

# Pohjoinen puhtaus

Toimittaneet

Rainer Peltola ja Pertti Sarala



Lapin  
tutkimusseura  
[www.lapintutkimusseura.fi](http://www.lapintutkimusseura.fi)

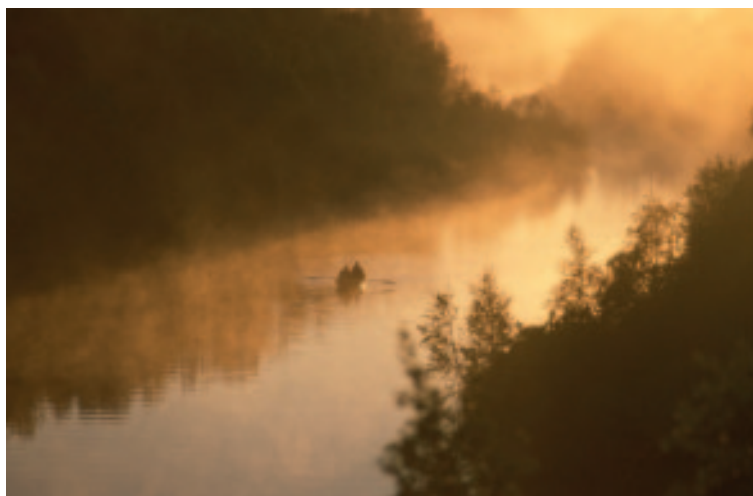
ACTA LAPPONICA FENNIAE 24



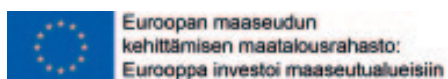
# POHJOINEN PUHTAUS

Toimittaneet

Rainer Peltola ja Pertti Sarala



Lapin tutkimusseura  
Acta Lapponica Fenniae  
Rovaniemi 2012



# Acta Lapponica Fenniae

Nro 24, 2012

Julkaisija Lapin tutkimusseura r.y.  
Lapin maakuntakirjasto  
Jorma Eton tie 6  
96100 Rovaniemi  
<http://www.lapintutkimusseura.fi>

Julkaisuvastaava Pertti Sarala

Toimituskunta Lapin tutkimusseuran hallitus

Taitto ja ulkoasu Pertti Sarala ja Taittotalo PrintOne

Rovaniemi 2012

ISBN 978-951-9327-62-4 (nid.)

ISBN 978-951-9327-63-1(PDF)

ISSN 0457-1754

Painopaikka Painatuskeskus Finland, Rovaniemi

Kannen kuva: Keväinen Juutuan Ritakoski ja Otsamotunturi Inarissa.

Kuva Mauri Nieminen.

Kansilehden kuva: Kesäyö Lemmenjoella. Kuva Mauri Nieminen

# Sisällys

Lukijalle.....	5
Lapin puhdas luonto on aarre.....	7
Lapin ilmanlaatu 2000-luvun alussa .....	9
Lapin maaperän luontainen puhtaus ja siihen vaikuttavat tekijät .....	26
Ympäristön radioaktiivisuuden seuranta Lapissa .....	44
Ympäristön kuormittuminen Lapissa bioindikaattoriseurantojen perusteella.....	61
Puhtainta poroa, riistaa ja kalaa muuttuvasta Lapista .....	74



# Lukijalle

Lapin tutkimusseura on edistänyt jo yli 50 vuoden ajan lappilaista tieteellistä ja ennen kaikkea poikkitieteellistä keskustelua ja tutkimusta. Toimintamuotoja ovat ajankohtaisten luentosarjojen ja seminaarien järjestäminen, seuran oma aktiivinen kokoustoiminta ja tieteellinen julkaiseminen.

Acta Lapponica Fenniae on seuran tieteellinen julkaisusarja, joka ilmestyy 1-2 kertaa vuodessa. Tämä järjestyksessään 24. Acta käsittelee Lapin ympäristön tilaa eri tieteenalojen näkökulmista niin kotimaisesti kuin eurooppalaisesti vertailtuna. Kirja pyrkii valottamaan Lapin luonnonvarojen ja maankäytön mahdollisuuksia sekä mahdollisia uhkia eri alojen asiantuntijoiden kirjoittamien artikkelien muodossa. Artikkelien laatimisessa on pyritty hyödyntämään mahdollisimman paljon yleistajuisia, helposti saatavilla olevia lähteitä. Kiireinen luki-

ja hyötynee eniten kuviin ja tiivistelmiin perehtymisestä.

