



YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Jyri Seppälä (toim.)

Ympäristövaikutusten arviointi elinkaariarvioinnissa

– alailmakehän otsonin muodostuminen,
happamoituminen, pienhiukkaset ja ekotoksisuus



Jyri Seppälä (toim.)

Ympäristövaikutusten arviointi elinkaariarvioinnissa

– alailmakehän otsonin muodostuminen,
happamoituminen, pienhiukkaset ja ekotoksisuus

HELSINKI 2004

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

ISBN 952-11-1592-0 (nid.)
ISBN 952-11-1593-9 (PDF)
ISSN 1238-7312

Kannen kuva: Jyri Seppälä
Taitto: Ritva Koskinen

Paino: Edita Prima Oy, Helsinki 2004

Sisällys

1 Johdanto	5
2 Vaikutusarvioinnin perusteet	7
3 Alailmakehän otsonin muodostuminen	10
3.1 Vaikutusluokan kuvaus	10
3.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt	14
3.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen valokemiallisella trajektorimallilla	16
3.4 Karakterisointikertoimien määrittäminen EMEP-otsonimallilla	24
3.5 Yhteenvedo ja johtopäätökset	34
4 Happamoituminen	37
4.1 Vaikutusluokan kuvaus	37
4.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt	38
4.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen malleilla	40
4.4 Suositukset	43
5 Pienhiukkaset	44
5.1 Vaikutusluokan kuvaus	44
5.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt	49
5.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen	49
5.4 Suositukset	54
6 Ekotoksisuus	55
6.1 Vaikutusluokan kuvaus	55
6.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt	57
6.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen SETAC:n työryhmän suositusten mukaisesti	65
6.3.1 Kemikaalien käyttäytymis- ja altistuskerroin (F)	65
6.3.2 Kemikaalien vaikutuskerroin (E)	70
6.4 Johtopäätökset	73
Kiitokset	74
Kirjallisuus	75
Kuvailulehdet	83



Johdanto

Elinkaariarviointi eli LCA (Life Cycle Assessment) on alunperin yritysmaailmassa kehittynyt työväline tuotteiden ja palveluiden ympäristövaikutusten arviointiin. Menetelmän käyttö on yleistynyt kaikkialla maailmassa. Sen sovelluskohteet ovat nykyisin moninaiset ja menetelmää käytetään kaiken kokoisissa yrityksissä aina julkishallintoon saakka. Tietyillä teollisuusaloilla elinkaariarvioinnin tekeminen on välttämättömyys, koska asiakkaat edellyttävät sen tekemistä käyttämistään tuotteista. Elinkaariarvioinnin käytön yleistymistä on omalta osaltaan vienyt eteenpäin kansainvälisen standardisointijärjestön ISO:n piirissä tehty elinkaariarviointia koskeva standardisointityö, jonka puitteissa on luotu yhtenäiset pelisäännöt elinkaariarvioinnin laadinnasta.

Nykyään elinkaariarvioinnin menetelmälliset vahvuudet liittyvät etenkin inventaarioanalyysiin, jossa arvioidaan tarkasteltavan tuote- tai palvelujärjestelmän materiaali- ja energiavirrat päästöineen ja jätteineen. Yleensä elinkaariarviointien tekeminen onkin jäänyt inventaarioanalyysin asteelle, vaikka inventaarioaineiston tulkinta on useimmiten hankalaa ja tarvitsisi tuekseen ympäristövaikutusten arviointia. Ympäristövaikutusten arviointiin on suhtauduttu epäluuloisesti, koska eri vaikutusarviointimenetelmät antavat erilaisia tuloksia eikä tavallisilla elinkaariarvioiden käyttäjillä ole ollut valmiuksia arvioida eri menetelmien tulosten käyttökelpoisuutta. Tämän työn tarkoituksena on tarjota elinkaariarviointien hyötykäyttäjille nykyistä parempi tietopohja vaikutusarviointien tekemiselle. Työn näkökulma on rajattu karakterisointikertoimiin, jotka muodostavat vaikutusarviointien perustan.

Elinkaariarviointien vaikutusarvioinneissa otetaan tavallisesti huomioon happamoituminen ja alailmakehän otsonin muodostuminen. Tällä hetkellä happamoitumista ja alailmakehän otsonin muodostumista aiheuttavien päästöjen vaikutusarviot elinkaariarviointisovelluksissa joudutaan tekemään puutteellisin menetelmin, joissa ilman laadun ja ilmakehän kulkeutumismallien tarjoamia mahdollisuuksia ei ole juurikaan käytetty karakterisointikertoimien määrittelyssä. Toisaalta eri tutkijaryhmät ovat esittäneet ko. vaikutusluokille maakohtaisia karakterisointikertoimia, joiden arviointi on perustunut Euroopan kattavien mallien käyttöön. Näiden kertoimien soveltuvuutta ei ole kuitenkaan pohdittu Suomessa. Työn tavoitteena on määritellä elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnissa käytettävät ”parhaan käytännön mukaiset” karakterisointikertoimet happamoitumista ja alailmakehän otsonin muodostumista aiheuttaville päästöille etenkin Suomen näkökulmasta.

Elinkaariarviointien inventaarioanalyseissä on usein arvioitu haitallisten aineiden päästöjä, jotka aiheuttavat ekotoksisuutta. Vaikutusarvioinnissa tämän vaikutusluokan menetelmälliset valmiudet ja tietopohja ovat olleet kehittymättömiä, eikä tieteellisten karakterisointikertoimien käyttöön ole ollut käytännössä perusteita (esim. Seppälä ym. 2000, 2002). Tätä vaikutusarvioinnin aluetta on kuitenkin viime aikoina aktiivisesti tutkittu ja kehitetty (esim. Hertwich ym. 2002). Työn tavoitteena on kirjallisuusselvityksen avulla kartoittaa ekotoksisuuden karakterisointikertoimien kehitystyön tilanne ja arvioida tarvittavat jatkotutkimustarpeet etenkin pohjoisten olosuhteiden erityistarpeiden näkökulmasta.

Elinkaariarvioinnissa ei ole pystytty ottamaan huomioon kaikkia oleellisia vaikutusnäkökulmia. Esimerkiksi pienhiukkasten tarkastelua ei ole ollut missään yleisesti käytetyssä elinkaariarvioinnin vaikutusarviointiohjelmistossa. Hiukkasten suorat päästöt (primäärihiukkaset) ja muodostuminen ilmakehässä (sekundäärihiukkaset) voivat kuitenkin aiheuttaa sekä kaukokulkeutuvia että paikallisia haittoja ihmisten terveydelle. Erityisesti pienten hiukkasten ($PM_{2,5}$, joiden koko on alle 2,5 mikrometriä) oletetaan olevan haitallisia. Pienhiukkaset näyttävätkin muodostuvan tärkeäksi päästöjen vähentämiskohteeksi lähitulevaisuudessa, minkä takia on tarpeellista ottaa pienhiukkaset mukaan elinkaariarvioinnin vaikutusarviointiin. Pienhiukkasten mallintamiseen on kehittynyt osaamista, joka tarjoaa lähtökohdan myös pienhiukkasten karakterisointikertoimien määrittämiseen. Työn tavoitteena on arvioida mahdollisuudet ottaa pienhiukkaset mukaan elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnissa.

Edellä esitettyjen vaikutusluokkien lisäksi elinkaariarvioinneissa otetaan huomioon tapauskohtaisesti monia muitakin vaikutusluokkia, joiden tieteelliset kehittämistarpeet vaihtelevat vaikutusluokittain. Esimerkiksi ilmastomuutosta ja yläilmakehän otsonikatoa aiheuttavien päästöjen karakterisointikertoimet perustuvat kansainvälisten asiantuntijapaneelien arvioihin, eikä niiden määrittämiseen liity maakohtaista kehittämisenäkökulmaa. Toisaalta rehevöittävien päästöjen karakterisointikertoimien määrittäminen vaatii edelleen kehitystyötä (Potting ym. 2002). Sama koskee maankäytön muutoksiin liittyviä vaikutuksia (esimerkiksi vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen) (Lindeijer ym. 2002). Kaikkia kehittämistä vaativia vaikutusluokkia ei olla kuitenkaan pystytty ottamaan mukaan tähän työhön. Hankkeessa on keskitytty vaikutusluokkiin, joiden tarkasteluun on pystytty tässä yhteydessä resursoimaan asiantuntemusta.

Vaikutusarvioinnin perusteet

Elinkaariarvioinnin ydin on **inventaario** (LCI = Life Cycle Inventory), jossa tuotetaan määrällisiä arvioita tuotteisiin tai palveluihin liittyvistä ympäristöä kuormittavista ja muuttavista tekijöistä (päästöt, luonnonvarojen otto ja maan käyttöön liittyvät toimenpiteet) eli **kuormitustekijöistä** tuotteen tai palvelun elinkaaren ajalta. Kuormitustekijöiden määrälliset arviot ovat tavallisesti vuosiarvoja.

Täydellinen elinkaariarviointi kattaa kaikki toiminnot tuotteen raaka-aineiden hankinnasta tuotteen hylkäämiseen asti. Yleensä elinkaariarviointi rajataan kuitenkin koskemaan vain osaa tuotteen elinkaaresta (esim. raaka-aineiden hankinnasta tehtaan portille). Tässäkin tapauksessa inventaarioanalyysin aineisto muodostuu kuormitustekijöistä, jotka todellisuudessa tapahtuvat maantieteellisesti eri paikoissa. Perinteisesti elinkaariarvioinnissa samalla tavalla luokiteltujen kuormitustekijöiden (esim. NO_x-päästö) määräarviot lasketaan yhteen riippumatta siitä, missä ne tapahtuvat. Kuormitustekijöiden yhteenlasketut määräarviot ilmaistaan toiminnallista yksikköä kohti (esim. NO_x-päästö/ tuotettu auto). Elinkaariarvioinnissa toiminnallisena yksikkönä on johonkin tarpeeseen liittyvä tuote tai palvelu, esimerkiksi auto.

Inventaarioanalyysin tulokset saattavat jossakin tapauksessa olla niin selvät, että niiden perusteella pystytään saavuttamaan työlle asetetut tavoitteet. Tavallisesti toiminnallista yksikköä kohti esitetyistä kuormitusarvioista on kuitenkin vaikea arvioida niihin liittyviä ympäristövaikutuksia. Etenkin vertailevissa LCA-sovelluksissa, joissa pyritään löytämään ympäristön kannalta paras vaihtoehto, inventaariotulokset ovat sellaisenaan usein liian monimutkaisia päätöksentekijöille. Käytännössä kuormitusarviot vaihtelevat eri vaihtoehtoissa siten, että on hankala asettaa eri vaihtoehtoja paremmuusjärjestykseen. Esimerkiksi vaihtoehtoinen tuote B voi aiheuttaa enemmän NO_x-päästöjä kuin tuote A, mutta vähemmän rikki-dioksidipäästöjä (SO₂) kuin tuote A.

Inventaariotietojen tulkintaan on elinkaariarvioinnissa kehitetty erillinen vaihe, **vaikutusarviointi** (LCIA = Life Cycle Impact Assessment). Ympäristövaikutusten arvioinnin tavoitteena on tiivistää inventaarioanalyysin tulokset päätöksentekijälle käyttökelpoisempaan muotoon. LCIA:ssa huomio kiinnittyy kokonaisuuden arviointiin, eikä yksittäisten vaikutusten arviointiin. Vaikutusarvioinnin tarkoituksena on tuottaa suhteellisia arvioita tuotteiden aiheuttamista ympäristövaikutuksista. Tavoitteena ei ole tuottaa absoluuttisia ympäristövaikutusarvioita kuten on tapana ns. perinteisessä ympäristötutkimuksessa. Lähtökohtana on ajatus, että suhteelliset erot ympäristövaikutuksissa riittävät vertailujen tekemiseen.

Elinkaariarvioinnissa käytettävän vaikutusarvioinnin ensimmäisenä vaiheena on **vaikutusluokkien määrittäminen**. Vaikutusluokalla tarkoitetaan vaikutuskokonaisuutta, jossa on yhtenäiset syy-seuraussuhteet. Vaikutusluokkien määrittäminen on valintakysymys. Elinkaariarvioinnissa on käytetty erilaisia vaikutusluokkajakoja. Perinteinen vaikutusluokkajako noudattelee hyvin pitkälle ympäristötutkimuksessa käytettyä terminologiaa. Puhutaan ilmastomuutoksesta, happamoitumisesta, alailmakehän otsonin muodostumisesta, rehevöitymisestä jne. Vaikutusluokkien määrittämisessä päätetään kunkin vaikutusluokan indikaattorista, **vaikutusindikaattorista**, jonka suhteen arviointi tehdään. Esimerkiksi happamoitumisessa on perinteisesti käytetty vaikutusindikaattorina protonien vapautumis-

potentiaalimäärää maaympäristössä. Uusimmissa lähestymistavoissa happamoitumisen vaikutusindikaattorit on sidottu luonnon sietokyvyn eli kriittisen kuormituksen ylityksen potentiaaliin (esim. Potting ym. 1998, Huijbregts ym. 2001), jolloin vaikutusindikaattori on syy-seurausketjussa lähempänä loppuvaikutuksia. Käytännössä vaikutusluokkaindikaattorien valintaa ei voi tehdä ilman tietoa siitä, minkälaisia mahdollisuuksia on mallintaa vaikutuksia kussakin vaikutusluokassa.

Vaikutusluokkien määrittämisen jälkeen vaikutusarviointi jatkuu luokittelulla. **Luokittelussa** inventaarioanalyysin erilaiset kuormitustekijät ryhmitellään syy-seuraussuhteen mukaisesti vaikutusluokkiin. Esimerkiksi typen oksidit, ammoniakki ja rikin oksidit luokitellaan happamoitumista aiheuttaviksi tekijöiksi.

Luokittelun jälkeen tehdään **karakterisointi** eli luonnehdinta, jossa lasketaan kunkin vaikutusluokan indikaattoritulokset. **Vaikutusindikaattoritulos** saadaan kertomalla kunkin vaikutusluokan kuormitustekijän määräärvio kuormitustekijää vastaavalla karakterisointikertoimella ja summaamalla tulot yhteen. Matemaattisesti asia on esitettävissä seuraavasti:

$$I_i = \sum_j C_{i,j} * E_j \quad (1)$$

missä I_i = vaikutusluokan i indikaattoritulos
 $C_{i,j}$ = kuormitustekijän j karakterisointikerroin vaikutusluokassa i
 E_j = kuormitustekijän j määräärvio

Karakterisoinnin on ISO:n 14042-standardin (ISO 1998) mukaan perustuttava tieteelliseen tietoon. Karakterisointikertoimet muodostavat vaikutusarvioinnin perustan. Karakterisointikertoimilla saadaan eri aineiden päästöt yhteismitallisiksi tarkasteltavan ympäristövaikutuksen suhteen, ts. saadaan eri aineiden päästöt ekvivalenttilukuina vastaavasti kuin ilmastonmuutoksen yhteydessä päästöt CO₂-ekvivalenttilukuina. Mahdollisimman hyvin tieteellisesti perusteltujen karakterisointikertoimien käyttö antaa uskottavuutta inventaariotietojen tulkintaan ja tarjoaa elinkaariarviointeja koskevalle päätöksenteolle oikean lähtökohdan.

Monien vaikutusluokkien karakterisointikertoimen määrittämisperusteista ei ole kuitenkaan yhtenäistä käsitystä elinkaariarviointiyhteisössä. Jotkut ovat sitä mieltä, että elinkaariarvioinnissa riittävät yhdet kertoimet kussakin vaikutusluokassa. Tällaisten ns. paikkariippumattomien ("site-generic") karakterisointikertoimien etuna on helppokäyttöisyys. Ne soveltuvat etenkin globaalien vaikutusluokkien eli ilmastonmuutosta ja yläilmakehän otsonin tuhoutumista aiheuttavien päästöjen karakterisointikertoimiksi. Alueellisten ja paikallisten vaikutusluokkien yhteydessä tilanne on toinen. Todellisuudessa sama päästömäärä aiheuttaa erilaisen vaikutuksen eri ympäristöolosuhteissa. Esimerkiksi sama happamoittava laskeuma aiheuttaa erilaisen happamoitumisvasteen Suomen maaperässä kuin Kreikan maaperässä (ks. esim. Posch ym. 2001). Kun karakterisoinnissa pyritään ottamaan huomioon alueelliset erot, yhtälö (1) on korvattava seuraavalla yhtälöllä (Seppälä 2003):

$$I_i = \sum_j \sum_a C_{i,j}(a) * E_j(a) \quad (2)$$

missä $C_{i,j}(a)$ = paikkariippuva karakterisointikerroin eli alueen a kuormitustekijän j karakterisointikerroin vaikutusluokassa i
 $E_j(a)$ = alueen a kuormitustekijän j määräärvio

Paikkariippuvien karakterisointikertoimien määrittely tapahtuu käytännössä matemaattisten mallien tulosten perusteella. Esimerkiksi ilman laadun ja ilmakehän kulkeutumismallit antavat perustan eri alueilta tapahtuvien päästöjen ns. karakterisointikertoimien määrittelylle kaukokulkeutuvien päästöjen yhteydessä. Lähtökohtana on siis, että mallin tulos kuvaa vaikutusindikaattoritulosta. Tavallisesti mallissa nykytilannetta vastaavaa päästö määrää vähennetään tai lisätään pieni määrä jollakin alueella muiden alueiden päästöjen pysyessä alkuperäisellä tasolla. Uuden malliajon tulosta verrataan nykytilannetta kuvaavaan tilanteeseen, jolloin saadaan selville päästömuutoksen aiheuttama vaikutusindikaattorituloksen muutosmäärä. Kuormitustekijän karakterisointikerroin ko. alueelle saadaan jakamalla havaittu vaikutusindikaattorituloksen muutosmäärä sitä vastaavalla päästömuutoksella. Eri alueiden karakterisointikertoimet saadaan muuttamalla vuoronperää laskettavan alueen päästöjä muiden alueiden päästöjen pysyessä alkuperäisellä tasolla.

Paikkariippuvien karakterisointikertoimien käyttö edellyttää tietoa siitä, mistä alueista kunkin kuormitustekijän määräärvio muodostuu. Vaikutusarvioinnin perustaksi eivät siis tällöin sovellu toiminnallista yksikköä kohti lasketut yhteenlasketut määrätiedot, mikä on ollut perinteinen käytäntö elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnissa eli yhtälön (1) yhteydessä. Mahdollisimman luotettava vaikutusarviointi edellyttää aluekohtaisia päästöarvioita ja karakterisointikertoimia, joista voidaan laskea tarkasteltavan tuotejärjestelmän vaikutusindikaattoritulokset yhtälön (2) mukaisesti.

Karakterisoinnin seurauksena elinkaariarvioinnin tulosten käsittelyä pystytään yksinkertaistamaan, sillä muuttujien määrää voidaan supistaa inventaarioaineistojen sadoista kuormitustekijöistä kymmeniin vaikutusluokkaindikaattorituloksiin. Karakterisoinnin tulokset voivat monessa tapauksessa helpottaa päätöksentekoa esimerkiksi eri tuotevaihtoehtojen paremmuusvertailussa. Työn tavoitteiden kannalta joudutaan kuitenkin usein pohtimaan sitä, että onko vaikutusluokan A indikaattoritulos parempi kuin vaikutusluokan B indikaattoritulos. Tähän ei pelkkä karakterisoinnin tulos anna vastausta. Ongelmaan voidaan saada selvyyttä tekemällä **normalisointi**. Siinä tarkasteltavan tuotteen tai palvelun vaikutusluokkaindikaattoritulokset jaetaan tietyn referenssialueen vastaavilla vaikutusluokkaindikaattorituloksilla. Tällainen referenssialue voi olla esimerkiksi koko Eurooppa tai Suomi. Referenssialueen vaikutusindikaattorituloksien laskennassa otetaan kaikki alueen ihmistoiminnan aiheuttama kuormitus huomioon. Referenssialueen määrittäminen on aina valintakysymys. Käytännössä se määräytyy käytettävien lähtötietojen perusteella.

Normalisointi helpottaa tulosten tulkintaa, jos eri vaikutusluokkien normalisoidut tulokset ovat suuruusluokaltaan erilaisia. Esimerkiksi, jos ilmastomuutoksen normalisoitu tulos on kymmenen kertaa suurempi kuin happamoitumisen, johdopäätöksenä voidaan esittää, että tarkasteltavan tuotteen ilmastomuutosta aiheuttavat päästöt ovat happamoittavia päästöjä tärkeämpiä. Jos näin ei olisi, päätöksentekijän tulisi pitää referenssialueen happamoittavien päästöjen rajoittamista kymmenen kertaa niin tärkeänä kuin ilmastomuutosta aiheuttavien päästöjen. Eri vaikutusluokkien tulokset voidaan siis tehdä toisiinsa nähden vertailukelpoiseksi **painottamisen** avulla eli kertomalla normalisoidut vaikutusluokkaindikaattoritulokset vaikutusluokkia vastaavilla painokertoimilla. Näin saadut **kokonaisvaikutusindikaattoritulokset** ovat kuitenkin luonteeltaan subjektiivisia, sillä eri vaikutusluokkien painojen määrittämiseen ei ole olemassa yhtä oikeaa menetelmää. Tulosten subjektiivisuuden takia painottamista ei suosita elinkaariarvioinnissa.

3

Alailmakehän otsonin muodostuminen

*Matti Johansson, Suomen ympäristökeskus
Virpi Tarvainen, Ilmatieteen laitos
Jyri Seppälä, Suomen ympäristökeskus
Tuomas Laurila, Ilmatieteen laitos*

3.1 Vaikutusluokan kuvaus

Otsoni on valokemiallisesti ilmakehässä muodostuva kaasu, jonka kokonaismäärästä suurin osa on yläilmakehässä, stratosfäärissä, missä se muodostuu auringon UV-säteilyn vaikutuksesta. Ilmakehän alemmassa kerroksessa, troposfäärissä (maanpinnalta noin 10 km korkeuteen) on vain noin 10 % ilmakehän koko otsonimäärästä. Otsonimäärä troposfäärissä on summa stratosfääristä kulkeutuvasta otsonista, troposfäärissä ilmakemiallisesti muodostuvasta ja häviävästä otsonista ja maanpintaan poistuvasta otsonista. Stratosfääristä kulkeutuvan ja maanpintaan häviävän otsonin määrät ovat suurin piirtein yhtäsuuret. Näiden komponentit ovat kuitenkin vain noin kymmenesosa troposfäärissä valokemiallisesti muodostuvasta ja häviävästä otsonin määrästä. Troposfäärissä havaittavat otsonipitoisuudet määräytyvät siten keskeisesti siihen vaikuttavien kaasujen pitoisuuksista ja valokemiallisista prosesseista.

Alailmakehässä otsoni muodostuu auringon valossa typenoksidien (NO_x) läsnä ollessa metaanin (CH_4), hiilimonoksidin (CO) ja haihtuvien hiilivetyjen (VOC) hapetusprosesseissa. Otsonin muodostuminen riippuu hyvin epälineaarisesti siihen vaikuttavien kaasujen pitoisuuksista. Suurten päästölähteiden läheisyydessä, kuten suurkaupungeissa, otsonin muodostusnopeus on verrannollinen haihtuvien hiilivetyjen päästöihin. Kohtalaisesti saastuneissa tai melko puhtaissa ympäristöissä, kuten Suomessa otsonin muodostusnopeus on verrannollisempi typenoksidien pitoisuuksiin ilmassa. Jos typenoksidien pitoisuudet ovat hyvin pieniä, otsonin muodostusta ei tapahdu vaan hapetusprosessit kuluttavat otsonia enemmän kuin sitä katalyyttisesti muodostuu. Maanpinnan läheisyydessä havaittava otsonipitoisuus on summa troposfäärisestä taustapitoisuudesta ja noin 2000 km etäisyyttä lähempänä olevien päästöjen aiheuttamasta pitoisuuden kohoamisesta tai alenemisestä.

Elinkaariarvioinnissa tuotteeseen liittyvät alailmakehän otsonia muodostavat päästöt tulevat karakterisoinnin kautta toisiinsa nähden vertailukelpoisiksi. Kertomalla tietyn aineen päästöt sitä vastaavalla karakterisointikertoimella saadaan otsonin muodostamista kuvaava indikaattoriluku. Otsonin muodostumisen epälineaarisuuden vuoksi sen sisällyttäminen elinkaariarvioinnin ympäristövaikutusarviointiin on poikkeuksellisen haasteellista, koska ei ole olemassa yleispäteviä karakterisointikertoimia. Otsonia muodostavien päästöjen kertoimet ovat päästöympäristöstä ja meteorologisista tekijöistä riippuvia, jatkuvasti muuttuvia suureita. Euroopan mittakaavassa voidaan kuitenkin alueellisesti osoittaa yhteneväisyyksiä ja eroavuuksia päästöympäristöissä ja meteorologisissa tekijöissä. Seuraavassa lyhyesti esitellään kaksi tekijää, päästöjen määrä ja auringon säteily, jotka merkittävästi vaikuttavat otsoninmuodostuksen eroavuuteen Euroopan kokoisella alueella.

Valokemialliset reaktiot hapettavat lähtöyhdisteitä niin että lopputuotteina orgaanisista yhdisteistä muodostuu hiilidioksidia ja typenoksideista typpihappohöyryä. Ennen näitä lopputuotteita yhdisteet ovat reagoineet ja muuntuneet monivaiheisesti ja eräs välituote näissä reaktioissa on otsoni. Ilmakehän matalissa lämpötiloissa hapettuminen tapahtuu erilaisten radikaalien ja katalyyttien avulla. Tärkeimmät valokemialliset reaktiotiet saastuneessa ja vähemmän saastuneessa ilmassassa eroavat radikaalien tuotanto- ja poistumismäärien osalta suuresti, mistä seuraa oleellisia eroja siihen, miten eri päästöt vaikuttavat otsoninmuodostukseen.

Perimmältään on kysymys OH-, HO₂- ja RO₂-radikaalien suhteellisista tuotanto- ja nielunopeuksista ja reaktioteistä eri tilanteissa. Otsonin kemiallinen muodostus troposfäärissä alkaa käytännöllisesti aina OH radikaalin reagoidessa hiilivedyn (R) kanssa muodostaen hiilivetyradikaalin (RO₂). Tätä vaihetta on edeltänyt OH-radikaalin syntyminen virittyneen otsonimolekyylin (O¹d) reagoidessa vesihöyrymolekyylin kanssa. Virittyneitä otsonimolekyylejä tuottaa UV-säteily. Tämä on suora tapa OH-radikaalien muodostumiseen. Niitä syntyy myös ilmakemiallisissa reaktioissa myöhemmässä vaiheessa syntyneiden HO₂- ja RO₂-radikaalien reagoidessa typpimonoksidin kanssa. Nämä reaktiot vastaavat pääosin korkeiden otsonipitoisuuksien synnystä saastuneessa ilmassassa.

Voidaan osoittaa, että otsonin muodostusnopeus on verrannollinen OH-radikaalien tuottoon systeemissä, kun otetaan huomioon HO₂- ja RO₂-radikaaleista mahdollisesti reaktioissa syntyvät OH-radikaalit. Valokemiallisissa reaktioissa OH-, HO₂- ja RO₂-radikaalien keskinäiset suhteet määräytyvät typenoksidien, orgaanisten yhdisteiden ja UV-säteilyn määrästä.

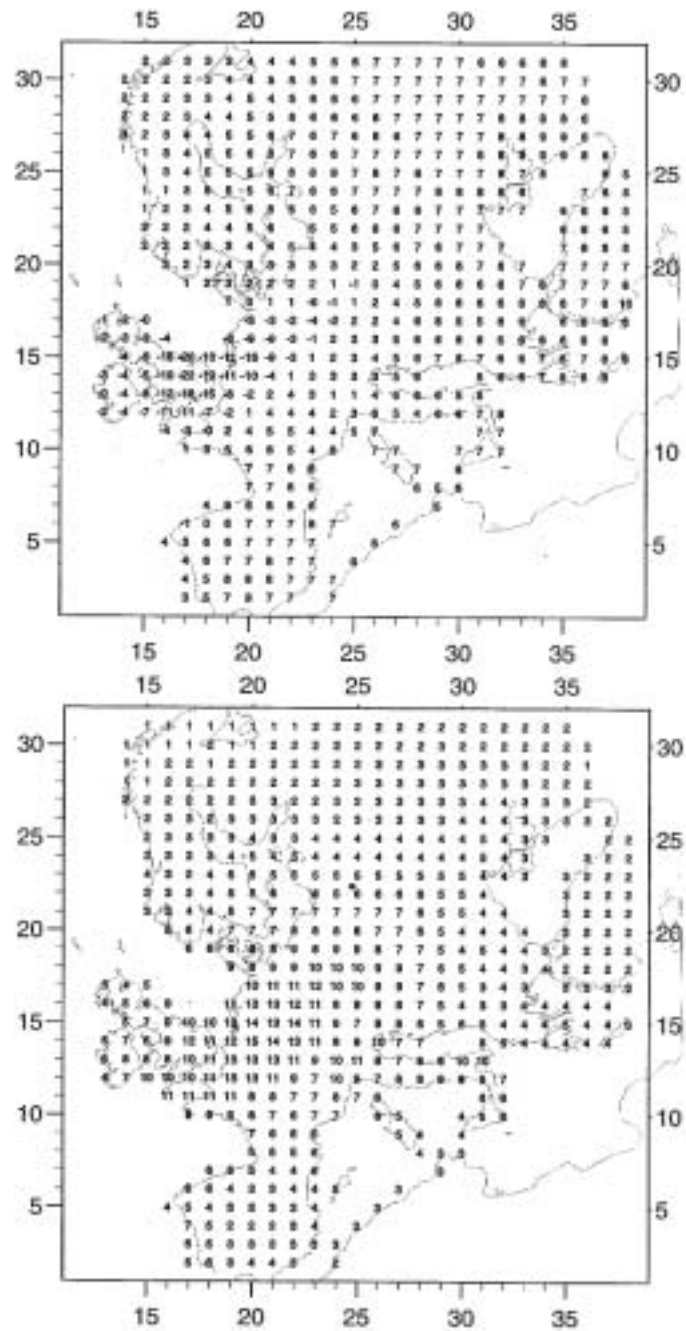
Valokemiallisesti saastuneessa ilmassassa on niin paljon typenoksideja, että reaktiot sen ja OH-radikaalin kesken toimivat tehokkaana OH-radikaalien nieluna muodostaen kaasumaista typpihappoa. Yhdisteiden keskinäisissä reaktioissa OH-radikaalien tuotosta vastaa pitkältikin orgaaniset RO₂-radikaalit niiden reagoidessa typpimonoksidin kanssa. Koska RO₂-radikaalien määrä on verrannollinen VOC pitoisuuteen ja koska typpidioksidi kuluttaa merkittävästi OH-radikaaleja, tällaisessa ympäristössä otsonin muodostuminen on verrannollista haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuuteen.

Matalilla ilmansaastetasoilla OH-, HO₂- ja RO₂-radikaalien tärkeimmät nielut ovat peroksidien (H₂O₂, ROOH) muodostuminen. OH-radikaaleja muodostavat erityisesti HO₂- ja RO₂-radikaalien reaktiot typpimonoksidin kanssa ja siten HO₂- ja RO₂-radikaalien muodostuminen. Siten näiden reaktiot typpimonoksidin kanssa lisäävät OH-radikaalien muodostusta ja toisaalta haihtuvien orgaanisten yhdisteiden reaktiot OH-radikaalien kanssa kuluttavat OH-radikaaleja. Siten OH-radikaalien määrä, eli otsonin muodostumisnopeus, on verrannollinen typenoksidien pitoisuuteen ilmassa.

Edellä esitetty kuvaus otsoninmuodostuksesta on hyvin yleispiirteinen. Päätöissä on merkittävässä määrin useita kymmeniä orgaanisia yhdisteitä, joilla on varsin erilaisia reaktioteitä. Reaktiivisuuksista riippuen otsoninmuodostuspotentiaalit ovat hyvin erilaisia. Eräiden yhdisteiden nettovaikutus otsonipitoisuuteen on jopa negatiivinen. Luonnosta haihtuu suuria määriä reaktiivisia orgaanisia yhdisteitä (Lindfors ja Laurila 2000), joilla on suuri merkitys otsonipitoisuuteen. Näitä ei voi sivuuttaa, kun arvioidaan antropogeenisten orgaanisten yhdisteiden päästöjen vaikutusta otsoninmuodostukseen.

Vaikka molemmissa tapauksissa samat kemialliset reaktiot ovat voimassa, systeemien tasapainotilat ovat varsin erilaisia. Lopputuloksen laskeminen onnistuu vain keskeiset yhtälöt sisältävällä mallilla. Ilmakehän otsonipitoisuuden laskemista vaikeuttaa päästöjen, niiden leviämisen ja meteorologisten muuttujien tuntemi-

nen ja mallittaminen. Euroopassa päästöjen vaikutusta otsonipitoisuuteen on laajimmin arvioitu eurooppalaisen kaukokulkeutuvien ilmansaasteiden arviointiohjelman (EMEP, European Monitoring and Evaluation Programme) mallinnuksessa. EMEP:in käytössä olleella otsonimallilla lasketuista tuloksista esitetään seuraavassa esimerkki kuinka eri tavoin VOC- ja NO_x -päästöjen muutokset vaikuttavat otsonipitoisuuksiin eri puolilla Eurooppaa. Ilmakemiallisella kulkeutumismallilla on laskettu otsonipitoisuudet keskipäivällä huhti-syyskuun keskiarvona vuoden 1990 päästöillä. Laskenta on toistettu vähentämällä ensin NO_x - ja sitten VOC- päästöjä 50 %. Otsonipitoisuuden herkkyyks NO_x- ja VOC-päästöille saadaan tuloskenttien ja perussimulaation erotuksena, joka on kuvassa 1.



Kuva 1. Valokemiallisella kaukokulkeutumamallilla lasketut otsonimuodostusherkkyydet kun vuoden 1990 typenoksidipäästöille (yläkuva) ja haihtuville hiilivety-päästöille (alakuva) on kummallekin erikseen tehty 50% vähennys (Simpson ym. 1997, s. 23). Mitä suurempi lukuarvo sitä suurempi otsonin muodostumispotentiaali. Negatiivinen luku typenoksidipäästöjen yhteydessä merkitsee sitä, että NO_x -päästövähennys aiheuttaa otsonipitoisuuden kasvua.

Euroopassa otsonin haittojen arvioinnissa on käytetty pääasiassa yllä esitetyn mallin tulosteita. Koska tällaisten mallien laskenta on hyvin raskasta, ilmakemiallisia prosesseja on jouduttu yksinkertaistamaan ja mallitettujen yhdisteiden määrää karstamaan huomattavasti. EMEP-otsonimallissa käytössä olleissa laskentakaavoissa on metaanin ja luontoperäisen isopreenin lisäksi vain kuusi hiilivetyä: etaani, n-butaani, eteeni, propeeni, o-xyleeni ja etanoli, vaikka hiilivetypäästöissä on merkittävässä määrin useita kymmeniä yhdisteitä. Laskennassa hiilivetyjen kokonaispäästö jaetaan mallitettuihin yhdisteisiin ottaen huomioon eri yhdisteiden reaktiivisuus ja päästösektori. EMEP-otsonimallissa lasketaan yhden luontoperäisen hiilivedyn, isopreenin, emissiot ja vaikutus otsonipitoisuuteen. EMEP-otsonimallin soveltuvuus tarkempiin, eri hiilivetyjen otsoninmuodostuksen tarkasteluihin on siis varsin rajoitettu.

Otsoninmuodostuksen epälineaarisuus käy hyvin ilmi kuvasta 1. Suurella alueella Länsi-Eurooppaa, Ruhrin-Belgian alue keskipisteenä, hiilivetypäästöjen vähentäminen pienentää otsonipitoisuuksia tehokkaasti, mutta typenoksidien päästöjen vähentäminen keskimäärin kohottaa otsonipitoisuuksia. Suomessa sen sijaan nimenomaan typenoksidien päästöjen vähentäminen on hyödyllistä. Jos Suomesta lähteille päästöille käytetään esimerkiksi Hollantiin laadittuja karakterisointikertoimia, tulokset ovat virheellisiä.

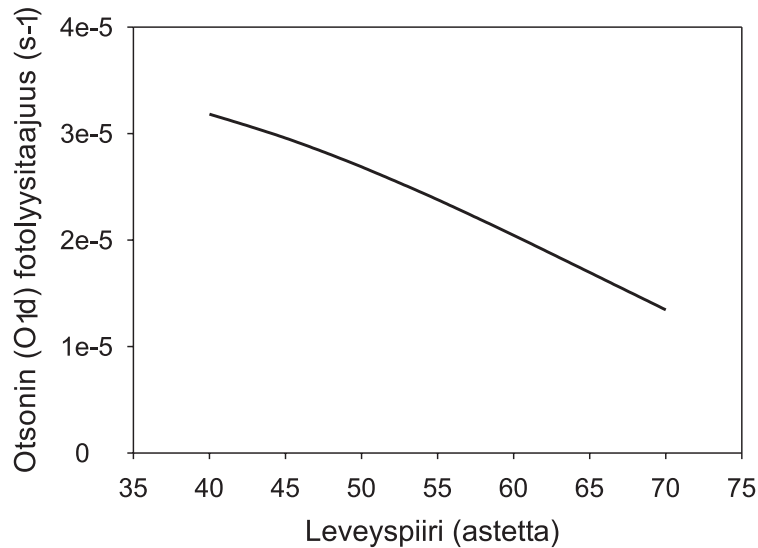
UV-säteilyn intensiteetti Euroopan eri osissa

Valokemiallisesti saastuneessa ilmassa otsonin muodostusnopeus on suoraan verrannollinen hiilivetyradikaalien muodostusnopeuteen. Näin ollen otsoninmuodostusnopeus on verrannollinen UV-säteilyn voimakkuuteen. Auringon säteily kiihdyttää myös muita valoriippuvia reaktioita kuten typpidioksidin fotolyysiä. Kuvaan 2 on laskettu otsonimolekyyliä viritävän UV-säteilyn intensiteetti keski-kesällä pilvettömältä taivaalta Eurooppaa vastaavilta leveysasteilta. Välimeren alueella otsoninmuodostusnopeus voi olla yli kaksinkertainen Pohjois-Eurooppaan verrattuna pelkästään voimakkaamman auringon UV-säteilyn vuoksi. Käytännössä eroa lisää vähäinen pilvisuus Etelä-Euroopassa. Siellä korkeimmat otsonipitoisuudet havaitaan varsinkin lähellä päästölähteitä ja yleensä jo samana päivänä. Pohjois-Euroopassa suurin otsoninmuodostus ajoittuu yleensä seuraavaan päivään, minkä vuoksi päästö on ehtinyt kulkeutua etäämmälle lähteestä. Silloin päästön ja muodostuneen otsonin yhteyttä on vaikeampi havaita. UV-säteilyn intensiteetin vaihtelun vuoksi etäisyys, jolla reaktiivisuudeltaan erilaiset yhdisteet ovat merkityksellisimpiä otsoninmuodostuksessa, vaihtelee Euroopan eri osissa.

Terveys- ja kasvillisuusvaikutusarviointi

Karakterisointikertomissa päästötiedoista mallien avulla lasketut otsonipitoisuudet tulee liittää haittaan. Otsonin osalta yleensä tarkastellaan terveys- ja kasvillisuushaittoja, mutta myös materiaaleille, lähinnä organisille pinnoille kuten maalit ja kumi, aiheutuneet vahingot ovat merkittäviä. Seuraavassa käsitellään kuitenkin vain terveys- ja kasvillisuushaittoja. Tapa, jolla niitä mitataan, on yhdenmukainen EU:n otsonidirektiivin kanssa.

Otsonidirektiivissä terveyden suojelemiseksi otsonipitoisuuden kahdeksan tunnin keskiarvo ei saa ylittää $120 \mu\text{g m}^{-3}$, mikä vastaa myös WHO:n ohjearvoa. Pitkän ajan tavoitteena on, että otsonia muodostavia päästöjä vähennetään siten, että EU:n alueella ei esiinny näitä ylityksiä. Koska ylitysten poistaminen kokonaan edellyttäisi huomattavan suurien päästövähennyksiä, vuodelle 2010 on asetettu välitavoite. Tämän mukaan ylityksiä saa esiintyä korkeintaan 25 päivänä vuodessa laskettuna kolmen vuoden keskiarvona.



Kuva 2. Otsonin fotolyysitaajuus keskipäivällä eri leveysasteilla kattaen Euroopan Välimereltä Lapin pohjoisosiin. Laskelma on tehty kesäpäivän seisauksen ja pilvettömän taivaan tilanteelle käyttäen EMEP-otsonimallin algoritmia.

Kasvillisuuteen kohdistuvan haitallisen otsonikuormituksen arvioimisessa käytetään altistusindeksiä AOT40, jossa summataan $80 \mu\text{g m}^{-3}$ ylittäviä tuntikeskiarvopitoisuuksia päiväajalta (8.00-20.00) touko-heinäkuussa. Direktiivissä pitkän ajan tavoite on altistuksen $6000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ alittaminen viiden vuoden keskiarvona. Välitavoitteena vuodelle 2010 EU:n jäsenmaissa altistuksen tulee olla alle $18000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$.

Suomessa otsonia esiintyy siten, että taustapitoisuus on nykyisin noin $70 \mu\text{g m}^{-3}$, ja tyypillinen vuosimaksimi tuntikeskiarvoille on noin $150 \mu\text{g m}^{-3}$. WHO:n ohjearvo ylittyi vuosittain 1990-luvun loppupuolella Etelä-Suomessa keskimäärin 15 kertaa, Keski-Suomessa 7 kertaa ja Pohjois-Suomessa 3 kertaa. Maan etelä- ja keskiosissa ylitykset ovat lisääntyneet vuosikymmenen alun arvoista. Kasvillisuuden suojelemiseksi annettu AOT40-indeksi on keskimäärin 1990-luvun lopulla Etelä-Suomessa ollut noin $9000\text{--}12000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$. Altistus on kasvanut 1990-luvulla. Vuosikymmenen lopulla se oli noin 20 % suurempi kuin sen alkupuolella. Otsonialtistus on ollut maan keskiosissa noin $8000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ ja pohjoisosissa noin $4000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$. Alailmakehän otsonipitoisuudet ylittävät Suomessa WHO:n ohjearvon ja tulevasa otsonidirektiivissä annetut pitkän ajan tavoitearvot, mutta alittavat direktiivissä annetut välitavoitearvot vuodelle 2010.

