättä vaikutuksia eläinyhteisöihin, koska monien eläinten tiedetään valitsevan ravinnokseen mieluiten juuri tiettyjä mikrobeja.

Kokeiden tulokset osoittavat, että mikrobiston palautuminen kemikaalistroksesta voi olla hyvin hidasta. Näin tapahtui varsinkin PCP:lla saastuneessa maassa. Toisaalta havaittiin, että eläinyhteisöt palautuivat kuukausien kuluessa - ainakin joiltakin osin.

Ekosysteemiä kokonaisuutena ajatellen merkittävimpiä kemikaalien vaikutuksia olivat muutokset eloperäisen aineen hajotustoiminnassa ja ravinteiden kierroissa. Esimerkiksi vapaita ravinteita (näissä kokeissa mitattiin lähinnä typpeä) oli enemmän saastuneessa kuin puhtaassa maassa. Nämä olivat myös hyvin herkkiä kemikaalien vaikutuksia osoittavia mittareita. Edelleen, vaikutusten näkyminen kasveissa osoittaa maaperän biologisten toimintojen keskeisen merkityksen ekosysteemin maanpäällisten osien kannalta.

## Johtopäätelmät

Pohjoisten alueiden erityisololoilla on siinä määrin merkitystä haitallisten kemikaalien käyttäytymisen ja vaikutusten kannalta, että ne tulee ottaa huomioon käytännön riskinarvioinneissa. Maaperän runsas orgaaninen aines sitoo tehokkaasti kemikaaleja ja vähentää siten niiden vaikutuksia eliöstöön. Tässä tutkimuksessa todetut toksiset pitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia kuin esimerkiksi vain muutaman prosentin orgaanista ainesta sisältävillä keski-eurooppalaisilla mailla. Tosin monet maaperäeläimet ottavat orgaanista ainesta ravinnokseen varsin valikoimattomasti, ja kemikaalit voivat vapautua ruuansulatuskanavassa ja eläimet tätä kautta altistua. Toisaalta kemikaalien hajoaminen on sitoutumisen ja alhaisten lämpötilojen takia oloissamme hitaampaa kuin lauhkeammassa ilmastossa. Kemikaalit voivat siten säilyä maaperässämme pitempään kuin etelämpänä.

Suuri osa kemikaalien aiheuttamista vaikutuksista on epäsuoria, siis muita kuin kohde-eliöön kohdistuvia suoria toksisia vaikutuksia. Nämä vaikutukset voivat tulla ravintoketjun välityksellä tai elottoman ympäristön muutosten kautta. Näitä epäsuoria vaikutuksia ei voida todeta muilla menetelmillä kuin tutkimalla kokonaisia eliöyhteisöjä niiden luontaisissa ympäristöissään, esimerkiksi mikrokosmoskokeiden avulla. Epäsuorat vaikutukset ovat koko eliöyhteisön ja ekosysteemin kannalta yhtä merkittäviä kuin suorat toksiset vaikutukset, ja siksi ne on otettava huomioon kemikaalien vaikutuksia arvioitaessa.

Riskinarvioinnin kannalta yksinkertaisten yhdenlajintestien, monilajitestien ja pitempiaikaisten mikrokosmostestien tulosten perusteella tehtävien ennusteiden välillä saattaa olla eroja. Jossakin tapauksessa alhaisimmassa pitoisuudessa reagoiva muuttuja on tietyn eläinlajin kuolleisuus tai jälkeläistuotto, jossain toisessa taas eliöyhteisön rakennetta tai ekosysteemin toimintaa kuvaava muuttuja, esimerkiksi vapaan typpiravinteen määrä maassa. Ekosysteemissä vaikutukset tietyissä eliöyksilöissä johtavat populaatiotason muutosten kautta muutoksiin eliöyhteisön rakenteessa, jotka edelleen saavat aikaan muutoksia ekosysteemin toiminnassa, kuten perustuotannossa, hajotuksessa ja ravinteiden kieroissa. Seurausvaikutusten laatu ja suuruus riippuu kemikaalista, sen pitoisuudesta, ympäristöoloista ja ekosysteemin rakenteesta. Tästä seuraa, että luotettava kemikaalin haitallisuuden arviointi tarvitsee pohjaksi usean mittakaavan ja biologisen hierarkiatason tutkimuksia. Vasta näiden tutkimusten pohjalta voidaan tehdä todellista riskinarviointityötä.