Toivomme, että kirja antaa käyttökelpoista perustietoa ja rohkaisee tiedon hyödyntämiseen opetuksessa, Lapin markkinoinnin ja elinkeinoelämän kehittämisessä sekä Lapin ympäristön vaalimisessa.

Julkaisun ovat toteuttaneet yhteistyönä Lapin tutkimusseura ja Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen LAPPI LUO -työohjelma. Kiitämme lämpimästi kirjoittajia sekä teoksen ennakkotarkastajia ja -kommentoijia.

Rainer Peltola  
Maa- ja elintarviketalouden  
tutkimuskeskus, MTT

Pertti Sarala  
Geologian tutkimuskeskus, GTK



# Lapin puhdas luonto on aarre

**Esko Lotvonen**

Maakuntajohtaja, Lapin liitto

Ympäristön tila on globalisoituvassa maailmassa noussut merkittävään asemaan niin ihmisten arkipäivässä kuin vetovoimatekijänä elinkeinotoiminnan kehittämässä. Viime vuosien kiristyneet velvoitteet päästöille teollisuudessa, asumisessa ja liikenteessä ovat tutkitusti parantaneet maaperän ja vesistöjen tilaa sekä ilmanlaatua. Hyvä esimerkki on mm. lentoliikenne, jonka päästöt ovat vähentymässä 30-40 %. Teknologian kehittyminen mahdollistaa merkittävät vähennykset päästöissä.

Tässä julkaisussa olevat artikkelit osoittavat tilanteen paranemisen selkeästi Lapissakin viime vuosikymmenien aikana. Ne uhkakuvat, joita vielä 1980-luvulla olivat yleisessä keskustelussa, eivät onneksemme ole toteutuneet, vaan on menty vahvasti luonnon tilan kannalta parempaan suuntaan.

Lappi on erityinen maakunta monessa mielessä niin Suomessa kuin kansainvälisesti. Luonto ja luonnonvarat ovat maakunnan isoja kehitystekijöitä. Matkailu perustuu Lapissa pitkälti luontoon ja sen ainutlaatuisuuteen. Lappi tarjoaa tilaa ja avaruutta. Matkailijat odottavat kohteiltaan hyvää ympäristöä ja puhautta. Tähän haasteeseen Lappi pystyy nykyisin vastaamaan. Asumisympäristöjen ja elinkeinöiden kehittämistyössä on varmistettava tilanteen säilyminen myös tulevaisuudessa. Luonnon ainutlaatu-

uus edellyttää myös vastuuta sen pitämiseen laadukkaana.

Maailma muuttuu jatkuvasti. Myös Lappi muuttuu ja sopeutuu muutoksiin. Lapin maakunnan alueiden käyttöön liittyy epätavallisen paljon erilaisia intressejä. Sen vuoksi on ymmärrettävää asioista käytävä laaja keskustelu, joka on usein varsin kriittistä, jopa repivää. Asioissa pitää kuitenkin nähdä suhteellisuus ja pyrkiä löytämään toimivia kompromisseja ilman, että laajassa mielessä ajaututaan peruuttamattomiin ratkaisuihin luonnon kannalta.

Lappi on luonnonvaroiltaan rikas alue, jolla on aluetalouden vaikutuksen ohella kansallinen ja globaali intressi. Näin ollen on myös selvää, että luonnonvaroja pitää myös hyödyntää kestävänsä kehityksen periaatteiden mukaisesti. Periaate sisältää ekologisen, mutta myös taloudellisen, sosiaalisen ja kulttuurisen ulottuvuuden. Lapissa sovitetaan yhteen mm. luonnonsuojelun, poro- ja metsätalouden, matkailun, kaivosteollisuuden ja saamelaiskulttuurin tarpeita hyvin jo nykyisellään. Kaikille on tilaa ja sijaa laajassa maakunnassa toki huomioiden erityiset alueet, joissa kompromisseillekaan ei ole mahdollisuuksia.

Lapin luonnontuotteet ovat tutkitusti aromikkaampia ja terveysvaikutteiltaan parempia kuin eteläisemmät tuotteet. Tuotekehitys ja keruujärjestelmien ra-



kentäminen on ollut suuri haaste alalla. Luonnonmarjojen osalta Lappi on Suomen päätuotantoaluetta. Muiden raaka-aineiden volyymit ovat pieniä, mutta tärkeitä mm. lähiruuan tuotannossa. Lähiruuan rooli on selkeästi kasvamassa, joka on hyvä huomioida myös matkailuelinkeinon osalta. Lapissa on saatu hyviä kehitysaskelaita pienimuotoisessa poronlihan jalostuksessa. Tilanne on vahvistanut myös poronhoitajien elinkeinollista asemaa hintatason noustessa.