3.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt

Elinkaariarvioinneissa VOC-yhdisteiden alailmakehän otsonin muodostumisen karakterisointikertoimet ovat perustuneet ko. VOC-yhdisteiden otsonin muodostuspotentiaaliarvoihin (POCP = Photochemical Ozone Creation Potential), jotka on laskettu erilaisten ilmanlaatu- ja leviämismallien tulosten perusteella. POCP-arvojen avulla eri VOC-yhdisteiden otsoninmuodostuspotentiaali on tehty vertailukelpoiseksi eteeniin nähden ($\text{POCP}_{\text{eteeni}} = 100$). CML:n vaikutusarviointimallissa (Heijungs et al. 1992) on käytetty Derwentin ja Jenkinsin (1991) määrittämiä POCP-arvoja, jotka on laskettu Länsi-Euroopan keskimääräisiä olosuhteita kuvaavalla mallilla. Laskelmissa ei ole mukana paikallisten otsonipiikkien vaikutuksia. Nämä POCP-lukuarvot ovat olleet useiden muidenkin elinkaariarvioinnissa käytettyjen

vaikutusarviointimallien karakterisointikertoimien perustana (esim. ET (Baumann ja Ryding 1994), Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995), EPS (Steen ja Ryding 1992, Steen 1999), Eco-indicator 99 (Goedkoop ja Spriensma 1999)).

Edellä esitettyjen POCP-arvojen heikkoutena on ollut, että ne eivät ota huomioon otsonin muodostumiseen liittyviä maantieteellisiä eroja ja ne ovat koskeneet vain VOC-yhdisteitä. Alailmakehän otsonin muodostumiseen vaikuttavat myös hiilimonoksidi (CO) ja typen oksidit (NO_x) sekä jonkin verran rikkidioksidi SO_2 (esim. Derwent ym. (1996, 1998)). Tästä puutteesta huolimatta Euroopassa yleisesti käytössä olleiden LCA-ohjelmistojen vaikutusarviointimallit eivät ole ottaneet huomioon typen oksideja ja hiilimonoksidia alailmakehän otsonin muodostumisen arvioinnissa.

Suomen ympäristökeskuksen DAIA-mallissa (Seppälä 1997, 1999a, 1999b) on ollut lähtökohtana Suomen ilmatieteen laitoksen tekemän episodimallin tulokset suomalaisten NO_x - ja VOC-päästöjen päästövähennysten vaikutuksista alailmakehän otsonipitoisuuden vähenemiseen Suomessa (Lindfors ja Laurila 1994, Lindfors V. ym. 1995). Lähtökohtana on ollut ns. "worst case" -skenaarion tulokset, jotka kuvaavat alkukesän pahinta tilannetta. Otsonipitoisuuden kehitystä mallitettiin aurinkoisen sään vallitessa tilanteessa, jossa keskikesällä Etelä-Suomeen kulkeutuu otsonipitoista ilmaa ja ilmassaan kohdistuu Etelä-Suomen keskimääräinen päästö eri skenaarioiden mukaisesti. Mallilaskelma antaa perustan NO_x - ja VOC-päästöjen välisen karakterisointikertoimen määrittämiselle, kun NO_x - ja VOC-päästövähennysten aiheuttamia otsonin pitoisuusmuutoksia verrataan toisiinsa. DAIA-mallissa eri VOC-yhdisteiden karakterisointikertoimet on saatu kertomalla mallilaskelman VOC-karakterisointikerroin Derwentin ja Jenkinsin (1991) esittämällä suhteellisilla VOC-yhdisteiden POCP-kertoimilla. Hiilimonoksidin karakterisointikerroin on perustunut Andersson-Sköldin ym. 1991 esittämiin lukuarvoihin VOC- ja CO-yhdisteiden keskinäisestä tärkeydestä otsonin muodostumiseen Ruotsin olosuhteissa.

Se, miten eri yhdisteet vaikuttavat otsonin muodostumiseen, riippuu muun muassa tarkasteltavan alueen meteorologisista olosuhteista, päästölähteiden tiheydestä, taustapitoisuuksista ja tarkastelupisteiden tiheydestä. Kansainvälisessä IASA-tutkimuslaitoksessa kehitetty yhdennetty arviointimalli RAINS (Schöpp ym. 1999), ottaa huomioon tällaisia tekijöitä. RAINS-malliin on laadittu yksinkertaistettu mutta edustava kuvaus typen oksidien ja VOC-yhdisteiden päästömuutosten aiheuttamista, osin epälineaarista otsonipitoisuuksien muutoksista Euroopan kattavalla alueella. Tämä kuvaus perustuu kaukokulkeumasopimuksen alaisessa EMEP-ohjelmassa kehitettyyn valokemiallisen otsonimallin (Simpson ym. 1996). Sillä kuvataan alailmakehän otsonipitoisuudet eri ajanhetkenä $150 \text{ km} \times 150 \text{ km}$ laskentaruudukossa. Mallilla voidaan laskea sekä kasvillisuusvaikutuksia kuvaavia pitoisuusylityksiä (ns. AOT40-indeksi) että terveysvaikutuksia kuvaavia pitoisuusylityksiä (ns. AOT60-indeksi) hilaruuduittain (ks. kohta 3.4). Mallilla on laskettu myös valmiiksi vastaavien tunnuslukujen muutokset, kun kunkin maan NO_x - ja VOC-päästöjä on vähennetty 40 % (ks. kohta 3.4). Tämän tulostuksen perusteella Hauschild ja Potting (2002) ovat määrittäneet VOC-yhdisteille ja NO_x :lle sekä kasvillisuusvaikutuksia että terveysvaikutuksia vastaavat karakterisointikertoimet. Nämä kertoimet eivät ole vielä kuitenkaan olleet elinkaariarviointiohjelmistojen käytössä.

Krewitt ym. (2001) ovat laskeneet VOC- ja NO_x -päästöille maakohtaiset karakterisointikertoimet kullekin EU-maalle. Laskelmat on tehty yhdennetyllä EcoSense-mallilla, joka on kehitetty Euroopan komission rahoittaman ExternE-projektin yhteydessä (European Commission 1999). Alailmakehän otsonin muodostumisen mallintaminen perustuu EcoSense-mallissa olevaan SROM-moduliin (the Source-Receptor Ozone Model), joka käyttää suoraan EMEP-otsonimallin tuloksia (Simpson ym. 1997). SROM-moduli kuvaa maiden NO_x - ja VOC-päästöistä johtuvia otsonipitoisuuksia $150 \text{ km} \times 150 \text{ km}$ laskentaruudukossa. Karakterisointikertoimien määrittämisessä on käytetty kunkin maan 10 % päästölisäyksen aiheuttamia otsonipitoisuuksien muutoksia. Näiden pitoisuusmuutosten vaikutukset ihmisen

terveyteen on laskettu edelleen ExterneE-projektissa määritetyillä altistus-vaste-funktioilla. Laskelmissa on lisäksi otettu huomioon altistunut väestömäärä. Lopputuloksena saadaan kumulatiivinen altistuminen tai eliniän menetysmäärät (YOLL = Years of Life Lost). Nämä erilaiset indikaattorit tuottavat jonkin verran erilaiset karakterisointikertoimet. EcoSense-mallin tuloksia ei ole liitetty vielä mihinkään yleiseen kaupalliseen elinkaariarviointiohjelmistoon.

3.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen valokemiallisella trajektorimallilla

Lähtökohdat

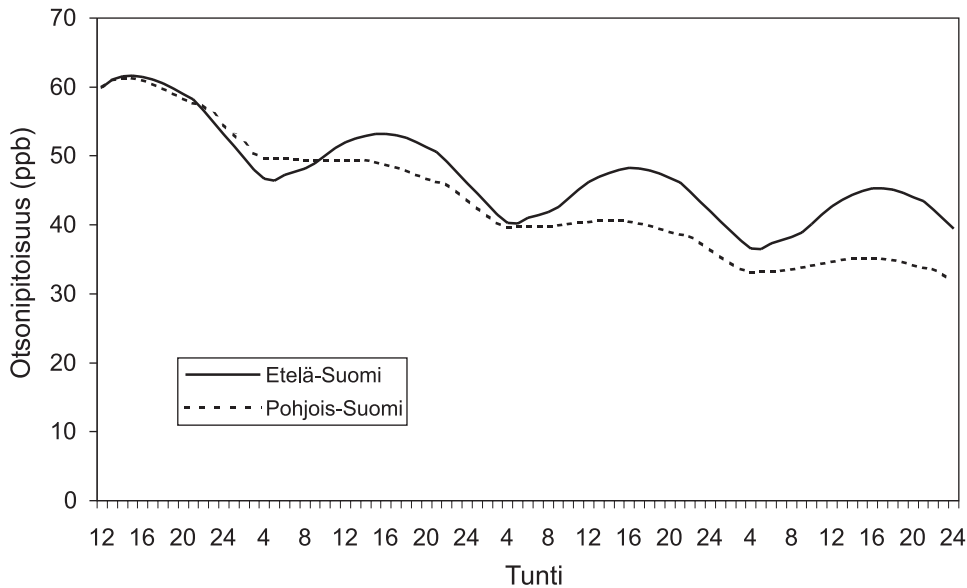
Otsonin muodostumista Suomen olosuhteissa ja NO_x - ja VOC-päästövähennysten vaikutusta siihen on tutkittu käyttäen Ilmatieteenlaitoksen valokemiallista trajektorimallia (FMI/PTM) (esim. Lindfors ym. 1999, Kuhn ym. 1999, Syri ym. 2002). Mallilla on simuloitu otsoninmuodostukselle otollista kesäistä korkeapainetilannetta eteläisen Suomen alueella (keskimääräinen leveyspiiri 61°N) noin kolmen päivän ajan. Tarkasteltavan ilmamassan kaasupitoisuudet (typen ja rikin oksidit, keskeiset hapettimet, metaani, hiilimonoksidi ja tärkeimmät hiilivedyt) asetetaan simulaation alussa vastaamaan kotimaisen taustailman keskimääräisiä pitoisuuksia ja Ruuhka-Suomen keskimääräisten päästöjen annetaan vaikuttaa ilmamassaan simulaation kestäessä. Mallitarkasteluissa on huomioitu sekä ihmisen toiminnasta aiheutuvat että luonnon hiilivety- ja typen oksidien päästöt. Päästöjen maantieteellisen sijainnin vaikutusta otsoninmuodostukseen on tutkittu tekemällä vastaava simulaatio pohjoiseen Suomeen (Oulun-Kajaanin seutu, keskimääräinen leveyspiiri 65°N).

Otsonipitoisuuden kulku episoditarkastelussa on esitetty kuvassa 3. Simulaation alussa (vrk 1 klo 12) otsonipitoisuuden on oletettu olevan 60 ppb ($120 \mu\text{g m}^{-3}$). Kolmen seuraavan vuorokauden aikana pitoisuus tyypillisesti alenee, koska otsonia poistuu reaktioissa ja kuivadepositiona kasvillisuuteen, eivätkä kotimaiset päästöt normaalitilanteessa riitä tuottamaan sitä nieluvaikutusta nopeammin. WHO:n asettama terveysvaikutusten kynnyspitoisuus ($120 \mu\text{g m}^{-3}$) ylittyy vain muutamina tunteina ensimmäisen vuorokauden aikana. On huomattava, että tämä ylitys on riippuvainen pitoisuuden lähtötasosta, joksi näissä simulaatioissa on valittu tyypillinen Keski-Euroopasta kulkeutunut otsonipitoisuus. Mikäli olisi simuloitu saastuneempaa ilmaa, esimerkiksi $150 \mu\text{g m}^{-3}$, jollaista myös vuosittain esiintyy Suomen alueella, olisi kynnyspitoisuuskin ylittynyt useampana päivänä. Pohjois-Suomen olosuhteissa otsonipitoisuus alenee nopeammin ja pitoisuuden vuorokausivaihtelu on vaimeampaa kuin etelässä, koska sekä typen oksidien että hiilivetyjen päästöt ovat alhaisempia.

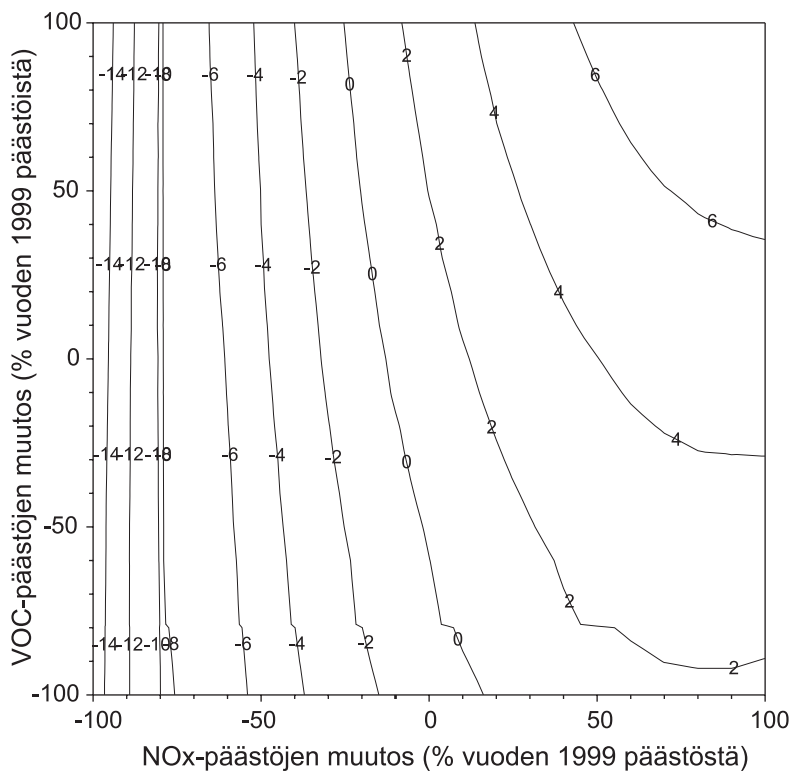
Valittua episoditilannetta käyttäen on tutkittu miten kotimaiset typen oksidien ja hiilivetyjen päästövähennykset vaikuttavat otsonipitoisuuksiin Suomen olosuhteissa. Vertailusuureeksi on valittu otsonin pitoisuus klo 16 toisena simulaatiopäivänä. Etelä-Suomen tapauksessa tämä vastaa otsonin toisen vuorokauden maksimipitoisuutta. Samaa suuretta on käytetty myös Pohjois-Suomen tarkasteluissa, vaikka vuorokausimaksimi siellä pitoisuuden voimakkaasta alenevasta trendistä ja vaimeasta vuorokausivaihtelusta johtuen osuukin kyseisenä vuorokautena muulle tunnille.

Kuvassa 4 on esitetty otsonipitoisuuden muutos VOC- ja NO_x -päästömuutosten funktiona. Tulokset on esitetty myös taulukossa 1. Päästövertailu on tehty vuoden 1999 päästötilanteeseen. Kuvasta nähdään otsoninmuodostuksen epälineaarisuus VOC- ja NO_x -päästöjen suhteen samoin kuin se, että Suomen olosuhteissa tärkein otsonipitoisuuden muutoksiin vaikuttava tekijä on typen oksidien saataavuus. Kun typen oksidien päästöt ovat riittävän alhaiset, ei suurillakaan VOC-pääs-

töjen muutoksilla ole juuri vaikutusta otsonin muodostumiseen. Tässä suhteessa Suomi poikkeaa esimerkiksi tiheään asutuista Keski- ja Etelä-Euroopan alueista, joilla typen oksideja on runsaasti ja joilla hiilivedyt sen seurauksena voivat käyttää hyväkseen koko otsoninmuodostuspotentialinsa. Keski-Euroopan pohjoisosissa on myös alueita, joilla typen oksideja on runsaasti, mutta joilla hiilivetyjen saataavuus asettaa rajoituksia otsonin muodostumiselle. Otsonipitoisuuskäyrästä liikutetaan tällöin alueella, joka sijaitsee kuvan 4 satulapinnasta oikealle, ja jolla suuretkaan typpipäästöjen muutokset eivät mainittavasti vaikuta otsonipitoisuuksiin.



Kuva 3. Otsonipitoisuuden kehitys episodimallisimulaatioiden perustilanteessa Etelä- ja Pohjois-Suomen alueella.



Kuva 4. Otsonipitoisuuden muutos (%) VOC- ja NOx-päästömuutosten funktiona. Päästömuutokset on esitetty prosentteina vuoden 1999 päästöistä.

Taulukko 1. Otsonipitoisuuden muutos prosentteina eri VOC- ja NOx-päästömuutoksille (muutos prosentteina vuoden 1999 päästöistä) Etelä-Suomen mallisimulaatiossa. Vertailusuurena on toisen vuorokauden maksimipitoisuus (klo 16).

NOx	VOC																				
	-100%	-90%	-80%	-70%	-60%	-50%	-40%	-30%	-20%	-10%	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
-100%	-14,9%	-14,9%	-15,0%	-15,0%	-15,0%	-15,0%	-15,0%	-15,1%	-15,1%	-15,1%	-15,1%	-15,2%	-15,2%	-15,2%	-15,2%	-15,3%	-15,3%	-15,4%	-15,4%	-15,4%	-15,4%
-90%	-12,2%	-12,3%	-12,3%	-12,2%	-12,2%	-12,3%	-12,2%	-12,2%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,3%	-12,4%	-12,4%	-12,4%	-12,4%
-80%	-10,2%	-10,2%	-10,1%	-10,1%	-10,1%	-10,1%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-10,0%	-9,9%	-10,0%	-10,0%	-9,9%
-70%	-8,4%	-8,4%	-8,3%	-8,3%	-8,3%	-8,2%	-8,2%	-8,1%	-8,1%	-8,1%	-8,1%	-8,0%	-8,0%	-8,0%	-7,9%	-7,9%	-7,9%	-7,9%	-7,9%	-7,8%	-7,9%
-60%	-6,9%	-6,9%	-6,8%	-6,8%	-6,7%	-6,7%	-6,6%	-6,6%	-6,5%	-6,5%	-6,4%	-6,4%	-6,4%	-6,3%	-6,3%	-6,2%	-6,2%	-6,2%	-6,1%	-6,1%	-6,1%
-50%	-5,6%	-5,6%	-5,5%	-5,4%	-5,3%	-5,3%	-5,3%	-5,2%	-5,1%	-5,1%	-5,0%	-4,9%	-4,9%	-4,8%	-4,8%	-4,8%	-4,7%	-4,6%	-4,6%	-4,6%	-4,5%
-40%	-4,5%	-4,4%	-4,4%	-4,2%	-4,2%	-4,1%	-4,0%	-4,0%	-3,9%	-3,8%	-3,8%	-3,7%	-3,6%	-3,6%	-3,5%	-3,4%	-3,3%	-3,3%	-3,3%	-3,2%	-3,1%
-30%	-3,5%	-3,4%	-3,3%	-3,2%	-3,1%	-3,0%	-3,0%	-2,9%	-2,8%	-2,7%	-2,6%	-2,6%	-2,5%	-2,4%	-2,3%	-2,3%	-2,2%	-2,1%	-2,0%	-1,9%	-1,9%
-20%	-2,6%	-2,5%	-2,4%	-2,3%	-2,2%	-2,1%	-2,0%	-1,9%	-1,8%	-1,8%	-1,7%	-1,6%	-1,5%	-1,4%	-1,3%	-1,2%	-1,1%	-1,1%	-1,0%	-0,9%	-0,8%
-10%	-1,8%	-1,7%	-1,6%	-1,5%	-1,4%	-1,3%	-1,2%	-1,1%	-1,0%	-0,9%	-0,8%	-0,7%	-0,6%	-0,5%	-0,4%	-0,3%	-0,2%	-0,1%	0,0%	0,1%	0,1%
0%	-1,1%	-1,0%	-0,9%	-0,8%	-0,6%	-0,5%	-0,4%	-0,3%	-0,2%	-0,1%	0,0%	0,1%	0,2%	0,3%	0,4%	0,5%	0,6%	0,7%	0,8%	0,9%	1,0%
10%	-0,5%	-0,4%	-0,3%	-0,1%	0,0%	0,1%	0,2%	0,3%	0,5%	0,6%	0,7%	0,8%	0,9%	1,1%	1,1%	1,2%	1,3%	1,5%	1,5%	1,6%	1,8%
20%	0,1%	0,2%	0,3%	0,4%	0,6%	0,7%	0,8%	0,9%	1,0%	1,2%	1,3%	1,4%	1,5%	1,7%	1,7%	1,9%	2,0%	2,1%	2,2%	2,3%	2,5%
30%	0,5%	0,7%	0,8%	0,9%	1,1%	1,2%	1,3%	1,4%	1,6%	1,7%	1,8%	1,9%	2,1%	2,2%	2,3%	2,4%	2,6%	2,7%	2,8%	2,9%	3,0%
40%	0,9%	1,0%	1,2%	1,3%	1,5%	1,6%	1,7%	1,9%	2,0%	2,1%	2,3%	2,4%	2,5%	2,7%	2,8%	2,9%	3,0%	3,2%	3,3%	3,4%	3,5%
50%	1,2%	1,4%	1,5%	1,6%	1,8%	1,9%	2,1%	2,2%	2,4%	2,5%	2,7%	2,8%	2,9%	3,0%	3,2%	3,3%	3,5%	3,6%	3,7%	3,9%	4,0%
60%	1,4%	1,6%	1,8%	1,9%	2,1%	2,2%	2,4%	2,5%	2,7%	2,8%	2,9%	3,1%	3,2%	3,4%	3,5%	3,7%	3,8%	3,9%	4,1%	4,2%	4,3%
70%	1,6%	1,8%	1,9%	2,1%	2,2%	2,4%	2,6%	2,7%	2,9%	3,0%	3,2%	3,3%	3,5%	3,6%	3,8%	3,9%	4,1%	4,2%	4,4%	4,5%	4,6%
80%	1,7%	1,9%	2,1%	2,2%	2,4%	2,6%	2,7%	2,8%	3,0%	3,2%	3,3%	3,5%	3,7%	3,8%	4,0%	4,1%	4,3%	4,4%	4,5%	4,7%	4,9%
90%	1,7%	1,9%	2,1%	2,3%	2,4%	2,6%	2,8%	2,9%	3,1%	3,2%	3,4%	3,6%	3,7%	3,9%	4,0%	4,2%	4,4%	4,5%	4,7%	4,8%	5,0%
100%	1,7%	1,9%	2,0%	2,2%	2,4%	2,6%	2,7%	2,9%	3,1%	3,3%	3,4%	3,6%	3,8%	3,9%	4,1%	4,3%	4,4%	4,6%	4,7%	4,9%	5,1%

Typen oksidien ja VOC:n karakterisointikertoimet

Taulukossa 2 on esitetty otsonipitoisuuden muutos pohjoisen Suomen olosuhteissa typen oksidien ja hiilivetyjen $\pm 30\%$ päästömuutoksille. Vertailun vuoksi taulukkoon on merkitty myös vastaavat prosenttiluvut eteläisen Suomen tapauksessa. Tuloksista havaitaan, että päästömuutokset vaikuttavat otsonipitoisuuksiin hyvin samansuuntaisesti, mutta etelässä VOC-päästömuutoksilla on suhteellisesti enemmän merkitystä. Etelässä typen oksidien päästöt ovat suuremmat kuin pohjoisessa ja edellä todettiin, että Suomen olosuhteissa tärkein otsonipitoisuuksiin vaikuttava tekijä on typen oksidien saatavuus, joten runsastyyppisemmissä olosuhteissa hiilivetyjen vaikutus otsonipitoisuuksiin on suurempi.

Taulukon 2 laskennan pohjana ovat seuraavat antropogeeniset päästötiedot: Etelä-Suomessa (ruuhka-Suomessa) NO_x : $1,945 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja VOC: $1,403 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Pohjois-Suomessa (Oulu-Kajaanin seutu) NO_x : $0,524 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja VOC: $0,351 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Toisen simulaatiopäivän otsonipitoisuus, jonka suhteen pitoisuusmuutokset on arvioitu, on Pohjois-Suomessa 49 ppb ja Etelä-Suomessa 53 ppb.

Elinkaariarvioinnissa käytettävät karakterisointikertoimet saadaan yksinkertaisesti taulukon 2 tiedoista ja edellä esitetyistä päästö- ja pitoisuustiedoista. Vaikutusluokan indikaattorina on otsonipitoisuusmuutosmäärä. Typen oksidien karakterisointikertoimen C_{NO_x} laskennan lähtökohtana on seuraava yhtälö:

$$C_{\text{NO}_x} = \left| \frac{\Delta O_3}{\Delta E_{\text{NO}_x}} \right| \quad (3)$$

missä ΔO_3 on otsonipitoisuuden muutos kun NO_x -päästöjä (E_{NO_x}) joko vähennetään tai lisätään tietyn määrän verran nykytilanteesta muiden päästöjen pysyessä entisellään. Sijoittamalla Pohjois-Suomen tilannetta kuvaavat lähtötiedot saadaan kaksi vaihtoehtoista arvoa typen oksidin karakterisointikertoimelle (4,94 ja 4,32) riippuen siitä valitaanko laskennan perusteeksi 30 % päästövähennys tai -lisäys. Koska ei ole perusteita sanoa kumpi on oikeampi luku, karakterisointikertoimeksi valitaan keskiarvo.

VOC-päästöjen karakterisointikertoimien C_{VOC} määrittäminen tehdään vastaavalla tavalla kuin NO_x -päästöjen: VOC-päästöjä (E_{VOC}) joko vähennetään tai lisätään tietyn määrän verran nykytilanteesta muiden päästöjen pysyessä entisellään. 30 % päästövähennysten ja -lisäysten tuloksista voidaan keskimääräiset karakterisointikertoimet sekä Etelä- että Pohjois-Suomen tilanteessa (taulukko 3).

Taulukko 2. Otsonipitoisuuden prosentuaalinen muutos $\pm 30\%$ VOC- ja NO_x -päästömuutoksille (muutos prosentteina vuoden 1999 päästöistä) Etelä- ja Pohjois-Suomen olosuhteissa. Vertailusuurena on otsonipitoisuus toisena simulaatiopäivänä klo 16.

Etelä-Suomi (61°N)				Pohjois-Suomi (65°N)			
VOC				VOC			
NO_x	-30%	0%	+30%	NO_x	-30%	0%	+30%
-30%	-2,9%	-2,6%	-2,4%	-30%	-1,7%	-1,6%	-1,6%
0%	-0,3%	0,0%	0,3%	0%	-0,1%	0,0%	0,0%
+30%	1,4%	1,8%	2,2%	+30%	1,3%	1,4%	1,4%

Taulukko 3. Alailmakehän otsonin muodostumisen karakterisointikertoimet NO_x - ja VOC-päästöille (otsonipitoisuuden muutos ppb/t päästöä) Etelä-Suomen ja Pohjois-Suomen olosuhteissa. sekä niiden välien suhdeluku. Karakterisointikertoimien määrittelyperusteena on taulukon 2 tilanne.

Alue	C_{NO_x}	C_{VOC}	$C_{\text{NO}_x} / C_{\text{VOC}}$
Etelä-Suomi:	2,00	0,38	5,3
Pohjois-Suomi:	4,62	0,32	14,4

Saatujen tulosten perusteella huomataan, että Suomi ei ole yhtenäinen alue alailmakehän otsoninmuodostumisessa. Etelä-Suomessa typen oksideilla on pienempi merkitys kuin Pohjois-Suomessa. Ero on yli kaksi ja puolikertainen.

Taulukon 1 tietojen perusteella voidaan laskea karakterisointikertoimet Etelä-Suomen NO_x - ja VOC-päästöille esimerkiksi $\pm 10\%$ tai $\pm 80\%$ päästömuutoksien tulosten avulla. Taulukon 4 tulokset osoittavat, että karakterisointikertoimien suuruus vaihtelee jonkin verran sen perusteella, mikä päästömuutos valitaan karakterisointikertoimien perustaksi. Elinkaariarvioinnissa tarkastellaan tuotteeseen liittyviä päästöjä, joiden merkitys kokonaispäästöistä on hyvin pieni. Tämän takia karakterisointikertoimien määrittely tulisi perustua mahdollisimman vähäiseen päästömuutostarkasteluun (vrt. Seppälä 2003).

Taulukoista 1 ja 2 nähdään lisäksi, että alailmakehän otsonin muodostumisen NO_x - ja VOC-päästöjen karakterisointi on tehtävissä toisistaan riippumattomasti: mallitulosten perusteella samanaikaisesti NO_x - ja VOC-päästöillä tehtävät vähäiset päästövähennykset aiheuttavat samanlaisen otsonipitoisuuden laskun kuin kummankin päästön erikseen tehtävät päästömuutokset aiheuttavat yhteensä. Toisin sanoen alailmakehän otsonin muodostumisen indikaattorituloksia voidaan laskea perinteisellä karakterisointiyhtälöllä, jossa tarkasteltavan tuotesysteemin päästöt kerrotaan niitä vastaavilla karakterisointikertoimilla ja näin saadut tulot lasketaan yhteen.

Taulukko 4. Alailmakehän otsonin muodostumisen karakterisointikertoimet NO_x - ja VOC-päästöille (otsonipitoisuuden muutos ppb/t päästöä) Etelä-Suomen olosuhteissa. Karakterisointikertoimien määrittely perustuu taulukon 1 tuloksiin.

Määrittelyn perustana olevat päästömuutokset	C_{NO_x}	C_{VOC}
$\pm 10\%$	2,04	0,38
$\pm 30\%$	2,00	0,38
$\pm 80\%$	2,27	0,40

Otsoninmuodostumispotentiaaliarvot ja karakterisointikertoimet

Hiilivetyjen määrän ohella myös niiden koostumus vaikuttaa otsonin muodostumiseen. Yleensä reaktiivisemmat hiilivedyt muodostavat episodien aikana enemmän otsonia kuin hitaammin hapettuvat. Hiilivetyjä voidaan luokitella niiden otsoninmuodostuspotentiaal mukaan. Otsoninmuodostuspotentiaaleja voidaan laskea eri tavoin riippuen siitä millaisessa ympäristössä tilannetta tarkastellaan. Korkean typpipitoisuuden ja suurten typpipäästöjen tapauksessa (esimerkiksi amerikkalainen tai eteläeurooppalainen suurkaupunki) käytetään usein MIR (Maximum Incremental Reactivity) -asteikkoa, joka on kehitetty Yhdysvalloissa (esim. Carter 1994, Carter ym. 1995). Näissä tarkasteluissa aikaskaala on yleensä tunteja tai enintään yksi vuorokausi. Pohjois-Euroopassa, missä otsonin muodostuminen kaukokulkeutumisen aikana ja pitkän ajan altistuminen ovat otsonin haittavaikutusten kannalta merkittävämpiä kuin nopea paikallinen muodostuminen kaupun-

kiympäristössä episoditilanteessa, käytetään yleensä POCP-asteikkoa (Derwent ja Jenkin 1991, Derwent ym. 1996, 1998). MIR- ja POCP-asteikkojen erona on se, että MIR ilmoittaa suoraan miten monta moolia otsonia yksi mooli kutakin hiilivetyä tuottaa kun taas POCP:tä käytettäessä muita hiilivetyjen otsoninmuodostuspotentiaaleja verrataan eteenin otsoninmuodostuspotentiaaliin, jonka arvoksi on asetettu 100.

Tässä työssä laskettiin Ilmatieteen laitoksen valokemiallisella trajektorimallilla (FMI/PTM) otsoninmuodostuspotentiaalit hiilivedyille, typen ja rikin oksideille, hiilimonoksidille, kokonaishiilivedyille ja metaanille (taulukko 5). Malliajosten olosuhteet vastasivat aikaisemmin tässä luvussa esitettyä episoditilannetta (ks. kohta "Lähtökohdat"). Laskelmissa tehtiin vuorotellen kunkin tarkasteltavan komponentin päästöön pieni lisäys (28,5 painoprosentin lisäys perustilanteen kokonaishiilivetyemissioon) ja tutkittiin miten se vaikuttaa otsonipitoisuuteen. Taulukossa 5 on esitetty sekä kunkin päivän suurimman iltapäiväpitoisuuden että koko tarkastelun (neljän päivän) aikana muodostuneen otsonin avulla lasketut POCP-arvot. Suomen olosuhteissa saatuja arvoja on verrattu Derwentin ym. (1996, 1998) Englannissa laskemiin otsoninmuodostuspotentiaaleihin (Derw 1 ja Derw 2). Ero englantilaisten laskelmien välillä on myöhemmässä tarkastelussa (Derw 2) käytetty täydellisempi valokemiallinen malli. Englannin laskelmatarkastelussa simulointiaika on ollut lisäksi 100 tuntia kun Suomen laskelmassa se oli 84 tuntia, mikä osaltaan aiheuttaa myös pientä eroa mallien tuloksiin.

Suomen olosuhteissa lasketut hiilivetyjen otsoninmuodostuspotentiaalit ovat hiilivetyjä keskenään vertailtaessa samansuuntaisia kuin Englannissa saadut tulokset, mutta poikkeavat näistä lukuarvoiltaan eräissä tapauksissa huomattavastikin. Tähän ovat syynä sekä erilaiset ympäristö-olosuhteet että suomalaisten hiilivetyjen keskieuropalaisesta poikkeava päästöprofiili. Typpirajoitteisuudesta johtuen hiilivetyjen lisäyksillä ei saada aikaan yhtä suuria muutoksia otsonipitoisuuksiin kuin saastuneemmassa Keski-Euroopassa, joten myös POCP-arvot jäävät meillä keskimäärin alhaisemmiksi. Suomen olosuhteissa korkein otsoninmuodostuspotentiaali on eteenillä, johon muita yhdisteitä tässä tarkastelussa verrataan. Keski-Euroopan oloissa muun muassa useilla reaktiivisilla alkeeneilla on eteeniä selvästi korkeampia POCP-arvoja.

Suomen ja Keski-Euroopan ilmakemiallisen ympäristön ero näkyy selvästi siinä miten typpipäästöjen lisäys vaikuttaa otsonipitoisuuksiin. Nyt tehdyissä episoditarkasteluissa sekä typpimonoksidi- että typpidioksidipäästöjen kasvattaminen lisää otsoninmuodostusta selvästi, kun taas Englannin olosuhteisiin tehdyissä laskelmissa typpimonoksidin lisääminen vähentää otsoninmuodostusta (POCP negatiivinen) ja typpidioksidin lisääminen kasvattaa hyvin lievästi otsoninmuodostusta. Rikkidioksidin, hiilimonoksidin ja metaanin otsoninmuodostuspotentiaalit ovat Suomen olosuhteissa alhaisia ja samaa suuruusluokkaa kuin vastaavat Englannissa saadut arviot.

Taulukosta 5 saadaan suoraan erilaisten haihtuvien hiilivety-yhdisteiden, typen monoksidin, typen oksidin, rikkidioksidin, hiilimonoksidin ja metaanin karakterisointikertoimet POCP-arvoina. Kysymys kuuluu, mistä sarakkeesta olevat arvot parhaiten sopivat LCA:n karakterisointikertoimiksi. Edellä taulukoissa 1 ja 2 esitetyt lukuarvot vastaavat sarakkeen 2 arvoja eli toisen päivän iltapäivämaksimipitoisuuksien muutoksista laskettuja POCP-arvoja. Nämä arvot antavat hyvän perustan karakterisointikertoimille Suomen olosuhteissa, joissa otsoniepisodit ovat lyhytaikaisia toisin kuin Etelä- ja Keski-Euroopassa. Näillä alueilla taas koko jakson yli integroidun otsonipitoisuuden muutoksen perusteella määritetyt POCP-arvot (viimeiset sarakkeet taulukossa 5) kuvaavat paremmin karakterisointikertoimia.

Taulukko 5. Episodimallilla lasketut kotimaiset otsoninmuodostuspotentiaalit (POCP) hiilivedyille ja eräille muille päästöissä esiintyville kaasuille. POCP-arvot on laskettu sekä otsonipitoisuuden iltapäivämaksimeista että koko tarkastellun episodin aikaisesta otsoninmuodostuksesta. Jälkimmäisiä arvoja on verrattu Derwentin ym. (1996, 1998) Englannin olosuhteissa laske-miin otsoninmuodostuspotentiaaleihin.

POCP-arvot	Iltapäivän maksimipitoisuudet				Otsonin muodostuminen tarkastelujakson aikana		
	Päivä 1	Päivä 2	Päivä 3	Päivä 4	Tämä työ	Derw 1	Derw 2
ethane	0,0	1,4	2,3	3,4	2,3	14,0	12,3
propane	2,5	5,5	8,3	11,7	8,7	41,1	17,6
n-butane	10,0	10,4	16,0	21,6	15,9	59,9	35,2
i-butane	5,0	3,7	3,0	3,7	2,2	42,6	30,7
n-pentane	15,0	14,1	25,6	37,0	27,8	62,4	39,5
i-pentane	12,5	11,3	16,9	21,7	16,7	59,8	40,5
n-hexane	17,5	18,6	31,1	42,4	31,5	64,8	48,2
2-methylpentane	12,5	15,6	24,4	33,2	24,5	77,8	42,0
3-methylpentane	7,5	11,8	23,1	34,5	23,4	66,1	47,9
2,2-dimethylbutane	7,5	12,4	15,4	18,2	14,3	32,1	24,1
2,3-dimethylbutane	7,5	4,5	11,4	15,6	8,9	94,3	54,1
n-heptane	17,5	22,2	36,9	49,4	36,9	77,0	49,4
2-methylhexane	15,0	19,1	34,4	46,5	34,2	71,9	41,1
3-methylhexane	15,0	19,3	34,5	46,5	34,3	73,0	36,4
n-octane	17,5	22,3	35,7	46,2	35,4	68,2	45,3
2-methylheptane	15,0	21,0	33,2	43,1	32,7	69,4	n.a.
n-nonane	15,0	22,3	39,6	53,8	39,9	69,3	41,4
2-methyloctane	15,0	13,9	25,5	35,8	25,3	70,6	n.a.
n-decane	15,0	18,0	33,1	46,1	33,2	68,0	38,4
2-methylnonane	15,0	16,6	31,6	44,5	31,6	65,7	n.a.
n-undecane	15,0	16,2	30,9	43,0	30,9	61,6	38,4
dodecane	15,0	16,2	31,2	45,7	32,1	57,7	35,7
ethylene	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
propylene	77,5	59,6	62,0	60,7	61,2	107,9	112,3
1-butene	70,0	61,9	71,1	73,8	70,1	113,2	107,9
2-butene	-25,0	10,4	22,0	23,8	15,8	99,3	113,9
2-pentene	-12,5	21,2	34,8	37,8	29,0	95,3	111,9
1-pentene	47,5	53,7	67,8	74,8	67,2	104,1	97,7
2-methylbut-1-ene	102,5	48,1	47,0	49,3	53,3	83,0	77,1
3-methylbut-1-ene	60,0	61,3	60,1	60,0	62,0	118,4	67,1
2-methylbut-2-ene	40,0	23,0	26,3	27,5	28,7	77,1	84,2
butylenes	125,0	59,6	50,2	46,8	57,3	70,3	62,7
acetylene	15,0	17,5	22,0	26,6	22,0	28,0	8,5
benzene	12,5	19,1	24,0	29,1	24,1	33,4	21,8
toluene	22,5	34,6	40,1	43,3	40,1	77,1	63,7
o-xylene	22,5	35,7	41,6	42,6	41,1	83,1	105,3
m-xylene	42,5	53,3	57,9	59,0	58,6	108,8	110,8
p-xylene	10,0	33,2	43,4	46,7	42,0	94,8	101,0
ethylbenzene	30,0	43,7	54,2	60,7	54,1	80,8	73,0
n-propylbenzene	22,5	36,3	48,0	57,7	49,1	71,3	63,6
i-propylbenzene	22,5	38,6	46,3	51,1	46,7	74,4	50,0
1,2,3-trimethylbenzene	32,5	42,0	54,6	56,2	53,7	124,5	126,7
1,2,4-trimethylbenzene	32,5	43,3	54,6	56,5	54,5	132,4	127,8
1,3,5-trimethylbenzene	35,0	50,3	59,4	59,5	59,8	129,9	138,1
o-ethyltoluene	35,0	42,6	53,6	58,5	53,4	84,6	89,8
m-ethyltoluene	42,5	49,3	59,0	62,6	59,0	98,5	101,9

p-ethyltoluene	32,5	40,3	52,8	59,0	53,0	93,5	90,6
formaldehyde	42,5	34,9	30,4	29,4	36,9	55,4	51,9
acetaldehyde	-87,5	-5,2	6,0	6,0	-3,4	65,0	64,1
propionaldehyde	-45,0	24,2	38,2	41,5	32,6	75,5	79,8
butyraldehyde	-47,5	27,3	45,4	53,0	41,2	77,0	79,5
i-butyraldehyde	-32,5	32,9	37,2	36,6	36,4	85,5	51,4
valeraldehyde	-17,5	43,8	57,0	62,5	53,7	88,7	76,5
benzaldehyde	-55,0	-47,4	-41,5	-37,0	-38,0	-5,6	-9,2
acetone	0,0	2,2	3,5	4,8	3,9	18,2	9,4
methylethylketone	0,0	4,8	11,2	16,9	12,3	51,1	37,3
methyl-i-butylketone	-20,0	20,5	29,0	30,8	24,7	84,3	49,0
methyl alcohol	5,0	8,8	11,1	14,1	11,8	20,5	13,1
ethyl alcohol	-5,0	-2,9	2,9	5,7	1,5	44,6	38,6
methyl acetate	0,0	1,9	1,7	1,5	1,3	4,6	4,6
ethyl acetate	0,0	1,3	0,2	-0,5	-1,2	32,8	21,3
i-propylacetate	5,0	5,9	4,0	3,2	2,7	29,1	21,3
n-butylacetate	0,0	4,5	11,9	17,7	10,9	51,1	24,1
i-butylacetate	7,5	7,1	6,4	8,0	5,6	n.a.	n.a.
methylene chloride	0,0	0,8	0,9	1,3	1,0	3,1	6,8
methyl chloroform	0,0	0,5	0,2	0,4	0,4	0,2	0,9
tetrachloroethylene	0,0	0,6	0,6	0,8	0,6	3,5	2,9
trichloroethylene	7,5	8,1	8,0	8,6	8,0	7,5	32,5
methylcyclohexane	7,5	37,0	65,1	84,0	65,1	73,2	n.a.
styrene	22,5	-19,1	-19,7	-18,0	-15,0	7,7	14,2
n-butanol	12,5	28,2	42,0	50,5	41,9	62,8	61,2
diacetone alcohol	0,0	5,3	7,6	9,9	7,7	61,7	26,2
formic acid	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	0,3	3,2
acetic acid	-2,5	-1,9	-3,1	-4,3	-4,0	15,6	9,7
methyl chloride	0,0	0,6	0,7	0,8	0,7	3,5	0,5
vinyl chloride	35,0	31,0	26,9	25,7	26,7	27,2	n.a.
i-propanol	7,5	11,0	10,7	11,1	10,6	21,6	14,0
i-butanol	12,5	23,2	26,9	28,9	26,5	59,1	37,5
s-butanol	7,5	11,2	15,3	19,4	15,7	46,8	40,0
cyclohexanone	5,0	26,8	49,9	66,1	49,9	52,9	29,9
cyclohexanol	17,5	33,5	55,9	72,0	56,4	62,2	44,6
butylglycol	37,5	37,0	45,3	52,0	45,9	62,9	43,8
methoxypropanol	15,0	14,5	17,9	19,2	16,4	51,8	41,2
1,3-dimethyl-5-methylbenzene	37,5	52,2	64,1	66,2	64,6	n.a.	n.a.
1,3-diethyl-5-methylbenzene	40,0	53,4	66,9	71,2	68,0	119,5	99,8
isoprene	25,0	63,2	64,3	64,2	63,0	117,8	109,2
cyclohexane	30,0	33,1	52,6	72,9	55,5	59,5	29,0
t-butanol	7,5	9,0	11,1	13,5	11,4	19,1	12,3
dimethyl ether	25,0	25,1	26,0	27,7	25,3	26,3	17,4
methyl-t-butyl ether	15,0	15,4	16,6	18,5	15,9	26,8	15,2
n-propylacetate	5,0	6,6	9,0	11,0	7,3	48,1	29,0
1,1-dichloroethylene	30,0	21,7	18,3	17,2	18,4	23,2	n.a.
propionic acid	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	n.a.
Cis 1,2-dichloroethylene	10,0	11,1	10,7	11,3	10,6	17,2	44,7
Trans dichloroethylene	7,5	9,5	10,1	10,2	9,6	10,1	39,2
NO	435,0	129,6	90,7	69,1	55,1	-42,7	n.a.
NO ₂	417,5	122,7	88,2	70,9	79,5	2,8	n.a.
SO ₂	2,5	4,1	2,7	2,4	2,9	4,8	n.a.
CO	0,0	1,6	1,7	2,2	1,8	2,7	n.a.
VOC	20,0	25,6	30,9	35,4	31,3	n.a.	n.a.
CH ₄	0,0	2,1	0,8	0,5	0,9	3,4	0,6

Derw 1: Derwent ym. 1996

Derw 2: Derwent ym. 1998

Tulosten hyödyntäminen ja arviointi

Valokemiallisen trajektorimallin käyttö on mahdollistanut joukon tärkeitä havain-toja alailmakehän otsonin muodostumisen karakterisointikertoimista. Ensinnäkin tulokset osoittavat, että Etelä- ja Pohjois-Suomessa eivät päde samat karakterisoin-tikertoimet etenkin typen oksidipäästöille. Alailmakehän otsonin muodostumi-sen oikea kuvaaminen edellyttää erilaisten karakterisointikertoimien käyttöä jo Suomen sisällä. Toiseksi trajektorimalli antaa näkemyksen siitä, että muutaman kymmenen prosentin päästövähennys tai -lisäys antaa hyvän lähtökohdan karak-terisointikertoimien määrittämiselle elinkaariarviointisovelluksia silmälläpitäen. Käytetty päästövähennysten prosenttimäärä ei näyttänyt muuttavan vaikutuksia merkittävästi. Kolmanneksi trajektorimallin avulla on pystytty tuottamaan suuruus-luokka metaanin, rikkidioksidin, hiilimonoksidin ja eri hiilivetyjen karakterisointi-kertoimista Suomen olosuhteissa.