Mikrokosmoskokeiden on varsinkin pohjoisissa oloissamme oltava pitkäaikaisia (kuukausia - vuosia), jotta niillä kyettäisiin mittaamaan juuri sitä, mitä niillä on tavoitteena mitata. Tästä seuraa, että jokaisen kemikaalin rutiinitestauksessa ja -arvioinnissa niitä on hankala käyttää. Mikrokosmoskokeita on kuitenkin hyödynnettävä riskinarvioinnissa, koska niiden avulla on löydettävissä eliöyhteisöjen ja ekosysteemien vasteista sellaisia, jotka ovat keskeisiä niiden toiminnan kannalta ja jotka voivat olla yhteisiä useimmille (tai juuri tietyn tyyppisille) kemikaaleille.

# 8

## Kirjallisuusviitteet

- Anderson J.P.E. & Domsch K.H. 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. - *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- Calow, P. 1989: Proximate and ultimate responses to stress in biological systems. - *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 173-181.
- Donker, M., Eijsackers, H. & Heimbach, F. 1994 (toim.): *Ecotoxicology of soil organisms*. - Lewis Publishers. 470 s.
- Eijsackers, H. 1975: Effects of the herbicide 2,4,5-T on *Onychiurus quadricellatus* Gisin (Coll.). - *Proceedings of The 5th International Colloquium on Soil Zoology* (ed. J. Vanek), ss. 481-488. Academia, Prague.
- Haimi, J., Salminen, J., Huhta, V., Knuutinen, J. & Palm, H. 1992: Bioaccumulation of organochlorine compounds in earthworms. - *Soil Biol. Biochem.* 24: 1699-1703.
- Haimi, J. 1993: Effects of earthworms on soil processes in coniferous forest soil. - *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 32: 1-35. (Academic Dissertation)
- Haimi, J., Salminen, J., Huhta, V., Knuutinen, J. & Palm H. 1993: Chloroanisoles in soils and earthworms. - *The Science of the Total Environment, Supplement 1993*: 439-448.
- Hope, B.K. 1993: Ecological considerations in the practice of ecotoxicology. - *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 205-206.
- Joose, E.N.G. & Verhoef, H.A. 1987: Developments in ecophysiological research on soil invertebrates. - *Advances in Ecological Research* 16: 175-248.
- Kimball, K.D. & Levin, S.A. 1985: Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing. - *BioScience* 35: 165-171.
- Knuutinen, J., Palm, H., Hakala, H., Haimi, J., Huhta, V. & Salminen, J. 1990: Polychlorinated phenols and their metabolites in soil and earthworms of sawmill environment. - *Chemosphere* 20 (6): 609-623.
- Mikkola, M. & Viitasaari, S. 1995: Kloorifenolien saastuttamien saha-alueiden kunnostuksen nykytila. - *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 636. 63 s.
- Nordgren A. 1988: Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in a large number of samples. - *Soil Biol. Biochem.* 20: 955-957.
- Odum, E.P. 1985: Trends expected in stressed ecosystems. - *Bioscience* 35: 419-422.
- O'Neill, R.V., Ausmus, B.S., Jackson, D.R., Van Hook, R.I., Van Voris, P., Washburne, C. & Watson, A.P. 1977: Monitoring terrestrial ecosystems by analysis of nutrient export. - *Water, Air, and Soil Pollution* 8: 271-277.
- Palm, H., Knuutinen, J., Haimi, J., Salminen, J. & Huhta, V. 1991: Methylation products of chlorophenols, catechols and hydroquinones in soil and earthworms of sawmill environments. - *Chemosphere* 23 (3): 263-267.
- Pietikäinen J. & Fritze H. 1995: Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. - *Soil Biol. Biochem.* 27: 101-109.
- Rapport, D.J., Regier, H.A. & Hutchinson, T.C. 1985: Ecosystem behavior under stress. - *American Naturalist* 125: 617-640.
- Römbke, J. & Moltmann, J.F. 1996: *Applied ecotoxicology*. - Lewis Publishers. 282 s.
- Sato, K. 1987: Effects of increasing pentachlorophenol (PCP) concentration on bacterial populations in glysine-percolated soils. - *Biology and Fertility of Soils* 5: 1-5.
- Setälä, H. 1990: Effects of soil fauna on decomposition and nutrient dynamics in coniferous forest soil. - *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 20: 1-56. (Academic Dissertation)
- Tam, T.-Y. & Trevors, J.T. 1981: Effects of pentachlorophenol on symbiotic nitrogen fixation in soil. - *Water, Air, and Soil Pollution* 16: 409-414.