Lappi on tulevaisuuden kehitysnäkymiltään mahdollisuuksien maakunta. Pohjoisuus ja arktisuus ovat kasvavan kiinnostuksen kohteena. Lappi on Suomen aarreaitta, mutta myös haavoittuva luonnoltaan. Meillä on vastuu hyödyntää mahdollisuutemme kansalaisten hyvinvoinnin edistämiseksi. Se on kuitenkin toteutettava luonnon kestävyys ja ympäristön hyvä tila turvaamalla.

# Lapin ilmanlaatu 2000-luvun alussa

**Pia Anttila**

Ilmatieteen laitos

Erik Palménin aukio 1, 00560 Helsinki

pia.anttila@fmi.fi

## Tiivistelmä

Lapin ilmanlaadun kehittymistä ja nykytilaa tutkittiin alueen pitkäaikaisten ilmapitoisuusmittausten avulla. Vertailuaineistona käytettiin muun Suomen ja Euroopan vastaavia mittauksia. Lapissa saastepitoisuudet ovat tyypillisesti alle puolet etelän taustapitoisuuksista, jotka nekin ovat Euroopan mittakaavassa tarkasteltuna erittäin alhaisia. Rikkidioksidille, kuparille ja nikkelille on kuitenkin olemassa Kuolan päästöistä johtuva itälänsisuuntainen gradientti. Koska valitseva tuulensuunta on etelän-lounaanpuoleinen, valtaosa Kuolan saasteista kulkeutuu kuitenkin poispäin Suomen Lapista. Niinpä rikkidioksidipitoisuudet pahiten kuormitetulla itärajallakin yltyvät vain noin Etelä-Suomen taustapitoisuuksien tasolle. Liikenteestä peräisin olevien typen yhdisteiden pitoisuudet ovat hyvin alhaisia Lapissa. Otsonipitoisuus on kohonneella tasolla Lapissa kuten muuallakin korkeilla leveysasteilla, mutta etelälle tyypillisiä terveydelle haitallisia otsoniepisodeja ei esiinny Lapissa. Liikenteestä ja pienpoltosta peräisin olevien polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen (PAH) pitoisuudet Lapissa ovat vain murto-osan Etelä-Suomen pitoisuuksista. Myös muiden pysyvien orgaanisten yhdisteiden (POP) pitoisuudet

ovat pääosin Lapissa etelää matalampia. On kuitenkin myös nähtävissä, että eräät POP-yhdisteet kertyvät arktisiin ekosysteemeihin ja aiheuttavat haihtumisen kautta kohonneita pitoisuuksia myös Lapin ilmaan.

Ilmanlaadun kehitys Lapissa viimeisten 15 vuoden kuluessa on ollut varsin suotuisaa. Kuudestakymmenestä tutkittua ilman saasteaineesta lähes puolella havaittiin tilastollisesti merkitsevä laskeva trendi. Vähemmän päin olivat paitsi rikkidioksidi- ja monet raskasmetallipitoisuudet myös eräiden PAH-yhdisteiden pitoisuudet. Niin ikään kaukokulkeutuvat sulfaatti ja POP-yhdisteet olivat valtaosin laskusuunnassa Lapin ilmassa. Liikenneperäisten saasteiden (typen yhdisteet, haihtuvat hiilivedyt sekä otsoni) suhteen tilanne on kuitenkin pysynyt pääosin muuttumattomana kuluneiden 15 vuoden aikana.

Ilmastonmuutoksen seurauksena Pohjoisen jäämeren jääpeite voi kadota kesän ajaksi kokonaan lähivuosikymmeninä. Tällöin lisääntyvä laivaliikenne voi lisätä Lapin alueen saastekuormitusta. Meneillään oleva laivaliikenteen rikkipäästöjen maailmanlaajuinen rajoittaminen tullee ehkäisemään rikkikuormituksen kasvua, mutta typenoksidien ja hiukkasten pitoisuudet voivat pahimmillaan kaksinkertaistua nykytasosta.