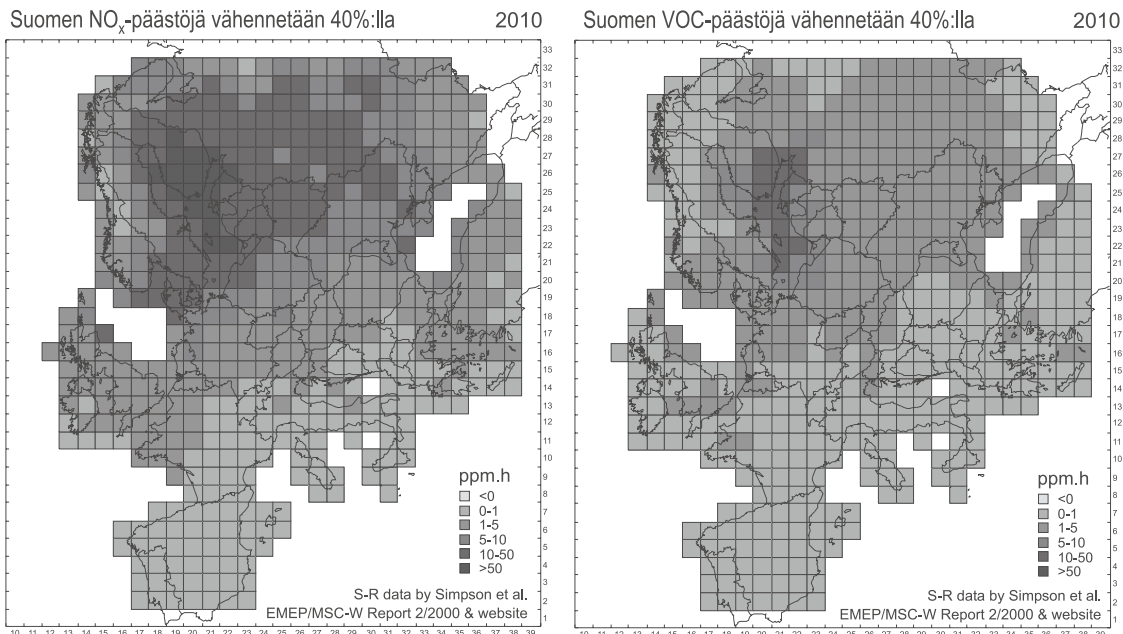
Valokemiallinen trajektorimallin tuloksista johdetut karakterisointikertoimet ovat kuitenkin puutteellisia sen takia, että mallilla ei pystytä kuvaamaan otsonipi-toisuuden muutoksia kuin suppealla maantieteellisellä alueella tietyssä episoditi-lanteessa. Mallin kuvauskyvyn heikkous merkitsee myös sitä, että vaikutusindi-kaattori rajoittuu otsonipitoisuuksien muutoksien tarkasteluun. Ihmisen terveys-vaikutuksia, metsävaikutuksia, peltovaikutuksia ja materiaalivahinkoja kuvaavia indikaattoreita ei ole syytä käyttää trajektorimallin yhteydessä. Näiden indikaatto-rien käyttö on mielekästä vasta kun käytettävissä malli, joka pystyy kuvaamaan laajemmin alueellisia ja ajallisia näkökohtia otsonipitoisuuksissa (ks. luku 3.4).

3.4 Karakterisointikertoimien määrittäminen EMEP-otsonimallilla

Mallin lähtökohdat

Ilmansaasteiden vaikutuksia ja vähentämistarpeita käsittelevässä kaukokulkeuma-sopimuksessa (CLRTAP, 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Polluti-on) toimii eri ohjelmia, joilla arvioidaan päästöjä, leviämistä ilmakehässä ja vaikutuk-sia, ja jotka saavat tukea YK:n Euroopan talouskomissiolta (UNECE, United Nations Economic Commission for Europe). Sopimuksen alainen läntinen EMEP-keskus on kehittänyt Euroopan laajuista otsonimallia. Malli on Lagrange-tyyppinen valokemi-allinen trajektorimalli, ja se on kuvattu tarkemmin teoksessa EMEP 2000. Tämän EMEP-otsonimallin tuloksia ja vertailuja mittauksiin on raportoitu vuosittain. Malli kattaa Euroopan maa-alueet, paitsi itäisimmän Venäjän osalta (ks. kuva 5).

Tässä tutkimuksessa käytettiin EMEP-otsonimallin tuloksia, jotka kuvaavat kunkin Euroopan maan päästövähennysten aiheuttamia otsonitasojen muutoksia mantereen kattavassa laskentaruudukossa (EMEP 2000). Simuloinnit kattavat me-teorologiset vuodet 1992–1996. Perustapauksena on käytetty odotettavissa olevia vuoden 2010 päästöjä (kilotonneina vuodessa) (Vestreng ja Støren 2000). Tilanne kuvaa odotettavissa olevaa kaukokulkeumasopimuksen velvoitteiden (UNECE 1999) ja EU:n päästökattodirektiivin kansallisten päästökattojen (EU 2001) mukais-ta Euroopan päästöjen tilannetta. Antropogeenisiä eli ihmisperäisiä NO_x - ja VOC-päästöjä on vähennetty vuoronperään kullekin maalle 40 % perustapauksesta. (VOC-päästöt eivät sisällä metaania eli kyse on NMVOC-päästöistä). Tämän jäl-keen EMEP-otsonimalli on ajettu viiden meteorologisen vuoden läpi, ja lopputu-loksena saatuja otsonipitoisuuksien kuvaajia on verrattu perustapaukseen. Vertai-lun pohjalta on laskettu kunkin maan kummankin saastukseen vähennyksen vai-ikutukset laskentaruudukon kunkin ruudun (tai maan) otsonipitoisuuksien kuvaa-



Kuva 5. Esimerkki Suomen typenoksidi- ja VOC-päästöjen 40 % vähennysten vaikutuksesta AOT40_c-vaikutuskuvaajaan (viljelykasvien altistusriski satovahingoille) Euroopassa laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten pohjalta (EMEP 2000).

jiin. Jakamalla vaikutus vähennysmäärällä voidaan johtaa yksikköpäästöä vastaavat vaikutukset, joita käytetään elinkaarianalyseissä. Saatujen lähde-kohde-kertoimien käyttäytymistä ja lineaarisuutta on havainnointu seuraavissa teoksissa: Simpson (1991), Simpson ja Malik (1996) ja Simpson ym. (1997).

Suomen NO_x- ja VOC-päästöjen vaikutuksia Euroopan otsonipitoisuuksiin kuvataan edellä mainittujen mallitulosten pohjalta. Laskentatieto on saatu läntisen EMEP-keskuksen internet-sivuilta (EMEP-data 2002), joka kuvaa tiedon "maastaruudukkoon"-kulkeutumiskertoimina ("country-to-grid") kun taas viitteessä (EMEP 2000) esitetyt tulokset kertovat "maasta-maahan"-kulkeutumiskertoimet ("country-to-country").

EMEP-tulokset ja vaikutusindikaattorit

EMEP-otsonimalli laskee otsonipitoisuudet päivittäin kuuden tunnin välein jokaisessa laskentaruudukon 150 km × 150 km kokoisessa ruudussa. Pitoisuudet kuvataan pääosin yksikkönä ppb (parts per billion, yksi miljardiosa tilavuudesta), mutta myös yksiköitä ppm (parts per million, miljoonasosa tilavuudesta) tai ppt (parts per trillion, triljoonasosa tilavuudesta) käytetään yleisesti. Lämpötilassa 20 °C ja paineessa 1013 mb yksi ppb otsonia vastaa 2 μg m⁻³.

Vaikutusten arviointi perustuu neljään indikaattoriin (EMEP 2000, Kärenlampi ja Skärby 1996):

- 1) Otsonipitoisuuden vuoden keskiarvo. Se on keskiarvo laskettuna päivittäisistä maksimipitoisuuksista kuuden kuukauden aikaväliltä huhtikuu-syyskuu. Yksikkönä on ppb tai ppt.
- 2) AOT40_c (c=crops, viljelykasvit). AOT tarkoittaa kynnyksarvon ylittävää kertyvää pitoisuutta (accumulated over threshold), ja AOT40:ssä kynnyksarvona on 40 ppb (80 μg m⁻³). Vain päivänvalon ajan tunnit on otettu mukaan laskentaan. Viljelykasveille käytetty aikaväli on kolmen kuukauden kasvukausi

- toukokuu-heinäkuu. Yksikkönä on ppb.h eli pitoisuus kerrottuna tunneilla. Pitkän aikavälin altistuksena 40 ppb ylittävälle otsonipitoisuuksille on viljelykasveille esitetty kriittistä AOT40-raja-arvoa 3000 ppb.h ($6000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$).
- 3) AOT40_f (f=forests, puut). Laskentamenetelmä on sama kuin edellä, mutta aikaväli on kuusi kuukautta huhtikuu-syyskuu. Pitkän aikavälin altistuksena 40 ppb ylittävälle otsonipitoisuuksille on puille esitetty kriittistä AOT40-raja-arvoa 10000 ppb.h ($20000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$).
 - 4) AOT60 terveysvaikutukset. Laskentamenetelmä kertyvälle otsonipitoisuudelle (AOT) on sama kuin edellä, ja laskennan aikaväli on kuusi kuukautta huhtikuu-syyskuu. Pitoisuuden arvo 60 ppb kuvastaa Maailman terveysjärjestön (WHO) ohjearvoa $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (60 ppb) kahdeksan tunnin liukuvana keskiarvona. AOT60 kuvaa yhtäaikaisesti sekä raja-arvon ylittävää pitoisuutta ja ylitysten lukumäärää, jotka molemmat ovat osoittautuneet tärkeiksi terveysvaikutusten kannalta. Tämän vuoksi AOT60-arvoa on yleisesti käytetty alustavana terveysvaikutusten kuvaajana yhdennetyissä arviointimalleissa päästövähennystarpeita hahmoteltaessa.

EMEP-otsonimallin kulkeutumiskertoimet ("country-to-grid") kuvaavat pitoisuuksia ja muita vaikutusindikaattoreita laskentaruudun kunkin yksittäisen ruudun keskiarvona. Laskentaan käytettyjen EMEP-otsonimallin vaikutustietojen tarkkuus on vuosikeskiarvossa $\pm 0,1$ ppt ja AOT-arvoilla $\pm 0,0001$ ppb.h. Tässä työssä tulokset on laskettu ensin kertyvinä pitoisuusvaikutuksina siten, että on laskettu yhteen ruudun maapinta-alalla painotetut muutokset niistä ruuduista, joissa muutoksia kussakin otsoni-indikaattorissa tapahtuu. Ruutujen pinta-alatiedot ovat samat kuin EMEP/MSW:n käyttämät. Tällöin tulosten yksiköt säilyvät samoina eli ppt ja ppb.h. Painotusmenetelmä on yhtenevä EMEP:n omien tulosten esitysten kanssa (EMEP 2000, taulukot 7.1-7.6). Tämän pitoisuusmuutostarkastelun lisäksi laskettiin indikaattorit kokonaisvaikutuksille siten, että maapinta-aloja käytettiin suoraan kertoina ruuduttaisille otsoni-indikaattorien muutoksille. Vaikutusindikaattorien yksiköiksi tulee tässä tapauksessa ppt x km² ja ppb.h x km². Sekä pitoisuus- että kokonaisvaikutus laskettiin Suomelle, myös karakterisointikertoimina eli päästömuutoksella jaettuna. Kokonaisvaikutukset esitetään vertailun vuoksi myös Ranskalle ja Espanjalle.

Kunkin vaikutusindikaattorin määrä on ruuduittain kerrytettävä muutos perustilanteeseen verrattuna, kun kunkin ruudun maapinta-alaa käytetään painokertoimena. Suomen NO_x- ja VOC-päästöjen vuonna 2010 oletettiin laskelmissa olevan 170 kt NO₂ ja 130 kt VOC (Vestreng ja Støren 2000), mikä vastaa myös EU:n päästökattodirektiivin tavoitteita (EU 2001), kun ne vuonna 2000 olivat vastaavasti 236 kt NO₂ ja 160 kt VOC (Vestreng ja Klein 2002). Mikäli päästövähennyksillä on myös negatiivisia vaikutuksia, ne vähennetään kerrytettävistä tuloksista. Esimerkiksi Suomen NO_x-päästövähennys yksinään jopa lisää jonkin verran otsonipitoisuuksia Brittein saarten ja Välimeren maiden alueiden joissakin ruuduissa (ks. kohta 3.1). Suomen päästövähennysten aiheuttamia negatiivisia vaikutuksia oli vaikutusindikaattoreissa vuosikeskiarvo, AOT40_f ja AOT60 johtuen NO_x-vähennyksestä, ja AOT60-indikaattorissa VOC-vähennyksestä johtuen. Niiden vaikutus oli kuitenkin kokonaisuudessaan vain prosentin luokkaa.

Esitettyjä vaikutuksia on mahdollista vertailla toisiinsa sellaisenaan, mikäli halutaan a priori subjektiivisesti arvottaa käsitellyt neljä vaikutusindikaattoria samanarvoisina. On mahdollista tarkentaa vielä lisää eri vaikutusindikaattorien ominaisuuksia mm. painottamalla AOT40-tuloksia viljelykasvien ja metsien pinta-aloisuuksilla kussakin ruudussa. Tässä työssä ei ole käytetty maapinta-alan lisäksi muita painokertoimia paremman alustavan vertailtavuuden takia.

Tulokset

Taulukossa 6 on Suomen päästövähennysten pitoisuusvaikutukset laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000), kun NO_x - ja VOC-päästöjä vähennettiin kutakin erikseen 40 %. Tulokset on jaoteltu neljälle vaikutusindikaattorille kerryttäen muutokset niistä laskentaruuduista, joissa muutoksia tapahtuu ja jotka sisältävät maapinta-alaa. Tulokset on laskettu erikseen Suomen, muun Euroopan ja koko Euroopan alueille, sillä tulokset eivät ole summautuvia.

Tulosten perusteella NO_x -vähennykset johtavat noin kymmenen kertaa suurempiin otsoninmuodostusvähennyksiin kuin VOC-vähennykset, kun tarkastellaan vaikutuksia Suomen alueella. Sama suuntaus heijastuu muun Euroopan alueelta, mutta noin puolta heikompana. Voimakkaimmin suhde näkyy AOT40_c-indikaattorilla, joka on indikaattorina suhteellisen hyvin perusteltu. AOT60-indikaattorin lukuarvoja voidaan yleisesti pitää epävarmimpina esitetyistä indikaattoreista. Melko korkean raja-arvon 60 ppb ylittävät pitoisuudet eivät juuri muutu pelkäänsä Suomen päästövähennysten vuoksi.

Suomen omat päästöt vaikuttavat suhteellisesti eniten Suomen omalla alueella, sillä muun Euroopan kertynyt painotettu osuus on vajaa kymmenesosa Suomen alueen vaikutuksista. VOC-vähennysten suhteellinen alueellinen vaikutus (Suomen alueen vaikutusten suhde muun Euroopan (FIN/(Eur-FIN)) vaikutuksiin) oli noin puolet NO_x -vähennysten vaikutuksista.

Taulukossa 7 nämä arvot on jaettu vähennetyllä (–40%) NO_x - ja VOC-päästömäärällä (68 kt NO_2 ja 52 kt VOC). Tuloksena saadaan elinkaariarvioinnissa käytettävät karakterisointikertoimet eli vaikutukset päästöyksikköä kohden, tässä kilotonnia kohden. Normeerauksen vuoksi alueellisten vaikutusten suhteet (FIN/(Eur-FIN)) eivät muutu taulukon 6 arvoista. NO_x -VOC-suhteet pienenevät kaikilla vaikutusindikaattoreilla noin neljänneksen pitoisuusvaikutuksiin verrattuna, mitä selittää NO_x -vähennysmäärän VOC-vähennystä suurempi määrä.

Taulukossa 8 on laskettu taulukon 6 tilannetta vastaavat kokonaisvaikutukset kertomalla kunkin ruudun pitoisuusmuutokset ruudun maapinta-alalla. Koska ruuduttaiset pitoisuusmuutokset kerrottiin ruudun maapinta-alalla, Suomen päästöjen vaikutukset muodostuvat suuremmiksi muussa Euroopassa kuin Suomessa eli päinvastaiseksi pitoisuusvaikutuksiin verrattuna. VOC-vähennysten vaikutus oli edelleen noin puolet NO_x -vähennysten vaikutuksista, ja NO_x -VOC-suhde säilyi käytännössä samana kuin pitoisuusvaikutuksissa.

Taulukossa 9 nämä arvot on jaettu vähennetyillä päästömäärillä karakterisointikertoimien laskemiseksi. Ne on esitetty tonnia kohden. NO_x -VOC-suhteet ovat käytännössä samoja kuin taulukossa 7, kuten laskentamenetelmien pohjalta oli odotettavissa.

Vertailun vuoksi taulukossa 10 on esitetty vastaavat vaikutusindikaattorien tulokset kokonaisvaikutuksina Ranskalle ja Espanjalle. Laskelmissa on Ranskan ja Espanja vuoden 2010 päästöiksi arvioitu 860 kt NO_2 ja 1100 kt VOC ja Espanjan 847 kt NO_2 ja 669 kt VOC (Vestreng ja Støren 2000). Nämä luvut vastaavat myös kaukokulkeumasopimuksen (UNECE 1999) tavoitearvoja. (Päästöjen oletetaan kuitenkin laskevan päästökattodirektiivin (EU 2001) pohjalta Ranskan osalta 810 Gg NO_2 ja 1050 kt VOC, ja Espanjan osalta 847 kt NO_2 ja 662 kt VOC. Vuonna 2000 päästöt olivat Ranskalla 1432 kt NO_2 ja 788 kt VOC, ja Espanjalla 1419 kt NO_2 ja 458 kt VOC (Vestreng ja Klein 2002)). Espanjan osalta NO_x -päästövähennykset aiheuttavat merkittäviä negatiivisia muutoksia erityisesti vuosikeskiarvopitoisuuksiin. Tulosten perusteella näiden maiden päästövähennykset vaikuttavat huomattavasti paikallisemmin kuin Suomessa, Espanjassa erityisesti myös VOC-vähennysten osalta. Osin tämä voi selittyä näiden maiden Suomea suuremmalla maapinta-alalla. Mää-

rällisesti kokonaisvaikutukset ovat huomattavasti suuremmat kuin Suomella. Maa-kohtainen kokonaisvaikutusten NO_x-VOC -suhde on Suomea selvästi alempi ja vaihtelee välillä 1–5, ja on Espanjassa heikompi kuin Ranskassa. Myös karakterisointikertoimet ovat selvästi Suomea suuremmat. Ainoa poikkeus tulosten pohjalta on Suomen NO_x-päästöjen yksikkövaikutus otsonin vuosikeskiarvopitoisuuksiin, joka on suurempi kuin Ranskalla tai Espanjalla.

Taulukko 6. Suomen päästöjen pitoisuusvaikutukset Suomen (FIN), muun Euroopan (Eur-FIN) ja koko Euroopan (Eur) alueelle laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000), kun NO_x - ja VOC-päästöjä vähennettiin kutakin erikseen 40%. Suomen päästöiksi on vuonna 2010 arvioitu 170 kt NO₂ ja 130 kt VOC. Vaikutukset on summattu niistä ruuduista, joissa on muutoksia ja jotka sisältävät maapinta-alaa.

		Pitoisuusvaikutus		Suhde
		NO _x	VOC	NO _x /VOC
Keskiarvo (ppt)	FIN	183,0	20,8	8,8
	Eur-FIN	23,9	4,3	5,6
	<i>Eur</i>	30,9	4,9	6,3
	suhde FIN/(Eur-FIN)	7,6	4,9	
AOT40c (ppb.h)	FIN	57,5	5,3	11,0
	Eur-FIN	7,0	1,6	4,5
	<i>Eur</i>	9,0	1,7	5,3
	suhde FIN/(Eur-FIN)	8,2	3,4	
AOT40f (ppb.h)	FIN	67,1	7,2	9,4
	Eur-FIN	8,1	2,1	3,9
	<i>Eur</i>	10,5	2,3	4,6
	suhde FIN/(Eur-FIN)	8,3	3,5	
AOT60 (ppb.h)	FIN	3,17	0,23	14,0
	Eur-FIN	0,15	0,09	1,6
	<i>Eur</i>	0,23	0,09	2,4
	suhde FIN/(Eur-FIN)	21,3	2,5	

Taulukko 7. Suomen päästöjen taulukkoa 6 vastaavat karakterisointikertoimet (vaikutusyksikkö kilotonnia päästöä kohden) Suomen (FIN), muun Euroopan (Eur-FIN) ja koko Euroopan (Eur) alueelle laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000), kun NO_x- ja VOC-päästöjä vähennettiin kutakin erikseen 40%. Suomen päästöiksi on vuonna 2010 arvioitu 170 kt NO₂ ja 130 kt VOC. Vaikutukset on summattu niistä ruuduista, joissa on muutoksia ja jotka sisältävät maapinta-alaa.

		Karakterisointikerroin (vaikutusyksikkö / kt)		Suhde
		NO _x	VOC	NO _x /VOC
Keskiarvo (ppt)	FIN	2,69	0,40	6,7
	Eur-FIN	0,35	0,08	4,3
	<i>Eur</i>	0,45	0,09	4,8
AOT40c (ppb.h)	FIN	0,85	0,10	8,4
	Eur-FIN	0,10	0,03	3,4
	<i>Eur</i>	0,13	0,03	4,0
AOT40f (ppb.h)	FIN	0,99	0,14	7,2
	Eur-FIN	0,12	0,04	3,0
	<i>Eur</i>	0,15	0,04	3,5
AOT60 (ppb.h)	FIN	0,047	0,004	10,7
	Eur-FIN	0,002	0,002	1,3
	<i>Eur</i>	0,003	0,002	1,9

Taulukko 8. Suomen (FIN) päästöjen kokonaisvaikutukset Suomen (FIN) ja muun Euroopan (Eur) alueelle laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000), kun NO_x - ja VOC-päästöjä vähennettiin kutakin erikseen 40%. Suomen päästöiksi on vuonna 2010 arvioitu 170 kt NO₂ ja 130 kt VOC. Vaikutukset on summattu niistä ruuduista, joissa on muutoksia ja jotka sisältävät maapinta-alaa, jolla ruuduttaiset pitoisuusmuutokset on kerrottu.

		Kokonaisvaikutus		Suhde
		NO _x	VOC	NO _x /VOC
Keskiarvo (ppt x km ²)	FIN	6,11E+07	6,95E+06	8,8
	Eur-FIN	1,75E+08	3,41E+07	5,1
	<i>yht.</i>	2,36E+08	4,11E+07	5,8
	suhde FIN/(Eur-FIN)	0,35	0,20	
AOT40c (ppb.h x km ²)	FIN	1,92E+07	1,75E+06	11,0
	Eur-FIN	5,68E+07	1,26E+07	4,5
	<i>yht.</i>	7,60E+07	1,44E+07	5,3
	suhde FIN/(Eur-FIN)	0,34	0,14	
AOT40f (ppb.h x km ²)	FIN	2,24E+07	2,39E+06	9,4
	Eur-FIN	6,38E+07	1,69E+07	3,8
	<i>yht.</i>	8,62E+07	1,93E+07	4,5
	suhde FIN/(Eur-FIN)	0,35	0,14	
AOT60 (ppb.h x km ²)	FIN	4,51E+05	3,21E+04	14,0
	Eur-FIN	7,86E+05	5,99E+05	1,3
	<i>yht.</i>	1,24E+06	6,31E+05	2,0
	suhde FIN/(Eur-FIN)	0,57	0,05	

Taulukko 9. Suomen päästöjen taulukkoa 8 vastaavat karakterisointikerroimet (vaikutusyksikkö tonnia päästöä kohden) Suomen (FIN) ja muun Euroopan (Eur) alueelle laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000), kun NO_x- ja VOC-päästöjä vähennettiin kutakin erikseen 40%. Suomen päästöiksi on vuonna 2010 arvioitu 170 kt NO₂ ja 130 kt VOC. Vaikutukset on summattu niistä ruuduista, joissa on muutoksia ja jotka sisältävät maapinta-alaa, jolla ruuduttaiset pitoisuusmuutokset on kerrottu.

		Karakterisointikerroin (vaikutusyksikkö / t)		Suhde
		NO _x	VOC	NO _x /VOC
Keskiarvo (ppt x km ²)	FIN	898	134	6,7
	Eur-FIN	2576	656	3,9
	<i>yht.</i>	3474	789	4,4
AOT40c (ppb.h x km ²)	FIN	282	34	8,4
	Eur-FIN	836	243	3,4
	<i>yht.</i>	1118	277	4,0
AOT40f (ppb.h x km ²)	FIN	329	46	7,2
	Eur-FIN	938	324	2,9
	<i>yht.</i>	1267	370	3,4
AOT60 (ppb.h x km ²)	FIN	6,6	0,6	10,7
	Eur-FIN	11,6	11,5	1,0
	<i>yht.</i>	18,2	12,1	1,5

Taulukko 10. Ranskan (F) ja Espanjan (E) päästöjen kokonaisvaikutukset ja karakterisointikerroimet laskettuna EMEP-otsonimallin tulosten perusteella vuoden 2010 tilanteen pohjalta (EMEP 2000). Laskelmissa on Ranskan ja Espanja vuoden 2010 päästöiksi arvioitu 860 kt NO₂ ja 1100 kt VOC ja Espanjan 847 kt NO₂ ja 669 kt VOC (Vestreng ja Støren 2000). Nämä luvut vastaavat myös kaukokulkeumasopimuksen (UNECE 1999) tavoitearvoja, Päästöjen oletetaan kuitenkin laskevan päästökattodirektiivin (EU 2001) pohjalta Ranskan osalta 810 Gg NO₂ ja 1050 kt VOC, ja Espanjan osalta 847 kt NO₂ ja 662 kt VOC. Vuonna 2000 päästöt olivat Ranskalla 1432 kt NO₂ ja 788 kt VOC, ja Espanjalla 1419 kt NO₂ ja 458 kt VOC (Vestreng ja Klein 2002).

		Kokonaisvaikutus		Suhde NO _x /VOC	Karakterisointikerroin (vaikutusyksikkö / t)		Suhde NO _x /VOC
		NO _x	VOC		NO _x	VOC	
Keskiarvo (ppt) x km ²	F	2,66E+08	1,19E+08	2,2	773	270	2,9
	Eur-F	1,71E+08	2,29E+08	0,8	498	519	1,0
	<i>yht.</i>	4,37E+08	3,47E+08	1,3	1272	789	1,6
	suhde F/(Eur-F)	1,6	0,52				
AOT40c (ppb.h) x km ²	F	6,51E+08	1,58E+08	4,1	1892	359	5,3
	Eur-F	2,96E+08	2,05E+08	1,4	859	467	1,8
	<i>yht.</i>	9,46E+08	3,63E+08	2,6	2751	826	3,3
	suhde F/(Eur-F)	2,2	0,77				
AOT40f (ppb.h) x km ²	F	8,45E+08	2,44E+08	3,5	2455	555	4,4
	Eur-F	4,04E+08	3,59E+08	1,1	1173	816	1,4
	<i>yht.</i>	1,25E+09	6,03E+08	2,1	3628	1370	2,6
	suhde F/(Eur-F)	2,1	0,68				
AOT60 (ppb.h) x km ²	F	1,49E+08	3,05E+07	4,9	433	69	6,2
	Eur-F	9,65E+07	6,09E+07	1,6	280	138	2,0
	<i>yht.</i>	2,45E+08	9,14E+07	2,7	713	208	3,4
	suhde F/(Eur-F)	1,5	0,50				

		Kokonaisvaikutus		Suhde NO _x /VOC	Karakterisointikerroin (vaikutusyksikkö / t)		Suhde NO _x /VOC
		NO _x	VOC		NO _x	VOC	
Keskiarvo (ppt) x km ²	E	4,35E+08	3,07E+08	1,4	1283	1148	1,1
	Eur-E	1,55E+08	1,59E+08	1,0	456	592	0,8
	<i>yht.</i>	5,89E+08	4,66E+08	1,3	1739	1740	1,0
	suhde E/(Eur-E)	2,8	1,9				
AOT40c (ppb.h) x km ²	E	8,08E+08	4,18E+08	1,9	2386	1562	1,5
	Eur-E	1,98E+08	1,72E+08	1,1	584	644	0,9
	<i>yht.</i>	1,01E+09	5,90E+08	1,7	2970	2206	1,3
	suhde E/(Eur-E)	4,1	2,4				
AOT40f (ppb.h) x km ²	E	1,20E+09	6,79E+08	1,8	3542	2537	1,4
	Eur-E	3,24E+08	2,99E+08	1,1	957	1117	0,9
	<i>yht.</i>	1,52E+09	9,78E+08	1,6	4499	3654	1,2
	suhde E/(Eur-E)	3,7	2,3				
AOT60 (ppb.h) x km ²	E	1,10E+08	8,93E+07	1,2	324	334	1,0
	Eur-E	3,94E+07	5,13E+07	0,8	116	192	0,6
	<i>yht.</i>	1,49E+08	1,41E+08	1,1	440	526	0,8
	suhde E/(Eur-E)	2,8	1,7				

Vaikutusindikaattorin yksikön valinta määrää saatujen tulosten suhteelliset erot eri ilmansaasteiden, päästö- ja vaikutusalueiden (maiden) ja indikaattorityyppien kesken. Valitussa perustarkastelussa painotettiin kutakin vaikutusindikaattoria laske-
kentuudukon kunkin ruudun maapinta-alalla, kun ruuduttaisia arvoja kerrytettiin kokonaissummaksi pitoisuusvaikutusten laskemiseksi Suomen, muun Euroopan ja koko Euroopan alueelta. On huomattava, että tulos olisi erilainen, jos laskelmiin otettaisiin ruutujen muutosten lukuarvoista pelkkä (painotettu) keskiarvo tai mediaani. Valittu summaava menetelmä tuo erot selkeämmin esiin vaikutustarkasteluissa. Siten indikaattoreita on myös mahdollista vertailla keskenään järkevästi. Yksiköt taulukoiden 6-7 pitoisuusvaikutusten indikaattorille ovat siis ppt ja ppb.h, kun kunkin ruudun otsoni-indikaattorin muutosta on painotettu maapinta-alalla niissä ruuduissa, joissa muutoksia tapahtuu. Tämän lisäksi laskettiin kokonaisvaikutusten indikaattorit, joissa pitoisuusmuutokset kerrottiin ruudun maapinta-alalla niissä ruuduissa, joissa muutoksia tapahtuu. Näiden kokonaisvaikutusten yksikkö on tällöin taulukoissa 8-10 vuosikeskiarvon osalta ppt x km² ja AOT-muuttujille ppb.h x km².

On kuitenkin mahdollista ja perusteltua käyttää tämän lisäksi myös muita painokertoimia kullekin vaikutusindikaattorille erikseen. AOT_{40c}-indikaattoria voidaan painottaa viljelysmaan pinta-alalla kussakin ruudussa, AOT_{40f}-indikaattoria metsäpinta-alalla, ja AOT₆₀-indikaattoria väestömäärällä. Tällöin on perusteltava tarkasti, mitkä painokertoimet soveltuvat tapauksiin; edellä mainituista altistuvista ekosysteemeistä puuttuvat vielä mm. luonnontilaiset ekosysteemit. Tämän tyyppisiä tuloksia on esitetty kansainvälisissä päästövähennysneuvotteluissa (Amann ym. 1999). Näiden käyttö kuitenkin saattaa muuttaa tuloksia merkittävästikin. Esimerkiksi Suomen päästömuutosten vaikutukset muuhun Eurooppaan ovat pieniä, mutta kohdistuvat kuitenkin erittäin suureen väestömäärään, mikä tietenkin painottaa merkittävästi Suomen ulkopuolisia vaikutuksia. Olisikin suositeltavaa esittää vaikutusindikaattorit askeleittain vertaillen siten, että eri painokertoimien vaikutus sekä määrällisiin että suhteellisiin tuloksiin tulee selväksi.

EMEP-otsonimalli laskee tausta-alueiden otsonipitoisuuksia, jotka ovat yleensä korkeampia kuin kaupungeissa havaitut tasot, mutta aliarvioivat kaupunkiepisodien pitoisuuksia. Tämän vuoksi AOT₆₀-indikaattori antaa vaikutuksista ja riskeistä ainoastaan koostavan kuvauksen, jota voidaan käyttää erilaisten päästövähennyskenaarioiden välisiin pikaisiin tarkasteluihin. Tarkempiin johtopäätöksiin ja syvällisempiin analyysihin väestön altistuksesta vaaditaan jo yksityiskohtaisempia malleja.

Kansainvälisessä sovelletun systeemianalyysin tutkimuslaitoksessa (IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Itävalta) on käytössä RAINS-kokonaismalli (Regional Air pollution INformation and Simulation), jota on käytetty ilmansaasteiden rajoitusneuvotteluiden apuna. Se sisältää tilastollisen otsoninmuodostumisen kuvauksen, joka pohjautuu EMEP-otsonimallin tuloksiin. Kuvaus perustuu samankaltaiseen menetelmään kuin tässä käytetty, mutta on laadittu epälineaarisuudet huomioiden ja tarkemmin kuin tässä käsitellyt yksilä vähennysprosentteilla saadut lähde-kohde-kertoimet. Tarkemman kuvauksen tulosten arvioinnissa on oltava erityisen varovainen, kun ruuduttaiseta kokonaisarvot AOT₆₀:lle ovat alle 0,4 ppm.h (Amann ym. 1999). Osin tämän vuoksi RAINS-kokonaismallin tuloksia AOT₆₀:lle on esitetty myös raja-arvon 60 ppb ylittävien päivien lukumäärinä.

EMEP-otsonimalli aliarvioi pohjoisen Euroopan otsonipitoisuuksia. Laskelmien mukaan AOT₄₀-altistus olisi koko Suomessa alle 6000 µg m⁻³.h, kun se Etelä-Suomessa on ollut mittauksien mukaan 1990-luvun lopulla noin 9000-12000 µg m⁻³.h

(ks. kohta 1). Tämä saattaa johtua siitä, että näillä alueilla tasoihin vaikuttaa myös pohjoisen pallonpuoliskon taustapitoisuus ja sen muutokset. Pohjoiselle Euroopalle on myös tyypillistä se, että alailmakehän otsonin muodostuminen riippuu pitkälti typenoksidien määrästä, koska NO_x -VOC-suhde on suhteellisen alhainen. Huomattakoon tässä, että Suomen luontoperäisten VOC-päästöjen arvio vuonna 1997 on 347 kt (Lindfors ja Laurila 2000), mikä on antropogeenisiä päästöjä huomattavasti suurempi. Erityisesti AOT-arvot ovat herkkiä järjestelmällisille harhoille sekä mitatuissa että mallinnetuissa arvoissa, erityisesti kun pitoisuudet ovat lähellä indikaattoreissa käytettyjä raja-arvoja (40 ppb ja 60 ppb) (EMEP 2000).

EMEP/MSW:n uusi yhdenmukainen otsonimalli perustuu eulerilaiseen hilatar-kasteluun. Uuden mallin paikkatarkkuus on 50 km x 50 km. Alustavat vertailut kahden mallin välillä osoittavat, että ne antavat samansuuntaiset tulokset lähde-kohde-kertoimille 40 % NO_x - ja VOC-päästövähennyksien pohjalta (EMEP 1999). Uusi malli kuitenkin ennustaa muutosten olevan suurempia kuin vanha lagrangilainen EMEP-otsonimalli.

EMEP-otsonimallin tuloksia voidaan käyttää elinkaariarvioissa, mikäli mallin pohjalta johdettujen lähde-kohde-kertoimien rajoitukset ja käytettyjen vaikutusindikaattoreiden ominaisuudet dokumentoidaan ja esitetään selkeästi. Vuoden 2010 päästötason käyttö Euroopan karakterisointikertoimien määrittelylle on perusteltua, vaikka päästötason arvioinnissa tehty 40 % vähennys lähde-kohde-kertoimien määrittelyä varten on merkittävä muutos. Voidaan kuitenkin perustellusti olettaa, että vuoden 2010 jälkeen antropogeeniset päästöt Euroopassa jatkavat vähenemistään, joten tulokset antavat oikeansuuntaisen kuvan ympäristövaikutuksista pitkällä aikavälillä.

EMEP-otsonimallilla laskettuna typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimien välinen suhdeluku ($C_{\text{NOX}}/C_{\text{VOC}}$) on 6,7 Suomessa, kun vaikutusindikaattorina on keskiarvo päivittäisistä maksimipitoisuuksista huhti-syyskuussa (taulukko 9). Valokemiallisella trajektorimallilla, jossa vaikutusindikaattorina on otsonipitoisuus episoditilanteessa, saatiin suhdeluvuksi Etelä-Suomessa 5,5 ja Pohjois-Suomessa 14. Vaikka eri malleissa on käytetty hieman erilaisia indikaattoreita, niiden avulla saadut tulokset ovat hyvin samansuuntaiset. Tämä johtuu osin siitä, että valtaosa antropogeenisistä päästöistä tapahtuu Etelä-Suomessa.

Krewitt ym. (2001) ovat saaneet tarkastelussaan Suomen typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimien suhdeluvuksi 1,4 vuoden 2010 tilanteessa (taulukko 11). Arvioinnin lähtökohtana on terveysvaikutukset, jotka ovat suoraan verrannollisia pitoisuusmuutoksiin eli terveysvaikutukset lasketaan kertomalla mallilla lasketut otsonipitoisuudet altistus-vastetutkimuksiin perustuvilla vaikutuskertoimella. Krewitt ym. (2001) käyttää päästötietoja, jotka todennäköisesti poikkeavat hieman, mutta eivät merkittävästi tässä työssä käytetyistä vuoden 2010 päästöluvuista. Tarkempi vertailu on mahdotonta, sillä käytetty lähde on ollut raporttiluonnos, jota ei ole julkaistu samalla nimellä eikä samana tai seuraavana vuonna, eikä siinä olleita lukuarvoja siten pystyttyä varmistamaan. Tulos eroaa siis huomattavasti edellä esitetyistä suhdeluvuista. Merkillepantavaa on myös se, että Krewittin työn tulokset antavat jonkin verran erilaisen tasoeron Suomen ja Ranskan päästöjen karakterisointikertoimille (taulukko 11), kun tarkastellaan taulukoiden 7 ja 9 vuosikeskiarvopitoisuutta kuvaavan vaikutusindikaattorin tuloksia taulukon 10 tulosten kanssa. Tässä työssä laskettujen AOT60-indikaattoriarvojen kautta saadut tulokset myös antavat Krewittin ym. (2001) työhön nähden hyvin erilaisen kuvan Suomen ja Ranskan päästöjen karakterisointikertoimien tasoerosta. Vastaava karakterisointikertoimien tasoero on havaittavissa Suomen ja Espanjan päästöjen välillä.

Yksi tärkeä syy tulosten erilaisuuteen on se, että Krewitt ym. (2001) ovat laskeneet vaikutukset "accumulated exposure"-indikaattorina, jossa väestöön kertyvä otsonin altistusmäärä otetaan huomioon. Puuttuvasta tarkasta selityksestä huolimatta indikaattori lienee laskettu siten, että kunkin laskentaruudun otsonipitoi-

suuden muutoksen lukuarvo painotetaan ruudun väestömäärällä. Tällöin väestömäärien erot eri puolilla Eurooppaa muuttavat ruutupainotuksia. Indikaattori on kuitenkin hyvin perusteltu, sillä todellisuudessa vaikutusten suuruus kasvaa altistuneiden ihmisten määrän kasvaessa.

Taulukko 11. Krewittin ym. (2001) esittämät typenoksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimet (henkilö $\times \mu\text{g m}^3$ / tonni päästöä) eri maiden päästöille vuoden 2010 tilanteessa, kun arvioinnin lähtökohtana on terveysvaikutukset.

Maa	C_{NOx}	C_{VOC}	C_{NOx}/C_{VOC}
Suomi	131	91	1,4
Ranska	138	204	0,7
Espanja	80	85	0,9
Ruotsi	181	98	1,8
Tanska	125	277	0,5
Saksa	- 40	280	-0,1
Englanti	-255	238	-1,1
Kreikka	31	56	0,6

Tässä työssä esitetyt EMEP-otsonimallin tulokset, joissa vaikutusindikaattorina on keskiarvo päivittäisistä maksimipitoisuuksista huhti-syyskuussa, muuttuvat todennäköisesti Krewittin ym. (2001) tulosten suuntaan, jos indikaattorituloksia painotetaan kunkin laskentaruudun väestömäärällä. Tulosten lähentyminen koskee typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimien välisiä suhteita sekä eri maiden välisten arvojen tasoeroja. Tämän työn puitteissa painottamista ei olla pystytty tekemään. Tämä on kuitenkin tärkeä jatkotyö tulevaisuudessa, jotta edellä esitetty oletus voidaan todentaa.