- Valo, R, Apajalahti, J. & Salkinoja-Salonen, M. 1985: Studies on the physiology of microbial decredation of pentachlorophenol. - *Applied Microbiology and Biotechnology* 21: 313-319.
- Vanhala P.T. & Ahtiainen J.H. 1994: Soil respiration, ATP content, and *Photobacterium* toxicity test as indicators of metal pollution in soil. - *Environ. Toxicol. Water Qual.* 9: 115-121.
- van Gestel, C.A.M. & van Dis, W.A. 1988: The influence of soil characteristics on the toxicity of four chemicals to the earthworm *Eisenia fetida andrei* (Oligochaeta). - *Biol. Fertil. Soils* 6: 262-265.
- van Gestel, C.A.M. & Ma, W.-C. 1988: Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. - *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15: 289-297.
- van Voris, P, O'Neill, R.V. Emmanuel, W.R. & Shugart Jr, H.H. 1980: Functional complexity and ecosystem stability. - *Ecology* 61: 1352-1360.
- Zelles, L., El-kabbany, S., Scheunert, I. & Korte, F. 1989: Effects of pentachlorophenol-14C and HgCl<sub>2</sub> on the microflora of various soils in comparison to biodegradation and volatilization. - *Chemosphere* 19: 1721-1727.

# 9

## Hankkeesta syntyneet opinnäytetyöt ja tieteelliset artikkelit

---

### 9.1 Opintonäytetyöt

#### Väitöskirjat

Salminen, Janne (valmisteilla): Effects of harmful chemicals on structure of soil animal communities and decomposition processes.

#### Lisensiaatintutkielmat

Salminen, Janne 1994: Kloorifenolien kertyminen lieroihin ja vaikutukset maaperässä. - Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 30 s. + 4 alkuperäistä artikkelia.

#### Pro gradu -työt ja erikoistyöt

Ristolainen, Matti 1992: Pentakloorifenolin määrittäminen maaperästä ja uuttomenetelmien kehittäminen. - Jyväskylän yliopisto, Kemian laitos. 19 s. + liitteet.

Sironen, Anne 1994: Pentakloorifenolin vaikutus hajottajiin ja hajotukseen. - Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 32 s.

Sulkava, Pekka 1994: Pentakloorifenolilla laikuttaisesti saastuneen metsämaan eliöyhteisöra-  
kenne, kolonisaatio ja hajotustoiminta. - Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 52 s.

Eriksson, Ismo 1995: Terbutylatsiinin vaikutus metsämaan eliöstöön. - Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 30 s.

Surakka, Anu 1996: PCP:n vaikutukset maaperäeliöstöön, hajotukseen, kasviin ja niidenvä-  
lisiin vuorovaikutuksiin. - Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 20 s.

### 9.2 Tieteelliset artikkelit

Seuraavassa on listattu hankkeesta syntyneet tieteelliset artikkelit ja käsikirjoitukset. Kopioita artikkeleista ja ajan tasalla olevia tietoja niiden statuksesta on saatavissa raportin tekijöiltä.

#### Alkuperäiset tieteelliset artikkelit

Salminen, J., Haimi, J., Sironen, A. & Ahtiainen, J. 1995: Effects of PCP and biotic interactions on nematodes and decomposition processes in humus soil. - *Ecotoxicology and Environmental Science* 31: 250-257.

Salminen, J., Haimi, J. (painossa): Effects of pentachlorophenol in forest soil: a microcosm experiment for testing ecosystem responses to anthropogenic stress. - *Biology and Fertility of Soils*.

Salminen, J. & Haimi, J.: (painossa) Effects of pentachlorophenol on soil organisms and decomposition in forest soil. - *Journal of Applied Ecology*.

Salminen, J., Eriksson, I. & Haimi, J.: 1996 Effects of terbuthylazine on soil fauna and decomposition processes. - *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 34:184-189.