- Lapissa sijaitsee kaksi erittäin hyvin varustettua ilmanlaadun seuranta-asemaa, Pallaksella ja Rajajoosepissa
- Lapin ilman saastepitoisuudet ovat tyypillisesti noin puolet Etelä-Suomeen verrattuna
- Lapin ilmanlaadun kehitys on 15 vuoden aikana ollut suotuisaa. Ilmansaasteiden määrät ovat joko vähentyneet tai pysyneet muuttumattomina
- Kuolan niemimaalla olevien raskaan teollisuuden keskittymien vaikutus on havaittavissa Koillis-Lapissa. Vallitsevien lounaisuulten ansiosta pitoisuudet ovat kuitenkin suurimmillaankin Etelä-Suomen tasolla
- Mahdollisesti lisääntyvä laivaliikenne Jäämerellä voi nostaa liikenneperäisten saasteiden määrää Lapissa tulevaisuudessa

## Avainsanat

ilmanlaatu, ilmansaasteet, POPs, PAHs, raskasmetallit, trendit, Kuola

## Air quality in Lapland in early 2000s

### Abstract

Trends and present status of air quality in Lapland was studied based on long term air quality monitoring results. Extensive European data were used as a reference material. In Lapland concentrations of air pollutants in air are typically less than half of those detected

in southern Finland, the latter being also very low compared to the European level. For sulphur dioxide, copper and nickel there is, however, an east-west concentration gradient due to the emissions in Kola Peninsula, Russia. In this area the prevailing wind direction is from south and consequently most of the pollutants are transported away from Finnish Lapland. Thus even at the most heavily loaded eastern borderline areas, the SO<sub>2</sub> concentrations reach only the levels equivalent to the Southern Finland background areas. The concentrations of nitrogen compounds emitted mainly from traffic are very low in Lapland. Ozone baseline concentration is at an elevated level typical to high latitudes, however, high ozone episodes frequent in southern latitudes are missing in Lapland. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), emitted mainly by traffic and small-scale combustion, are only a fraction of those measured in Southern Finland. Also the concentrations of other persistent organic pollutants (POPs) are in Lapland mainly lower than in south. However, it is also evident that some POPs accumulate into the Arctic ecosystems and through evaporation cause elevated atmospheric levels in Lapland, too.

The development of air quality in Lapland has been quite favorable during the latest 15 years. Of the sixty analyzed air pollutant time series almost half showed a statistically significant decreasing trend. Downward trends were detected for sulphur dioxide, copper and arsenic as well as for many PAH compounds. Also the long-range transported sulphate and most of the POP

compounds were decreasing in air over Lapland. On the other hand the traffic-induced nitrogen compounds, volatile organic compounds and ozone remained essentially unchanged over the past 15 years.

As a result of the climate change the Arctic ocean ice cap may disappear entirely for the summer period in com-

ing decades. In this case, the increased shipping can increase the pollution load of the Lapland region. The ongoing emission reduction of sulphur emissions from worldwide shipping is likely to prevent the growth of sulphur load. But nitrogen oxides and particulate matter concentrations may, at worst, double from the current levels.

## Johdanto

Ilmansaasteet voivat kulkeutua tuulien mukana satojen, jopa tuhansien kilometrien päähän päästölähteistä. Jotkut saasteet puolestaan jäävät ilmakehään jopa vuosiksi ja tänä aikana leviävät kaikkialle ilmakehässä. On myös ilmansaasteita jotka poistuttuaan ilmakehästä maaperään tai vesistöihin palaavat uudelleen haihtumalla ilmaan ja näin jatkavat kulkeutumistaan. Harvaanasuttu Lappi-kaan ei siis ole ilmansaasteilta turvassa.

Käsitys Lapin puhtaudesta horjui 1980-luvun lopulla, kun vakavat, ilmansaasteista johtuvat ympäristötuhot Kuolan niemimaalla Nikelin, Zapoljarnyin ja Montsegorskin kaupungeissa tulivat suomalaisten tietoisuuteen. Lapin ilmanlaatua oli toki seurattu jo 1970-luvulta alkaen. Ilman rikkidioksidin ja sulfaatin kuukausikeskiarvoja sekä märkäläskäsumaa mitattiin Utsjoen Kevolla ja Sodankylässä senaikalaisilla menetelmillä (Laurila ym. 1991). Tulokset osoittivat varsin selkeästi Lapin pitoisuudet ja laskeumat Suomen alhaisimmiksi. Rikkidioksidin lyhytaikaispitoisuuksien (so. tuntikeskiarvo) mittaaminen Lapissa aloitettiin vuonna 1990 Inarijärven itä-

puolella Neuvostoliiton Jäniskoskella. Seuraavana vuonna vastaavat mittaukset aloitettiin vielä Raja-Joosepissa, Sammaltunturilla ja Severtijärvellä. Näillä mittauksilla havaittiin nopeasti, että Kuolan niemimaalta kulkeutuu Suomen Lappiin ajoittain korkeita rikkidioksidipitoisuuksia. Nämä episodit osoittautuivat kuitenkin niin lyhytkestoisiksi ja harvinaisiksi, että pitkänajan keskiarvot jäivät mataliksi.