AOT60-arvojen painottaminen väestömäärillä kussakin laskentaruudussa on myös jatkossa perusteltua. Tällaisten AOT60-indikaattorien käyttö antaa vaihtoehtoisen perustan karakterisointikertoimien määrittelylle, kun tarkastelunäkökulmana ovat terveysvaikutukset. Samalla perusteella kasvillisuusvaikutuksissa olisi hyvä käyttää viljely- ja metsäpinta-aloja painokertoimina.

Yksi vaikutusindikaattori, jolla on myös taloudellista merkitystä, on materiaalien korrodoituminen ilmansaasteiden vaikutuksesta. Tässä työssä ei ollut mahdollista ottaa mukaan tätä indikaattoria, joka olisi voitu todennäköisesti perustaa otsonipitoisuuksien vuosikeskiarvolle.

Erilaisten vaikutusindikaattorien avulla saatujen tulosten yhdistämisestä

Alailmakehän otsonin muodostuminen aiheuttaa terveys-, kasvillisuus- ja materiaalivahinkoja. Jos alailmakehän otsonia aiheuttaville päästöille aiotaan määrittellä yhden karakterisointikertoimet, karakterisointikertoimissa tulee olla mukana ainakin terveys- ja kasvillisuusvaikutukset, joille on kehitetty perusteltuja ja käyttökelpoisia kuvaajia. Suorat materiaalivahingot voidaan jättää pois, koska niihin liittyvät taloudelliset vahingot ovat oletettavasti vilja- ja puustovaurioihin nähden selvästi pienemmät.

Kasvillisuusvaikutuksia voidaan kuvata AOT40-indikaattoriarvoina viljelykasveille ja puille siten, että laskentaruutujen puusto- ja viljelyalojen tiedot otetaan laskentaruutujen tulosten painotuksessa huomioon. Tällaisen lähestymistavan jälkeen voidaan esittää karakterisointikertoimet sekä alailmakehän otsonin aiheuttamille viljelykasvi- että puustovahingoille. Kuinka nämä karakterisointikertoimet yhdistetään yleisten kasvillisuusvaikutusten näkökulmasta? Kyse on viljely- ja puustovahinkojen keskinäisestä arvottamisesta, joissa ensimmäinen ja yksinkertaisin vertailutapa on käyttää niiden edustamia pinta-aloja. Yksi tapa on arvottaa

sovituin menetelmin viljely- ja puustovahingot euroina, minkä jälkeen karakterisointikertoimet ovat keskenään yhdisteltävissä. Esimerkki pinta-alojen ja taloudellisten arvojen eroista yhdenntettyjen arviointimallien näkökulmasta löytyy teoksesta Johansson ym. (2000, s. 42). Toisaalta ns. asiantuntija-arviointiin perustuvassa arvottamisessa voidaan ottaa huomioon taloudellisten arvojen lisäksi vahinkoihin liittyviä muunlaisia yhteiskunnallisia arvoja. Nämä menetelmät ovat kuitenkin herkkiä erilaisille arvottamisvirheille. Lisäksi asiantuntijoiden mielipiteisiin perustuvat arvotukset ovat aina subjektiivisia.

Taulukossa 12 on Krewittin ym. (2001) esittämät viljelyvahinkojen kautta saadut karakterisointikertoimet, jotka kuvaavat päästötonnin aiheuttamia satovahinkoja euroina. Siinä maakohtaisten typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimien suhteet eroavat selvästi taulukon 11 suhdearvoista. Merkittävä ero liittyy myös eri maiden karakterisointikertoimien keskinäiseen suuruuteen. Suomen päästöjen karakterisointikertoimien arvot ovat pieniä muiden Euroopan maiden karakterisointikertoimiin verrattuna, koska Pohjois-Euroopassa peltopinta-alaa on vähän ja siten satovahingot jäävät vähäisemmiksi.

Krewittin ym. (2001) työ ei pidä sisällä puustovahinkoja. Oletettavasti niiden osalta Suomen päästöjen karakterisointikertoimien välinen suhde (C_{NOx}/C_{VOC}) on lähempänä taulukon 7 esittämää AOT40_f-indikaattoreista laskettua karakterisointikertoimien suhdelukua. Puustovahinkoihin perustuvat Suomen päästöjen karakterisointikertoimien arvot ovat suuret Keski- ja Etelä-Euroopan maiden karakterisointikertoimiin nähden, koska Pohjois-Euroopassa metsäpinta-alaa on paljon.

Vaikka kasvillisuusvaikutuksia kuvaavat alailmakehän otsonin karakterisointikertoimet pystyttäisiin määrittämään ja yhdistämään tieteellisesti, ongelmaksi jää se, kuinka nämä karakterisointikertoimet yhdistetään terveysvaikutuksia kuvaavien karakterisointikertoimien kanssa. Terveysvaikutukset voidaan Krewittin ym. (2001) työn mukaisesti arvioida vuosittaisina eliniän menetyksinä (YOLL). Tämä johtaa siihen, että terveys- ja kasvillisuusvaikutukset esitetään eri yksiköissä. Tällöin karakterisointikertoimien yhdistäminen on mahdollista vain arvottamisen avulla.

Taulukko 12. Krewittin ym. (2001) esittämät typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen karakterisointikertoimet (€/tonni päästöä) eri maiden päästöille vuoden 2010 tilanteessa kun arvioinnin lähtökohtana on viljelyvahingot.

Maa	C_{NOx}	C_{VOC}	C_{NOx}/C_{VOC}
Suomi	129	69	1,9
Ranska	725	537	1,4
Espanja	490	263	1,9
Ruotsi	257	161	1,6
Tanska	397	697	0,6
Saksa	-370	788	-0,6
Englanti	-166	464	-0,4
Kreikka	814	470	1,7

3.5 Yhteenveto ja johtopäätökset

Alailmakehän otsonin muodostumista aiheuttavien päästöjen karakterisointikertoimien määrittäminen elinkaariarvioinnissa on perustunut perinteisesti eri aineiden otsoninmuodostuspotentiaaleihin. Tällaiset arvot on laskettu otsonin muodostumista kuvaavien mallien laskentatuloksista, joissa on selvitetty päästömuutoksen merkitystä otsonipitoisuuksien muutoksiin.

Tässä työssä päästömuutoksen vaikutusta otsonipitoisuuksiin on arvioitu Ilmatieteen laitoksen valokemiallisella trajektorimallilla, jolla on simuloitu otsoninmuodostukselle otollista kesäistä korkeapainetilannetta Etelä- ja Pohjois-Suomen

alueella noin kolmen päivän ajan. Mallitarkastelu osoitti, että etenkin typen oksidiin karakterisointikerroin on erilainen Etelä- ja Pohjois-Suomen olosuhteissa. Alailmakehän otsonin muodostumisen oikea kuvaaminen siis edellyttää erilaisten karakterisointikertoimien käyttöä jo Suomen sisällä. Trajektorimallin avulla pystyttiin myös tuottamaan suuruusluokka metaanin, rikkidioksidin, hiilimonoksidin ja eri hiilivetyjen karakterisointikertoimista Suomen olosuhteissa, kun tarkastelun lähtökohdaksi on otsonipitoisuusmuutokset.

Valokemiallisen trajektorimallin avulla saatujen karakterisointikertoimien käyttö sellaisenaan elinkaarianalyysin tarpeisiin on hankalaa. Suomalaisten päästöjen karakterisointikertoimien määrittelyssä tulee voida ottaa huomioon myös muiden tilanteiden kuin episodien vaikutukset sekä niiden ulottuminen maan rajojen ulkopuolelle. Otsoninmuodostusherkkyydet vaihtelevat eri puolilla Eurooppaa, minkä takia vertailukelpoisten maakohtaisten karakterisointikertoimien määrittely tulee perustua samoihin tai vertailukelpoihin lähtökohtiin. Yksi hyvä mahdollisuus on kaukokulkeutuvia ilmansaasteita kuvaavien mallien käyttö. Euroopan alueella tähän tarkoitukseen soveltuva malli on kaukokulkeumasopimuksen EMEP-ohjelmassa kehitetty valokemiallinen kaukokulkeutumismalli. Se laskee alailmakehän otsonipitoisuudet kuuden tunnin välein 150 km × 150 km hilaruudukossa Euroopan alueella. Koska EMEP-otsonimallin kaltaiset suurten ajallisten ja paikallisten mittakaavojen ilmansaastemallit eivät pysty tuottamaan mahdollisesti tarvittavaa yksityiskohtaista tietoa, tarkempien mallien käyttö on yksittäistarkasteluissa sekä välttämätöntä että suotavaa. Valokemiallisen trajektorimallin avulla saatiin yksityiskohtaista tietoa otsoninmuodostuksen lyhyen aikavälin dynamiikasta, eri kemiallisten komponenttien osuuksista lopputuloksiin sekä maantieteellisen alueen vaikutuksesta. Tulokset antavat pohjaa arvioida esimerkiksi alueellisesti kattavampien, mutta ilmakemialtaan karkeampien mallien tulosten luotettavuutta. Valokemiallinen trajektorimalli ja EMEP-otsonimalli tuottivat samanarvoiset tulokset NO_x- ja VOC-päästöjen otsonin keskiarvopitoisuuksien karakterisointikertoimille.

Tässä työssä määriteltiin Suomesta typenoksidien ja haihtuvien hiilivetyjen päästöjen karakterisointikertoimet EMEP-otsonimallilla laskettujen neljän eri vaikutusindikaattorin avulla. Yhtenä vaikutusindikaattorina oli otsonipitoisuuden vuosikeskiarvo. Sen voidaan ajatella kuvastavan yleisellä tasolla otsonin muodostumisen haittavaikutuksia. Vaikutustutkimus ei kuitenkaan pysty tuottamaan uskottavia annos-vaste-kuvauksia tälle lähtösuurelle, minkä vuoksi on syytä valita parempia kuvaajia, kuten AOT40. Muina indikaattoreina olivat kansainvälisten päästörajoitusten pohjana olevat lukuarvot, jotka kuvaavat haittoja viljelykasveille, puustolle ja ihmisten terveydelle. Eri indikaattorit tuottivat erilaisia lukuarvoja karakterisointikertoimille. Vertailun vuoksi työssä tuotettiin myös vastaavalla tavalla lasketut karakterisointikertoimet Ranskan ja Espanjan päästöille.

EMEP-otsonimallin laskentatulosten perusteella saatuja karakterisointikertoimia verrattiin Krewittin ym. (2001) tekemään tarkasteluun, jossa alailmakehän otsonin karakterisointikertoimet määriteltiin ns. yhdenmetyllä EcoSense-mallilla. Malli on kehitetty Euroopan komission rahoittaman ExternE-projektin yhteydessä (Euroopan komissio 1999). Krewitt ym. (2001) dokumentoi laskentaversiota, jossa otsonikuvaus perustuu vanhemman EMEP-otsonimallin (Simpson ym. 1997) tuloksiin, kun tässä työssä käytettiin viimeisimpiä tuloksia (EMEP 2000). Krewittin ym. (2001) työ poikkeaa tämän työn laskennasta etenkin siinä, että terveysvaikutuksien määrittelyssä otetaan huomioon kunkin hilaruudun väestömäärä. Vastaavasti viljelykasveihin kohdistuvissa vaikutuksissa otetaan huomioon hilaruutujen potentiaaliset satomenetykset. Tällä tavalla lasketut vaikutusindikaattorit antavat erilaisen tuloksen alailmakehän otsonin muodostumisessa käytettäville karakterisointikertoimille kuin mitä tässä työssä on saatu. Tässä työssä ei ole johdettu EMEP-otsonimallin tuloksista Krewittin ym. (2001) verrannollisia ns. loppuvaikutuksia kuvaavia vaikutusindikaattoriarvoja, vaan se on jätetty jatkotutkimustarpeeksi. Täl-

laisen tarkistuslaskennan avulla voitaisiin varmentaa omalla tavalla EcoSense-mallin tuottamien tulosten käyttökelpoisuus karakterisointikertoimien määrittelyn perustana. Näyttäisi siltä, että EcoSense-mallin käyttämät ekosysteemikohtaiset painokertoimet (viljamääräpotentiaali tai viljelypinta-ala ja väestömäärä) olisivat perusteltu tapa tarkentaa alailmakehän otsonin muodostumisen maakohtaisten päästöjen karakterisointikertoimia.

Alailmakehässä esiintyvät korkeat otsonipitoisuudet aiheuttavat terveys- ja kasvillisuushaittoja sekä materiaalivahinkoja, joille pystytään tekemään määrällisiä arvioita. Eri asioita kuvaavien vaikutusindikaattorien tulosten avulla voidaan edelleen johtaa kutakin vaikutusta kuvaavat karakterisointikertoimet. Alailmakehän otsonin muodostumisongelmassa erilaisten vaikutusindikaattorien perusteella lasketuista karakterisointikertoimista on mahdoton yhdistää yhtä ainoaa karakterisointikerrointa kullekin päästölle ilman arvottamista. Perustaltaan erilaisten karakterisointikertoimien välisten suhteiden arvottaminen – painokertoimien määrittäminen - perustuu subjektiivisiin valintoihin, joiden käyttö ei ole elinkaariarvioinnin 14040-sarjan standardien hengen mukaista. Standardien mukaan karakterisointikertoimien määrittely on perustuttava tieteelliseen tietoon. Tästä huolimatta arvottamiseen perustuva lähestymistapaa ei voida sivuuttaa, mikäli halutaan käyttää yksiä ko. vaikutusluokan karakterisointikertoimia. Arvottaminen on siis yksi selvä jatkotutkimustarve.

Happamoituminen

Matti Johansson ja Jyri Seppälä
Suomen ympäristökeskus

4.1 Vaikutusluokan kuvaus

Kalakuolemat Norjan joissa herättivät huomiota 1970-luvulla. Vähitellen syyksi pystyttiin osoittamaan Iso-Britannian rikkipäästöt, jotka kaukokulkeutuivat pohjoiseen Eurooppaan happamoittaen siellä maaperää ja vesistöjä. Tutkimus tuotti lisää tietoa ekosysteemien happamoitumisprosesseista ja ihmisperäisen kuormituksen osuudesta siinä. Kuvausten pohjalta kehiteltiin dynaamisia happamoitumismalleja, erityisesti pintavesille. Pohjoismaissa kehitettiin 1980-luvulla alunperin Kanadasta lähtöisin ollutta ajatusta ekosysteemien kriittisistä kuormitusarvoista. Ne kuvaavat ekosysteemin kykyä sietää pitkällä aikavälillä sellaista saastekuormaa, joka ei aiheuta merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Samalla ymmärrettiin myös typen yhdisteiden (NO_x , NH_3) rooli potentiaalisesti happamoittavina aineina laskeumassa, sekä neutraloivan emäslaskeuman (Ca, Mg, K, Na) tärkeys. Euroopassa alkoi kartoitustyö, jonka tuloksena on saatu 1990-luvun alusta lähtien mantereen kattavia vertailukelpoisia karttoja ekosysteemien kriittisistä kuormituksista. Laskeumatietoihin ja kriittisiin kuormiin perustuvaa vaikutuslähtöistä happamoittavan laskeuman vähentämistarvetta sovellettiin ensimmäisen kerran kansainvälisissä sopimuksissa vuonna 1994, kun kaukokulkeumasopimuksen alaisen rikkipöytäkirjan maittaisten kokonaispäästöjen vähennystarpeet määritettiin luonnon sietokyvyn ylittämisen samansuuruisella pienentämisellä koko Euroopan alueella. Sittemmin sopimuksia on laajennettu kattamaan myös muita ilmansaasteita ja vaikutuksia vuoden 1999 pöytäkirjassa (UNECE 1999), jossa sovittiin rikin ja typen yhdisteiden sekä haihtuvien hiilivetyjen aiheuttamien happamoitumisen, rehevöitymisen ja alailmakehän otsoninmuodostuksen haittojen pienentämisestä.

Tällä hetkellä kriittiset kuormitukset ovat ehkä tärkein arviointimenetelmä laajojen alueiden happamoitumisriskin arvioinnissa. Niitä voidaan arvioida kohtuullisen hyvin saatavilla olevien, suhteellisten harvojen laskentamuuttujien avulla. Yleisesti kriittisiä kuormituksia lasketaan niille ekosysteemeille, joita halutaan suojella. Näitä ovat Suomessa metsämaat ja pintavedet, muissa maissa myös muita ekosysteemejä (mm. alppiniityt). Tarkastelussa lasketaan kullekin ekosysteemille pitkää aikaväliä edustavan tasapainotilan kuormitustaso, joka ei aiheuta haittaa. Metsämaille kriteeri on maaveden juuristoille haitallinen suhteellinen alumiinipitoisuus, ja pintavesille alkaliniteetin kuvaama riskiraja kalakantojen taantumiselle. Tarkemmat kuvaukset löytyvät mm. lähteistä Kämäri ym. (1992), Posch ym. (1997), Johansson (1999) ja Posch ym. (2001, 2003). Metsämaiden osalta nykyinen menetelmä sallii maan emäskyllästysasteen laskemisen tasolle, jossa alumiinia alkaa liueta maaperään vähäisessä määrin. Täten ekosysteemi ei sinänsä välttämättä pysy muuttumattomana. Kriittisen kuormitusten ylitysten skenaariotarkasteluissa on tärkeää huomata, että kriittinen kuormituksen arvo on vakio riippumatta tarkasteluvuodesta, jonka happamoittavaa laskeumaa siihen verrataan.

4.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt

Elinkaariarvioinneissa happamoittavina yhdisteinä on pääsääntöisesti käytetty rikin oksideita (ilmaistu rikkidioksidina SO₂), typen oksideita (ilmaistu typpidioksidina NO₂) ja pelkistyneitä typpiyhdisteitä (ilmaistu ammoniakkinä NH₃). Monissa LCA-valmisojelmassa (esim. Ekoindikaattori 95 ja Ekoindikaattori 99) on lisäksi otettu huomioon fluorivety (HF) ja suolahappo (HCl).

Elinkaariarvioinnissa sovellettu karakterisointikertoimien määrittely on lähtenyt siitä, että vaikutusindikaattorina on maaympäristössä potentiaalisesti vapautuvien protonien määrä (Heijungs ym. 1992). Karakterisointikertoimina on käytetty suoraan happamoittavien päästöjen teoreettisia ekvivalenttikertoimia, jotka kuvaavat happamoittavan päästön kykyä vapauttaa protoneja maaperästä. SO₂ vapauttaa teoriassa kaksi moolia protoneja (H⁺) maaperässä yhtä rikkimoolia kohti, NO_x ja NH₃ vapauttavat yhden moolin protoneja typpimoolia kohti.

Tavallisesti karakterisointikertoimet on esitetty SO₂-ekvivalenttikertoimina, jolloin muiden yhdisteiden karakterisointikertoimet on suhteutettu SO₂:n karakterisointikertoimeen (joka on 1). Toisaalta esimerkiksi DAIA:ssa (Seppälä 1997, 1999a) karakterisointikertoimet on esitetty H⁺-ekvivalentteina. Taulukossa 13 esitetyt karakterisointikertoimet on suhteutettu SO₂:n karakterisointikertoimeen vertailun helpottamiseksi.

Taulukko 13. Eri yhteydessä esitetyjä Suomen happamoittavien päästöjen karakterisointikertoimia.

Päästöyhdiste	Suomen happamoittavien päästöjen karakterisointikertoimet					
	CML ⁽¹⁾	DAIA ⁽²⁾	Potting ⁽³⁾ ym. 1998 2000	Huigbregts ⁽⁴⁾ ym. 2001 1995	Huigbregts ⁽⁵⁾ ym. 2001 2010	Krewitt ⁽⁶⁾ ym. 2001 2010
SO _x (SO ₂ :na)	1	1	1	1	1	1
NO _x (NO ₂ :na)	0,7	0,39	0,15	0,26	0,21	0,13
NH ₃ (NH ₃ :na)	1,88	1,62	0,78	1,04	0,87	-
HF	1,6	-	-	-	-	-
HCl	0,88	-	-	-	-	-

Huomautukset: ⁽¹⁾ Heijungs ym. 1992; ⁽²⁾ Seppälä 1997, 1999a; ⁽³⁾ keskiarvo vuosien 1990 ja 2010 karakterisointikertoimista; ⁽⁴⁾ karakterisointikertoimet vuoden 1995 päästötilanteessa kun laskennan perusteena ns. "only above critical load" ⁽⁵⁾ karakterisointikertoimet on määritelty "only above critical load" -laskentatavan ja vuoden 2010 päästöskenaariion perusteella ("baseline scenario"); ⁽⁶⁾ karakterisointikertoimet on määritelty vuoden 2010 kuvitellun päästöskenaariion perusteella.

Todellisuudessa vapautuvien protonien määrä maaperässä riippuu happamoittavasta yhdisteestä sekä vallitsevista olosuhteista ja maaperän ominaisuuksista. DAIA-mallin lopulliset happamoittavien yhdisteiden karakterisointikertoimet on saatu, kun teoreettiset ekvivalenttikertoimet on vielä kerrottu kulkeutumis- ja vaikutuskertoimilla, jotka ottavat huomioon karkeasti Suomen päästöjen leviämisen EMEP-laskeumamallin (Barrett et al. 1996) kattamalle maa-alueelle (kulkeutumiskerroin) ja laskeuma-alueen maaperän herkkyyden typpilaskeumalle (vaikutuskerroin) (ks. lähemmin Seppälä 1997, 1999a). Vaikutuskertoimen suuruus perustuu Grennfeltin ym. (1994) arvioon siitä, kuinka typpilaskeuman kyky irrottaa maaperän protoneja eroaa Euroopassa maaperän ominaisuuksien takia. DAIA-mallissa karakterisointikertoimet on laskettu vain Suomen päästöille.

Pottingin ym. (1998) lähestymistavassa vaikutusluokkaindikaattorina on kriittisen kuormituksen ylittävän ekosysteemipinta-alan muutos Euroopan maissa, kun kunkin maan happamoittavia päästöjä vähennetään 10% (vrt. kohta 3.2). Laskenta tehtiin IIASA-tutkimuslaitoksen RAINS-mallilla. Sen sisältämä laskeumakuvaus

kattaa läntisen EMEP-keskuksen ilmakehämallin laskenta-alueen, jolloin Venäjästä on mukana vain Euroopan puoleinen osa. Karakterisointikertoimet on laskettu kunkin Euroopan maan rikkidioksidin, typen oksidien ja ammoniakkin päästöille vuoden 1990 päästötilanteessa ja vuoden 2010 päästöskenaariotilanteessa. Maakoh- taisten karakterisointikertoimien lisäksi kertoimet on määritelty eri merialueiden laivaliikenteen päästöille: Pohjois-Atlantin valtameri, Pohjanmeri, Välimeri ja Itä- meri. Karakterisointikertoimet kertovat myös suoraan eri maiden päästöjen vaiku- tuseron happamoittavuuden suhteen. Tätä karakterisointikerrointa kutsutaan ar- tikkelissa (Potting ym. 1998) happamoitumistekijäksi (yksikkönä suojelupinta-alan hehtaaria / tonni päästöä), joka yksinkertaistettuna voidaan kuvata muodossa

$$AF_{j,b} = \frac{A_e(E_{j,b,ref}) - \sum_a A_{e \in a} ((1 - \Delta) \cdot (E_{j,b,ref}))}{\Delta E_{j,b,ref}} \quad (4)$$

missä $AF_{j,b}$ on maan (päästöalueen) b ilmaan päästämän yhdisteen j happamoitu- mistekijä, $A_{e \in a}$ on ekosysteemin suojelematon pinta-ala e (km²) laskentaruudussa a päästötilanteen funktiona laskettuna perustapauksessa ref ja suhteellisen päästö- muutoksen $1 - \Delta$ jälkeen, ja $E_{j,b}$ on yhdisteen j päästö maasta b . Ylityksen määrä las- ketaan kertomalla maan päästöllä kulkeutumiskertoimet, jotka kuvaavat leviämistä maasta laskentaruutuihin, ja vertaamalla saatua rikki-typpe-laskeumaparia las- kentaruudun ekosysteemien suojeleasteen tasa-arvokäyriin. Ne ilmoittavat suhteellisen ja absoluuttisten pinta-alan niille ekosysteemeille, joiden kriittisen kuor- mituksen laskeuma ylittää.

Huijbregts ym. (2001) ovat käyttäneet myös RAINS-mallia kunkin Euroopan maan rikkidioksidin, typen oksidien (NO_x) ja ammoniakkin päästöjen karakterisoin- tikertoimien määrittämiseen vuosien 1995 ja 2010 päästötilanteissa. Vaikutusluok- kaindikaattorina on ns. happamoitumisindeksin muutos. Indeksi on

$$Ind_j = \frac{\sum_a \sum_e A_{e \in a} \cdot t_{j,b,a} \cdot E_{j,b} / CL_{j,e \in a}}{\sum_a \sum_e A_{e \in a}} \quad (5)$$

missä Ind_j on yhdisteen j happamoitumisindeksi, $A_{e \in a}$ on ekosysteemin pinta-ala e (km²) laskentaruudussa a , $t_{j,b,a}$ on kulkeutumiskerroin, joka kertoo laskeuman hila- ruudussa a maan (päästöalueen) b yhdisteen j päästöistä, $E_{j,b}$ on yhdisteen j päästö maasta b , $CL_{j,e \in a}$ on yhdisteen j kriittinen kuormitus hilaruudukossa a ekosysteemin e osalta. Hilaruudun b karakterisointikerroin yhdisteelle j saadaan derivoimalla yhtälö (4) eli

$$C_{Happam,j}(b) = \frac{dInd_j}{dE_{j,b}} \quad (6)$$

Yhtälöön (5) perustuen on laskettu kaksi erilaista happamoitumisen karakterisoin- tikerrointa. Jos yhtälössä otetaan huomioon koko ekosysteemialue puhutaan "abo- ve and below critical loads" -karakterisointikertoimesta. Jos tarkastelussa otetaan huomioon ainoastaan sellaiset pinta-alat, joissa kriittisten kuormitusten tiedetään ylittyvän, puhutaan "only above critical load" -karakterisointikertoimesta. Viimek- si mainittu menettelytapa on looginen, mutta voi johtaa karakterisointikertoimien määrittämisen virheellisyyteen kriittisten kuormitusten ylitysten kaksiarvoisen luonteen (joko pelkästään ylitetään koko ekosysteemin pinta-ala tai sitten ei) vuoksi, erityisesti kun laajoilla alueilla laskeuma on samaa tasoa kuin kriittiset kuormi- tukset.

Krewitt ym. (2001) ovat laskeneet EcoSense-mallilla (ks. kohta 3.2) rikkidioksidin ja typenoksidien karakterisointikertoimet viidelletoista EU-maalle. Vaikutusluokkaindikaattorina on kriittisen kuormituksen ylittävän ekosysteemipinta-alan muutos, kun kunkin maan päästöjä lisätään 10%. Laskentaperiaate lienee periaatteiltaan samanlainen kuin Potting ym. (1998) ovat käyttäneet. Karakterisointikertoimet on laskettu vuoden 1990 päästötilanteessa ja vuoden 2010 päästöskenaariotilanteessa. Kriittisen kuormituksen arviot eivät kaikilta osin perustu tieteelliseen aineistoon (Krewittin tiedonanto 25.2.2003), minkä takia karakterisointikertoimia ei ole syytä tarkastella muuta kuin suuruusluokkatasolla.

4.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen malleilla

Edellä käsiteltyjen kolmen artikkelin (Potting ym. 1998, Huijbregts ym. 2001, Krewitt ym. 2001) menetelmissä on käytetty osin samoja lähtöaineistoja ja malleja (taulukko 14). Aineistovertailun pohjalta huomataan helposti, että tarkasteluviuosien, päästömäärien, ilmakehän epäpuhtauksien kulkeutumiskuvausten ja vaikutusten käsittelyt eroavat toisistaan niin useissa kohdissa, että yksittäisen eron vaikutusta lopputuloksiin on vaikea arvioida. Peruslähtökohdiltaan laskennan lähestymistapa on kaikissa kuitenkin sama: maan (ja sen laskentaruutujen) vuosipäästöjen aiheuttamaa laskeumaa Euroopan laskentaruuduille verrataan laskentaruudun kriittisten kuormitusten arvoihin joko ainekohtaisesti (rikki sekä typen yhdisteet: typenoksidi ja ammoniakki) tai kootusti (rikki-tyyppi-laskeumapari).

Vaikka lähtötietojen pienten eroavaisuuksien ei pitäisi periaatteessa juuri vaikuttaa karakterisointikertoimien lukuarvoihin, erityisesti vaikutusindikaattorin tyyppi on merkitsevä. Kaikissa lähestymistavoissa käytetyt kriteerit perustuvat kriittisen kuormituksen periaatteeseen, joka on luonteeltaan askelfunktio: joko laskeuma ylittää sen tai sitten ei. Kun tarkastellaan tilannetta, jossa laskeumatason ylittävät useimmat ekosysteemien kriittiset kuormitukset maantieteellisesti tasaisesti jakautuen, ei päästömuutoksista johtuvissa ylitysten pinta-aloissa juurikaan tapahdu jyrkkiä siirtymiä. (Ylityksiä voidaan siis tarkastella paitsi ylittävänä laskeumana myös ylitettävänä pinta-alana.) Vuonna 2010 Euroopan päästöt ovat jo tasolla, jolla ylitykset pienen laskeuman alueilla ovat suhteellisen pieniä ja sijaitsevat harvoilla alueilla. Tilanne on tällöin erilainen päästömuutosten aiheuttamien ylitysten muutosten kannalta. Esimerkiksi 10 % päästövähennys saattaa aiheuttaa suhteellisesti suuriakin muutoksia ylityspinta-aloissa. Hyppäyksenomaisia muutoksia kriittisten kuormitusten ylityksissä on mahdollista lieventää eri tavoilla. Voidaan käyttää vaikutusindikaattoria, joka perustuu kriittiseen kuormituksen ylitykseen, mutta on sitä hieman pidemmälle viety. Tällaisia ovat mm. Euroopan kriittisten kuormitusten koosteraporteissa (mm. Posch ym. 2001, 2003) ja päästövähennysten tarkastelussa optimointimalleissa (mm. Amann ym. 1999) mainitut kertyvä ylitys (AE, accumulated exceedance), jossa ylitettävä ekosysteemipinta-ala kerrotaan ylityksen määrällä, tai keskimääräinen kertyvä ylitys (AAE, average accumulated exceedance), jossa laskentaruudusta kertynyt AE jaetaan laskentaruudun ekosysteemien kokonaispinta-alalla. Toinen tapa on käyttää suhdelukuja, esimerkiksi laskeuma jaettuna kriittisellä kuormituksella. Tällöin erikseen arvoitettaviksi lukuarvoiksi tulevat yhtä pienemmät suhdeluvut. Posch ym. (1999) on tarkastellut edellämänittujen eri ylitystapojen etuja ja haittoja päästövähennysstrategioiden valmistelussa. Kolmantena tapana on käyttää jotain perinteisen kriittisen kuormituksen tapaista pienempää lukuarvoa. Tällainen mahdollisuus on metsämaiden osalta esimerkiksi maaveden alumiinipitoisuuskriteerin hylkääminen ja vaatimus vain siitä, että maaperän nykytila ei saa huonontua. Suomessa tällöin happamoitumisen suojelutavoitearvot pienenisivät noin puoleen (Johansson 1999). Tämä tapa itse asiassa muistuttaa kriittisten kuormitusten kehittämisvaiheen alussa käytettyjä tunnuslu-

kuja (Kauppi ym. 1990). Muitakin indikaattoreita voidaan kehittää, ja mm. dynaamisten happamoitumismallien avulla on tarkoitus tuoda seuraaviin Euroopan päästövähennysneuvotteluihin lisävalaistusta kriittisten kuormitusten ylitysten ajalliseen ulottuvuuteen.

Alustavat tarkastelut Pohjoismaiden typenoksidipäästöjen osuuksista kriittisten kuormitusten ylityksiin osoittivat, että indikaattorin valinta vaikuttaa suuresti eri maiden välisiin eroihin, kun tarkastellaan erilaisten laskeumaskaarioiden vaikutuksia (Johansson et al. 2000, 2001).

Potting ym. (1998) ja Krewit ym. (2001) ovat menetelmissään käyttäneet indikaattorina kriittisen kuormituksen ylittävää ekosysteemipinta-alamuutosta, kun kunkin maan päästöjä vähennetään tai kasvatetaan 10 % (vrt. yhtälö 4). Periaatteessa tällaisista indikaattoreista johdettujen karakterisointikertoimien suuruus riippuu jonkin verran taustalla olevan päästövähennyksen suuruudesta. Huijbregtsin ym. 2001 karakterisointimenetelmässä ei tarvitse valita päästövähennystä, sillä menetelmä ottaa huomioon vain ns. marginaalivähennyksen vaikutuksen (vrt. yhtälöt 5 ja 6). Pottingin, Krewitin ja Huijbregtsin menetelmien eroista huolimatta ne tuottavat melko saman suuntaisia tuloksia Suomen osalta (vrt. taulukko 13). Typpiyhdisteiden ja rikkidioksidien karakterisointikertoimien keskinäinen suuruus on samaa suuruusluokkaa. Suomen päästöjen karakterisointikertoimien tasoero muihin maihin on merkittävä ko. lähestymistavoissa. Suomi erottuu negatiivisessa mielessä. Suomesta lähtevien happamoittavien päästöjen täytyy olla moninkertaisesti pienempiä kuin esimerkiksi Keski-Euroopan maiden päästöjen, jotta happamoitumisen indikaattoritulokset tulisivat samansuuruisiksi. Lopputulokseen saattaa vaikuttaa se, että kaikki kolme tarkasteltavaa menetelmää ei ota huomioon laskentaruudukoiden kriittisen kuormituksen ylitysmäärää. Jatkossa olisi erittäin tärkeää laskea indikaattoritulokset toisten tyyppisten indikaattorien kuten kertyvän ylityksen (AE, accumulated exceedance) avulla. Siinä siis ylitettävä ekosysteemipinta-ala kerrotaan ylityksen määrällä. Tällaisen indikaattorin käyttö on perusteltua sillä, että laskeumavähennyksillä on merkitystä myös silloin kun se tapahtuu laskentaruudukossa, jossa kokonaislaskeuma ylittää päästövähennyksen jälkeenkin kriittisen kuormituksen.

Kaukokulkeutuvien ilmansaasteiden karakterisointikertoimien määrittelyssä mallien avulla joudutaan tekemään kompromisseja ajallisen, paikallisen sekä leviämisen- ja vaikutusprosessien suhteen. Euroopanlaajuiset tarkastelut (mm. Potting ym. 1998, Huijbregts ym. 2001, Krewitt ym. 2001) käyttävät maittaisia vuosipäästöjä ja laskentaruudukkoja, jotka ovat karkeampia kuin vaikutustiedot. Krewitt ym. (2001) ovat hyödyntäneet ilmakehän epäpuhtauksien leviämiskuvausta ruudusta ruutuihin, joka tietenkin on kuvaukseltaan tarkempi kuin maista ruutuihin, mutta samalla vaatii luotettavat ruudutettavat päästötiedot. Nykyiset inventointitiedot tuottavat jo melko hyvää tietoa tältä osin. Mikäli karakterisointikertoimia johdetaan myös lähitulevaisuudessa odotettavissa olevan päästötilanteen osalta, mikä tietysti olisi realistista ja johdonmukaista, tulevaisuuden maiden sisäinen päästöjakauma on huomattavasti epävarmempi kuin maan kokonaispäästö. Samoin järkevin tapa karakterisointikertoimien johtamiselle olisi käyttää päästöjen lisäyksen sijasta vähennystä esim. 10%, mikä on todennäköisin suunta päästökehitykselle. Normaalisti oletetaan, että päästövähennykset kohdentuvat tasaisesti maan päästöjakamaan. Lisäksi ruudusta ruutuihin kuvauksen tiedonhallinta sekä laskenta on pienessä ruudukossa huomattavasti raskaampaa kuin maista suuriin ruutuihin.

Päästökorkeuksilla on merkittävä vaikutus päästön leviämiseen ja prosesseihin ilmakehässä. Läntisen EMEP-keskuksen keräämät päästötiedot on jaettu matalaan (alle 100 m) ja korkeaan (yli 100 m) päästöluokkaan. Suomessa käytetyissä mesoskaalan leviämismalleista johdetuissa kulkeutumiskertoimissa myös päästökorkeuksilla on merkitystä. Rikille on käytetty kolmen korkeusluokan (luokkarajat 50 ja 100 m) korjauskertoimia sadan kilometrin säteellä lähteestä (Johansson ym.

1990), typenoksidadeille on käytetty kolmea korkeusluokkaa (luokkarajat 50 ja 100 m) ja ammoniakille vain yhtä (korkeusluokka) johtuen siitä, että käytännössä kaikki ammoniakkipäästöt tulevan maan tasolta (Syri ym. 1998). Suuruusluokkatarkastelu päästökorkeuksien vaikutuksesta typen laskeumiin osoitti, että alimman ja ylimmän päästökorkeusluokan ero oli selkeä (Johansson 1999). Typenoksidien mesoskaalan kulkeutumiskertoimien mukaan alimmasta päästökorkeudesta lähtevästä päästöstä laskeutuu noin 50% enemmän päästölähteen ympäristöön 300-400 km säteellä kuin ylimmästä päästökorkeusluokasta. Eteläisen ja pohjoisen Suomen typenoksidien suhteellisilla laskeumilla ei havaittu kovin suurta eroa, vaikka pohjoisessa päästöt näyttäisivät leviävän kauemmas ennen laskeutumistaan. Vielä julkaisemattomissa tuloksissa Suomen mesoskaalan primäärihiukkasten leviämismallissa on kulkeutumiskertoimet johdettu jopa neljälle eri päästökorkeudelle (Johansson ym. 2003a).

Tarkemmilla kansallisilla ilmaleviämismalleilla on mahdollista saada tarkkoja laskeumatietoja, kun käytössä ovat myös paikkatarkat päästötiedot. Yleensä tällaisten mesoskaalan mallien tulokset muuttuvat epävarmoiksi siirryttäessä kauas maan rajojen ulkopuolelle. Lisäksi leviämislaskennan paikkatarkkuutta vastaavat naapurimaiden päästö- ja vaikutustiedot eivät yleensä ole saatavilla. Siksi haluttaessa lisää paikkatarkkuutta laskentaan ja esimerkiksi eri toimintasektoreiden tai pistelähteiden osuutta vaikutuksiin joudutaan tarkastelu käytännössä rajaamaan maan rajojen sisälle. Tällöin karakterisointikertoimien ajatus päästön aiheuttamasta kokonaisvaikutuksesta, jossa ulkomailla tapahtuvat vaikutukset on mukana jää saavuttamatta, vaikka tulokset muutoin toisivat lisätietoa.

Taulukko 14. Kolmen artikkelin (Potting ym. 1998, Huijbregts ym. 2001, Krewitt ym. 2001) käyttämät tärkeimmät lähtöaineistojen ominaisuudet arvioituna ja osin yksinkertaistettuna dokumentoiduista tiedoista. Tarkemmat tiedot ja lyhenteiden selitykset löytyvät artikkeleista.

Aineisto	Potting ym. 1998	Huijbregts ym. 2001	Krewitt ym. 2001
Päästöt			
1990	RAINS 1996	-	CORINAIR 1996
1995	-	EMEP /MSC-W 1998	-
2010	RAINS 1996	RAINS 1998	RAINS 1999
Leviäminen			
Mallityyppi	EMEP Lagrangin malli 1985-1995 (vanhat RAINS-mallin kulkeutumiskertoimet	EMEP Lagrangin malli 1985-1995 (uudelleen lasketut kulkeutumiskertoimet)	tuuliruusu-trajektorimalli (WTM, windrose trajectory model)
Kulkeutumiskerroin	maasta ruutuihin	maasta ruutuihin	ruudusta ruutuihin
Laskentaruudukko	150 km×150 km	150 km×150 km	50 km×50 km
Vaikutukset			
Kriittisten kuormitusten tietokanta	versio 1995 (tai versio 1996-1997)	versio 1998	versio 1996-1997
Käyttötapa	suojeluasteen tasa-arvokäyrät (rikki-tyyppi-laskeumapari)	rikin ja typen maksimikuormitusarvot erillisinä kertymäfunktioina	suojeluasteen tasa-arvokäyrät (rikki-tyyppi-laskeumapari)
Muutoskriteeri	Ekosysteemien kriittisten kuormitusten (CL) ylitysten pinta-ala	Tietyistä laskentaruudukosta johdettavan laskeuman ja CL:n suhde painotettuna ekosysteemin suhteellisella pinta-alalla	Ekosysteemien CL-ylitysten pinta-ala
Laskentamenetelmä			
	-10% päästömuutos erikseen kullekin päästölle, maalle ja vuodelle	Päästöjen marginaalivähennys kullekin maalle ja vuodelle	+ 10% päästömuutos erikseen kullekin maalle ja vuodelle

4.4 Suositukset

Tässä tarkasteltiin kolmea Euroopan kattavaa lähestymistapaa happamoittavien aineiden karakterisointikertoimien johtamiseen. Menetelmät (Potting ym. 1998, Huijbregts ym. 2001, Krewitt ym. 2001) tuottivat kohtuullisen vertailukelpoisia tuloksia, vaikka niiden käyttämissä lähtötiedoissa ja laskentatavoissa oli eroja. Menetelmien karakterisointikertoimia voi käyttää Suomesta lähtevien typen oksidi-, ammoniakki- ja rikkidioksidipäästöjen keskinäisten merkittävyyserojen selvittelyyn, mutta karakterisointikertoimien käyttö eri maiden välisten päästövaikutuserojen arviointiin on arveluttavaa. Asian selvittely vaatii lisälaskelmia, joissa käytettävät indikaattorit ottavat huomioon ekosysteemien kriittisten kuormitusten ylitysten suuruudet.

Suomessa tehtävässä mahdollisessa jatkotutkimuksessa käytettävien lähtötietojen tulisi myös perustua virallisiin ja uusimpiin tietoihin. Yksi perusteltu aineistokokonaisuus on kaukokulkeumasopimuksen organisaation kokoamat ja käyttämät tiedot. Niillä on yhteydet muihin virallisiin tiedonkeruujärjestelmiin, esimerkiksi EU:n CORINAIR-päästötietoon. Läntisen EMEP-keskuksen koostamia päästötietoja käytetään ilmakehämallinnuksessa, jonka tuloksista johdetut yhdistekohdattaiset lineaariset lähde-kohde-kulkeutumiskertoimet maista ruutuihin siis impliittisesti sisältävät maan päästöjakauman. Kriittisten kuormitusten tiedot ovat kunkin maan omaa tietoa, jotka koostetaan kaukokulkeumasopimuksen käyttöön vaikutusten koordinaatiokeskuksessa (Posch ym. 2001, 2003). Edellä mainittuja tietoja käytetään myös EMEP-ohjelman kokonaisuallikeskuksessa (CIAM, Centre for Integrated Assessment Modelling) IIASA-tutkimuslaitoksessa, jossa myös lasketaan Euroopan yhtenäisiä päästöskenaarioita RAINS-mallilla. Suomen osalta käyttökelpoisia lisätietoja ovat päästöskenaariotiedot, mesoskaalan leviämiskuvaukset ja omat kriittisten kuormitusten tietokannat. Kansainvälisten tietojen saatavuus on rajoitettu ei-kaupalliseen ja kaukokulkeumasopimuksen tavoitteita edistävään tutkimukseen.