- Salminen, J. & Sulkava, P. (painossa): Distribution of soil animals in patchily contaminated soil. - *Soil Biology and Biochemistry*.
- Salminen, J. & Sulkava, P.: Decomposer communities in the soil with patchy pentachlorophenol contamination. (käsikirjoitus)
- Salminen, J., Haimi, J. & Setälä, H.: Regulation of decomposer community and decomposition processes in herbicide stressed humus soil. (käsikirjoitus)
- Salminen, J. & Haimi, J.: Soil decomposer community and decomposition processes in stressed soil cores. (käsikirjoitus)

### **Artikkelit kongressien abstraktikirjoissa ja vastaavissa**

- Salminen, J., Sulkava, P. & Haimi, J. 1994: Succession of soil organism community and decomposition processes in PCP-contaminated patches. - Third European Conference on Ecotoxicology, Abstracts 2.18.
- Salminen, J. & Haimi, J. 1995: Community and ecosystem level impacts of harmful chemicals: ecotoxicological studies in soil microcosms. - Department of Applied Chemistry and Microbiology, University of Helsinki, Microbiological Publications 43: 165-167.

# Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika	Toukokuu 1996
Tekijä(t)	Jari Haimi ja Janne Salminen		
Julkaisun nimi	Kemikaalien haittavaikutukset terrestrisessä ympäristössä – tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen erityisesti suomalaiselle maaperälle		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut			
Tiivistelmä	Raportissa esitetään nelivuotisen tutkimusprojektin keskeisimmät tavoitteet, menetelmät, tulokset ja johtopäätelmät. Hankkeen tavoitteena oli tutkia haitallisten kemikaalien vaikutuksia suomalaisen metsämaan eliöyhteisöihin, hajotustoimintaan ja ravinteiden kiertoon sekä pohjoisten olojen merkitystä kemikaalien vaikutuksissa. Tutkimus toteutettiin mikrokosmoskokeina laboratoriossa ja maastossa, ja mallikemikaaleina käytettiin pentakloorifenolia (PCP) ja terbutylatsiinia (99,0 %:nen triatsiiniherbisidi sellaisenaan ja kaupallisena torjunta-ainevalmisteena). Kokeiden tulokset osoittavat, että runsaasti orgaanista ainetta sisältävä humus sitoo tehokkaasti haitallisia kemikaaleja ja siten vähentää niiden toksisia vaikutuksia. Toisaalta kemikaalien hajoaminen on oloissamme hidasta. Humuksen puskuroivasta vaikutuksesta huolimatta tutkitut kemikaalit muuttivat maaperän eliöyhteisöjä, osin suoran toksisuuden, osin epäsuorien vaikutusten kautta. Herkimpiä hajottajaeläimiä olivat änkyri- ja sukkulamadot, petopunkit ja osa hyppyhäntäisistä. Myös mikrobiston määrässä ja aktiivisuudessa sekä ravinteiden kierrossa (vapaiden ravinteiden määrässä maassa) ja kasvien kasvussa havaittiin muutoksia useimmissa kokeissa. Vaikka mikrokosmoskokeet ovat työläitä ja aikaavieviä toteuttaa, saadaan niillä sellaista tietoa kemikaalien vaikutuksista, jota ei muulla tavoin ole mahdollista saada.		
Asiasanat	maaperä, hajotustoiminta, ravinnekierron maaperäeläimet, haitalliset kemikaalit, pentakloorifenoli, terbutylatsiini, mikrokosmoskokeet		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö		
Julkaisun teema	ympäristönsuojelu		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö, Suomen Akatemia		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Suomen ympäristökeskus, Jyväskylän yliopisto		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0077-X	
	Sivuja 36	Kieli suomi,	
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta 42 mk	
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus, asiakaspalvelu puh. (09) 4030 0100, telefax (09) 4030 0190 ja Oy Edita Ab, julkaisumyynti puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380		
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus		
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab, Helsinki 1996		

# Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum Maj 1996
Författare	Jari Haimi och Janne Salminen	
Publikationens titel	Kemikaliers skadliga inverkan på terrester miljö – utveckling av forsknings- och testmetodik med avseende på den finländska jordmån.	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	<p>Rapporten behandlar det fyraåriga projektets centrala målsättning, metoder, resultat och slutsatser. Avsikten med projektet var att undersöka skadliga kemikaliers inverkan på den finländska skogsjordmånens organismsamhällen, på nedbrytningsprocesserna och på näringskretsloppet samt de nordiska förhållandenas betydelse för kemikaliepåverkan. Undersökningen utfördes som mikrokosmosförsök i laboratoriemiljö och i terrängen. Som modellkemikalier användes dels pentaklorfenol (PCP) dels terbutylazin (triazinherbicide) som sådan och som kommersiellt bekämpningsmedel. Försöksresultaten visar att humus som är rikt på organiskt material effektivt binder skadliga kemikalier och således minskar deras toxiska verkan. Å andra sidan är nedbrytningsprocessen av kemikalier långsam i våra förhållanden. Trots den buffrande egenskapen hos humus, observerades av de undersökta kemikalierna beroende förändringar i organismsamhällena. Förändringarna föranleds av såväl kemikaliernas direkta toxicitet som av indirekta fenomen. De känsligaste nedbrytarorganismerna utgöres av enchytraider, nematoder, rovkvalster samt av vissa hoppstjärtar. I flertalet fall kunde förändringar observeras även i mikrobernas antal och aktivitet, i näringskretsloppet (mängden fria näringsämnen i jorden) samt i växternas tillväxt. Trots att mikrokosmosförsöken är arbetsdryga och tidskrävande, ger de sådan information om kemikaliepåverkan som inte går att få med andra metoder.</p>	
Nyckelord	jordmån, nedbrytningsprocesser, näringskretslopp, markdjur, skadliga kemikalier, pentaklorfenol, terbutylazin, mikrokosmos	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland	
Publikationens tema	miljövård	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet, Finlands Akademi	
Organisationer i projektgruppen	Finlands miljöcentral, Jyväskylä Universitet	
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-007-X
	Sidantal 36	Språk finska
	Offentlighet och andra villkor	Pris 42 mk
	offentlig	
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral, kundservice tel. (09) 4030 0100, telefax (09) 4030 0190 och Edita Ab, tel (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380	
Förläggare	Finlands miljöcentral	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Ab, Helsingfors 1996	

# Documentation page

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute	<i>Date</i> May 1996
<i>Author(s)</i>	Jari Haimi and Janne Salminen	
<i>Title of publication</i>	Harmful effects of chemicals in terrestrial environment – development of research and test methods especially for Finnish soils	
<i>Parts of publication/ other project publications</i>		
<i>Abstract</i>	<p>In this report we shortly review the most important aims, methods, results and conclusions of the 4-year research project. The main aim was to study the effects of harmful chemicals on decomposer communities, decomposition processes and nutrient cycling in Finnish forest soil, paying particular emphasis on northern circumstances in the effects of chemicals. The research was conducted as microcosm experiments both in the laboratory and in the field, and pentachlorophenol (PCP) and terbuthylazine were used as model compounds. The results showed that humus soil rich in organic matter strongly absorbs the chemicals, and hence lowers their toxicity. Moreover, northern climate slows down the degradation of the chemicals in humus. Despite of the buffering effects of the humus, the chemicals changed the community structure of soil organisms, partly due to direct toxicity, partly due to indirect effects. Enchytraeids, nematodes, predatory mites and some collembolans were among the most sensitive decomposer animals. Further, in most experiments changes in the biomass and activity of microbes, nutrient mobilisation (amounts of mineral nutrients in the soil), and plant growth were found. Although microcosm experiments are laborious and time-consuming they yield information about the effects of chemicals that is otherwise impossible to derive using only simple toxicity tests.</p>	
<i>Keywords</i>		
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment	
<i>Theme of publication</i>	environmental protection	
<i>Project name and number, if any</i>	soil, decomposition, nutrient cycling, soil animals, harmful chemicals, pentachlorophenol, terbuthylazine, microcosmos	
<i>Financier/ commissioner</i>	Ministry of the Environment, Academy of Finland	
<i>Project organization</i>	Finnish Environment Institute, Jyväskylä University	
	<i>ISSN</i> 1238-7312	<i>ISBN</i> 952-11-0077-X
	<i>No. of pages</i> 36	<i>Language</i> finnish
	<i>Restrictions</i> public	<i>Price</i> 42 Fmk
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute, customer service tel. + 358 9 4030 0100, telefax + 358 9 4030 0190 and Edita tel. +358 9 566 0266, telefax + 358 9 566 0380	
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute	
<i>Printing place and year</i>	Edita, Helsinki 1996	