5

Pienhiukkaset

*Matti Johansson, Jyri Seppälä ja Niko Karvosenoja
Suomen ympäristökeskus*

5.1 Vaikutusluokan kuvaus

Yleistä

Ilmakehän leijuva pöly sisältää hiukkasia, jotka vaihtelevat pitoisuuksiltaan, koostumukseltaan ja kokojakaumaltaan. Hiukkasilla on ekologisia vaikutuksia, jotka ovat yleensä paikallisia ja riippuvat kemiallisesta koostumuksesta (esim. Grantz ym. 2003). Hiukkaset vaikuttavat ilmastoon säteilypakotetta muuttavien ominaisuuksiensa kautta (esim. Andreae 2001). Ihmisten terveyteen kohdistuvia sekä välittömiä että pitkäaikaisia vaikutuksia pidetään nykytietämyksen mukaan hyvin tärkeinä (esim. Seaton ym. 1996, Nevalainen ja Pekkanen 1998, Katsouyanni ym. 2001, Pekkanen ja Timonen 2001). Akuutteja vaikutuksia ovat mm. astmatikkojen oireet. Kroonisempiin vaikutuksiin kuuluvat mm. keuhko- ja sydänsairaiden sekä muiden ilman epäpuhtauksille alttiiden väestöryhmien sairaalakäyntien ja kuolemien lisääntyminen. Hiukkasten tarkat vaikutusmekanismit ovat yhä epäselviä. Yleisesti pienhiukkasia ($PM_{2,5}$, hiukkasten halkaisija $< 2,5 \mu m$) pidetään terveydelle haitallisimpina (mm. Schwartz ym. 1996). Uudet havainnot korostavat näitäkin pienimpien hiukkasten osuutta (mm. Wichmann ja Peters 2000). Pienhiukkasten terveysvaikutukset ovat mukana Euroopan ilmansuojelusopimusten tarkistuksessa, ja niiden osalta on tehty jo alustavia arviointeja käyttäen hyväksi uusinta tietämystä (esim. WHO 2003, CAFE 2003). Lisäksi hiukkaset ilmanlaatuongelmana on tärkeä myös Yhdysvalloissa (EPA 2003).

Hiukkaset voidaan jaotella lisäksi syntyperänsä mukaan primääri- ja sekundäärihiukkasiin. Primäärihiukkaset ovat peräisin lähteiden suorista hiukkas päästöistä ilmaan. Sekundääriset hiukkaset ovat syntyneet ilmakehän fysikaalis-kemiallisten prosessien kautta kaasumaisista rikin ja typen oksideista (SO_2 ja NO_x), ammoniakista (NH_3) ja haihtuvista orgaanisista yhdisteistä (VOC). Sekundäärihiukkaset ovat pääasiassa pienhiukkasia. Suoria primäärihiukkas päästöjä ilmaan aiheuttavat mm. poltto- ja teollisuusprosessit. Myös nämä hiukkaset ovat pääasiassa pienhiukkasia. Lisäksi suoria, pääasiassa suurempien hiukkasten päästölähteitä ovat mm. tieliikenteen nostattama pöly, maatalouden ym. toiminnan pölypäästöt sekä luonnon päästölähteet kuten tuulen nostattama pöly ja meren suola hiukkaset.

Ulkoilman pienhiukkasista Suomessa merkittävä osa on sekundäärihiukkasia. Sekundäärihiukkasista suurin osa on kaukokulkeumaa Keski-Euroopasta ja lähialueilta. Myös pienet primäärihiukkaset voivat kulkeutua jopa tuhansia kilometrejä. Suomen kaupungeissa ulkoilman hiukkas pitoisuudet ovat olleet keskimäärin noin $20\text{--}40 \mu g m^{-3} a^{-1}$ hengitettävälle hiukkasille (PM_{10}) ja $8\text{--}12 \mu g m^{-3} PM_{2,5}$:lle (Pietarila ym. 2001, Johansson ym. 2002). EU:n tytärdirektiivin velvoittamana Suomessa on annettu asetus (711/2001), joka määrää PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvolle raja-arvoksi $40 \mu g m^{-3} a^{-1}$. $PM_{2,5}$:lle ei ole Euroopassa annettu vielä erillisiä raja-arvoja.

Hiukaspäästöjen menneiden vuosien inventaarioita Suomessa tehdään mm. Tilastokeskuksessa ja Suomen ympäristökeskuksessa (SYKE). Lisäksi sekä tulevaisuuden että menneiden vuosien päästöjä arvioidaan SYKE alueellisella päästöskenaariomallilla (FRES) (Karvosenoja ja Johansson 2003). Tällä hetkellä FRES-malli laskee TSP, PM₁₀ ja PM_{2,5} primäärihiukkasten päästöt sekä sekundäärihiukkasia muodostavista kaasuista SO₂- ja NO_x-päästöt vuositasona. Laskelmat tehdään kunnittain suurille pistelähteille ja ne käsittävät 35 toimintasektoria ja 11 polttoaineen yhdistelmää (kuvat 6–10).

Suurimmat pienhiukkasten päästölähteet Suomessa ovat puun pienpoltto ja liikenne, vastaten noin 40 % ja 25 % PM_{2,5} kokonaispäästöistä. Liikenteen hiukaspäästöjä vähentävät tulevaisuudessa eurooppalaiset pakokaasustandardit. Puun pienpolton päästöt erityisesti vanhoissa tulisijoissa ovat suhteellisen korkeat, koska vähennyslaitteita ei käytetä eikä palamisprosessi ole yhtä hyvin kontrolloitavissa kuin suuremmissa mittakaavassa. Moderneissa puukattiloissa ja -uuneissa ominaispäästöt ovat kuitenkin yleensä huomattavasti alhaisempia.

Energiantuotanto- ja teollisuuslaitokset on nykyään varustettu tehokkailla hiukkasvähennyslaitteilla, pääasiassa sähkösuodattimilla. Primäärihiukkasten päästötasot ovat alhaiset eikä teknisiä lisävähennysmahdollisuuksia koko maan mittakaavassa juurikaan ole. Myöskään tulevaisuuden polttoainevalinnoilla suurissa energiantuotanto- ja teollisuusyksiköissä ei ole merkittävää vaikutusta primäärihiukkasten päästöihin.

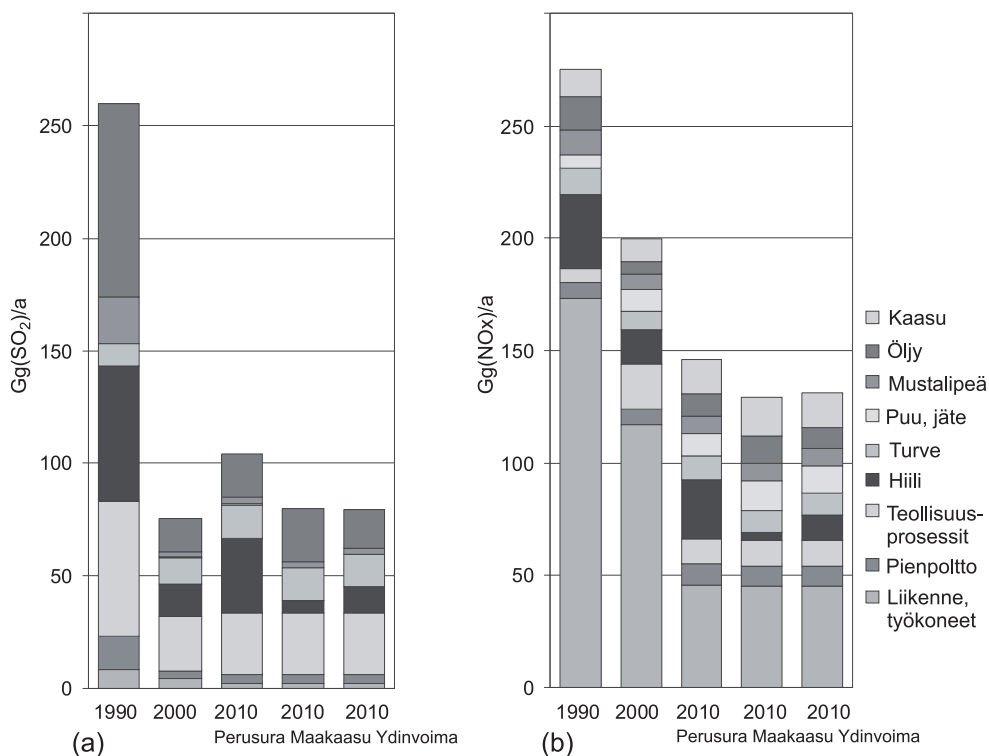
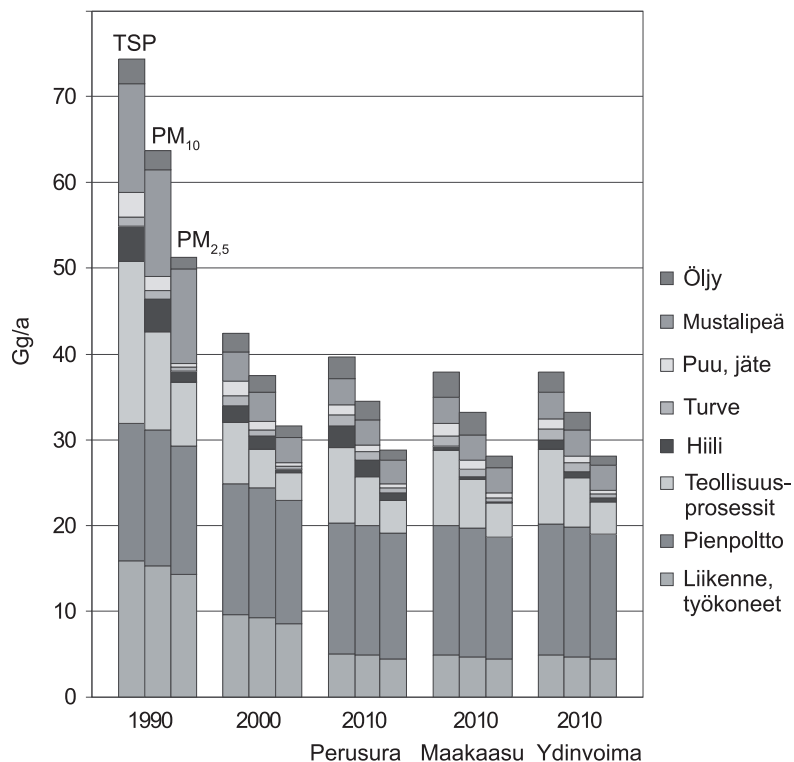
SO₂-päästöt syntyvät lähinnä voimalaitoksissa ja teollisuusprosesseissa. NO_x-päästöjen suurin aiheuttaja on liikenne. SO₂- ja NO_x-päästöt ovat vähentyneet 90-luvun aikana huomattavasti lähinnä teollisuuden ja energiantuotannon savukaasujen puhdistusteknologioiden käyttöönoton myötä. Liikenteen päästöt ovat vähentyneet katalysaattorien yleistyessä ja tehostuessa. Tulevaisuudessa päästöt vähenevät lähinnä liikenteessä autokannan edelleen uusiutuessa.

Myös NH₃- ja VOC-päästöt ovat vähentyneet 90-luvulla ja vähenevät edelleen tulevaisuudessa (taulukko 15). VOC-päästöillä tarkoitetaan tässä muita haihtuvia hiilivetyjä kuin metaania (NM-VOC, non-methane volatile organic compounds). VOC-päästöt ovat vähentyneet teknisten vähennystoimien ansiosta, NH₃:lle lähinnä maatalouden eläinmäärien laskun myötä.

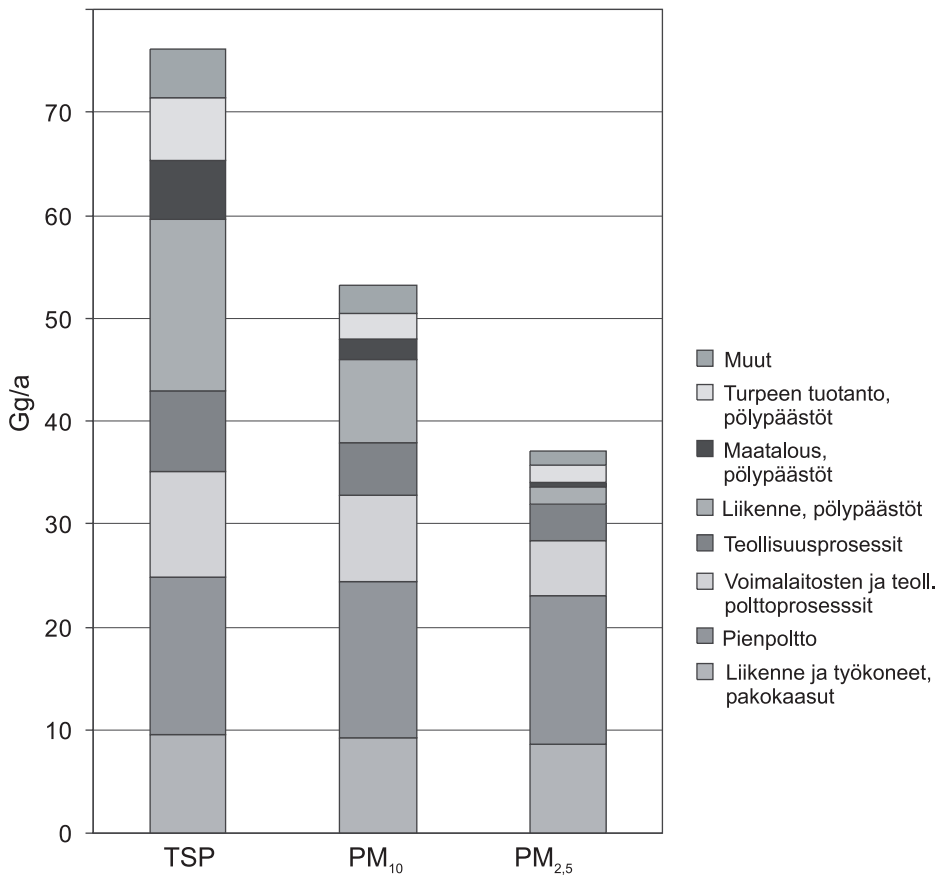
Taulukko 15. Suomen päästöt vuosina 1990 ja 2010 perusskenaariossa hiukkasille (Johansson ym. käsikirjoitus), rikille ja typenoksidoille (Hildén ym. 2002) sekä ammoniakille ja haihtuville hiilivedyille (Ilmansuojeluohjelma 2002) kilotonneina vuodessa (Gg a⁻¹).

päästö	yksikkö	1990	2010 perusskenaario
PM ₁₀	kt/a	64	38
PM _{2,5}	kt/a	52	32
SO ₂	ktSO ₂ /a	260	114
NO _x	ktNO _x /a	294	187
NH ₃	ktNH ₃ /a	38	31
VOC	kt/a	224	130

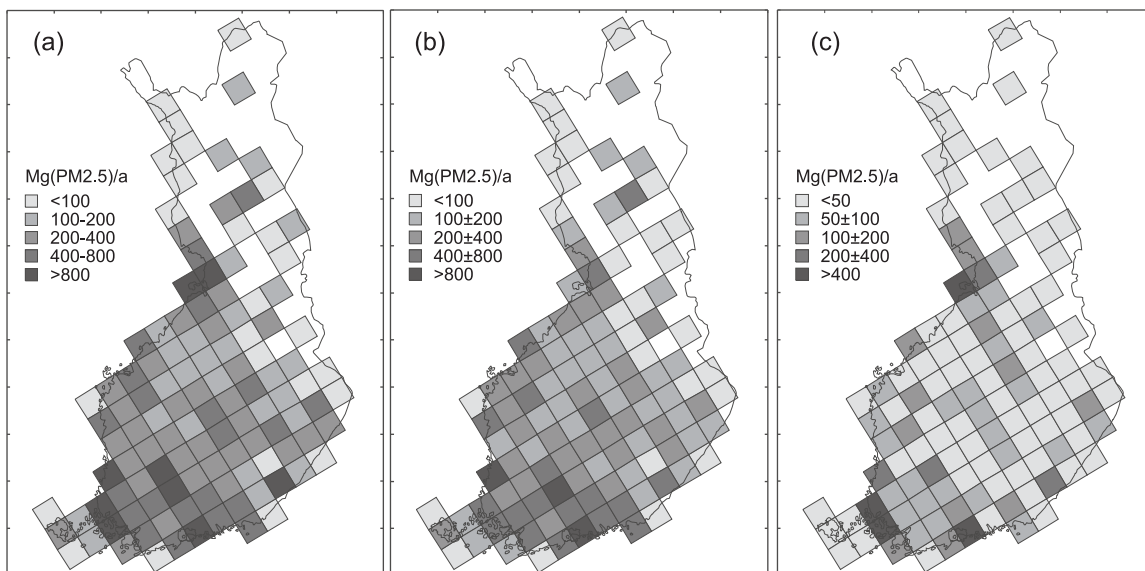
Kuva 6. Suomen vuosittaiset kokonais- (TSP) ja pienhiukkasten (PM_{10} ja $PM_{2,5}$) päästöt kilotonneina vuosina 1990, 2000 ja 2010 kolmella eri kansallisen ilmastostrategian skenaariolla ("perusura": ei kasvihuonekaasujen rajoitustoimia; "maakaasu" ja "ydinvoima": Kioton sopimuksen velvoitteet täyttävät skenaariot). Liikenteen ja työkoneiden päästöt sisältävät vain pakokaasuperäiset päästöt.



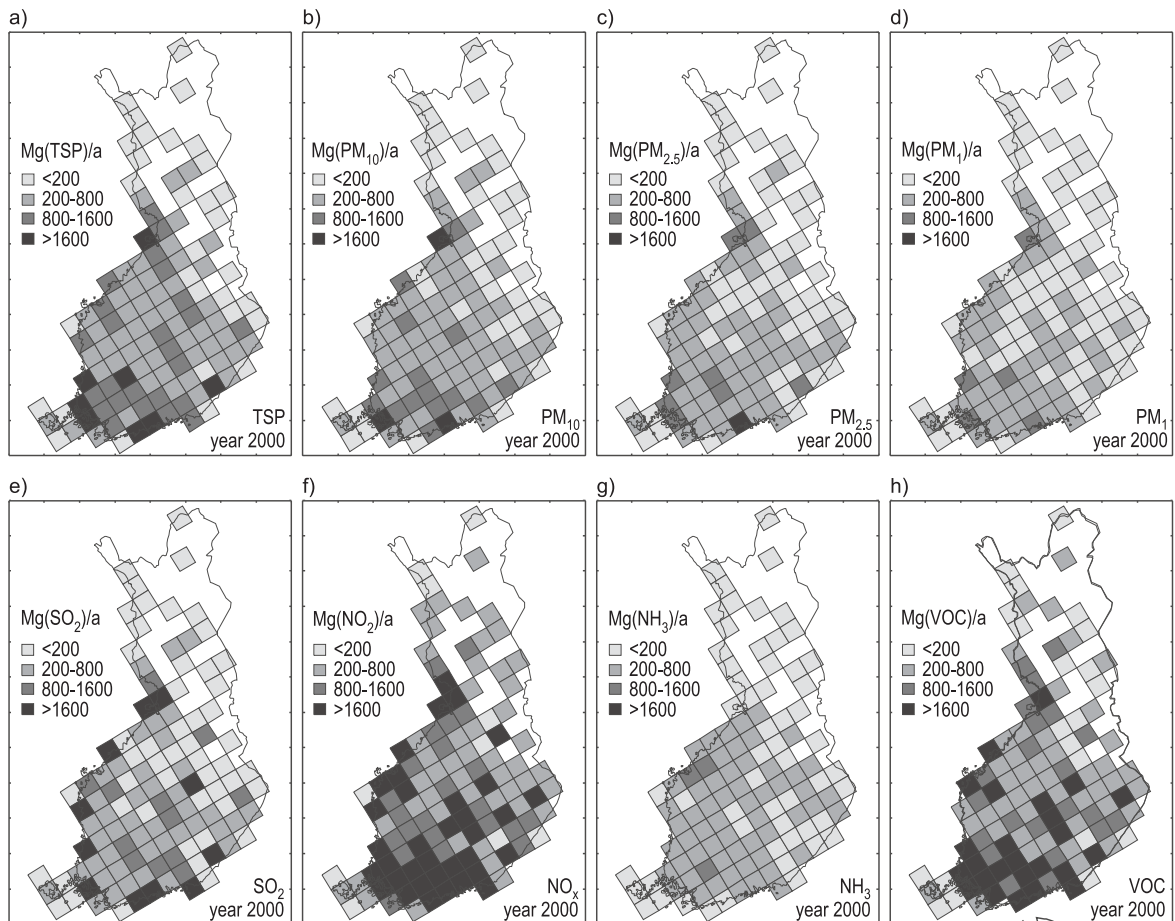
Kuva 7. Suomen vuosittaiset (a) SO_2 ja (b) NO_x päästöt kilotonneina vuosina 1990, 2000 ja 2010 kolmella eri kansallisen ilmastostrategian skenaariolla ("perusura": ei kasvihuonekaasujen rajoitustoimia; "maakaasu" ja "ydinvoima": Kioton sopimuksen velvoitteet täyttävät skenaariot).



Kuva 8. Suomen vuosittaiset kokonais- (TSP) ja pienhiukkasten (PM₁₀ ja PM_{2,5}) päästöt (sisältäen myös ei-polttoeräiset päästöt) kilotonneina vuonna 2000.



Kuva 9. Suomen PM_{2,5} päästöjen alueellinen jakauma vuonna 2000 tonneina vuodessa 50 km x 50 km ruudukossa (a) kokonaispäästöt, (b) polttoeräiset päästöt ja (c) ei-polttoeräiset päästöt.



Kuva 10. Suomen primäärihiukkas- ja sekundäärihiukkasia muodostavien kaasupäästöjen alueellinen jakauma vuonna 2000 tonneina vuodessa (Mg a^{-1}) summattuna $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ ruudukkoon: a) TSP, b) PM_{10} , c) $\text{PM}_{2.5}$, d) PM_1 , e) SO_2 , f) NO_x (muodossa NO_2), g) NH_3 , ja h) ihmisperäinen VOC (Johansson ym. 2003b).

Päästöt Euroopassa

Myös Euroopassa päästöt ovat vähentyneet 90-luvun aikana merkittävästi, erityisesti EU:n alueella (taulukko 16). Lisävähennyspotentiaalia löytyy lähinnä Itä-Euroopan siirtymätalouden maissa.

Taulukko 16. Euroopan $\text{PM}_{2.5}$ -, SO_2 -, NO_x -, NH_3 - ja VOC-päästöt vuosina 1990 ja 2010 nykyisen ja suunnitellun lainsäädännön vallitessa (CLE) sekä suurimmilla mahdollisilla teknisillä rajoitustoimilla (MFR, maximum feasible technical reductions) (Lükewille ym. 2001) megatonneina (1000 kilotonnia) vuodessa (Tg a^{-1}).

	yksikkö	1990	2010 CLE	MFR
$\text{PM}_{2.5}$	Mt/a	4,3	2,2	0,8
SO_2	Mt SO_2 /a	39,2	14,7	4,6
NO_x	Mt NO_2 /a	25,1	15,5	9,5
NH_3	Mt NH_3 /a	7,6	6,2	4,4
VOC	Mt/a	22,7	13,4	7,5

5.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt

Pienhiukkasia ei ole otettu perinteisesti elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnissa huomioon. Ainoastaan Krewitt ym. (2001) ovat laskeneet viidelletoista EU-maalle pienhiukkasten karakterisointikertoimet vuosien 1990 ja 2010 päästöttilanteissa. Laskelmat koskevat SO₂- ja NO_x-päästöjen sekundäärihiukkasia (sulfaatti- ja nitraattiaerosoleja) ja primäärihiukkasia PM₁₀. Laskelmat on tehty EcoSense-mallilla (ks. kohta 3.2) siten, että vaikutukset on laskettu vuosittaisena eliniän menetysmääränä (YOLL (Years of Life Lost)) kun kunkin maan päästöjä on lisätty 10 %. Euroopalaisessa ExternE-projektissa on määritelty altistus-vaste funktiot pienhiukkaspitoisuuksien ja kuolleisuuden välille. Kokonaiskuolleisuuden määrittämisessä on otettu huomioon kunkin laskentaruudun väestömäärä.

5.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen

Mallikuvaukset

Koska hiukkasten mantereenlaajuinen ilmakehämallintaminen on noussut tärkeäksi vasta viime vuosina, operatiivisia mallityökaluja ja niistä yksinkertaistettuja tuloksia ei ole samalla tavalla käytössä kuin esimerkiksi happamoitumisen osalta. Lisäksi primäärihiukkasia ja sekundäärihiukkasia ei juuri ole kuvattu saman mallin sisällä. Läntisessä EMEP-keskuksessa on kehitetty Euroopan kattavaa yhdennettävää mallia, joka kattaisi happamoittavien aineiden (UNI-ACID), alailmakehän otsonin muodostuksen (UNI-OZONE) ja hiukkasten (UNI-AERO) prosessit ilmakehässä laskien niiden pitoisuudet ja laskeumat (EMEP 2002). Yhdennetyn mallin aerosolimodulia on kehitetty pitkälle (Tsyro 2002), ja siihen on liitetty Helsingin yliopistossa kehitetty prosessimalli MM32 (Tsyro ym. 2002, Pirjola ym. 2003), joka on yksinkertaistettu versio tarkemmasta MULTIMONO-mallista (Pirjola ja Kulmala 2000). Tästä hiukkasmallista ei ole saatavissa tuloksia lähde-kohde -kulkeutumiskertoimien muodossa.

Tässä tutkimuksessa tukeuduttiin aiemmin käytettyihin kahden eri mallin tuloksiin, joita on myös käytetty IIASA-tutkimuslaitoksen Euroopan hiukkaspitoisuuksien suuruusluokkia arvioineessa tutkimuksessa (Johansson ym. 2000, Amann ym. 2001). Primäärihiukkasten leviämisen kuvaamiseen käytettiin lähde-kohde-kulkeutumiskertoimia, jotka johdettiin Imperial Collegen laatimasta yksinkertaisesta PPM-mallista (ApSimon ym. 2001). Ne kuvaavat Euroopan päästöalueiden (maiden) inerteiksi oletettujen primääristen PM₁₀- ja PM_{2,5}-päästöjen leviämisen 150 kmx150 km ruudukkoon vuosikeskiarvopitoisuuksiksi. Epäorgaanisten sekundäärihiukkasten pitoisuuksia laskettiin läntisen EMEP-keskuksen alunperin happamoittavien yhdisteiden pitoisuuksia ja laskeumia kuvaavan mallin avulla, jota on myös käytetty sekundääristen pienhiukkasten pitoisuuksien suuruusluokkien arviointiin (Tarrasón ja Tsyro 1998). Mallin tuloksista johdettiin päästöalueiden päästöjen aiheuttamat vuosikeskiarvopitoisuudet 150 kmx150 km ruudukossa käyttäen 11 vuoden meteorologista aineistoa ajalta 1985–1995. Sekundäärihiukkaset jaoteltiin kuuteen eri luokkaan: sulfaatti hiukkassulfaattina ja osana ammoniumsulfaattia, nitraatti hiukkasnitraattina ja osana ammoniumnitraattia, sekä ammonium osana ammoniumsulfaattia ja ammoniumnitraattia. Kokonaisuudessaan laskettiin kullekin molekyylipainon avulla (SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺). Koska mallissa ei eroteltu eri hiukkaskokoja, tulosten katsottiin edustavan pääosiltaan PM_{2,5}-osuutta. Käytössä ei ollut mallia, jonka avulla olisi voitu

kuvata orgaanisten sekundäärihiukkasten pitoisuuksia. On huomattava, että primääri- ja sekundäärihiukkasten välillä ei tässä ole oletettu vuorovaikutusta. Lisäksi primäärihiukkaset on oletettu ilmakehässä inerteiksi myös kokoluokkien välillä, mikä on sitä parempi oletus mitä suurempia hiukkaskokoluokkia tarkastellaan. On odotettavissa, että aerosoliprosessien kuvausten tarkentuessa, esimerkiksi aiemmin mainitussa UNI-AERO-mallissa, tulokset muuttuvat. Tämän vuoksi tässä esitettyjä tuloksia on pidettävä ensimmäisinä alustavina suuruusluokka-arvioina.

Suomen päästöjen muutosten aiheuttamat vaikutukset on kuvattu yhtäaikaisten eri päästöjen 10 % vähentämisinä. Sekä primäärihiukkaset että sekundäärihiukkasten komponentit ovat käytössä olevilla mallituloksilla riippumattomia toistensa päästömääristä, mikä on hyväksyttävä oletus liikuttaessa kohtuullisten muutosten rajoissa. Riippumattomuusoletus ei ole kuitenkaan hyvä erityisesti pienimpien hiukkasten osalta. Mallitarkasteluissa käytetyt Suomen päästöt vuosina 1990 ja 2010 perusskenaariossa ovat samat kuin taulukossa 12, josta mukana eivät ole VOC:t (Johansson ym. 2003a, KIO 2002, Ilmansuojeluohjelma 2002).

Vaikutusindikaattorit

Hiukkasia muodostavien päästöjen vaikutuksia kuvataan vuosikeskiarvopitoisuuksina ($\text{ng m}^{-3} \text{ a}^{-1}$). Suomen päästöjen aiheuttamat muutokset on laskettu vähentämällä kaikkia päästöjä 10 % kunkin vuoden perustasosta. Pitoisuusvaikutukset lasketaan niistä Euroopan maapinta-alaa sisältävistä laskentaruuduista, joissa muutoksia tapahtuu. Kokonaisvaikutukset on saatu kertomalla pitoisuusvaikutukset ruudun maapinta-alalla ($\mu\text{g m}^{-3} \text{ a}^{-1} \times \text{km}^2$). Karakterisointikertoimet laskettiin koko Eurooppaan kohdistuvana vaikutuksena kilotonnia päästömäärää (primääri PM, SO_2 , NO_2 , NH_3) kohden.

Tulokset laskettiin myös Suomen ja muun Euroopan alueelle jaoteltuina, ja kokonaisvaikutuksissa ne summautuvat koko Euroopan tulokseksi. Lisäksi ne jaoteltiin primäärihiukkasiin (pPM) kokoluokissa PM_{10} ja $\text{PM}_{2,5}$, sekundäärihiukkasia (molekyylimuotoa SO_4^{2-} , NO_3^- ja NH_4^+) muodostavien kaasujen (SO_2 , NO_x ja NH_3) mukaan sekä niiden summaan (sPM), joka siis on pääosin $\text{PM}_{2,5}$ kokoluokassa, sekä kokonaishiukkasmassaan (PM). Koska primääri- ja sekundäärihiukkaset on laskettu eri malleilla, tuloksia on pidettävä alustavina suuruusluokka-arvioina.

Tulokset

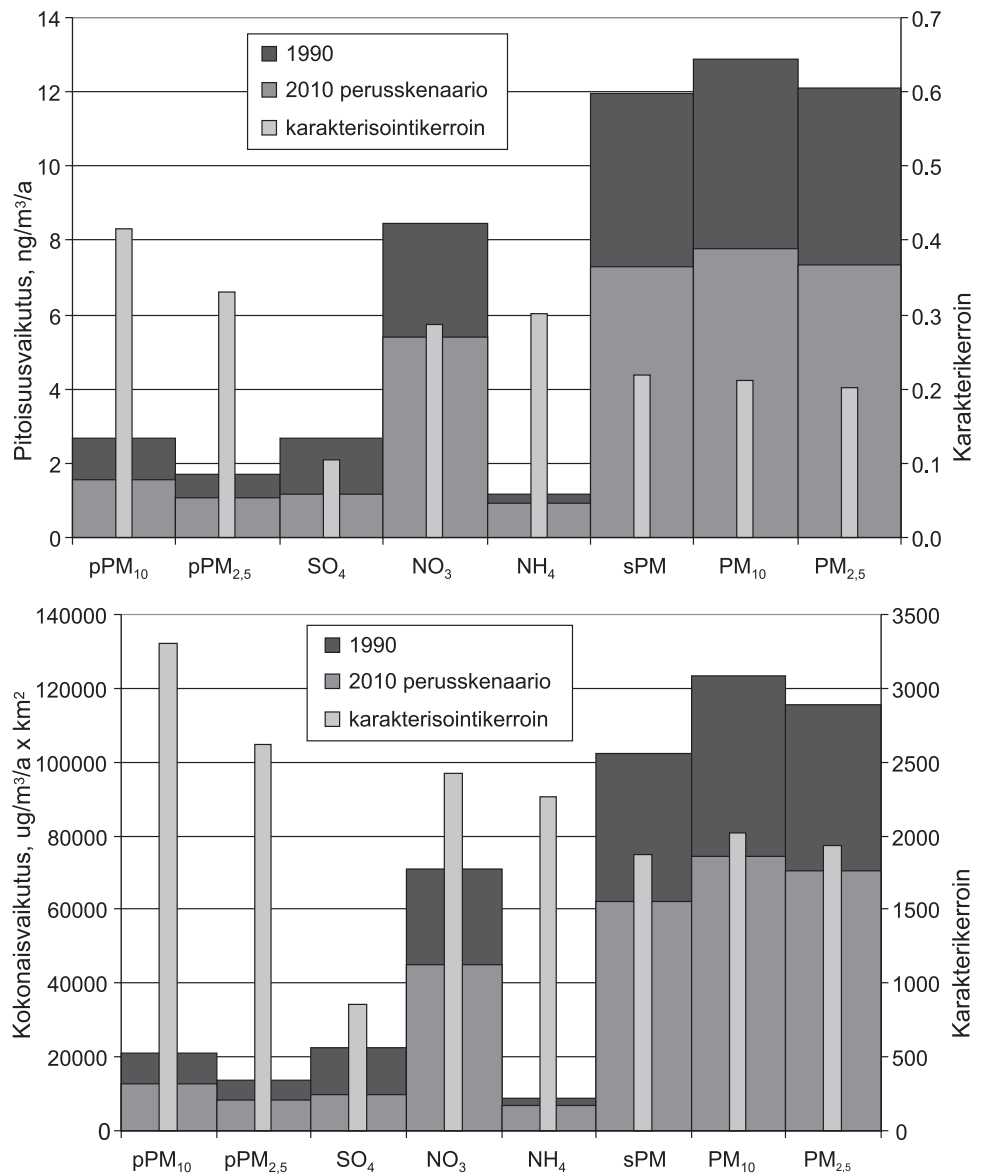
Suomen päästömuutoksista aiheutuneet pitoisuusvaikutukset, kokonaisvaikutukset sekä näistä johdetut karakterisointikertoimet on esitetty taulukossa 17 ja kuvassa 11. Vaikutukset eri vuosille on esitetty absoluuttimääräisinä pylväinä, ei kertyvinä.

Laskentaruutujen maapinta-alalla painotetuissa pitoisuusvaikutuksissa Suomeen ja muuhun Eurooppaan kohdennettujen vaikutusten suhde FIN/(Eur-FIN) vaihtelee melko paljon välillä 6–11 ja on muita suurempi ammoniumilla ja PM_{10} :llä. Keskimäärin suhde on 8 kokonaishiukkasmassalla. Karakterisointikertoimet ovat muita suuremmat primäärihiukkasille ja kaikkein pienin sulfaatile.

Kokonaisvaikutuksissa Suomeen ja muuhun Eurooppaan kohdennettujen vaikutusten suhde FIN/(Eur-FIN) on lähes vakio 0,3. Vain p PM_{10} (0,4) eroaa siitä hieman ja NH_3 selvästi (0,5). Ammoniakin osalta ero johtuu ammoniakin suhteellisen lyhyestä kantamasta ilmakehässä. Suhteelliset erot ovat samantyyppisiä kuin pitoisuusvaikutuksissakin, kuten laskentamenetelmien perusteella tulee pääosin ollakin, mutta pieniä eroavaisuuksia on. Karakterisointikertoimet ovat samansuuntaiset kuin pitoisuusvaikutuksista lasketut, jälleen kuten laskentamenetelmien perusteella tulee pääosin ollakin. Pieniä eroja on nitraatin hieman ammoniumia suuremmassa arvossa, ja PM_{10} :n jonkin verran $\text{PM}_{2,5}$:ä suurempana arvona.

Taulukko 17. Suomen hiukkasia muodostavien päästöjen aiheuttamat muutokset vuosikeskiarvopitoisuuksissa ($\text{ng m}^{-3} \text{a}^{-1}$). Pitoisuusvaikutukset on laskettu niistä maapinta-alaa sisältävissä laskentaruuduista, joissa muutoksia tapahtuu, ja kokonaisvaikutukset on saatu kertomalla pitoisuusvaikutukset ruudun maapinta-alalla ($\mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1} \times \text{km}^2$). Vaikutukset on esitetty vuosille 1990 ja 2010 perusskenaariolla absoluuttimääräisinä pylväinä. Karakterisointikerroimet on laskettu koko Eurooppaan kohdistuvana vaikutuksena kilotonnia päästö määrää (primääri PM, SO_2 , NO_2 , NH_3) kohden. Tulokset on esitetty myös Suomen ja muun Euroopan alueelle jaoteltuina, ja kokonaisvaikutuksissa ne summautuvat koko Euroopan tulokseksi. Tulokset on jaoteltu primäärihiukkasiin (pPM) kokoluokissa PM_{10} ja $\text{PM}_{2,5}$, sekundäärihiukkasia (molekyylimuotoa SO_4^{2-} , NO_3^- ja NH_4^+) muodostavien kaasujen (SO_2 , NO_x ja NH_3) mukaan sekä niiden summaan (sPM), joka on pääosin $\text{PM}_{2,5}$ kokoluokassa, sekä kokonaishiukkasmassaan (PM). Koska primääri- ja sekundäärihiukkaset on laskettu eri malleilla, on tuloksia pidettävä hyvin alustavina ja vain suunta-antavina suuruusluokka-arvoina, ja vain $\text{PM}_{2,5}$ -summa-arvoa on mahdollista käyttää vertailuihin.

		Pitoisuusvaikutus		Karakterisointikerroin		Kokonaisvaikutus		Karakterisointikerroin	
		1990	2010			1990	2010		
		$\text{ng/m}^3/\text{a}$		(vaikutus / kt)		$\mu\text{g/m}^3/\text{a}$	$\times \text{km}^2$	(vaikutus / kt)	
pPM ₁₀	FIN	20,1	12,0	3,15	pPM ₁₀	FIN	6200	3700	980
	Eur-FIN	2,0	1,2	0,30	Eur-FIN	Eur-FIN	14900	8800	2300
	<i>Eur</i>	2,7	1,6	0,42	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>21100</i>	<i>12500</i>	3300
	suhde FIN/(Eur-FIN)			10,3	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,42
pPM _{2,5}	FIN	10,4	6,4	2,00	pPM _{2,5}	FIN	3200	2000	620
	Eur-FIN	1,4	0,8	0,26	Eur-FIN	Eur-FIN	10400	6400	2000
	<i>Eur</i>	1,7	1,1	0,33	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>13600</i>	<i>8400</i>	2600
	suhde FIN/(Eur-FIN)			7,6	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,31
SO ₄	FIN	15,6	6,9	0,60	SO ₄	FIN	5200	2300	200
	Eur-FIN	2,2	0,9	0,08	Eur-FIN	Eur-FIN	17200	7500	660
	<i>Eur</i>	2,7	1,2	0,10	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>22400</i>	<i>9800</i>	860
	suhde FIN/(Eur-FIN)			7,3	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,30
NO ₃	FIN	44,9	28,6	1,53	NO ₃	FIN	15000	9500	510
	Eur-FIN	6,9	4,4	0,24	Eur-FIN	Eur-FIN	56200	35700	1900
	<i>Eur</i>	8,5	5,4	0,29	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>71200</i>	<i>45300</i>	2400
	suhde FIN/(Eur-FIN)			6,5	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,27
NH ₄	FIN	8,9	7,3	2,34	NH ₄	FIN	3000	2400	780
	Eur-FIN	0,8	0,6	0,21	Eur-FIN	Eur-FIN	5600	4600	1500
	<i>Eur</i>	1,1	0	0,30	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>8600</i>	<i>7000</i>	2300
	suhde FIN/(Eur-FIN)			11,3	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,53
sPM	FIN	69,5	42,7	1,29	sPM	FIN	23200	14200	430
	Eur-FIN	9,6	5,8	0,18	Eur-FIN	Eur-FIN	79000	47800	1400
	<i>Eur</i>	12,0	7,3	0,22	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>102100</i>	<i>62100</i>	1900
	suhde FIN/(Eur-FIN)			7,2	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,29
PM ₁₀	FIN	88,2	53,8	1,45	PM ₁₀	FIN	29400	18000	490
	Eur-FIN	10,1	6,1	0,17	Eur-FIN	Eur-FIN	93800	56700	1500
	<i>Eur</i>	12,9	7,8	0,21	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>123300</i>	<i>74600</i>	2000
	suhde FIN/(Eur-FIN)			8,7	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,31
PM _{2,5}	FIN	79,1	48,6	1,34	PM _{2,5}	FIN	26400	16200	450
	Eur-FIN	9,7	5,9	0,16	Eur-FIN	Eur-FIN	89300	54200	1500
	<i>Eur</i>	12,1	7,4	0,20	<i>Eur</i>	<i>Eur</i>	<i>115700</i>	<i>70500</i>	1900
	suhde FIN/(Eur-FIN)			8,2	suhde FIN/(Eur-FIN)				0,30



Kuva 11. Suomen hiukkasia muodostavien päästöjen pitoisuus- (ylhäällä) ja kokonaisvaikutukset (alhaalla) ja karakterisointikertoimet taulukossa 17 esitettyjen tulosten pohjalta. Koska primääri- ja sekundäärihiukkaset on laskettu eri malleilla, on tuloksia pidettävä hyvin alustavina ja vain suuntaa-antavina suuruusluokka-arvioina, ja vain PM_{2,5}-summa-arvoa on mahdollista käyttää vertailuihin.

Tulosten perusteella kokonaishiukkasmassassa on sekundäärihiukkasilla selvästi suurin painoarvo. Primäärihiukkasten osuus on keskimäärin 13 % $PM_{2,5}$:stä. Sen sijaan karakterisointikertoimien osalta primäärihiukkasille saatiin suuremmat lukuarvot. Tulokinnassa on muistettava, että nämä hiukkaslajit on laskettu tässä tutkimuksessa eri malleilla, eikä laajoja mallien varmennustietoja nimenomaan primääri- ja sekundääriosuuksista ole juuri saatavilla, vaikka niitä on alustavasti esitetty (Tsyro 2002). On myös muistettava, että mallituloksia havaintoihin verratessa ainoa epävarmuus ei ole ilmakehän leviämismallissa, vaan myös päästöarvioissa; päästöjen määrissä, maantieteellisessä sijainnissa, päästökorkeuksissa sekä kemiallisessa koostumuksessa.

Sekundäärihiukkasissa nitraateilla on suurin osuus massassa, noin 70 %, ja ammoniumilla pienin, noin 10 %. Arviointien mukaan EMEP-pitoisuus- ja laskeumamalli järjestelmällisesti yliarvioi hiukkasnitraattia ja jossain määrin aliarvioi sulfaattia ja ammoniumia. Nämä kompensoinevat toisiaan jossain määrin $PM_{2,5}$ -kokonaismassaa tarkasteltaessa (Tarrasón ja Tsyro 1998). Orgaanisten sekundäärihiukkasten pitoisuuksia on arvioitu vanhemmalla läntisen EMEP-keskuksen otsonimallilla (Lazaridis ym. 2001). Niiden perusteella vuonna 1998 biogeenisten sekundäärihiukkasten osuus Suomen kokonaishiukkaspitoisuuksista on 1–5%.

Mallien antamia tuloksia voidaan verrata joihinkin havaintoihin perustuviin tuloksiin hiukkaspitoisuuksista ja niiden koostumuksesta Suomessa. Vertailu Suomen kolmen EMEP-mittausaseman ionivaihteluiden ja Helsingin $PM_{2,5}$ -vaihteluiden välillä osoitti, että todennäköisesti yli puolet kaupungin $PM_{2,5}$ -pitoisuudesta on kaukokulkeutuvaa osuutta (Karppinen ym. 2003). Toisessa tutkimuksessa havaittiin, että merkittävin tekijä $PM_{2,5}$ -pitoisuudessa ja henkilöaltistuksessa olivat inorgaaniset sekundäärihiukkaset (46 ja 31 %, vastaavasti) (Koistinen ym. 2003). Läntisen EMEP-keskuksen uudella Eulerin mallilla tehdyt tarkastelut meteorologisilta vuosilta 1998 ja 1999 antoivat Suomelle $1-5 \mu\text{g m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ PM_{10} -kokonaispitoisuuksia, josta eteläosissa maata primäärihiukkasten osuus oli 30–50 %, sekundäärihiukkasten 50–70 % ja biogeenisten orgaaniset en sekundäärihiukkasten 1–5 % (Lazaridis ym. 2000, 2001). Näistä jälkimmäisen osuus on hyvin epävarma. Mallitarkasteluissa ovat olleetkin mukana vain luontoperäiset haihtuvat hiilivedyt (VOC), jotka ovat ihmisperäisiä päästöjä suurempia erityisesti pohjoisen Euroopan alueella. On huomattava, että erityisesti primäärihiukkasten päästötiedot ovat Euroopassa parantuneet huomattavasti viime vuosina, joten mainituissa tuloksissa on siltä osin runsaasti epävarmuutta mukana. EMEP-tuloksista saadut pitoisuustasot olivat samaa suuruusluokkaa kuin tässä tutkimuksessa käytetyillä työkaluilla saadut, mutta koska pitoisuustasot Suomessa ovat verrattain alhaiset, hiukkaslajien suhteet ovat herkkiä suurillekin vaihteluille.

Yhteenvetona voidaan todeta, että käytettävissä olleiden mallityökalujen pohjalta ei voida vielä antaa varmoja tuloksia eri hiukkaslajien vaikutuksista ja karakterisointikertoimista. Käytännössä ainoastaan $PM_{2,5}$ -arvoja, jotka sisältävät primääri- ja sekundäärihiukkasten kokonaismassat, voidaan käyttää suuntaa-antaviin arvioihin vertailtaessa näitä tuloksia muihin tutkimuksiin.

5.4 Suositukset

Tässä tutkimuksessa esitettiin alustavia suuruusluokka-arvioita Suomen hiukkaspäästöjen aiheuttamista kokonaispitoisuuksista Euroopassa ja niistä johdetuista karakterisointikertoimista. Johtuen mallien luonteesta ja niiden vuorovaikutusten puutteista tuloksia ei vielä suositella käytettäväksi elinkaariarvioissa. Pienhiukkasten kokonaismassatuloksien ($PM_{2,5}$) avulla voidaan saada suuruusluokaltaan suuntaa-antava lukuarvo vertailtavaksi muiden tutkimusten tuloksiin. Vaikka tulokset esitettiin havainnollisuuden vuoksi myös eroteltuina primäärihiukkasten ja epäorganisten sekundäärihiukkasten komponentteihin, eri vuosille (1990 ja 2010) ja eri maantieteellisille alueille (Suomi ja muu Eurooppa), on niitä koskevissa lukuarvoissa hyvin paljon epävarmuuksia. Jo päästöarvioissa on viime vuosien aikana otettu suuria askeleita sekä päästömäärien että niiden koostumuksen arvioinneissa, ja maiden kokonaispäästömäärät ovat vaihdelleet arvioijasta ja harjoituksesta toiseen. Vuoden 2000 hiukkaspäästöt raportoitiin virallisesti ensi kertaa, ja niiden pohjalta on odotettavissa, että uusi läntisen EMEP-keskuksen yhdenmety aerosolimalli (UNI-AERO), johon on liitetty aerosoliprosesseja kuvaava moduli, antaa entistä luotettavampia arvioita Euroopan hiukkaspitoisuuksista.

Ekotoksisuus

*Sirkka Koskela, Juha Grönroos, Kaija Kallio-Mannila, Jyri Seppälä ja Jari Heinonen
Suomen ympäristökeskus*

6.1 Vaikutusluokan kuvaus

Yleistä

Ekotoksisuudella tarkoitetaan ihmistoiminnasta tai luonnosta peräisin olevien yhdisteiden haitallisia vaikutuksia luonnon eliöissä, eliöyhteisöissä ja ekosysteemeissä. Edellytyksenä haitallisten vaikutusten synnylle on yhdisteen riittävän korkea pitoisuus ympäristössä, yhdisteen kyky kertyä eliöihin ja yhdisteen riittävän pitkä vaikutusaika eliöissä. Näiden edellytysten täytyessä yhdisteen fysikaalis-kemiallisesta rakenteesta lopulta riippuu, miten myrkyllistä se on eliöille. Ekotoksisista vaikutuksista eliön kuolema on luonnollisesti vakavin ja lopullisin seuraus altistumisesta haitalliselle yhdisteelle. Pahimmassa tapauksessa kuolleisuutta voi esiintyä jo lyhytaikaisen altistumisen jälkeen – tällöin yhdisteen katsotaan olevan akuutisti myrkyllistä. Kuolleisuus pitkän altistusajan jälkeen kuvaa puolestaan yhdisteen kroonista myrkyllisyyttä. Kemikaalien ekotoksisuuden arviointi perustuu useimmiten akuutteihin toksisuustesteihin, joissa mitataan kemikaalin aiheuttamaa kuolleisuutta eri altistuspitoisuuksissa. Luonnossa haitalliset yhdisteet esiintyvät usein niin pieninä pitoisuuksina, että ne eivät suoraan aiheuta akuuttia kuolleisuutta. Pienetkin pitoisuudet voivat kuitenkin aiheuttaa ns. subletaalivaikutuksia, jollaisia voivat olla esimerkiksi normaalista poikkeava käyttäytyminen, kasvu ja kehitys sekä lisääntymishäiriöt. Nämä vaikutukset voivat epäsuorasti aiheuttaa kuolleisuutta. Lisäksi niillä voi olla vaikutusta eliöyhteisöjen rakenteeseen ja jopa ekosysteemin toimintaan.

Haitallisia yhdisteitä voi päästä ympäristöön piste- tai hajakuormituksena. Ihmistoiminnan seurauksena ympäristöön joutuvat haitalliset aineet voidaan jaotella tarkoituksella tuotettuihin ja käytettyihin kemikaaleihin ja prosesseissa tahattomasti muodostuviin aineisiin (esim. dioksiinit ja PAH-yhdisteet). Kemikaalit ja prosessiperäiset päästöt käyttäytyvät ja aiheuttavat haittoja ympäristöön jouduttuaan samojen mekanismien mukaisesti, mutta keinot ehkäistä niiden pääsy ympäristöön ovat useimmiten erilaisia. Kemikaaleja käytetään nykyisin käytännössä kaikkialla: teollisuudessa, maa- ja metsätaloudessa, erilaisissa laitoksissa ja palveluiden tuotannossa, kotitalouksissa. Myös tuotteista pääsee kemikaaleja ympäristöön tuotteiden käytön ja jätehuollon aikana. Ilmakehässä kaukokulkeutumalla haitta-aineita voi tulla hyvinkin kaukaa. Kemikaalit voivat päästä ilmaan, pinta- tai pohjavesiin tai maaperään. Haitallisen yhdisteen ja vastaanottavan ympäristön ominaisuuksista riippuen yhdiste voi edelleen kulkeutua muualle, varastoitua, muuntua, hajota tai kertyä eliöstöön.

Haitallisten aineiden ympäristöpitoisuuksista Suomessa on varsin niukasti tietoa lukuun ottamatta raskasmetalleja, tiettyjä historiallisia aineita (esim. PCB ja DDT), dioksiineja/furaaneja ja joidenkin teollisuuslaitosten päästöjä (esim. metsäteollisuuden orgaaniset klooriyhdisteet). Haitallisten aineiden ympäristöpitoisuuksien seuranta on kuitenkin tehostumassa EU:n ja kansainvälisten velvoitteiden myötä sekä kansallisten tarpeiden vuoksi.

Luonnon elottomat (abiottiset) ja elolliset (bioottiset) ympäristötekijät vaikuttavat osaltaan yhdisteiden haitallisuuteen ympäristössä. Suomen pohjoisessa ympäristössä on useita ekotoksisuuteen mahdollisesti vaikuttavia tekijöitä. Voimakas vuodenaikavaihtelu mm. lämpötilojen ja valon määrän suhteen vaikuttaa kemikaalien ympäristökäyttäytymiseen. Useimmiten haitallisten kemikaalien hajoaminen hidastuu alhaisissa lämpötiloissa ja vähäisessä valossa. Maaperän ja vesistön pH vaikuttaa tiettyjen kemikaalien myrkyllisyyteen ja taipumukseen kertyä eliöihin. Samoin maaperän ja vesistöjen orgaanisen aineksen määrä ja laatu, sekä vesistöissä lisäksi veden kovuus voivat yhdisteiden ominaisuuksista riippuen vaikuttaa niiden haitallisuuteen ympäristössä. Olosuhteet Suomessa kaikkien edellä mainittujen ympäristötekijöiden suhteen poikkeavat vastaavista Keski- ja Etelä-Euroopan olosuhteista. Tämä tulee ottaa huomioon haitallisten yhdisteiden riskinarvioinnissa.

Ekotoksisuuden tutkiminen

Ekotoksikologia on tieteenala, joka tutkii haitallisia aineita ja niiden vaikutuksia ekosysteemin eri osissa ihmisen mukaan lukien. Ekotoksisuuden tutkiminen perustuu yleensä toksisuustesteihin, joissa kemikaalien haitallisia vaikutuksia tutkitaan vertailukelpoisilla standardimenetelmillä käyttäen standardikoe-eliöitä, jotka edustavat eri taksonomisia ryhmiä aina mikrobeista selkärangkaisiin. Perinteisesti kemikaalien haitallisuutta on tutkittu eniten vesieliöillä (aquatic ecotoxicology) mutta haittavaikutuksia tutkitaan myös maaekosysteemeissä (terrestrial ecotoxicology). Kemikaalien haitallisuutta eliöille voidaan kuitenkin jossain määrin ennustaa myös kemikaalien fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien (esim. rasvaliukoisuus, molekyyli rakenne ja -koko) perusteella. Kemikaalien vaikutusten arvioiminen kemikaalien ominaisuuksien perusteella tehdään ns. kvantitatiivisen rakenneaktiivisuussuhteen (Quantitative Structure Activity Relationship, QSAR) avulla.

Eliöillä tehtävissä toksisuuskokeissa haitallisten kemikaalien vaikutuksia voidaan tutkia useilla eri organisaatiotasolla, kuten molekyyli-, solu-, yksilö-, populaatio-, eliöyhteisö- ja ekosysteemitasolla. Testi- ja tutkimusmenetelmiä tarvitaan kaikille eri tasoille, koska tulosten yleistettävyyks tasolta toiselle on vaikeaa. Eniten kemikaalien myrkyllisyyttä eliöille tutkitaan alemmilla molekyyli-, solu- ja yksilötasolla, joissa ns. annos-vastesuhteen selvittäminen on helpointa. Molekyyli- ja solutason annos-vastesuhteilla voidaan tutkia kemikaalien vaikutustapoja eliöissä. Toksisuuskokeet voidaan luokitella mm. niiden kestoajan perusteella.

Akuutissa toksisuuskokeessa koe-eliöitä altistetaan kemikaalille lyhyen aikaa (esim. 48-96 t) laboratorio-olosuhteissa. Yleisin kokeessa mitattava kemikaalin vaikutus on eliöiden kuolleisuus. Tulos ilmoitetaan yleensä LC₅₀-arvona, joka kuvaa sitä altistuspitoisuutta, joka aiheuttaa 50 %:n kuolleisuuden kokeen aikana. Akuutti myrkyllisyys on kemikaaleista kattavimmin saatava tieto ja se onkin tärkein kriteeri kemikaalien myrkyllisyyden luokittelussa. Sen sijaan akuutti toksisuuskoe ei kovin hyvin kuvaa altistumista luonnon olosuhteissa lukuun ottamatta äkillistä pulssimaista päästöä.

Subkrooninen toksisuuskoe kuvaa jo paremmin altistumista luonnossa, sillä käytettävät altistuspitoisuudet ovat pienempiä (vastaavat paremmin luonnosta mitattavia pitoisuuksia) ja testi on kestoltaan noin 10 % eliön odotetusta eliniästä. Testissä mitataan ns. subletaalivaikutuksia, joita voivat olla esim. muutokset painossa, aineenvaihdunnassa, ravinnon käytössä ja käyttäytymisessä. Saadun aineiston perusteella määritetään usein ns. NOEC- ja LOEC-arvot. **NOEC** (No Observed Effect Concentration) kuvaa suurinta käytettyä altistuspitoisuutta, jossa ei vielä havaita kemikaalin aiheuttamia vaikutuksia. **LOEC** (Lowest Observed Effect Concentration) on puolestaan alin altistuspitoisuus, jossa vaikutus jo näkyy.

Kroonisessa toksisuuskokeessa altistus kestää vähintään 10 % odotetusta eliniästä ja usein koko yksilön eliniän. Mitattavat vaikutukset voivat olla samoja kuin subkroonisessa kokeessa, mutta lisäksi tutkitaan usein myös vaikutuksia jälkeläistuotantoon ja jälkeläisten elinkykyisyyteen. Muutos jälkeläistuotannossa on ekologisesti hyvin merkittävä vaikutus, koska se voi muokata populaatiokokoa ja populaatioiden rakennetta.

Krooninen toksisuuskoe voidaan tehdä laboratorio-oloissa käyttäen vain yhtä tutkittavaa lajia. Jos eri lajien välinen vuorovaikutus halutaan ottaa huomioon tutkittaessa kemikaalien haitallisia vaikutuksia tai jos halutaan tutkia kemikaalien vaikutuksia eliöyhteisötason rakenteeseen ja toimintoihin, joudutaan käyttämään ns. **mesokosmos**-kokeita. Niissä pyritään kokeellisesti jäljittelemään luonnonolosuhteita: altistukset tehdään usein erikseen perustetussa monen lajin muodostamassa "keinoekosysteemissä" (esim. vesi-sedimenttisysteemi, jossa voi olla vesikasveja, pohjaeläimiä, kasvi- ja eläinplanktonia, vesiselkärangattomia ja kaloja). Mesokosmos perustetaan usein myös niin, että se on alttiina normaaleille sään vaihteluille. Mesokosmos-kokeen tuloksia pidetään ekologiselta painoarvoltaan suurempina johtuen luonnonympäristöä jäljittelevistä olosuhteista. Toisaalta juuri kemikaalien aiheuttamia vaikutuksia voi olla vaikea osoittaa yksiselitteisesti johtuen mm. lajien välisestä vuorovaikutuksesta.

Kemikaali aiheuttaa yleensä haitallisia vaikutuksia vain, jos sitä pääsee kertymään eliön kudoksiin riittävän paljon ja jos se vaikuttaa kudoksissa riittävän kauan. Kemikaalien taipumusta kertyä eliöihin tutkitaan ns. **biokertyvyystesteissä**. Niissä eliöitä altistetaan kemikaalipitoisuudessa, joka on niin alhainen, että se ei aiheuta mitään myrkkyyvaikutuksia. Altistuksen aikana eliön kudoksissa seurataan kemikaalin pitoisuuden muutosta altistusajan suhteen. Kudospitoisuuksien saavuttaessa tasapainotilan, jossa pitoisuus ei enää muutu, lasketaan ns. **biokertyvyyskerroin, BCF**. Se kuvaa eliön kudospitoisuuden suhdetta pitoisuuteen ympäristössä. Tärkeä tutkittava muuttuja on myös ns. **depuraationopeus** eli se, kuinka nopeasti eliö pystyy puhtaassa ympäristössä erittämään kemikaalia pois elimistöstään.

6.2 Elinkaariarvioinnissa sovelletut vaikutusarviointikäytännöt

Lähtökohdat

Elinkaariarvioinnin haitallisten aineiden vaikutusarviointia on alunperin kehitetty riskinarviointimenetelmien pohjalta. Vaikutusarviointi eroaa kuitenkin jo perusoleksiltaan riskinarvioinnista. Syynä tähän on se, että LCA:n vaikutustarkasteluissa arvioidaan tuotteen tai palvelun (toiminnallisen yksikön) aiheuttamaa ympäristövaikutusta, kun taas riskinarvioinnissa tarkastellaan haitallisten aineiden käytöstä aiheutuvia vaikutuksia yleisesti tai tiettyyn päästölähteeseen liittyviä vaikutuksia, jotka kohdistuvat tiettyyn maantieteelliseen alueeseen.

Ekotoksikologinen riskinarviointi on vaativa tehtävä johtuen luonnonympäristön sekä siinä elävien eliöiden monimuotoisuudesta. Kemikaalien riskinarvioinnissa lähdetään liikkeelle siitä, että kemikaalin käyttäytyminen ympäristössä pyritään kuvaamaan mahdollisimman hyvin. Päästön vastaanottavan ympäristön luonteesta ja ominaisuuksista riippuu paljolti se, mihin kemikaali ympäristössä päätyy, millaisia pitoisuuksia ympäristössä mitataan, mitkä eliöt altistuvat kemikaalille ja miten nopeasti kemikaali ympäristöstä häviää. Käyttäytymisen kuvaamisen jälkeen eliöiden altistuminen kemikaalille selvitetään ja kemikaalien haitalliset vaikutukset altistuneissa eliöissä arvioidaan.

Ennen yksityiskohtaista riskinarviointia voi olla tarkoituksenmukaista käyttää kemikaalien yksinkertaisia haitallisuusjärjestys- ja pisteytysmenetelmiä (esim. Yhdysvalloissa käytetty priorisointityökalu (WMPT), jossa kemikaalit luokitellaan pysyvyyden, kertyvyyden ja toksisuuden mukaan (USEPA 1997)). Näillä menetelmillä voidaan saada kohtuullisen hyvä näkemys kemikaalien haitallisuudesta. Elinkaariarvioinnissa tällaisilla menetelmillä voidaan myös tunnistaa kemikaaleja, jotka edellyttävät tarkempaa arviointia LCA-tutkimuksessa. Yksityiskohtainen riskinarviointi on kuitenkin monen LCA-tutkimuksen soveltamisalan ulkopuolella, koska tuotteeseen tai palveluun liittyvät päästölähteet sijaitsevat ympäri maailmaa. LCA:ssa onkin käytetty yleisesti menettelytapaa, jossa eri kemikaalien ekotoksiset vaikutukset arvioidaan toisiinsa nähden ilman paikkasidonnaisuutta. Tällaisten arvioiden pohjana ovat kullekin kemikaalille määritellyt ns. **toksisuusekvivalenttipotentiaalit** (TEP). Näiden määrittelyssä on tyypillisesti käytetty yksinkertaisia eri ympäristöosien (vesi, maa, ilma) välisiä kemikaalien kulkeutumista ja muutunutta jäljitteleviä matemaattisia malleja eli ns. **multimediamalleja** (esim. Guinée ja Heijungs 1993, Pratt ym. 1993, Jia ym. 1996, Jolliet ja Crettaz 1997, Huijbregts ym. 2000). Nämä yksinkertaiset multimediamallit kuvaavat kemikaalien pitoisuuksien jakautumista ja ainemäärien siirtymistä ympäristöosasta toiseen, mutta eivät esitä pitoisuuksien alueellista jakaantumista eri ympäristöosissa. Tämä johtuu siitä, että eri ympäristöominaisuuksien (esim. maaperän rakenne) on oletettu olevan samanlaisia koko ympäristöosassa.

Elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnin perustana ovat karakterisointikertoimet, jotka johdetaan käytettävissä olevasta ns. karakterisointimallista. Kemikaalien karakterisointi tehdään kertomalla kemikaalipäästöt niitä vastaavalla ekotoksisuuden karakterisointikertoimilla, jolloin eri kemikaalipäästöt saadaan ilmaistua yhteisessä ekotoksisuusindikaattoriyksikössä. Sama yksikkö mahdollistaa eri kemikaalien päästöjen ekotoksisuuden keskinäisen vertailun (vrt. myös luku 2).

Karakterisointikertoimien määrittämisen taustalla olevissa karakterisointimalleissa voidaan käyttää neljää eri tasoista tietoperustaa (muunneltu Udo de Haes 1996):

- 1) kemikaalin vaikutustietoa
- 2) kemikaalin käyttäytymis- ja altistumistietoa
- 3) taustapitoisuustietoa
- 4) paikkakohtaista tietoa

Vaikutustieto kuvaa tarkasteltavan kohteen herkkyyttä vaikutuksille. Vaikutusarvioinnin perustana on jokin valittu kohde, esimerkiksi jokin vesieliö ja tietty/tietyt vaikutukset siihen. Kemikaalien käyttäytymistiedolla tarkoitetaan tässä yhteydessä kemikaalin käyttäytymiseen (fate) liittyviä ominaisuustietoja, jotka vaikuttavat kemikaalin kulkeutumiseen ja muutunuttaan (esim. haihdunta, hajoaminen, fotolyysi jne.) ympäristössä. Altistumistieto kuvaa sen, kuinka ja missä määrin eliö altistuu kemikaalille.

Mahdollisimman virheettömän karakterisointikertoimen määrittäminen edellyttää kaikkien eri tasoisten tietojen käyttöä. Paikkakohtainen tieto on tarkoituksenmukaista kemikaalin käyttäytymisen mallintamisessa. Taustapitoisuustietoa tarvitaan, jos vaikutuksen voimakkuus ei ole pitoisuustasoon nähden lineaarista. Kemikaalin käyttäytymisen arvioiminen edellyttää käsitystä siitä, kuinka suuri osuus johonkin ympäristöosaan (esim. veteen) joutuneesta ainemäärästä siirtyy muihin ympäristöosiin (esim. maahan ja ilmaan). Täydellisimmillään ekotoksisuuden indikaattoritulos lasketaan yhtälöllä (Hertwich ym. 2002):

$$I_{E \text{ cot}, j}^{nm} = E_j^m \cdot F_j^{nm} \cdot M_j^n \quad (7)$$

- missä $I_{E_{cot},j}^{mn}$ = ympäristöosan m ekotoksisuuden indikaattoritulos kemikaalille j , joka kulkeutuu ympäristöosasta n ympäristöosaan m ($n \neq m$)
- E_j^m = kemikaalin j vaikutuskerroin ympäristöosassa m
- F_j^{nm} = kemikaalin j käyttäytymis- ja altistuskerroin, kun kemikaali j siirtyy ympäristöosasta n ympäristöosaan m
- M_j^n = yhdisteen j päästömäärä ympäristöosaan n

Hertwich ym. (2002) esittävät, että tuotteen tai palvelun ekotoksisuuden kokonaisindikaattoritulos saadaan summaamalla kaikkien erilaisten ympäristöosien ekotoksisuuden indikaattoritulokset yhteen eli

$$I_{E_{cot}} = \sum_{j,m,n} I_{E_{cot},j}^{nm} \quad (8)$$

Käytännön elinkaariarviointityössä tilanne on sellainen, että karakterisointi joudutaan tekemään inventaarioanalyysin veteen, ilmaan ja maahan joutuvien päästöarvioiden avulla. Tällöin tarvitaan kunkin kemikaalin veteen, ilmaan ja maahan joutuville päästöille j omat karakterisointikertoimet C_j . Ne saadaan yhtälöstä:

$$C_{E_{cot},j}^{nm} = \sum_m E_j^m \cdot F_j^{nm} \quad (9)$$

ja edelleen näitä karakterisointikertoimia käyttämällä saadaan lasketuksi kunkin ympäristöosan m ekotoksisuuden kokonaisvaikutusindikaattoritulos

$$I_{E_{cot},j}^m = \sum_n C_{E_{cot},j}^{nm} \cdot M_j^n \quad (10)$$

Yhtälön (8) käytön edellytyksenä on oletus, että eri ympäristöosien vaikutusindikaattorit ovat yhteismitallisia. Oletus on kiistanalainen, sillä vaikutuksia eri ympäristöosissa voidaan arvostaa eri tavalla. Lisäksi tilanne voi olla sellainen, että eri ympäristöosien indikaattorit ovat luonteeltaan erilaisia (esim. vedessä vesikiripun NOEC ja maaympäristössä rotan LC₅₀). Tämän vuoksi on yleistä, että eri ympäristöosille lasketaan omat vaikutusluokkaindikaattoritulokset esim. yhtälön (10) mukaisesti.

Kertoimet E_j^m ja F_j^{nm} määrittelevät siis kyseisen kemikaalin j ns. karakterisointikertoimen. Näiden tekijöiden merkitys vaihtelee eri ekotoksisuuden karakterisointikertoimien määrittämismenetelmissä suuresti. Yksinkertaisimmat menetelmät ottavat huomioon vain vaikutuskertoimen vaikutukset eri ympäristöosille E_j^m , jolloin kemikaalin käyttäytymis- ja altistuskerrointa ei arvioida eli se on kaavassa yksikönsä. Tällaisten menetelmien käyttökelpoisuus on kyseenalainen, minkä vuoksi niitä ei suositella nykyisin käytettäväksi (esim. Hertwich ym. 2002). Käytännössä kemikaalin käyttäytymisen ja altistumisen arviointi rajoittaa vaikutusluokan indikaattorin arviointia. Lähtökohtana tulisi olla, että vaikutusindikaattori on sopusoinnissa käyttäytymis- ja altistumisarviointin tietojen kanssa ts. vaikutusindikaattori asetetaan sille tasolle, joka on vielä arvioitavissa.

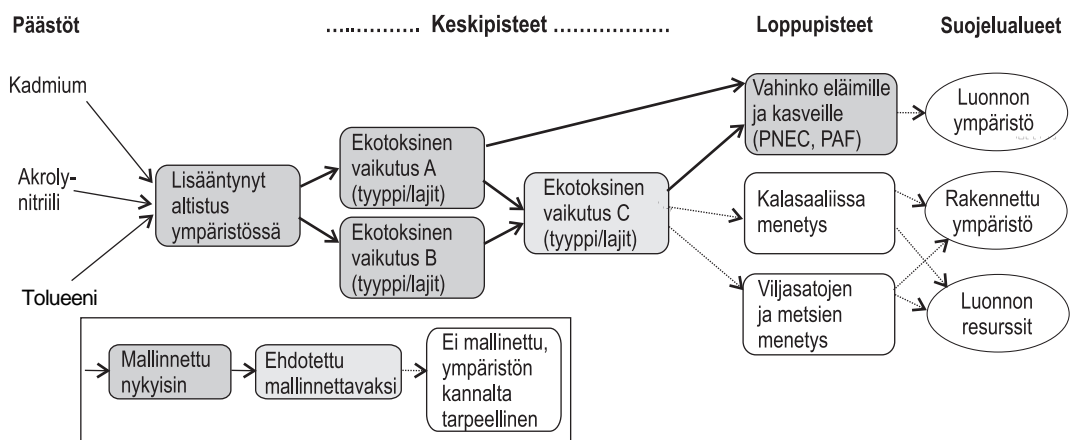
Ekotoksisuuden indikaattorin arvioinnissa ei pyritä arvioimaan suoraan eliöiden saamaa kemikaalin määrää. Tavoitteena on arvioida ympäristöosan pitoisuustaso, jossa eliö altistuu kemikaalille. Tästä syystä kemikaalien käyttäytymis- ja altistuskertoimien (F) arvioinnin merkitys korostuu ekotoksisuuden arvioinnissa.

Ekotoksisuuden vaikutusten arvioinnin taustalla oleva indikaattori on aina valintakysymys. Ekotoksisuuden karakterisoinnissa on perinteisesti nojaututtu lajikohtaisiin toksisuustestituloksiin, jotka kuvaavat yhdentyypisiä vaikutuksia.

Kemikaalien populaatio-, eliöyhteisö- tai ekosysteemitason vaikutuksia eikä kemikaalien yhteisvaikutuksia ole juurikaan arvioitu. Poikkeuksen tekevät ns. loppupistemallinnukseen (endpoint modelling) perustuvat menetelmät (esim. Eco-indicator 99 (Goedkoop ja Spriensma 2000)), joissa kemikaalien ekotoksisuusvaikutukset arvioidaan syy-seurausketjun loppupään vaikutusten eli ns. loppupisteen (endpoint) suhteen (Bare ym. 2000, kuva 12). Mallinnuksen tavoitteena voi olla esimerkiksi arvioida vesiekosysteemin eri eliölajien populaatioiden kuolleisuus. Tällaisten mallien tulokset antavat kemikaalien aiheuttamista vahingoista paremman kuvan kuin ns. perinteiseen syys-seuraussuhteen keskiväliltä perustuvan karakterisointimallin (midpoint modelling) tulokset. Loppupistemallinnukseen perustuvia karakterisointikertoimia kutsutaan yleisesti vahinkokertoimiksi (damage factor). LCIA:n kansainvälisessä kehitystyössä on selvä pyrkimys loppupistemallinnuksen suuntaan, koska vaikutusketjun loppupään vaikutukset antavat teoriassa paremman perustan kemikaalien haitallisuuden arviointiin. Tällaisten mallien tulosten epävarmuus on kuitenkin suurempi perinteisten keskipistemallien tuloksiin verrattuna. Arvioinnin epävarmuudet kasvavat, mitä pidempi osa ketjusta otetaan mallinnukseen mukaan. Yleensä tyydytään keskipistemallinnukseen, jossa tavoitteeksi ei ole asetettukaan lopullisten vaikutusten arvioimista (esim. Guinée ym. 2001).

Yleisesti käytettyjä vaikutusarviointimenetelmiä

Tässä luvussa tarkastellaan elinkaariarvioinnissa laajasti sovellettuja vaikutusarviointikäytäntöjä ekotoksisuusvaikutusluokan osalta. Aluksi esitellään muutamaa yksinkertaista, lähinnä eri yhdisteiden potentiaalisen haitallisuuden arviointiin tarkoitettua menetelmää. Tällaisten menetelmien käytöstä ollaan vähitellen luopumassa, koska ne eivät ota huomioon haitallisten aineiden kulkeutumista eivätkä niiden pitoisuuden lisäystä eri ympäristön osissa. Näiden yksinkertaisten menetelmien jälkeen esitellään Leidenin yliopiston ympäristökeskuksen (CML:n) uusimpia suosituksia ja Eco-indicator 99 -mallia, jotka edustavat selvästi pidemmälle vieviä ekotoksisten vaikutusten arviointimenetelmiä LCA:ssa.



Kuva 12. Esimerkki päästöjen, keskipisteiden ja loppupisteiden välisistä syy-seuraussuhteista ekotoksisuuden yhteydessä (Udo de Haes 1999).

Leidenin yliopiston ympäristöntutkimuskeskus (CML) julkaisi vuonna 1992 elinkaariarviointimenetelmää käsittelevän käsikirjan (Heijungs ym. 1992). Käsikirjassa esitettiin ekotoksisten vaikutusten käsittelemiseksi yksinkertaista menetelmää, jossa lähtökohtana on laskea ekotoksisuuden indikaattoritulokset erikseen akvaattisille ja terrestrisille ekosysteemeille.

Akvaattiseen ympäristöön joutuvien kemikaalipäästöjen karakterisointikertoimet, ns. ECA-kertoimet, (ecotoxicological classification factor for aquatic ecosystems) vastaavat ns. MTC-arvojen (maximum tolerable concentrations) käänteislukuja eli

$$ECA_j = \frac{1}{MTC_{A,j}} \quad (12)$$

Vastaavasti terrestriseen ympäristöön joutuvien päästöjen karakterisointikertoimet ovat ns. ECT-kertoimia (ecotoxicological classification factor for terrestrial ecosystems) eli

$$ECT_j = \frac{1}{MTC_{T,j}} \quad (13)$$

MTC:n yksikkö on vesiekosysteemeille mg kuutiossa vettä (mg/m³) ja terrestrisille ekosysteemeille mg kilogrammassa (mg/kg) maata. MTC:t ovat pitoisuuksia, jotka 95 % lajeista vielä sietävät. MTC-arvot perustuvat EPA:n kehittämään menetelmään, jossa käytetään hyväksi toksisuustesteistä saatuja tietoja eliöiden herkkyydestä erilaisille haitallisille aineille. MTC:tä arvioitaessa käytetään myös ns. arviointikertoimia (safety factors), jotka määräytyvät testattujen lajien määrän mukaan.

Kun lasketaan jollekin tuotejärjestelmälle akvaattista ja terrestristä ekotoksisuusindikaattoritulosta, käytetään seuraavia kaavoja:

$$\text{Akvaattinen ekotoksisuus} = \sum_j ECA_j \cdot m_{w,j} \quad (14)$$

$$\text{Terrestrinen ekotoksisuus} = \sum_j ECT_j \cdot m_{s,j} \quad (15)$$

joissa m on aineen j päästön määrä milligrammoina veteen (w) tai maaperään (s). Menetelmässä ei erikseen arvioida kulkeutumis- ja altistumiskertoimia, joten niiden kohdalla käytetään laskelmissa ykköstä.

Eco-indicator 95

Eco-indicator 95 -mallissa (Goedkoop 1995) ei ole varsinaista ekotoksisuusvaikutusluokkaa. Haitallisista aineista ainoastaan kasvinsuojeluaineiden indikaattoritulokset heijastavat ekotoksisuusvaikutuksia.

Raskasmetallien karakterisointi Eco-indicator 95 -mallissa perustuu pitkäaikaisaltistus-pitoisuusrajoihin, joissa on erilaiset terveysvaikutukset lähtökohtina. Ilmaan menevien raskasmetallipäästöjen karakterisointikertoimet ovat suoraan ilman laadun tutkimusryhmän (AQR = Air Quality Group) määrittämien raskasmetallipitoisuusrajojen käänteislukuja. Vastaavasti veteen joutuvien raskasmetallipäästöjen yhteismitallistaminen perustuu WHO:n (World Health Organization) juomavesipitoisuusrajoihin.

Syöpää aiheuttavien aineiden karakterisointi Eco-indicator 95 -mallissa perustuu syöpään sairastuvien ihmisten lukumääräarvioon, kun tarkasteltavien aineiden pitkäaikaispitoisuus on 1 µg/m³.

Kasvinsuojeluaineet yhteismitallistetaan Eko-indicator 95:ssä niiden sisältämän tehoainemäärän perusteella. Kunkin kasvinsuojeluaineen karakterisointiker-
toimena on siis tehoainemäärä kokonaisainemäärästä.

Pohjoismaiset suositukset

Pohjoismaisessa elinkaariarvioinnin käsikirjassa (Lindfors ym. 1995: Nordic guide-
lines on life cycle assessment) esitetään useita menetelmiä, joilla voidaan laskea
kemikaalien potentiaalisia ekotoksisuusvaikutuksia.

Menetelmistä yksi on jo edellä kuvattu ns. CML:n ”vanha” menetelmä. Toi-
nen menetelmä pohjautuu Euroopan talouskomission direktiivin (67/548/EEC) ke-
mikaalien haitallisuusluokitteluun. Akuuttia toksisuutta kuvaavien arvojen kää-
nteisarvoja käytetään kemikaalien ns. haitallisuuskertoimina. Potentiaalista kerty-
mistä eliöihin kuvataan puolestaan ns. BCF-arvon (bioconcentration factor) avulla.

Lisäksi oppaassa esitellään tanskalaisten menetelmää (Hauschild ym. 1993),
jossa ekotoksisuusvaikutusluokka on jaettu neljään alaluokkaan: 1) akuutti, akvaati-
nen toksisuus, 2) krooninen, akvaattien toksisuus, 3) krooninen, terrestrinen tok-
sisuus ja 4) akuutti toksisuus jätevesipuhdistamon kannalta. Akuutin akvaattisen
toksisuuden karakterisointikertoimena käytetään NEC-arvon (no effect concent-
ration) käänteislukua. NEC kuvaa pitoisuutta, jossa 95 % luotettavuudella 95 %
lajeista on suojeltuna. Jos NEC-arvoa ei ole olemassa, voidaan käyttää ECL(akuutti)-
arvoa (environmental concern level), jonka määrittämisessä käytetään olemassa
olevaa alinta tiedossa olevaa toksisuustietoa ja sen laadusta riippuvia turvakerto-
imia. Krooniselle akvaattiselle toksisuudelle esitetään käytettäväksi NOEC-arvoon
perustuvia karakterisointikertoimia. NOEC voidaan korvata, samalla tavalla kuin
edellä on kuvattu, ECL(krooninen) -arvolla. Krooniselle terrestriselle toksisuudelle
esitetään käytettäväksi terrestristen systeemien NEC(krooninen) -arvoa tai, jos
sitä ei ole käytettävissä, ei-ionisille yhdisteille laskennallista NEC-arvoa. Jätevesi-
puhdistamon akuutille toksisuudelle käytetään karakterisointikertoimia, jotka saa-
daan jakamalla aerobisten heterotroofisten bakteerien LOEC-arvon käänteisluku
turvakertoimella 50.

CML:n vuonna 2001 julkaisemat suositukset

CML:n vuonna 2001 julkaisemat suositukset (Guinée ym. 2001: Life cycle assess-
ment. An operational guide to the ISO standards) edustavat aihealueeseen liitty-
vää nykytietämystä, joka pohjautuu mm. SETAC:ssa tehtyyn kehitystyöhön.

Suosituksen mukaan paras käyttökelpoinen menetelmä ekotoksisten vaiku-
tusten arvioimiseksi on Huijbregts’in (1999) USES-LCA-menetelmä. Kyseisen me-
netelmän etuna on se, että se soveltuu (ja sitä myös suositellaan käytettäväksi) ih-
miseen kohdistuvien haittavaikutusten arviointiin. Mallissa voidaan laskea eko-
toksisia vaikutuksia viidelle alaryhmälle: toksiset vaikutukset makeissa- ja merive-
sissä, makeiden vesistöjen ja merivesien sedimenteissä ja terrestrisissä ympäristöis-
sä (freshwater aquatic, marine aquatic, freshwater sediment, marine sediment, ter-
restrial). Karakterisointikertoimen laskemisessa käytetään seuraavaa yhtälöä, jossa
tuloksena on 1,4 diklooribentseeniin suhteutettu ekotoksisuuspotentiaaliluku (esi-
merkkinä ekotoksisuuspotentiaali makeassa vedessä: Fresh water Aquatic EcoToxi-
city Potential):

$$FAETP_{j,ecomp} = \frac{PEC_{j,ecomp,freshwater} \cdot E_{j,freshwater}}{PEC_{i,4-dichlorobenzene,freshwater,freshwater} \cdot E_{1,4-dichlorobenzene,freshwater}} \quad (16)$$

jossa:

$FAETP_{j,ecomp}$	kemikaalin j , jonka päästö kohdistuu ympäristöosaan $ecomp$, ekotoksisuuspotentiaali makeassa vedessä
$PEC_{j,ecomp,freshwater}$	kemikaalin j arvioitu pitoisuus makean veden (<i>freshwater</i>) ekosysteemissä päästön kohdistuessa ympäristön osaan $ecomp$
$E_{j,freshwater}$	vaikutuskerroin, joka kuvaa kemikaalin toksista vaikutusta makean veden ekosysteemissä. Se on kyseisen kemikaalin PNEC (Predicted No Effect Concentration) arvon käänteisluku, eli

Vastaavalla tavalla kuin yllä olevassa esimerkissä makean veden ekosysteemille, ekotoksisuuspotentiaalit eri kemikaaleille lasketaan muille ekosysteemin osille: $FSETP_{j,ecomp}$ = makean veden sedimentti (fresh water sediment ecotoxicity), $MAETP_{j,ecomp}$ = merivesiekosysteemi (marine aquatic ecotoxicity), $MSETP_{j,ecomp}$ = merisedimentti (marine sediment ecotoxicity), $TETP_{j,ecomp}$ = terrestrinen ekosysteemi (terrestrial ecotoxicity). Eri ekosysteemin osille laskettuja ekotoksisuuspotentiaaleja voidaan laskea yhteen vasta niiden keskinäisen painottamisen jälkeen.

Nykyään malli kattaa noin 180 kemikaalia, mikä edustaa hyvin suppeaa osaa kaikista kemikaaleista. Suositus on, että jos valmiita karakterisointikertoimia ei jollekin kemikaalille ole, ne olisi laskettava tai käytettävä lähinnä vastaavan kemikaalin kertoimia. Ohjeiden mukaan ns. vanhoja karakterisointikertoimia (Heijungs ym. 1992) ei tulisi käyttää, koska niissä ei ole huomioitu kemikaalien kulkeutumista, vaan ainoastaan kemikaalien potentiaaliset toksiset vaikutukset.

Eco-indicator 99

Eco-indicator 99 -malli (Goedkoop ja Spriensma 2000) edustaa ns. loppupistemallinnusta (vrt. tämän luvun kohta "Lähtökohdat"). Siinä on kolme vaikutusluokkakokonaisuutta: vaikutukset ihmisten terveyteen, vaikutukset luonnonvarojen riittävyyteen ja vaikutukset ekosysteemien toimintaan, johon ekotoksiset vaikutukset sisältyvät. Mallissa käsitellään myös mm. happamoitumista ja rehevöitymistä aiheuttavien päästöjen vaikutuksia. Ekosysteemivaikutukset kuvataan päästön (ja edelleen pitoisuuden nousun) seurauksena häviävien tai kärsivien eliölaajien prosenttiosuutena kaikista lajeista tietyllä maantieteellisellä alueella tietyssä aikajaksona. Tätä kuvataan PAF-arvolla. PAF kuvaa sitä osuutta koko lajistosta, joka altistuu NOEC-arvon ylittävälle pitoisuudelle haitallista yhdistettä. Mitä suurempi on pitoisuus, sitä suurempi on tämä prosenttiosuus (ks. tarkemmin kohta 6.3.2).