## SUOMEN YMPÄRISTÖ

1. Järvinen, Mika: Ympäristöystävä vai vapaamatkustaja? Helsinki 1995. Suomen ympäristökeskus.
2. Saukkonen, Sari & Kenttämies, Kaarle (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
3. Kosola, Marjaleena; Miettinen, Pauli & Laikari, Hannu: Ympäristötalous - ajankohtaisia tutkimus- ja kehittämistehtäviä. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
4. Riihimäki, Juha; Yrjänä, Timo & van der Meer, Olli: Lyhytaikaissäädön elinympäristövaikutusten arviointimenetelmät. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
5. Blomster, Jaana: Ravinnekormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
6. Soveri, Jouko & Peltonen Kimmo: Lumen ainepitoisuudet ja talviaikainen laskeuma Suomessa vuosina 1976 –1993. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
7. Britschgi, Ritva: Pohjavesien suojelun ja kiviaineshuollon yhteensovittaminen. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
8. Holmberg, Maria; Hutka, Veijo; Laitinen, Timo; Maunula, Markku & Schultz, Titta: Happamien sulfaattimaiden ionivirtausten mallintaminen. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
9. Hagan, Harri : Lähiökorjaamisen arkkitehtoniset vaikutukset. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
10. Kylä-Setälä, Annamaija & Assmuth, Timo: Suomen maaperän tila, kuormitus ja suojele. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
11. Hyvärinen, Pekka; Vehanen, Teppo; Tiginov, Sergei; Mäki-Petäys, Aki & Konttinen, Erja: Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
12. Palveluasumistyöryhmä: Palveluasumistyöryhmän muistio. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
13. Lepistö, Liisa & Pietiläinen, Olli-Pekka: Kasviplanktonin määrän ja koostumuksen muutokset Lokassa, Porttipahdassa ja Kemijärvässä. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
14. Kaukoniemi, Tapani & Tikkanen, Hannu: Kulttuurimaiseman kasvot, Nivalan Kotila. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
15. Korhonen, Pekka & Virtanen, Markku: Elohopean kertymisen kuvaaminen matemaattisella mallilla. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
16. Virkkala, Raimo: Metsien suojelualueverkon rakenne ja tarpeet – ekologinen lähestymistapa. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
17. Tana, Jukka & Lehtinen, Karl-Johan: The aquatic environmental impact of pulping and bleaching operations – an overview. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
18. Nippala, Eero & Jaakkonen, Liisa: Asuinkerrostalojen kuntoarviot. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
19. Karjalainen, Heli; Seppälä, Satu & Walls, Mari: Ammoniumtyypen merkitys kasviplanktonituotantoa säätelevänä tekijänä – esimerkkinä Kallavesi. Helsinki 1996. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
20. Lepistö, Liisa; Cronberg, Gertrud & Tikkanen, Toini: Records of some algal species, Nordic Phytoplankton Workshop 7–10.6.1994. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
21. Pesonen, Reijo: Vuorovaikutteista suunnittelua Jyväskylän Kekkolassa. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
22. Rouhiainen, Hanna: Rakentamisen ja kiinteistönmuodostuksen ohjaaminen haja-asutusalueilla. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
23. Heikkilä, Mikko; Karppinen, Seppo & Santasalo, Tuomas: Suomalaisia kävelykeskuksia Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
24. Kiviranta, Samuel, Summala, Mika & Hänninen Pekka: Työpaikka-alueiden käytön tehostaminen. Yhteenvetoraportti. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
25. Marttinen, Kari: Hallintosopimukset ympäristöpolitiikan ohjauskeinona. Helsinki 1996.

- Ympäristöministeriö.
26. Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Manninen, Pertti; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipalinen, Irmeli: Pyydyksiä limoittavan *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän runsastumisesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä Suomessa. Kuopio 1996. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
  27. 5th Annual Report 1996, International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems, UN ECE Convention on Long-Range Trans boundary Air Pollution. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
  28. Sojakka, Pekka: Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. Mikkeli 1996. Etelä-Savon ympäristökeskus.
  29. Kuusamotyöryhmä: Kuusamon yhteismetsän vanhojen metsien luonnonarvojen säilyttäminen ja yhteismetsän toiminnan turvaaminen. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  30. Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 3: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  31. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuinkerrostalon huoltokirja esimerkki-kohteeseen. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  32. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuintalon huoltokirjan laadinta. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  33. Mukherjee, Arun B: The use and release of silver in Finland. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
  34. Laine, Anne; Sutela, Tapio; Heikkinen, Kaisa; Karvonen, Keijo; Huhta, Arto; Muotka, Timo & Lappalainen, Antti: Turvetuotannon vaikutukset koskikaloihin ja niiden elinympäristöön. Oulu 1996. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
  35. Savolainen, Mirja; Kaasinen, Aulis; Heikkinen, Kaisa; Ihme, Raimo; Kämä, Tarmo & Alasaarela, Erkki: Turvetuotannon vesiensuojeluvaihtoehtojen tapauskohtainen vertailu. Oulu 1996. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
  36. Alanen, Jouni & Saastamoinen, Salla: Euroopan Unioniin tuotavat rakennustuotteet, vaatimusten mukaisuuden osoittaminen. Helsinki 1996.
  37. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelun kompensatiotyöryhmän mietintö. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  38. Tanskanen, Juha-Heikki: Syntypaikkalajitteluun perustuvan yhdyskuntajätehuollon tarkastelu. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
  39. Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki; Vehmas, Jarmo & Kaivo-oja, Jari: Ympäristöperusteinen energiaverotus – pohjoismaisia vertailuja ja suomalaisen keskustelun arviointia. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  40. Ilén, Pekka; Rautavuori, Leena & Salminen, Eero: Uukuniemen kirkonkylän kulttuuri- maiseman hoitosuunnitelma. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  41. Ympäristöministeriö: Kaavoitustoimen seuranta. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  42. Outila, Tarja: Keivitsan kaivoshanke – kaavoitusjärjestelmät ja luonnonsuojelu. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  43. Lankinen, Markku: Asuntorakentamisen ennakointi. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  44. Tanskanen, Heikki; Walls, Mari; Maripuu, Lea & Tuhkanen, Tuula: Otsonoinnin ja otsoni/vetyperoksidikäsittelyjen vaikutus kloorittoman (ECF) metsäteollisuuden kuorimovesien ekotoksisuuteen. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
  45. Huttunen, Leena; Rönkä, Esa & Matinvesi, Jukka: Erilaisten viljely- ja lannoitustapojen vaikutus pohjaveden laatuun – lysimetritutkimus karkealla hietamaalla. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
  46. Paulus, Ilkka: Romaniväestön asuntotilanne 1990-luvun puolivälissä. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  47. Lähiötyöryhmä: Monitoimijainen lähiöuudistus. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  48. Tarkomaa, Jari: Asumisoikeusasunnot- ja asukkaat. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  49. Saarenheimo, Ulla & von Hertzen, Heikki, S: Asunnottomuus väheni Suomessa. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.
  50. Myllymäki, Pauliina: Raadonin ja uraanin poisto kalliopohjavedestä. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.
  51. Salo, Simo; Ekholm, Petri & Knuutila, Seppo : A comparison of methods for nutrient



source appartionment in Nordic Rivers. Helsinki 1996. Suomen ympäristökeskus.

52. Paukkunen, Marika & Vartia, Pauli: Selvitys ympäristövaikutusten arviointimenet-  
lyn kokemuksista 1994–1995. Helsinki 1996. Ympäristöministeriö.







**YMPÄRISTÖN-  
SUOJELU**

## Kemikaalien haittavaikutukset terrestrisessä ympäristössä

– tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen erityisesti suomalaiselle  
maaperälle

Suuri osa ympäristöön joutuvista kemikaaleista päättyy lopulta maaperään. Miten nämä kemikaalit vaikuttavat suomalaisen metsämaan eliöstöön? Mitä tämä merkitsee maan kasvukuntoon keskeisesti vaikuttavien eloperäisen aineen hajotuksen ja ravinnekierrojen kannalta? Miten kemikaalien vaikutuksia maaperän toimintaan voitaisiin luotettavasti tutkia? Näitä kysymyksiä tutkittiin nelivuotisessa hankkeessa, jonka keskeisiä tuloksia esitellään tässä raportissa.

ISBN 952-11-0077-X

ISSN 1238-7312

Myynti: Oy Edita Ab:n julkaisumyynti ja  
Suomen ympäristökeskuksen asiakaspalvelu,  
PL 140, 00251 Helsinki  
puh. (09) 4030 0100, faksi (09) 4030 0190

OY EDITA AB  
PL 800, 00043 EDITA, vaihde (09) 56601  
ASIAKASPALVELU  
puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380



9 789521 100772