Haitallisten aineiden vaikutusarvioinnissa on kolme vaihetta: kulkeutumisanalyysi (toisin sanoen millaisiksi muodostuvat pitoisuudet päästöjen seurauksena ympäristön eri osissa), vaikutusanalyysi (millaisia haittavaikutuksia pitoisuus aiheuttaa) ja haitta-analyysi (millaisia potentiaalisia haitallisia vaikutuksia ekosysteemissä tapahtuu).

Eco-indicator 99 -menetelmän kulkeutumisanalyysissä käytetään ns. EUSES (the European Uniform System for the Evaluation of Substances)-mallia. Malli on ns. multimedia-kulkeutumismalli, joka sisältää ympäristön eri osat (ilma, vesi, maaperä, sedimentti) ja mallintaa yhdisteen kulkeutumista näihin ja niiden välillä. Malli lähtee siitä, että Eurooppa - johon malli maantieteellisesti rajoittuu - on rajoiltaan suljettu ja että päästö leviää tasaisesti koko Euroopan alueelle. Tämä tarkoittaa kuitenkin sitä, että akuutit suurten pitoisuuksien aiheuttamat haittavaikutukset päästölähteen lähellä jäävät ottamatta huomioon.

EUSES-malli on suunniteltu erityisesti orgaanisille yhdisteille. Eco-indicator 99:ssä mallia käytetään kuitenkin myös raskasmetallien kulkeutumismallinnuksissa, mutta tällöin tarvitaan toisenlaisia lähtötietoja kuin orgaanisten yhdisteiden kohdalla.

Vaikutusanalyysissä lasketaan ekosysteemin osan toksisen stressin kohoaminen haitallisen aineen päästön ja sitä kautta pitoisuuden kohoamisen seurauksena. Tätä kuvataan PAF-arvon avulla. Monen yhdisteen samanaikaisen altistuksen yhteydessä käytetään ns. **Itox**-indikaattoria (indicator for toxic effect substances), joka on itse asiassa sama kuin ns. combi-PAF-arvo. Yhdisteen hajoamisesta aiheutuvia vaikutuksia ei oteta PAF-laskelmissa huomioon. Sekä vesi- että maaeliöiden oletetaan altistuvan haitallisille aineille pääasiassa veden kautta (maassa oleva vesi maaeliöiden kohdalla). Ravinnon välityksellä tapahtuvaa altistumista ei ole pidetty tärkeänä.

PAF:n määritelmästä johtuen sen laskennassa tarvitaan siis ennustettu aineen pitoisuus ympäristössä, ja ympäristön osan NOEC-arvo. Menetelmässä käytetään NOEC:lle log-logistista jakaumafunktiota, joka perustuu kroonisiin NOEC-arvoihin, jotka on saatu yksittäisille eliöille tehdyistä toksisuustesteistä.

Haitallisen yhdisteen päästön tapahtuessa yhdisteen pitoisuus ympäristössä kohoaa hetkellisesti, mikä aiheuttaa muutoksen PAF-arvossa. Yhdisteen päästön aiheuttama lisävaikutus vallitsevaan tilanteeseen nähden riippuu taustatasosta, eli haitallisten yhdisteiden vallitsevasta yhteishaittavaikutuksesta. Taustahaitallisuutena ei voida käyttää yksittäisen yhdisteen taustapitoisuutta, vaan ns. combi-PAF tausta-arvoa. Tämä arvio määrittää PAF-käyrällä pisteen, jonka suhteen haitallisen yhdisteen päästön vaikutuksia tarkastellaan (ks. kohta 6.3.2).

Haitta-analyysissä yhdistetään yksittäisten haitallisten aineiden toksiset vaikutukset yhdeksi haitta-indikaattoriksi. Mallissa käytetään keskimääräistä haitallisten yhdisteiden taustapitoisuutta, joka oletetaan samaksi koko Euroopan alueella. Koska oleellista on arvioida yksittäisen haitallisen yhdisteen lisähaittavaikutusta ekosysteemissä taustavaikutuksen suhteen (taustalla vallitsevat kaikkien haitallisten yhdisteiden haitalliset vaikutukset yhteensä), taustan ns. **combi-PAF-käyrä** on määriteltävä. Combi-PAF-käyrä voidaan rakentaa standardisoimalla yksittäisten kemikaalien pitoisuudet ns. haitallisuusyksiköiksi (HU, Hazard Unit). HU lasketaan jakamalla pitoisuuden lisäys kemikaalin keskimääräisellä NOEC-arvolla. HU on hyvin samankaltainen suure kuin PEC/PNEC -arvo. Combi-PAF-käyrä voidaan tehdä laskemalla yksittäisten yhdisteiden HU-arvot yhteen, ja sitä voidaan tarkastella ns. toksikologisesti standardisoina kemikaaliyhdistelmäpitoisuutena.

PAF:in kasvu pitoisuuden kasvaessa voidaan laskea muuttamalla pitoisuuden lisäys HU-arvoksi ja sijoittamalla lisäys oikeaa taustapitoisuutta vastaavalle kohdalle combi-PAF-käyrää. Eco-indicator 99:ssä käytetään keskimääräisenä eurooppalaisena tausta-combi-PAF-arvona 24 %.

Yhteenvetona voidaan sanoa, että ekotoksisuusvaikutuksen laskenta tapahtuu Eco-indicator 99:ssä seuraavalla tavalla:

- 1) Kulkeutumisanalyysissä lasketaan kemikaalin pitoisuuden (väliaikainen) lisäys eri ympäristön osissa.
- 2) Esitetään pitoisuuden lisäys eri ympäristön osissa HU-yksikköinä käyttämällä kemikaalin keskimääräistä NOEC-arvoa. Tämä tehdään jokaiselle tuotejärjestelmän kemikaalille erikseen (tarkasteltavassa ympäristön osassa). Eri kemikaalien HU-arvot lasketaan yhteen (eri ympäristön osissa erikseen).
- 3) Combi-PAF-käyrältä valitaan ns. työskentelypiste, eli kohta, joka vastaa ekosysteemin taustalla olevaa haitta-astetta (toxic stress) (combi-PAF=24 %).
- 4) Arvioidaan (väliaikainen) combi-PAF lisäys pitoisuuden kasvun seurauksena ja kerrotaan näin saatu combi-PAF-lisäys kohteena olevan ympäristön osan pinta-alalla.

Laskenta tehdään erikseen kullekin ympäristön osalle. Lopuksi eri osille lasketut haittavaikutukset lasketaan yhteen, jolloin tulokseksi saadaan kokonaishaittavai-
kutuksen Euroopan alueella.

Näennäisestä täydellisyydestä huolimatta Eco-indicator 99 -malliin sisältyy lukuisia epävarmuuksia ja heikkouksia, minkä takia mallia ei yleisesti pidetä yli-
vertaisena ns. keskipistemallinnuksen menetelmiin nähden (ks. esim. Guinée ym. 2002). Suomen kannalta tulosten käyttöä vaikeuttaa etenkin se, että kemikaalien
käyttötymisen ja altistumisen arviointi perustuu hollantilaisiin ympäristöominaisuuksien käyttöön.

6.3 Karakterisointikertoimien määrittäminen SETAC:n työryhmän suositusten mukaisesti

Tässä luvussa esitetään SETAC:n toisen eurooppalaisen ympäristövaikutusten arviointia käsittelevän työryhmän (WIA-2) loppuraportissa (Udo de Haes ym. 2002) esitetyt suositukset ekotoksisuuden karakterisoinnin suorittamiseksi. Lähtökohta on luvussa 6.2 esitetyt yhtälöt, joissa karakterisointikertoimien määrittämisen perustana ovat kemikaalien käyttötymis- ja altistutekijät (F) ja vaikutuskertoimet (E). Tässä yhteydessä esitettävät kemikaalien käyttötymis- ja altistustekijöitä koskevat näkemykset on otettu pitkälti työryhmän loppuraportin 4. luvusta, jonka ovat kirjoittaneet Edgar Hertwich, Oliver Jolliet, David Pennington, Michael Hauschild, Carsten Schulze, Wolfram Krewitt ja Mark Huijbregts (2002). Vastaavasti kemikaalien vaikutuskertoimia koskevat näkemykset pohjautuvat Micahel Hauschildin ja David Penningtonin (2002) kirjoittamaan 6. lukuun loppuraportissa.

6.3.1 Kemikaalien käyttötymis- ja altistuskerroin (F)

Yleisissä tapauksissa ympäristön mallintaminen tapahtuu "yksimuotoisesta maailmasta" käsin, joka tarkoittaa ns. laatikkomallien käyttöä. Tällaisissa malleissa yksi laatikko kuvaa yhtä ympäristöosaa, mediaa (maa, vesi, ilma). Yksityiskohtaisempi paikallinen tieto voidaan saada arvioiduksi käyttämällä useita, eri ympäristöosille tarkoitettuja laatikoita ja vierekkäisten laatikoiden välisiä kemikaalin siirtymisiä. LCA:ssa nykyään käytettävät mallit ovat olleet joko "yksimuotoisia" tai yksinkertaisia verkostolaatikkomalleja. Jolliet ja Crettaz (1997) ovat lisäksi ehdottaneet nk. modulaarista lähestymistapaa, jossa jokaisen ympäristöosan massatasapainoyhtälöt lasketaan ensin. Sen jälkeen eri elementtien yhdistämisessä käytetään hyväksi tietoja kemikaalin kulkeutumisesta ja eri fraktioiden välisistä osuuksista. Tämä menettelytapa mahdollistaa mediaspesifisten mallien yhdistämisen ja samalla se johtaa multimediamallin kaltaiseen malliin.

Integroiduissa kemikaalien käyttötymis- ja altistusmalleissa kuvataan kemikaalin jakautuminen eri ympäristöosiin (mm. ilmaan, pintaveteen, sedimentteihin) ja sen kulkeutumista eri reittejä pitkin eliöihin. Mallit perustuvat mitattuihin tai arvioituihin **jakaantumisvakioihin** (partitioning constant) ja sateen ja huuhtoutumisen aiheuttamaan kulkeutumiseen väliaineessa. Malleissa käytetyt kemikaalien **muuntautumisnopeudet** (transformation rate) tai reaktioiden puoliintumisajat ovat myös mitattuja tai arvioituja kemikaalikohtaisia arvoja. Ekotoksisuuden määrittämiseksi mallit laskevat joko ympäristöelementeissä esiintyvät pitoisuudet tai potentiaaliset annostukset eläimille ravintoketjun eri tasoilla (mm. Jolliet 1996, Campfens ja Mackay 1997, Huijbregts 1999).

Kemikaalien **käyttäytymismallit** määrittävät aineen pitoisuuden eri ympäristöelementeissä ottamalla huomioon massatasapainoyhtälöiden tulokset. Niillä kuvataan aineen vapautumista, muuntumista ja kulkeutumista eri elementtien välillä. Useimmissa tapauksissa kulkeutumis- ja muuntumisnopeuksien on oletettu olevan lineaarisia, mikä tietysti yksinkertaistaa matemaattisia malleja. Tällaiset mallit kuvaavat steady-state-tilanteita.

Kemikaalien **altistusmallit** laskevat organismin altistuksen tiettyä altistumisreittiä pitkin, kun tiedetään aineen pitoisuus ympäristössä. Malli ottaa huomioon kulkeutumisen ympäristössä, siirtymisen kohde-eliöön (hengitysnopeuden, jakautumisen tai kertymisen) ja pitoisuuden ympäristössä. Altistusreitit yksittäiset osat voidaan arvioida mitatun tai arvioidun tietoa-aineiston pohjalta. Esimerkiksi orgaanisen haitallisen yhdisteen kertyminen kalaan perustuu usein empiirisiin kertymiskertoimiin tai yhtälöön, joka pohjautuu havaittuihin korrelaatioihin kertymiskertoimen ja oktanoli-vesi-jakautumiskertoimen välillä (Mackay ja Boethling 2000).

Multimedia- ja mediaspesifisten mallien käytöstä

Multimediamallien käyttö haitallisten kemikaalien karakterisointiin perustuu seuraaviin oletuksiin:

- 1) Malli soveltuu kaikille kemikaaleille.
- 2) Mallin tulos tarkoittaa samaa useimpien parametrien kohdalla.
- 3) Kemikaalia tarkastellaan siinä muodossa kuin se on päästössä. Tarkastelussa ei oteta huomioon kemikaalin toimintaa ympäristössä (esim. katalyyttinä) tai sen muuntautumistuotteina.

Eräät mallit ottavat huomioon kemikaalien reaktiot ympäristössä (esim. happamoitumisen) ja muuntautumistuotteiden aiheuttamat vaikutukset. Periaatteessa muuntautumistuotteet voidaan sisällyttää multimediamalleihin, ja on olemassa tutkimuksia, joissa on käytetty yhdistelmämallia kuvaamaan yhdisteiden "lopullista hajoamista". Hajoamistuotteiden yhdistäminen malleihin on nähty tarpeellisena ja toivottavana, mutta sen toteuttaminen käytännössä on ollut vähäistä, koska muuntautumiseen liittyvät tiedot ja ympäristökemiallinen tuntemus on ollut puutteellista.

Elinkaariarvioinneissa mediaspesifisten mallien käyttö on mahdollista vain, jos eri ympäristöosat voidaan käsitellä erillisinä, eli jos kemikaalin siirtyminen väliaineesta toiseen ei ole merkittävää. Tämän vuoksi on tärkeää määrittää siirtymisen taso ja selvittää, onko yksittäismallin käyttö mahdollista tai miten se voitaisiin yhdistää muihin malleihin. Mediaspesifisiä malleja ovat muun muassa ilmanlaadun mallintamiseen kehitetty EcoSense-malli (European Commission 1999, Krewitt ym. 1998, 2001) ja vesistöön joutuvien päästöjen mallintamiseen kehitetty GREAT-ER-malli (Feijl ym. 1997, Schulze ym. 1999).

Multimediamalleja on käytetty LCA:ssa yleisten paikasta riippumattomien toksisuus-ekvivalenssipotentiaalien johtamiseen. Mallit perustuvat keskimääräisiin ympäristön parametreihin (landscape parameters) ja malleissa oletetaan, että kyseessä on suljettu ympäristö (Guinée ja Heijungs 1993). Kun halutaan kvalitatiivista näkemystä haitallisten aineiden kulkeutumisesta (jakaantuminen, pysyvyys ja kulkeutumisetäisyys), sovelletaan multimediamallien perinteistä käyttötapaa. Toisaalta yksittäismallia on perinteisesti käytetty paikkakohtaiseen riskinarviointiin arvioitaessa annoksen määrän kasvua tietyssä populaatiossa. Niitä on myös käytetty LCA:ssa johdettaessa useiden maiden marginaalisia annosmäärien kasvua, joka aiheutuu yksittäisen maan päästömäärän lisäkasvusta (Krewitt ym. 2001). Ilmanlaatumallien tulosten käyttöä onkin ehdotettu yleisten vaikutuskertoimien

arvioimiseen (Spadaro ja Rabl 1999). Multimediamallit käsittelevät yleensä annoksen kasvua yhden keskimääräisen yksilön kohdalla, kun taas mediaspesifiset mallit laskevat annoksen määrän kasvun populaatiossa.

Huolimatta tästä erosta mallien perinteisissä käyttötavoissa, multimediamalleja voidaan käyttää myös eri maiden populaatioon kohdistuvan keskimääräisen annoslisäyksen arviointiin tai jopa annoksen paikallisen jakaantumisen karakterisointiin. Samoin mediaspesifisiä malleja voidaan käyttää sekä keskimääräisten arvioiden tekemisessä laajassa mittakaavassa että yleisinä karakterisointikertomina. Molemmilla malleilla voidaan arvioida yksilö- tai populaatiokohtaista annosta.

Mallintamisessa käytettäviä työvälineitä

Tässä kohdassa esitellään yleisimpiä vaikutusarvioinnissa käytettäviä mallintamisen työvälineitä, joita ovat yhtä aikaa eri ympäristön osia tarkastelevat ns. multimediamallit ja tiettyä ympäristön osaa tarkastelevat ns. mediakohtaiset mallit.

Yleisimmin käytössä olevia multimediamalleja ovat:

- EQC & ChemCAN, steady-state-malli, joka kuvaa kemikaalien alueellista jakautumista (Mackay ym. 1996)
- SimpleBOX, USES, EUSES, USES-LCA, steady-state-malli, arvottava verkostomalli (paikallinen, alueellinen, mannermainen, maailmanlaajuinen), sisältää myös altistusmallin (RIVM ym. 1994, 1998)
- CalTOX, integroitu kulkeutumis- ja ihmiseen kohdistuva altistusmalli (McKone 1993)
- TRIM, pollutanttien spatiaalinen jakautuminen useiden laatikoiden avulla, altistusmalli ihmisille ja ekosysteemeille (USEPA 1999)
- Modulaarinen lähestymistapa, massatasapainon kaksivaiheinen laskentamalli (Jolliet ja Crettaz 1997, Jolliet 2000)

Mallien parametrit, eri ympäristöosienväliset kytkennät ja myös ympäristöosien määrät voivat vaihdella, mikä voi johtaa erilaisiin tuloksiin. SETAC:n työryhmä on arvioinut ja vertailut keskenään kulkeutumisen multimediamalleja (mm. ChemCAN, SimpleBox ja CalTOX). Vertailussa ilmeni, että kyseiset mallit ovat hyvin toistensa kaltaisia. Näin voidaan sanoa, mikäli parametrien asettelussa on noudatettu samanlaisia tapoja. Mallien alkuasetukset kuitenkin heijastivat niiden erilaisia käyttötarkoituksia ja erilaisia alueellisia olosuhteita. Esimerkiksi Hollannissa ei juuri maaperän eroosiota ole, kun taas Kaliforniassa esiintyy runsaasti eroosiota, mikä aiheuttaa aineiden kulkeutumista maaperästä pintavesiin. Myös mallinnettu ympäristö eroaa vaihdellen yhdestä alueellisesta ympäristömallista malliin, joka ottaa huomioon jopa erilaiset ilmastovyöhykkeet.

Kaikki mallit tarjoavat suhteellisen hyvän perustan kemikaalien käyttäytymisen ja altistuksen mallintamiseen LCA-töissä, mutta mikään niistä ei vielä ole ihan teellinen. SETAC:n työryhmän mukaan mallien tulisi sisältää sekä rannikko- että valtamerialueet. Työryhmä ehdottaakin uuden mallin kehittämistä yhdistämällä olemassa olevien mallien hyvät puolet.

Ilmanlaadun mallintamisen sovellus (Air Quality Modelling) - EcoSense-malli – ja veden laadun mallintamisen sovellus (Water Quality and Aquatic Fate Modelling) - GREAT-ER – otetaan tässä yhteydessä tarkasteltavaksi esimerkkeinä yleisesti käytetyistä mediaspesifisistä malleista.

EcoSense-malli kehitettiin osana Euroopan Komission toteuttamaa ExternE-hanketta (European Commission 1999). Hankkeessa arvioitiin ja arvotettiin ympäristö- ja terveysvaikutuksia, jotka aiheutuivat polttoprosessien yhteydessä syntyvistä haitallisista aineista. Nykyinen EcoSense-mallipaketti sisältää koottuna ja tie-

teellisesti arvioituna suuren määrän altistus-vaste-funktioita ja taloudellisia vaikutuksia. EcoSense-malli sisältää noin 20 yhdistettä, mm. SO₂, NO_x, hiukkaset ja CO sekä useita raskasmetalleja ja orgaanisia yhdisteitä. Vaikka EcoSense suunniteltiin alunperin energialaitosten päästöjen vaikutusten arvioimiseen, mallin soveltamisalaa laajennettiin myös muihin teollisiin toimintoihin. Ecosense koostuu kolmesta ilmanlaatumallista (ISC, WTM, SROM), jotka on integroitu yhdeksi järjestelmäksi. (Maakohtaiset mallit on esitetty nettisivuilla <http://externe.jrc.es/Method+EcoSense.htm>). Toistaiseksi LCIA-sovellukset ovat rajoittuneet terveysvaikutusten, happoimotumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen, terrestisen rehevöitymisen ja pienhiukkasten vaikutusten karakterisointikertoimien määrittämiseen (Krewitt ym. 1998, 2001), eikä sillä olla laskettu ekotoksiuuteen liittyviä karakterisointikertoimia.

GREAT-ER (Geography-Referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers) (Feijel ym.1997, Schulze ym.1999) on malli, joka nimensä mukaan on tehty työväliseksi vesiin joutuvien päästöjen vaikutusten arvioimiseen. Malli laskee pistemäisistä päästölähteistä vapautuvien kemikaalien pitoisuuksia vesistöissä yhdistämällä paikkatietojärjestelmän (GIS) ja kulkeutumismallin. Alkuaan GREAT-ER 1,0 kehitettiin kemikaalien riskinarviointiin. LCA:ssa mallia voidaan käyttää ainakin kahdella tavalla. Ensiksikin kemikaalien kulkeutumiskertoimet voidaan laskea referenssialueen referenssipäästöjen perusteella. Toiseksi pitoisuuden keskimääräistä kasvua kaikilla jokialueilla voidaan käyttää kulkeutumiskertoimena, joka on spesifinen sekä kemikaalille että vesialueelle. Vaadittavia parametrejä ovat päästön poistuminen jätevedenpuhdistuksessa ja vesistöissä, jätevesien käsittelymenetelmä ja hydrologinen aineisto, joka määrittää laimenemisuhteet eri alueilla. (GREAT-ER mallin internetosoite on <http://www.great-er.org/pages/GenericSubPage.cfm?pageId=31&parentPgId=2>)

Mallien valintaan ja kehittämiseen liittyviä kysymyksiä

Ekotoksisuutta arvioivan mallin valintaan liittyy erilaisia näkökulmia, joihin täytyy ottaa kantaa ennen kuin päätös käytettävästä mallista tehdään. SETAC:n työryhmä (Hertwich ym. 2002) on esittänyt suosituksia muun muassa paikkasidonaisuudesta ja tarkasteltavasta ajanjaksosta. Seuraavassa on esitetty työryhmän näkemys mallin valintaan liittyvistä kysymyksistä.

Kun kemikaalien karakterisointitekijöiden arviointiin LCA:ssa suunnitellaan käytettäväksi integroituja mallinnustapoja, seuraaviin kysymyksiin on kiinnitettävä huomiota päätöksenteon yhteydessä:

- Missä määrin alueelliset vaihtelut otetaan huomioon ?
- Mikä on altistumisen tai ennustettavien vaikutusten ajanjakso ?
- Minkälainen käytetyn informaation taustatietojen laatutason tulee olla ?
- Mikä on aste, jolla epävarmuus esitetään ja kuinka se pitää käsitellä ?
- Pitäisikö mallinnuksessa käyttää yhtä vai useampaa arviointimenetelmää ?
- Mitä malleja pitäisi käyttää ?

Paikkasidonaisuus

Useimmissa elinkaariarviointitöissä käytetään paikasta riippumattomia karakterisointikertoimia. Periaatteessa paikallisuuteen liittyviä tärkeitä tekijöitä saattavat olla mm. taustapitoisuus ja seosten koostumus, vastaanottajan (reseptorin) herkkyys,

vaihtelut populaation tiheydessä, maisemavaihtelut, sääolojen erilaisuudet ja sel- laisten lieventävien tekijöiden läsnäolo, jotka voivat neutraloida tai ehkäistä hai- tallisen aineen vaikutusta. Muutamit nykyiset menetelmät eivät ota huomioon pie- nimittakaavaisia muutoksia alueellisissa tekijöissä, mutta sisältävät suuremman alu- een, mantereen tai maapallon mittakaavassa tapahtuvat vaihtelut (Hoffstetter 1998, Goedkoop ja Spriensma 1999, Huijbregts 1999, Huijbregts ym. 2000).

Paikallisen päästön toksisten vaikutusten arvioinnissa on otettava huomioon saatavilla olevat tiedot itse päästöstä sekä tiedot paikallisesta altistuksesta ja vaiku- tuksesta. Yhtä hyvin täytyy ymmärtää paikallisten ympäristöolojen merkitys ja päättää, halutaanko niitä sisällyttää paikallisiin eroavaisuuksiin .

Paikkasidonnainen toksisten päästöjen karakterisointi LCA:ssa vaatii tietoa päästön tapahtumapaikasta ja sen ominaisuuksista. Useimmista elinkaariarvioin- neista tämä tieto puuttuu ainakin joidenkin toimintojen osalta, koska tarkastelun kohteena on yleinen tuote, johon käytetään maailmanlaajuisessa myynnissä ole- via raaka-aineita, tai koska materiaalin toimittajat vaihtuvat usein. Kaikkien pääs- töjen vapautumispaikkojen karakterisointi ei siksi liene järkevää. Vaikka se olisikin mahdollista, se tulisi liian kalliiksi. Myös päästöjen aiheuttamat vaihtelut eri alueil- la saattavat jäädä lopulta merkityksettömiksi ja laskenta voi päätyä samanlaisiin tuloksiin kuin geneerisissä malleissa.

Paikkariippuvuuden tarkasteluun suositellaan seuraavanlaista lähestymistapaa (Udo de Haes ym. 1999):

- 1) Aluksi käytetään geneerisiä indikaattoreita toksisten yhdisteiden vertailuun. Nämä geneeriset indikaattorit perustuvat kemikaalin yleisiin ominaisuuks- siin, kuten toksisuuteen, pysyvyyteen ja biosaatavuuteen erikseen päätetyis- sä keskimääräisissä olosuhteissa. Geneeriset indikaattorit ovat riittäviä mo- niin tarkoituksiin.
- 2) Epävarmuusanalyysyjä käytetään, kun halutaan arvioida, muuttaako toksisen yhdisteen paikkasidonnainen arviointi merkittävästi LCA:n johtopäätöksiä. Monissa tapauksissa yksinkertainen herkkyysanalyysi voi olla riittävä.
- 3) Paikkasidonnaista arviointia (esim. USEPA 1999, Crettaz 2000, Huijbregts ym. 2000, Nigge 2000, Krewitt ym. 2001, Schulze 2001, Hauschild ja Potting 2002) käytetään kaikkein tärkeimpien päästöjen tarkasteluun. Spatiaalinen resoluutio, joka tarvitaan tähän arviointiin, riippuu haitallisen aineen pai- kallisesta tasosta ja siitä mittakaavasta, jonka sisällä tärkeät alueelliset para- metrit vaihtelevat.

Tarkasteltava ajanjakso

Steady-state-mallit, jotka on suunniteltu kumulatiivisen altistuksen mallintamiseen, käsittelevät äkillistä altistusta samalla tavalla kuin altistusta, joka tapahtuu tuhan- sien vuosien kuluessa. Udo de Haes ym. (1999) ehdottavat, että lähtökohtaisesti karakterisointikertoimet määritettäisiin äärettömälle ajanjaksolle (mahdollisesti vastaamaan pitkää ajanjaksoa esim. ilmaston lämpenemiselle 500 vuotta) ilman diskonttausta tai katkaisematta ajanjaksoa. Lisäksi lyhyemmät rajatut ajanjaksot, jotka tuottavat huomattavan erilaisia tuloksia, voitaisiin määrittää herkkyysana- lyysillä (esim. 100 vuotta). Siten arviointi voisi toimia preferenssinä altistuksen ai- kajakson määrittämiselle.

Sopivien altistusajakajaksojen määrittämisessä tarvitaan lisää keskustelua ja tutkimuksia. Työryhmä totesi asian tärkeyden varsinkin metallien kohdalla, mutta ei ollut yksimielinen siitä, mikä on tähän liittyvä olennainen arvokysymys - miten määritellä tulevien sukupolvien oikeudet (Hertwich ym. 2000).

Kuinka paljon on syytä tietää haitallisesta aineesta päätöksenteon yhteydessä riippuu mm. epävarmuuden käsittelystä. Päätöksenteon näkökulmasta on toivottavaa, että käytetty malli sisältää kaikki potentiaaliset vaikutukset ja näin ollen suuren määrän haitallisia aineita. Tutkijat ovat kuitenkin haluttomia hyväksymään haitallisen aineen arvioinnin, jos näytön laatua pidetään heikkona ja jos he uskovat, että lisätutkimukset tuottaisivat merkittävästi erilaisia tuloksia (Schrader-Frechette 1996). Huonosti karakterisoidun haitallisen aineen käsitteleminen nollariskinä tuskin tuottaa suurempaa virhettä kuin jos hyväksytään päästö, jolla näyttö on heikkolaatuinen.

Työryhmä suosittelee, että arviointiin pyritään sisällyttämään suuri joukko haitallisia aineita ja pyritään myös parantamaan huonolaatuisia tietolähteitä. Taustalla olevat tiedot ja tietolähteet tulisi julkaista ja tekijöitä pitäisi rohkaista tuottamaan parempaa aineistoa. Suositeltavaa on myös se, että epävarmuusanalyysseja kehitetään toksisten kemikaalien karakterisoinnin epävarmuuden arviointiin ja siihen, miten epävarmuus vaikuttaa käytännössä LCA-tapaustutkimuksissa. Työryhmä ei usko, että kaikkien päästöjen epävarmuuksien rutiinikuvaukset tulisivat pian toteuttamiskelpoisiksi, mutta ehdottaa, että kaikista tärkeimpien vaikutusten epävarmuudet LCA:ssa esitettäisiin.

6.3.2 Kemikaalien vaikutuskerroin (E)

Toksisuustestit

Vaikutustekijän E yksinkertaisimpana indikaattorina pidetään laboratoriossa tehtyjä toksisuustestejä, jotka mittaavat kemikaalin akuuttia tai kroonista myrkyllisyyttä. Finnveden ym. (1992), Wenzel ym. (1997) ja Walz ym. (1996) ovat käyttäneet tämän tyyppisiä indikaattoreita elinkaariarvioinnin ympäristövaikutusten arvioinnissa. Tavallisimmin niitä kuitenkin käytetään kemikaalien esikarsintaan ja torjunta-aineiden haitallisuuden arviointiin. Nykyisin ekotoksisuuden vaikutusindikaattori LCIA:ssa pyritään määrittämään ennustetun pitoisuuden perusteella, joka ei aiheuta vaikutuksia ympäristössä.

Ennustettu pitoisuus, joka ei aiheuta vaikutuksia (PNEC)

Ennustetun pitoisuuden, joka ei aiheuta vaikutuksia, PNEC:n (Predicted No-Effect Concentration) käänneisluku on yleisin ekotoksisuusindikaattori, jota nykyään käytetään sekä LCA:n vaikutusarvioinnissa että riskinarvioinnissa. PNEC määritellään yhdisteen suurimmaksi mahdolliseksi pitoisuudeksi ympäristössä, josta ei aiheudu akuutteja eikä kroonisia vaikutuksia ekosysteemin rakenteeseen tai toimintaan.

Selvää on, että ekosysteemien herkkyydet haitalliselle aineelle eroavat toisistaan, mikä johtuu mm. ympäristön vaihtelevasta lajistosta, ympäristökuormituksen määrästä ja lajien sopeutumisesta muuttuneisiin olosuhteisiin. PNEC:n arvo riippuu aina yhdisteen ja ekosysteemin ominaisuuksista ja vuorovaikutuksesta. Tämän vuoksi yhden yleisen PNEC:n käyttö kemikaalille, joka voi esiintyä erilaisissa ympäristöolosuhteissa, on kyseenalaista. PNEC:n määrittämiseksi onkin kehitetty useita, toisistaan poikkeavia menetelmiä.

Ensisijaisesti PNEC tulisi määrittää kenttäkokeilla ympäristössä, joka parhaiten vastaa tutkittavaa ympäristöä. Kenttä- ja malliekosysteemikokeet ovat kuitenkin kalliita, ja koska tulokset kuvaavat vain yhdentyypisiä paikallisia olosuhteita, yleistäminen on arveluttavaa. Juuri nämä edellä mainitut tekijät rajoittavat kenttäkokeiden tulosten käyttöä LCA:ssa.

Työläiden ja vaikeasti tulkittavien kenttäkokeiden sijasta PNEC:n määrittämisessä hyödynnetään lajikohtaisia laboratoriotestejä. Tätä varten on kehitetty ja standardoitu erilaisia ekstrapolointimenetelmiä. Ekstrapolointi toteutetaan tilastollisen lajien herkkyysjakauman (Species Sensitivity Distribution, SDD) tai erilaisten arviointikertoimien (esimerkiksi European Commission 1996, OECD 1992 tai US EPA 1994) avulla.

Ekosysteemin lajien herkkyysjakauman (SDD) määrittäminen onnistuu, kun tiedetään usean lajin herkkyys yhdisteelle. Jakauman perusteella on mahdollista arvioida HCx, joka on yhdisteen haitallinen pitoisuus ja vaikuttaa x prosenttiin lajeista ekosysteemissä. Lajien herkkyysjakaumaan perustuvien menetelmien erot muodostuvat tilastollisen jakaumatyyppin erilaisuuden mukaan. Koska LCA:ssa tarkoituksena on arvioida pitkäaikaisvaikutuksia ekosysteemeissä, menetelmät perustuvat kroonisen altistuksen testeihin tai arvioihin (ennusteisiin) kroonisista vaikutuksista. Kroonisten vaikutustulosten, jotka muodostuvat vähintään 4-8 lajista, uskotaan antavan riittävästi tietoa jakauman määrittelemiseksi.

Tällä hetkellä kroonisesta myrkyllisyydestä on olemassa vähemmän tutkimustietoa kuin akuutista myrkyllisyydestä. Akuutin tiedon sovittaminen krooniseksi onnistuu kuitenkin **arviointikertoimien** (eli ekstrapolointikertoimien, joita kutsutaan myös epävarmuus- tai soveltuvuuskerroimiksi) avulla. Koska toksisuustiedon saatavuus ja käyttökelpoisuus on usein rajoitettua, kertoimien käyttö on hyvin yleistä. Kerroin määritellään sen pohjalta, minkä laatuista ja kuinka luotettavaa käsillä oleva ekotoksisuustieto on. Yleensä PNEC-arvo lasketaan jakamalla pienin ekotoksisuustieto sopivalla arviointikerroimella. Arviointikerroinmenetelmiä on useita. Taulukossa 18 on esitetty esimerkkinä EU:n komission ehdottamat arviointikerroimet kriteereineen.

Taulukko 18. Arviointikertoimet PNEC_{vesi}:n määrittämiseen ekotoksikologisista testituloksista (European Commission 1996).

Arviointikerroin	Kriteeri
1000	Ainakin yksi lyhytaikainen LC ₅₀ tai EC ₅₀ jokaiselta kolmelta trofiatasolta (kala, Daphnia, levä)
100	Yksi pitkäaikainen NOEC (joko kala tai Daphnia)
50	Kaksi pitkäaikaisista NOEC:ista kahdelta lajilta ja kahdelta trofiatasolta (kala ja/tai Daphnia ja/tai levä)
10	Pitkäaikaisia NOEC:ia ainakin kolmelta lajilta ja kolmelta trofiatasolta (tavallisesti kala, Daphnia ja levä)
tapauskohtainen	Kenttätuloksia/ekosysteemimallituloksia

Testeistä saatu tieto soveltuu suoraan käytettäväksi mallinnuksessa (eli arviointikerroin on yksi) vain siinä tapauksessa, että kemikaalille on tehty relevantteja kenttäkokeita, tai jos kemikaali on testattu malliekosysteemissä, joka mahdollisimman hyvin kuvaa kyseistä tilannetta.

Tilastollisten menetelmien katsotaan hyödyntävän käytettävissä olevia tietoja paremmin kuin arviointikerroinmenetelmien, joissa ainoastaan aineiston määrä ja laatu vaikuttavat arviointikertoimen suuruuteen ja suuri painoarvo on annettu alimalle toksisuusarvolle. Toisaalta, vaikka kerroinmenetelmät saattavat vaikuttaa liian käytännöllisiltä ja vähemmän tiukoilta kuin tilastolliset ekstrapolaatiomenetelmät, niin jakautumamenetelmissäkin on omat ongelmansa:

1. Lajit, joiden herkkyudet ovat herkkyysjakauman perustana, tulisi olla toisistaan riippumattomasti valittuja satunnaisotoksia kaikista ekosysteemin lajeista. Tätä ehtoa on vaikea täyttää.

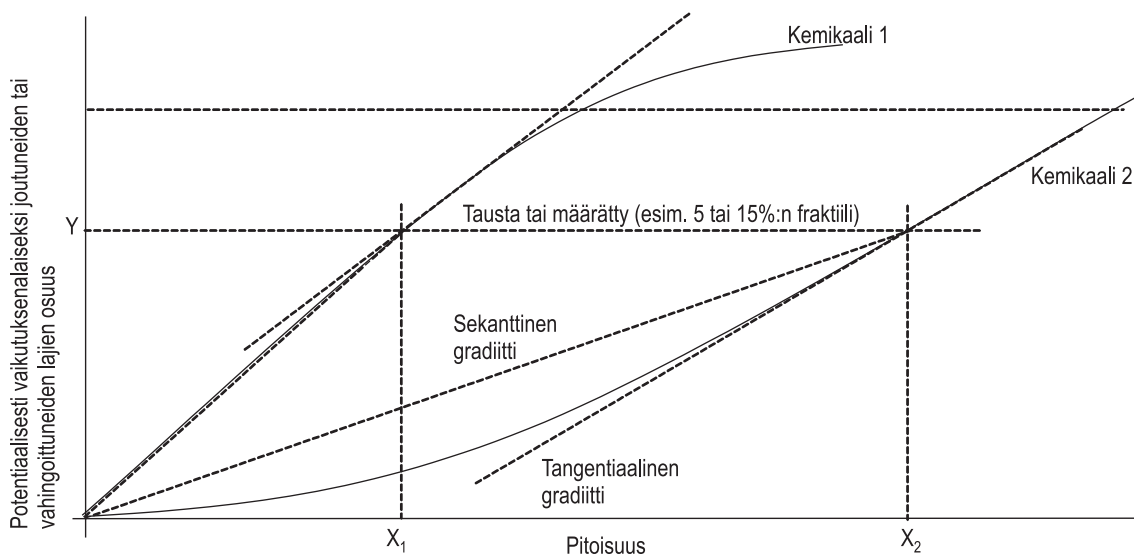
2. Tietyn jakaumatyyppin - joka vastaisi lajien jakaumaa luonnon ekosysteemisä niiden herkkyyden mukaan - valintaan ei ole olemassa teoreettisia perusteita (vain empiirisiä). Lisäksi herkkyydjakauma voi muuttua, jos ekosysteemi samanaikaisesti altistuu muille stressitekijöille.

Tilastollisilla menetelmillä saavutettu PNEC-estimaatti on lähellä alinta NOEC-arvoa. Arvioitu PNEC on yleensä kertaluokkaa kolme tai sitä pienempi verrattuna pienimpään lajin- keskimääräiseen toksisuusarvoon (Emans ym. 1993). Siten tilastollisten menetelmien edut ovat kyseenalaiset niiden epävarmuuksien ja monimutkaisuuden takia.

Kemikaalien vertailua annos-vastekäyrien pohjalta voidaan tehdä ainakin kolmella tavalla:

1. Jakamalla ennustettu pitoisuus pitoisuudella, jolla arvioidaan olevan vaikutuksia (PAF, Potential affected fraction of species, PDF, potentially disappeared fraction of species) tiettyyn osaan lajeista (esim. PNEC, HC5 tai HC50).
2. Sekanttisen gradientin (secant gradient) avulla (lineaarinen suora kahden pisteen välillä käyrällä, vastaa kulmakerrointa ihmiskarsinogeenisyyden arvioinnissa, kutsutaan myös keskimääräiseksi gradientiksi).
3. Tangentiaalisen gradientin avulla (tai marginaaligradietti; perustuu käyrän tietyn pisteen tangentiin) (kuva 13).

Jos kemikaalien pitoisuudet ovat alhaiset (PAF alle 0,05), kemikaalille paras käytössä oleva menetelmä vaikutustekijän arvioimiseksi LC₅₀ on 0,05/PNEC tai 0,05/HC5. PNEC- ja HC5-menetelmät voivat erota toisistaan ekstrapolointikertoimien tai aineistoon liittyvien mittausten tai arvioiden suhteen. Siksi käyttöön tulisikin ottaa ekstrapolointikertoimet, jotka edustavat parasta mahdollista estimaattia ja joissa olisi mukana myös luottamusväli.



Kuva 13. Tangentiaalinen (tai marginaalinen) vs. sekantti (keskimääräinen) gradientin mittaaminen

Yleensä altistutaan samanaikaisesti useille kemikaaleille. Tämä tulisi ottaa huomioon arvioitaessa kemikaalin ekotoksisuusvaikutuksia. Ns. combi-PAF -lähestymistapa tarjoaa menetelmän yhteisvaikutusten arvioimiseen.

Oletetaan, että on kaksi kemikaalia ja niiden lajien osuus, joihin kemikaalit vaikuttavat (eli PAF-arvot) ovat 3 % ja 8 %. Combi-PAF-arvo (niiden lajien osuus kaikista ekosysteemin lajeista, joihin nämä kaksi kemikaalia yhdessä vaikuttavat) voi olla alle 5:stä yli 8:aan prosenttia. Täsmällinen kahden kemikaalin yhteisvaikutus riippuu siitä, vaikuttavatko kemikaalit samaan suuntaan vai ei ja vaikuttavatko kemikaalit samaan tai eri lajiryhmään kyseisessä ekosysteemissä.

Jos kaksi kemikaalia vaikuttavat samansuuntaisesti, yhteisvaikutus on joko antagonistinen (yhteisvaikutus on pienempi kuin kemikaalien yhteenlaskettu vaikutus) tai synergistinen (yhteisvaikutus on suurempi kuin kemikaalien yhteenlaskettu vaikutus). Yhteisvaikutukset ovat kuitenkin käytännön sovelluksissa oletettu pienillä pitoisuuksilla mitättömän pieniksi tai ne on suljettu tarkastelujen ulkopuolelle kokonaan.

Viime aikoina on tuotu esille vaihtoehtoisia tapoja selittää kemikaaliyhdistelmien vaikutuksia.. Tavoitteena on saavuttaa entistä relevantimpia tuloksia todellisten ympäristövaikutusten osalta. Kaikki menetelmät kuitenkin sisältävät merkittäviä ongelmia ja on edelleen epäselvää, mikä menetelmästä on tieteellisesti paras, kun malli- ja skenaarioepävarmuudetkaan eivät ole tiedossa.

6.4 Johtopäätökset

Työn tarkoituksena oli selvittää ekotoksisten vaikutusten arvioinnissa käytettävien menetelmien teoreettista taustaa sekä tehdä yleiskatsaus ekotoksisten vaikutusten arviointikäytäntöihin elinkaariarvioinnin mukaisessa ympäristövaikutusten arvioinnissa (LCIA). Tämä työ perustuu pääasiassa SETAC:ssa tehtyihin selvityksiin, joissa on esitetty aihealueeseen liittyvää teoriaa ja arvioinnissa käytettäviä menetelmiä ja niitä soveltavia arviointimalleja. Myös elinkaariarviointien toteuttamiseen liittyviin suosituksiin ja LCA-tutkimuksissa sovellettuihin ekotoksisten vaikutusten arviointimenetelmiin on tutustuttu.

SETAC:n työryhmän mukaan mikään yksittäinen ekotoksisten vaikutusten arviointiin tarkoitettu malli tai lähestymistapa ei ole ylivertainen muihin nähden kaikissa tilanteissa. Työryhmä suosittelee yksittäis- ja multimedimallien tulosten yhdistämistä arvioinnin merkittävyyden ja kattavuuden lisäämiseksi. Mallit voidaan lopuksi liittää mallikirjastoksi, niin kuin EcoSense -mallissa, johon on yhdistetty jo kolme erilaista ilmapäästömallia. On tärkeää valita samanlaiset parametrit (mallinnettu alue, tuulen nopeus, populaatiotiheys jne.), jotta eri mallien antamia tuloksia voidaan luotettavasti verrata keskenään. Nykyiset yksittäismediamallit tarjoavat hyvät lähtökohdat paikkakohtaiselle arvioinnille ja niille yhdisteille, jotka eivät ole luonteeltaan multimediallisia.

Työryhmän jäsenet suosittelevat, että sekä yleisiä että paikkakohtaisia malleja kehitetään varsinkin kemikaalien reaktioiden ja multimedia-altistusreittien osalta. Menetelmäkehitystyö tulisi tehdä niin, että tuloksia voidaan verrata eri malliryhmien kesken.

Suomen ympäristökeskuksessa on nyt tehdyn työn pohjalta tarkoituksena läheteä jatkossa arvioimaan sitä, miten ekotoksisten vaikutusten arviointi voitaisiin kytkeä Suomessa tehtäviin ja suomalaiset olosuhteet huomioon ottaviin elinkaariarviointeihin. Jatkovalmistelussa tulee arvioida, millaisella tavalla mallinnetaan aineiden kulkeutumista (voidaanko nykyisin käytössä olevia multimediamalla sovel-

taa jollakin erikseen määrätyllä maantieteellisellä alueella ja mikä tällainen malli olisi käyttökelpoisiin), mitkä ovat tarkastelujen alueelliset rajat (rajoitutaanko vain Suomen alueeseen päästöjen tapahtuessa Suomessa) ja mikä on saatavissa olevan ekotoksisuustiedon käyttökelpoisuus (onko riittävästi luotettavaa tietoa aineiden käyttäytymisestä pohjoisilla alueilla). Selvitettävää on myös siinä, millä tavalla haitallisten aineiden taustapitoisuus pitäisi ottaa huomioon vaikutusarvioinnissa ja mitkä ovat haitallisten aineiden taustapitoisuudet tällä hetkellä Suomessa.

Tulevaisuudessa ekotoksisten vaikutusten arviointimenetelmän valinta suomalaisissa elinkaariarviointitöissä riippuu muun muassa siitä, kuinka helposti menetelmä on sovellettavissa suomalaisiin olosuhteisiin ja millaista toksisiin yhdisteisiin liittyvää ominaisuustietoa, jota menetelmän tarvitsemat mallit käyttävät, on saatavissa. Esimerkiksi Eco-indicator 99:ssä olevaa menetelmää sovelletaan Hollannin olosuhteille. Lisäksi kyseinen menetelmä käsittelee vaikutuksia koko Euroopan mittakaavassa ottamatta huomioon paikallisia vaikutuksia. On myös selvää, että ns. vanhoja arviointimenetelmiä (esim. Heijungs 1992, Lindfors ym.1995), joissa ei oteta huomioon kulkeutumistekijää (F), ei ole syytä käyttää.

Kun arvioinnin periaatteet on saatu sovittua, sitä voidaan kohtalaisen helposti testata käytännössä jo tehdyillä elinkaaritöillä. Esimerkkinä sovelluskohteista ovat metalliteollisuuden elinkaariarviointihanke sekä tavanomaista ja luonnonmukaista maataloustuotantoa vertaillut tutkimus. Ensiksi mainitussa haitallisina yhdisteinä tulevat kyseeseen metallipäästöt ilmaan, jälkimmäisessä erityisesti torjunta-aineiden tehoaineet. Näistä hankkeista haitallisten aineiden päästötiedot ovat olemassa, jäljelle jää varsinaisen vaikutusarvioinnin päivittäminen.

Suomen olosuhteisiin sopivan arviointimenetelmän kehittäminen vaatii syvällisempää perehtymistä nykyisiin tarjolla oleviin vaihtoehtoihin. Lisäksi kehittäminen vaatii sitä, että valittu menetelmä saadaan muokattua Suomen oloihin sopivaksi. Jatkossa on todennäköisesti syytä tarkastella lähemmin muutamaa menetelmää eikä ainoastaan yhtä.

Kiitokset

Kiitämme työn esitarkastajia, Ari Nissistä, Elina Karhua ja Helena Dahlbota Suomen ympäristökeskuksesta sekä Salla Ahosta Nokia Oyj:stä, heidän antamistaan kommentteista.

Lisäksi kiitämme sekä Imperial Collegen tutkimusryhmää Lontoossa että läntistä EMEP-keskusta (EMEP/MS-C-W) Oslossa hiukkaspitoisuuksien laskemiseen käytetyistä mallituloksista ja sovelluksiin liittyvistä neuvoista.

Kirjallisuus

- Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Makowski, M., Schöpp, W. & Syri, S. 1999. Cost-effective control of acidification and ground-level ozone. Seventh Interim Report to the European Commission, DG-XI, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- Andersson-Sköld, Y., Grennfelt, P., Pleijel, K., & Rondahl, L. 1991. Miljöeffekter av lösningsmedel – underlag till åtgärdsstrategi. IVL, Stocholm. IVL rapport B-1041.
- Andreae, M.O. 2001. The dark side of aerosols. *Nature* 409: 671-672.
- ApSimon, H., Gonzalez del Campo, M.T. & Adams, H.S. 2001. Modelling long-range transport of primary particulate material over Europe. *Atmospheric Environment* 35: 343-352.
- Bare, J.C., Hofstetter, P., Pennington, D.W. & Udo de Haes, H.A. 2000a. Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary; Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5(6): 319-326.
- Bare, J.C., Udo de Haes, H.A. & Pennington, D.W. 2000b. An International Workshop on Life-Cycle Impact Assessment Sophistication, EPA/600/R-00/023. Cincinnati, Oh: U.S. EPA and UNEP. <http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/EPA600r-00023.htm>.
- Barret, K., Seland, Ø., Foss, A., Mylona, S., Sandnes, H., Styve, H. & Tarrasón, L. 1995. European transboundary acidifying air pollution: Ten years calculated fields and budgets to the end of first Sulphur Protocol. Falch Hurtigtrykk, Oslo.
- Baumann, H. & Rydberg, T. 1994. Life cycle assessment – A comparison of three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production* 2(1): 13-20.
- Campfens, J. & Mackay, D. 1997. Fugacity-based model of PCB bioaccumulation in complex aquatic food webs. *Environmental Science & Technology* 31(2): 577-582.
- Carter, W.P.L. 1994. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. *Journal of Air and Waste Management Association* 44: 881-899.
- Carter, W.P.L., Pierce, J.A., Luo, D. & Malkina, I.L. 1995. Environmental chamber study of maximum incremental reactivity of organic compounds. *Atmospheric Environment* 29: 2499-2511.
- Crettaz, P. 2000. From toxic releases to damage on human health: a method for life cycle impact assessment, with a case study on domestic rainwater use. EPFL, PhD thesis N°2242. CH-1015 Lausanne, available at <http://dgrwww.epfl.ch/GECOS/DD>.
- Derwent, R.G. & Jenkin, M.E. 1991. Hydrocarbons and the Long-range transport of ozone and PAN across Europe. *Atmospheric Environment* 25A: 1661-1678.
- Derwent, R.G., Jenkin, M. E. & Saunders, S.M. 1996. Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. *Atmospheric Environment* 30: 181-199.
- Derwent, R.G., Jenkin, M.E., Saunders, S.M., & Pilling, M.J. 1998. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment* 32: 2429-2441.
- Emans, H.J.B., v.d. Plassche, E.J., Canton, J.H., Okkerman, P.C. & Sparenburg, P.M. 1993: Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 2139-2154.
- EMEP 1999. Transboundary photo-oxidants in Europe. EMEP summary report 2/99, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- EMEP 2000. Transboundary photo-oxidants in Europe. EMEP Report 2/2000, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- EMEP 2002. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Report 1&2/2002, The Norwegian Meteorological Institute, Oslo. Research Report 141.
- EMEP-data 2002, Atmospheric country-to-grid transfer coefficient results from the EMEP/ MSC-W Lagrangian oxidant model for 1992-1996, www.emep.int/ozonetop.html, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, data downloaded 30 April 2002.

- EPA 2003. Air Quality Criteria for Particulate Matter. Volumes I & II. Fourth External Review Draft, June 2003, EPA600/P-99/002aD, National Center for Environmental Assessment-RTP Office, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC, USA.
- EU 2001. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Official Journal of the European Communities, L 309 EN, pp. 22–30.
- European Commission 1996. Technical Guidance Documents in support of Directive 93/67/EEC on risk assessment of new notified substances and Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment of existing substances (Parts I, II, III and IV). EC catalogue numbers CR-48-96-001, 002, 003, 004-EN-C. Office for Official Publications of the European Community, 2 rue Mercier, L-2965 Luxembourg.
- European Commission 1999. Externalities of Energy — Methodology 1998 Update. Externe Report No. 7. Brussels: EC DG XII. <http://Externe.jrc.es/>.
- Feijtel, T., Boeije, G., Matthies, M., Young, A., Morris, G., Gandolfi, C., Hansen, B., Fox, K., Holt, M. 1997. Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers - GREAT-ER contribution to GREAT-ER #1. *Chemosphere* 34(11): 2351-2373.
- Finnveden, G., Andersson-Sköld, Y., Samuelsson, M., Zetterberg, L. & Lindfors, L.-G. 1992: Classification (Impact analysis) in connection with life cycle assessment – a preliminary study. In *Product life cycle assessment – principles and methodology*. Nordic Council of Ministers, Nord 1992:9, Copenhagen.
- Goedkoop, M. 1995. The Eco-Indicator 95. Pré Consultants, Amersfoort, the Netherlands, NAOH report 9523.
- Goedkoop, M. & Spriensma, R. 1999. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Pré Product Ecology Consultants, Amersfoort, the Netherlands.
- Grantz, D.A., Garner, J.H.B. & Johnson, D.W. 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International* 29: 213-239.
- Grennfelt, P., Øysten, H. & Derwent, D. 1994. Second generation abatement strategies for NO_x, NH₃, SO₂ and VOCs. *Ambio* 23(7): 425-433.
- Guinée, J. & Heijungs, R. 1993. A Proposal for the Classification of Toxic Substances within the Framework of Life Cycle Assessment of Products. *Chemosphere* 26(10): 1925-1944.
- Guinée, J.B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppens, G., Kleijn, R., de Knoning, A., van Oers, L., Sleswijk, A.W., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., de Duin, R. & Huijbregts, M.A.J. 2001. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Final report, May 2001. Centre of environmental science, Leiden University (CML) (raportti saatavana sähköisessä muodossa osoitteesta: <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>).
- Hakala, H. & Välimäki, J. 2003. Ympäristön tila ja suojelu Suomessa. Tammer-Paino, Tampere.
- Hauschild, M. & Pennington, D. 2002. Indicators for Ecotoxicity in Life-Cycle Impact Assessment. In: Udo de Haes, H.A., Joliet, O., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E. W., Müller-Wenk, R., Olson, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. & Steen, B. (eds.), *Towards best practice in life cycle impact assessment – report of the second SETAC-Europe working group on life cycle assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, pp. 101-122.
- Hauschild, M., Wenzel, H., Damborg, A. & Törslöv, J. 1993. Methods for screening and quantitative assessment of ecotoxicity in life cycle analysis of products. Toinen luonnosversio, esitetty SETAC/SECOTOX workshopissa 7.-8. tammikuuta 1993 Lyngbyssä, Tanskassa.
- Hauschild, M. & Potting, J. 2002. Guideline on spatial differentiation in life cycle impact assessment - the EDIP2000 methodology. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen. Manuscript.
- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppens, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R. & de Goede, H.P. 1992. Environmental life-cycle assessments of products. NOH report 9266, Center of Environmental Science, Leiden, The Netherlands, NOH report 9266.

- Hertwich, E.G., Hammitt, J.K. & Pease, W.S. 2000. A Theoretical Foundation for Life-Cycle Assessment: Recognizing the Role of Values in Environmental Decision Making. *Journal of Industrial Ecology* 4(1): 13-28.
- Hertwich, E.G., Jolliet, O., Pennington, D., Hauschild, M., Schultze, C., Krewitt, W. & Huijbregts, M. 2002. Fate and exposure assessment in the life cycle impact assessment of toxic chemicals. In: Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E.W., Müller-Wenk, R., Olson, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. & Steen, B. (eds.), *Towards best practice in life cycle impact assessment – report of the second SETAC-Europe working group on life cycle assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, pp. 101-122.
- Hildén, M., Anttila, M., Hiltunen, M., Karvosenoja, N. & Syri, S. 2001. Kansallisen ilmastostrategian ympäristövaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 482. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Hofstetter, P. 1998. *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment: A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*. Boston, Kluwer.
- Huijbregts, M.A.J. 1999. Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA. development and application of the multi media fate, exposure and effect model USES-LCA. Amsterdam. University of Amsterdam. (<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/index.html>).
- Huijbregts, M.A., Schöpp, W., Verkuijlen, E., Heijungs, R. & Reijnders, L. 2001. Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4(3): 75-92.
- Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Guinee, J.B., Jager, T., Kalf, D., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleswijk, A. & Reijnders, L. 2000. Priority Assessment of Toxic Substances in LCA I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances. *Chemosphere* 41(4): 575-588.
- Ilmansuojeluohjelma 2002. Ilmansuojeluohjelma 2010, Valtioneuvoston 26.9.2002 hyväksymä ohjelma direktiivin 2001/81/EY toimeenpanemiseksi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 588.
- ISO (International Organization for Standardization) 1998, *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*, ISO 14042, Geneva.
- Jia, C.E., Di Guardo, A. & Mackay, D. 1996. Toxic Release Inventories: Opportunities for Improved Presentation and Interpretation. *Environmental Science & Technology* 30(2): 86A-91A.
- Johansson, M. 1999. *Integrated models for the assessment of air pollution control requirements*. Doctoral thesis, Helsinki University of Technology. Monographs of the Boreal Environment Research 13.
- Johansson, M. (ed.) 2000. *Integrated environmental assessment modelling. Final report of the EU/LIFE project, Coupling of CORINAIR data to cost-effective emission reduction strategies based on critical thresholds (LIFE97/ENV/FIN/336)*. Finnish Environment Institute, Helsinki, *The Finnish Environment* 396.
- Johansson, M., Kämäri, J., Pipatti, R., Savolainen, I., Tuovinen, J.-P. & Tähtinen, M. 1990. Development of an integrated model for the assessment of acidification in Finland. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp. 1171-1193.
- Johansson, M., Karvosenoja, N., Gonzalez, T., ApSimon, H. & Warren, R. 2002. Modelled local, national and long-range contribution of fine particulate matter in the Helsinki metropolitan region. *Proceedings of 16th Clean Air and Environment Conference, 18-22 Aug 2002, Christchurch, New Zealand*, pp. 373-379.
- Johansson, M., Karvosenoja, N., Kangas, L., Laakso, L. & Salmi T. 2003a. *Integrated modelling of particulate matter in Finland*. The Finnish Environment, Helsinki. Käsikirjoitus.
- Johansson, M., Karvosenoja, N., Porvari, P. & Kupiainen, K. 2003b. *Emission scenarios for particulate matter research and policy assessment in Finland*. 12th International Emission Inventory Conference "Emission inventories - applying new technologies", 28 April–1 May 2003, San Diego, U.S.A., U.S. Environmental Protection Agency, 14 pp.

- Johansson M., Suutari R., Bak J., Lövblad G, Posch M., Simpson D., Tuovinen J.-P. & Tørseth K. 2000. The importance of NO_x in the exceedances of critical thresholds in the Nordic countries. Poster presentation, International conference Acid Rain 2000, 10-15 Dec 2000, Tsukuba, Japan.
- Johansson M., Suutari R., Bak J., Lövblad G, Posch M., Simpson D., Tuovinen J.-P. & Tørseth K. 2001. Importance of NO_x in the exceedances of critical thresholds in the Nordic countries. *Water, Air, and Soil Pollution* 130:1739-1744.
- Jolliet, O. 1996. Impact Assessment of Human and Eco-Toxicity in Life Cycle Assessment. In: Udo de Haes, H.A. (ed.) *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*. Brussels, Society of Environmental and Toxicology and Chemistry, pp. 49-62.
- Jolliet, O. 2000. Human toxicity and ecotoxicity - Modelling versus scoring. In UNEP/US-EPA LCA sophistication workshop, UNEP/US-EPA. EPA/600/R-00/023, July 2000.
- Jolliet, O. & Crettaz, P. 1997. Fate Coefficients for the Toxicity Assessment of Air Pollutants. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2(2): 104-110.
- Karppinen, A., Härkönen, J., Kukkonen, J., Aarnio, P. & Koskentalo, T. 2003. Statistical model for assessing the portion of fine particulate matter transported regionally and long-range to urban air. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*. Painossa.
- Karvosenoja, N. & Johansson, M. 2003. The Finnish Regional Emission Scenario model – a base year calculation. Submitted to the Proceedings of Air Pollution 2003 Conference, Wessex University, United Kingdom, 6 pp. Lähetetty.
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Samoli, E., Gryparis, A., Le Tertre, A., Monopoli, Y., Rossi, G., Zmirou, D., Ballester, E., Boumghar, A., Anderson, H.R., Wojtyniak, B., Paldy, A., Braunstein, R., Pekkanen, J., Schindler, C. & Schwartz, J. 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 12(5): 521-531.
- Kauppi, P., Anttila, P., Karjalainen-Balk, L., Kenttämies, K., Kämäri, J. & Savolainen, I. (eds.) 1990. *Happamoituminen Suomessa. HAPRON loppuraportti, Valtion painatuskeskus, Helsinki, Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston sarja A/89/1990.*
- Koistinen K., Edwards R., Mathys P, Ruuskanen J., Künzli N. & Jantunen M. 2003. Sources of fine particulate matter in personal exposures and residential indoor, residential outdoor and workplace microenvironments in the Helsinki phase of the EXPOLIS study. *Scand. J. Work Environ. Health*. Painossa.
- Krewitt, W., Friedrich, R., Heck, T. & Mayerhofer, P. 1998. Assessment of environmental and health benefits from the implementation of the UN-ECE protocols on long range transboundary air pollution. *Journal of Hazardous Materials* 61(1-3): 239-247.
- Krewitt, W., Trukenmüller, A., Bachmann, T.M. & Heck, T. 2001. Country-specific damage factors for air pollutants: A step towards site dependent life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6(4): 199-210.
- Kuhn, M., Lindfors, V., Pöschl, U., von Kuhlmann, R., Poisson, N. & Stockwell, W.R. 1999. Performance of chemical mechanisms for the degradation of biogenic VOC. In: Borrell, P.M. & Borrell, P. (eds.), *Proceedings of EUROTRAC Symposium '98*. WIT Press, Southampton, pp. 435-439.
- Kämäri, J., Forsius, M., Johansson, M. & Posch, M. 1992. *Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. Ympäristöministeriö, Helsinki. Selvitys 111/1992.*
- Kärenlampi, L. & Skärby, L. (eds) 1996. *Critical levels for ozone in Europe. Testing and finalizing the concepts, UN/ECE workshop report, University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science, Kuopio.*
- Lazaridis, M., Semb, A., Pacyna, J., Hov, Ø., Schaug, J., Larssen, S., Tarrasón, L., Tsyro, S., Simpson, D., Olen-drzynski, K. & Andersson-Sköld, Y. 2000. 'Status report with respect to measurements, modelling and emissions of particulate matter in EMEP: An integrated ap-proach'. Joint CCC/MSW Report 5/2000, Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Meteorological Institute.
- Lazaridis, M., Tarrasón, L. & Tørseth, K. (eds) 2001. 'Transboundary particulate matter in Europe: status re-port 2001'. EMEP/MSW Report 4/2001, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.

- Lindeijer, E., Müller-Wenk, R. & Steen, B. 2002. Impact assessment of resources and land use. In: Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E. W., Müller-Wenk, R., Olson, S.L., Pennington, D.W., Potting, J. & Steen, B. (eds.), *Towards best practice in life cycle impact assessment – report of the second SETAC-Europe working group on life cycle assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, pp. 11-64.
- Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O-J., Ronning, A., Ekvall, T & Finnveden, G. 1995. Nordic guidelines on life-cycle assessment. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Nord 1995:20, 222 p.
- Lindfors, V. 1995. A model study of photochemical oxidant formation in the Finnish environmental conditions. Presentation on Finnish Chemical Congress and Exhibition 14.-16.11.1995 in Helsinki.
- Lindfors, V., Kuhn, M. & Stockwell, W.R. 1999. Photochemistry of VOCs in the Boreal zone. In: Laurila, T. Lindfors, V., *Air Pollution Research Report 70*. Commission of the European Communities, Luxembourg, pp. 101-112.
- Lindfors, V. & Laurila, T. 1994. Mallitarkastelu VOC ja NO_x-päästöjen vaikutuksesta otsoninmuodostukseen sekä metsien hiilivetyypäästöjen arviointi Suomessa. Ilmatieteen laitos, Helsinki. Työpaperi Ympäristöministeriölle, 26 s.
- Lindfors, V. & Laurila, T. 2000. Biogenic volatile organic compound (VOC) emissions from forests in Finland. *Boreal Environment Research* 2(5): 95-113.
- Lindfors, V., Laurila, T., & Hakola, H. 1995. A model study of photochemical oxidant formation in the Finnish environmental conditions. In: Anttila, P., Kämäri, J., & Tolvanen, M., (eds.), *Atmospheric Pollution, Volume 2. Proceedings of the 10th World Clean Air Congress, held at Espoo, Finland, May 28-June 2, 1995*, 4 p.
- Lindfors, V., Laurila, T., Hakola, H., Steinbrecher, R. & Rinne, J. 2000. Modeling speciated terpenoid emissions from the European boreal forest. *Atmospheric Environment* 34: 4983-4996.
- Lükewille, A., Bertok, I., Amann, M., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Karvosenoja, N., Klimont Z. & Schöpp W. 2001. A framework to estimate the potential and costs for the control of fine particulate emissions in Europe. Interim report IR-01-023, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Mackay, D., Di Guardo, A., Paterson, S. & Cowan, C.E. 1996. Evaluating the Environmental Fate Of a Variety Of Types Of Chemicals Using the Eqc Model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(9): 1627-1637.
- Mackay, D. & Boethling, R.S. 2000. *Handbook of property estimation methods for chemicals: environmental and health sciences*. Boca Raton, Lewis.
- McKone, T.E. 1993. CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model for Hazardous-Waste Sites, UCRL-CR-111456PtI-IV. Livermore, CA: Lawrence Livermore National Laboratory. <http://www.cwo.com/~herd1/caltox.htm>.
- Nevalainen, J. & Pekkanen, J. 1998. The effect of particulate air pollution on life expectancy. *The Science of the Total Environment* 217: 137-141.
- Nigge, K.-M. 2000. *Life Cycle Assessment of Natural Gas Vehicles: Development and Application of Site-Dependent Impact Indicators*. Berlin: Springer.
- OECD 1992. Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. OECD Environment Monographs No. 59, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Pekkanen, J. & Timonen, K.L. 2001. Pienhiukkasten terveysvaikutukset. *Ympäristö ja Terveys* 32:7-8.
- Pennington D.W. 2000. Issues in the Characterisation of Toxicological Impacts: Midpoints and Endpoints. In: Bare J.C., Hofstetter P., Pennington D.W., Udo de Haes H.A. (eds.) *Life Cycle Impact Assessment Workshop, Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits*. May 25 - 26, Brighton.
- Pietarila, H., Salmi, T., Saari, T. & Pesonen, R. 2001. The preliminary assessment under the EC air quality directives in Finland; SO₂, NO₂/NO_x, PM₁₀, lead. Finnish Meteorological Institute, Air Quality Research, Helsinki.
- Pirjola, L. & Kulmala, M. 2000. Aerosol dynamical model MULTIMONO. *Boreal Environment Research* 5: 361-374.

- Pirjola, L., Tsyro, S., Tarrason, L. & Kulmala, M. 2003. A monodisperse aerosol dynamics module, a promising candidate for use in long-range transport models: Box-model tests. *Journal of Geophysical Research – Atmosphere* 108(D9).
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J. & Downing, R.J. (eds.) 2003. Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. CCE Status report 2003. RIVM Report 259101013, Convention of Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects, Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands, 132 pp.
- Posch, M., Kämäri, J., Forsius, M., Henriksen, A. & Wilander, A. 1997. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway, and Sweden: reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition. *Environmental Management* 21(2): 291-304.
- Posch, M., Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P. & Downing, R.J. (eds.) 2001. Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: Status report 2001. RIVM Report No. 259101010, Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Potting, J., Klöpffer, W., Seppälä, J., Norris, G. & Goedkoop, M. 2002. Best available practice in life cycle impact assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification, and eutrophication. In: Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G, Hofstetter, P, Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E. W., Müller-Wenk, R., Olson, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. & Steen, B. (eds.), *Towards best practice in life cycle impact assessment – report of the second SETAC-Europe working group on life cycle assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, pp. 65-100.
- Potting, J., Schöpp, W., Blok, K. & Hauschild, M. 1998. Site-dependent life cycle impact assessment of acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2(2): 63-87.
- Pratt, G.C., Gerbec, P.E., Livingston, S.K., Oliyai, F., Bollweg, G.L., Patterson, S. & Mackay, D. 1993. An Indexing System for Comparing Toxic Air Pollutants Based Upon Their Potential Environmental Impacts. *Chemosphere* 27(8): 1359-1379.
- RIVM, VROM & WVC. 1994. Uniform System for the Evaluation of Substances 1.0 (USES 1.0), VROM distr. no. 11144/150. The Hague, NL: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), Ministry of Health, Welfare, Sport (VWS).
- RIVM, VROM & WVC. 1998. Uniform System for the Evaluation of Substances 2.0 (USES 2.0), 679102044. The Hague (NL): National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), Ministry of Health, Welfare, Sport (VWS).
- Schulze, C. 2001. Modelling and evaluating the aquatic fate of detergents. Osnabrueck, Germany: University of Osnabrueck.
- Schöpp, W., Amann, M., Cofala, J., Heyes, C. & Klimont, Z. 1999. Integrated assessment of European air pollution emission control strategies. *Environmental Modelling and Software* 14: 1-9.
- Schwartz, J., Dockery, D.W. & Neas, L.M. 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles?. *Journal of Air and Waste Management Association* 46: 927-939.
- Seaton, A., MacNee, W., Donaldson, K. & Godden, D. 1996. Particulate Air Pollution and Acute Health Effects. *The Lancet* 345: 176-178.
- Seppälä, J. 1997. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. *The Finnish Environment* 123. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- Seppälä, J. 1999a. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. In: Klöpffer, W. & Hutzinger, O., *LCA Documents 4*. Eco-Infoma Press, Bayreuth.
- Seppälä, J. 1999b. Vaikutusten laskenta elinkaariarvioinnissa - vertailtavana DAIA- ja Ekoindikaattori 95 -menetelmät. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 172.
- Seppälä, J. 2003. Life cycle impact assessment based on decision analysis. Systems Analysis Laboratory Research Reports A80, Helsinki University of Technology, Helsinki.
- Seppälä, J., Koskela, S., Melanen, M. & Palperi, M. 2002. The Finnish metals industry and the environment. *Resources, Conservation and Recycling* 35: 61-76.
- Seppälä, J., Koskela, S., Palperi, M. & Melanen, M. 2000. Metallien jalostus ja ympäristö. Suomen ympäristö 431. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

- Shrader-Frechette, K. 1996. Methodological Rules for Four Classes of Scientific Uncertainty. In *Scientific uncertainty and environmental problem solving*, edited by J. Lemons. Cambridge, MA: Blackwell Science: 12-39.
- Simpson, D. 1991. Long period modelling of photochemical oxidants in Europe - Some properties of targeted VOC emission reductions. EMEP/MSC-W Note 1/1991, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Simpson, D. & Malik, S. 1996. Photochemical oxidant modelling and source-receptor relationships for ozone. In: Barrett & Berge (eds.), *Transboundary air pollution in Europe, Part 1: calculated fields and budgets of acid deposition and near surface ozone*. EMEP/MSC-W Report 1/1996, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Støren, E. & Unger, S. 1997. Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. EMEP/MSC-W Report 3/1997, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 75 pp.
- Spadaro, J.V. & Rabl, A. 1999. Estimates of Real Damage from Air Pollution: Site Dependence and Simple Impact Indices in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 4(4): 229-243.
- Steen, B. 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS): version 2000. Chalmers University of Technology, Göteborg, CPM Report 1999: 4 & 5.
- Steen, B. & Ryding, S.-O. 1992. The EPS Environ-Accounting Method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product design. IVL, Stockholm, Rapport B 1080.
- Syri, S., Johansson, M. & Kangas, L. 1998. Application of nitrogen transfer matrices for integrated assessment. *Atmospheric Environment* 32(3): 409-413.
- Syri, S., Karvosenoja, N., Lehtilä, A., Laurila, T., Lindfors, V. & Tuovinen, J.-P. 2002. Modeling the impacts of the Finnish Climate Strategy on air pollution. *Atmospheric Environment* 36: 3059-3069.
- Tarrasón, L. & Tsyro, S. 1998. Long-range transport of fine secondary particles as presently estimated by the EMEP Lagrangian model. EMEP/MSC-W Note 2/98, Meteorological Synthesizing Centre-West, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Tsyro, S. 2002. First estimates of the effects of aerosol dynamics in the calculation of PM10 and PM2.5. EMEP/MSC-W Note 4/2002, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Research Note 76.
- Tsyro, S., Pirjola, L., Kulmala, M., Simpson, D. & Tarrasón, L. 2002. Initial results from long-range transport of particulate matter in Europe. In: B. Sportisse (ed.) *Air Pollution modeling and Simulations. Proceedings. Second conference on air pollution modelling and simulation, APMS'01. Champs-sur-Marne, April 9-12, 2001*.
- UBA 1996. *Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Texte 71-96, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, Germany.
- UNECE 1999. Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Executive Body, EB.AIR/1999/1, United Nations, New York, Geneva.
- USEPA 1994. *Estimating Concern Levels for concentrations of Chemical Substances in the Environment*. US Environmental Protection Agency, OPPT.
- USEPA 1997. Waste minimization and prioritisation tool: Beta test version 1.0. EPA 530-R-97-019. USEPA Office of Solid Waste and Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPT), Washington DC.
- USEPA 1999. *Total Risk Integrated Methodology. Status Report, EPA-453/R-99-010*. Research Triangle Park, NC: Office of Air Quality, Planning and Standards.
- Udo de Haes, M.A. 1996. Discussion of general principles and guidelines for practical use. In: Udo de Haes, H.A. (ed.) *Towards a methodology for life-cycle impact assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Brussels, pp. 7-30.

- Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E. W., Müller-Wenk, R., Olson, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. & Steen, B. (eds.) 2002. Towards best practice in life cycle impact assessment – report of the second SETAC-Europe working group on life cycle assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.
- Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. & Müller-Wenk R. 1999. Best available practise regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 66-74, 167-174
- Vestreng, V. & Klein, H. 2002. Emission data reported to UNECE/EMEP: Quality assurance and trend analysis & Presentation of WebDab. MSC-W Status Report 2002, EMEP Note 1/2002, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Vestreng, V. & Støren, E. 2000. EMEP emission data, status report 2000. EMEP/MSW Note 1/2000, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Walz, R., Herrchen, M., Keller, D. & Stahl, B. 1996. Impact category ecotoxicity and valuation procedure - Ecotoxicological impact assessment and the valuation step within LCA – pragmatic approaches. *Int. J. LCA*, 1(4), 193-198.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z. & Alting, L. 1997: Environmental assessment of products. Volume 1. Methodology, Tools and Case Studies in Product Development. Chapman and Hall, London.
- Wichmann, H.-E. & Peters, A. 2000. Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Philosophical Transactions of the Royal Society London A* 358: 2751–2769.
- WHO 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO Working Group, 13–15 Jan 2003, World Health Organization, Bonn, Germany, 98 pp. (Available electronically: http://www.euro.who.int/air/Publications/20020621_1).

Kuvailulehti

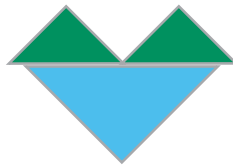
Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisuaika	Helmikuu 2004
Tekijä(t)	Jyri Seppälä (toim.)		
Julkaisun nimi	Ympäristövaikutusten arviointi elinkaariarvioinnissa – alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen, pienhiukkaset ja ekotoksisuus		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä www.ymparisto.fi/julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Elinkaariarvioinnin on tarkoitus arvioida tuotteiden tai palveluiden aiheuttamat ympäristövaikutukset. Vaikutusarvioinnin keskeisenä vaiheena on luonnehdinta eli karakterisointi, jossa erilaiset päästöt ja muut ympäristöä kuormittavat tekijät muutetaan yhteismitalliseksi tietyn ympäristöongelman eli vaikutusluokan suhteen. Karakterisoinnin tieteellinen perusta riippuu siitä, kuinka hyvin käytetyt karakterisointikertoimet pystyvät kuvaamaan todellisia syy-seuraussuhteita. Tämän työn tarkoituksena on selvittää neljän elinkaariarvioinneissa keskeisesti käytetyn vaikutusluokan - alailmakehän otsonin muodostumisen, happamoitumisen, pienhiukkasten ja ekotoksisuuden - karakterisointikerrointen nykykäytäntö ja arvioida mitkä kertoimet soveltuvat parhaiten käytettäviksi suomalaisten päästöjen yhteydessä.</p> <p>Kaikkien tarkasteltavien vaikutusluokkien osalta saatiin näkemys, että karakterisointikertoimien tulisi pystyä kuvaamaan alueellisia olosuhteita. Varhaisimmissa elinkaariarvioinneissa käytetyt yleiskertoimet, jotka eivät kuvaa alueellisia eroja, tuottavat vääriä tuloksia. Paikkariippuvuuden kuvaamisessa korostuu vaikutusluokan indikaattorin valinta.</p> <p>Tutkimuksessa tuotettiin alailmakehän otsonin muodostumisen yhteydessä uusia karakterisointikertoimia, jotka ottavat aikaisemmin esitettyjä kertoimia paremmin huomioon Suomen maantieteellisen aseman erityispiirteet. Happamoitumisen kuvaamiseen on tuotettu maailmalla maakohtaisia karakterisointikertoimia, joita voidaan käyttää suomalaisten päästöjen keskinäiseen haitallisuuden arviointiin happamoitumisongelman arvioinnissa. Kertoimien soveltuvuus maiden välisten arvioiden tekemiseen on kuitenkin epäselvää. Käytännössä elinkaariarvioinneissa ei olla arvioitu pienhiukkasten vaikutuksia. Tutkimuksessa tuotettiin karkeat karakterisointikertoimet primääri- ja sekundaarihiukkasille, jotka pääsevät ilmakehään Suomesta.</p> <p>Elinkaariarviointiohjelmistojen ekotoksisuuden kuvaamiseen tarkoitettut karakterisointikertoimet eivät sovellu käytettäviksi suomalaisille päästöille. Vaikutusarviointimetodologia näyttäisi olevan kehittynyt ja sen antaisi perusteet määrittää karakterisointikertoimet myös suomalaisille päästöille. Tämä työ vaatii eteenkin kemikaalien kulkeutumisen ja käyttäytymisen mallintamista pohjoisissa olosuhteissa.</p>		
Asiasanat	Elinkaariarviointi, ympäristövaikutusten arviointi, alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen, pienhiukkaset, ekotoksisuus		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 673		
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero			
Rahoittaja/ toimeksiantaja			
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1592-0	952-11-1593-9 (PDF)
	Sivuja 85		Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen		Hinta 12 e
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 Edita, vaihde 020 450 00 Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi , www.edita.fi/netmaket		
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki		
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2004		

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	Februari 2004
Författare	Jyri Seppälä (red.)		
Publikationens titel	Utvärdering av miljöeffekter i livscykelanalys – ozonbildning, försurning, små partiklar och ekotoxicitet		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet www.ymparisto.fi/julkaisut		
Sammandrag	<p>Livscykelanalysens uppgift är att bedöma miljökonsekvenser som förorsakas av produkter och tjänster. Den viktigaste fasen i en utvärderingspraxis är karakteriseringen, i vilken olika utsläpp och andra miljöbelastande faktorer förändras till kommensurabla värden i förhållande till ett visst effektkategori. Karakteriseringens vetenskapliga basis beror på, hur bra de använda karakteriseringskoefficienterna är i stånd att beskriva verkliga orsaks- och följdförhållanden. Ändamålet med detta arbete är att utreda fyra i livscykelanalys centralt använda karakteriseringskoefficienter – ozonbildning i de nedre luftlagren, försurning, små partiklar och ekotoxicitet - nuvarande användning och värdera de koefficienter som lämpar sig bäst för att användas i samband med utsläpp i Finland.</p> <p>Alla granskade effektkategorier gav resultatet att karakteriseringskoefficienterna bör kunna beskriva lokala förhållanden. I tidigare livscykelanalyser använda allmänna koefficienter, som inte beskriver regionala differenser, ger nämligen fel resultat. Vid beskrivningen av platsberoendet framhövs valet av indikatorn för effektkategorin.</p> <p>I undersökningen frambringades nya karakteriseringskoefficienter i samband med bildandet av ozonbildning i de nedre luftlagren, som bättre än de tidigare nämnda koefficienterna iaktar Finlands geografiska karakteristik. För beskrivning av försurning har man ute i världen producerat landspecifika karakteriseringskoefficienter som kan användas för att värdera finska utsläpps inbördes skadlighet när det gäller försurningsproblematiken. Om det är möjligt att använda dessa koefficienterna för att jämföra olika länder är oklart. I livscykelanalyser har man i praktiken inte värderat effekten av små partiklar. I undersökningen frambringades grova karakteriseringskoefficienter för primära och sekundära partiklar som kommer ut i atmosfären i Finland.</p> <p>Livscykelanalysprogramvarornas karakteriseringskoefficienter för ekotoxicitet kan inte tillämpas för att bedöma finska utsläpp. Utvärderingsmetodologin ser ut att vara avancerad och gör det möjligt att bestämma karakteriseringskoefficienter även för finska utsläpp. Arbetet kräver dock modellering speciellt av kemikaliers rörelser och beteenden i nordliga förhållanden.</p>		
Nyckelord	Livscykelanalys, utvärdering av miljöeffekter, ozonbildning, försurning, små partiklar och ekotoxicitet		
Publikationsserie och nummer	Miljö i Finland 673		
Publikationens tema	Miljövård		
Projektets namn och nummer			
Finansiär/ uppdragsgivare			
Organisationer i projektgruppen			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1592-0	952-11-1593-9 (PDF)
	Sidantal 85		Språk Finska
	Offentlighet Offentlig		Pris 12 e
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland, växel 020 450 00 Postförsäljningen: Telefon +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket		
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, FIN-00251 Helsingfors, Finland		
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2004		

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date	February 2004
Author(s)	Jyri Seppälä (eds.)		
Title of publication	Life cycle impact assessment – tropospheric ozone formation, acidification, fine particles and ecotoxicity		
Parts of publication/ other project publications	This publication is also available in the Internet www.ymparisto.fi/julkaisut		
Abstract	<p>The aim of life cycle assessment is to assess environmental effects caused by products or services. The main phase of impact assessment is a characterisation in which amounts of emissions and other interventions are changed to commensurable values from the point of view of a certain impact category. Scientific basis of characterisation depends on how characterisation factors can describe the realistic cause-effect relationships in the environment. The aim of this work is to study the state of art of characterisation factors of four commonly used impact categories – tropospheric ozone formation, acidification, fine particles and ecotoxicity. In addition, the aim is to assess characterisation factors which are suitable to use in the context of Finnish emissions.</p> <p>The study reveals that there is a need to use the characterisation factors of the impact categories which can describe environmental conditions in different geographical conditions. Generic characterisation factors used in the early LCAs produce wrong results because they can not describe differentiations of environmental conditions in different areas. The choice of impact category indicator is one of the most important factor when the aim is to produce site-dependent characterisation factors.</p> <p>In the study new characterisation factors of tropospheric ozone formation are produced. Finnish environmental conditions are taken better into account in the factors. Different authors have produced country-specific characterisation factors which can use to assess Finnish emissions in order to clarify the contribution of each emission to acidification. Their ability to describe the differentiations between different countries is not clear. In practice, the effects of fine particles are not assessed in LCAs. In the study, rough characterisation factors are produced for both primary and secondary particles released to the atmosphere in Finland.</p> <p>Characterisation factors of ecotoxicity in LCA programmes are not suitable to use for Finnish emissions. The methodology itself seems to be well developed and it also allows basis to determine characterisation factors for Finnish emissions. This work requires especially that the transport and fate of harmful substances are modelled in northern environmental conditions.</p>		
Keywords	Life cycle assessment, environmental impact assessment, tropospheric ozone formation, acidification, fine particles, ecotoxicity		
Publication series and number	The Finnish Environment 673		
Theme of publication	Environmental Protection		
Project name and number, if any			
Financier/ commissioner			
Project organization			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1592-0	952-11-1593-9 (PDF)
	No. of pages 85	Language Finnish	
	Restrictions Public	Price 12 e	
For sale at/ distributor	Edita Publishig Ltd., P.O. Box 800, FIN-00043 Edita Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Pohne +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket		
Financier of publication	Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland		
Printing place and year	Edita Prima Ltd, Helsinki 2004		



YMPÄRISTÖN- SUOJELU

Ympäristövaikutusten arviointi elinkaariarvioinnissa

– alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen,
pienhiukkaset ja ekotoksisuus

Elinkaariarvioinnin (LCA:n) tekeminen tuotteesta tai palvelusta on nykyisin huomattavasti helpompaa kuin esimerkiksi kymmenen vuotta sitten. LCA:n laadintaan löytyy oppaita, ISO 14040-sarjan standardeja ja tietokoneohjelmia. Tästä näennäisestä helppoudesta huolimatta tuotteen tai palvelun ympäristökuormitustietojen tulkinta elinkaariarvioinnilla ei ole yksiselitteistä. Lukuisat erilaiset ympäristövaikutusarviointimenetelmät antavat usein erilaisia tuloksia, mikä saattaa tavallisen elinkaariarvioinnin käyttäjän hämmennyksen valtaan. Tämä työ selvittää vaikutusarviointien erojen syitä. Työ antaa elinkaariarviointien laatijoille ja käyttäjille kuvan siitä, mitkä karakterisointimenetelmät soveltuvat käytettäväksi Suomessa tapahtuville päästöille. Samalla työ antaa näkemystä siitä, millä tavalla karakterisointivaihetta tulisi kehittää alailmakehän otsonin muodostumisen, happamoitumisen, pienhiukkasten ja ekotoksisuuden vaikutusarvioinneissa.

Julkaisua on saatavissa myös Internetistä:
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

ISBN 952-11-1592-0 (nid.)
ISBN 952-11-1593-9 (PDF)
ISSN 1238-7312