Nykyään Lapissa on ilmanlaadun mittausasemia lukumääräisesti vähemmän, mutta mitattavien suureiden lukumäärässä ja mittausten taajuudessa ja mitalaitteiden herkkyydessä on tapahtunut valtava kehitys. Myös tutkimuksen painopisteissä on tapahtunut muutos: kun vielä 1980- ja 1990-luvulla tutkimuksen ja seurannan kannusteena oli saasteiden ekologisten vaikutusten selvittäminen, nykyään yhä enemmän kiinnostavat saasteiden vaikutukset ihmisten terveyteen. Lisäksi monipuolisilla mittauksilla pyritään erityisesti ymmärtämään paremmin perustavanlaatuisia ilmakehän kemiallis-fysikaalisia prosesseja esimerkiksi ilmastonmuutostutkimuksia varten.

Tässä artikkelissa hyödynnetään näitä erittäin monipuolisia ilmakehän mitaus- ja tutkimustuloksia. Näkökulmana tässä on ensisijaisesti arvioida ilmanlaadun kehittymistä Lapin alueella viimeisten 10–20 vuoden aikana ja toisaalta vertailut muuhun Suomeen ja Eurooppaan sekä ilmanlaadun raja- ja tavoitearvoihin.

## Aineistot ja tutkimusmenetelmä

Ilmatieteen laitos (IL) huolehtii kaukana päästölähteistä sijaitsevien, niin sanottujen tausta-alueiden ilmanlaadun seurannasta Suomessa ylläpitämällä kymmenkuntaa mittausasemaa eri puolilla Suomen maaseutua. Länsi-Lapissa Muoniossa sijaitsee IL:n monipuolisin ja parhaiten varustettu ilmakehän tutkimusasemarypäs. Se perustettiin vuonna 1994 osaksi Maailman ilmatieteen järjestön (WMO) Global Atmosphere Watch-verkostoa tuottamaan tietoa ilmakehän globaalista tilasta ja muutoksista. Toiminnan painopiste on nykyään kasvihuonekaasuissa ja hiukkasissa, mutta asema tuottaa edelleen myös muuta arvokasta ilmanlaatuun liittyvää tietoa. Ilmanlaatuun liittyvät mittaukset tehdään Sammaltunturilla ja Matorovalla, joita tässä kutsutaan yhteisnimellä Pallas. Lapin toinen pitkään toiminut ilmanlaatuasema sijaitsee Inarin Raja-Joosepissa itärajan tuntumassa, jossa seurataan Kuolan päästöjen vaikutusta.

IL:n lisäksi ilmanlaadun seuranta Suomessa hoitavat kaupungit, usein yhteistyössä teollisuuden kanssa. Näitä niin sanottuja kaupunkiasemia on Suomessa satakunta. Kaikkia Suomen ilmanlaadun seuranta-asemien tuloksia

käytetään tässä vertailuaineistona Lapin tuloksiin samoin kuin vastaavia ilmanlaadun seurannan mittaustuloksia muualta Euroopasta.

Suuri osa tämän yhteenvedon perusaineistosta (ilmanlaadun mittaustulokset) on peräisin avoimista kansallisista ja kansainvälisistä ilmanlaadun seurannan tietokannoista. Suomea koskevat ilmanlaadun mittaustulokset on ladattu IL:n ilmanlaatuportaalista ([http://www.ilmanlaatu.fi/tarkistetut\\_tulokset/](http://www.ilmanlaatu.fi/tarkistetut_tulokset/)) tai saatu tietopalveluna IL:n ilmanlaadun ILSE-tietokannasta (raskasmetallit ja PAH-yhdisteet). Pysyvien orgaanisten yhdisteiden (POP) mittaustulokset on ladattu Ruotsin ympäristöinstituutin (IVL) tietokannasta ([http://www3.ivl.se/db/plsql/dvspoplufit\\$.startup](http://www3.ivl.se/db/plsql/dvspoplufit$.startup)). IVL ja IL vastaavat Pallaksen POP-mittauksista yhteistyössä: IL hoitaa aseman ylläpidon ja näytteenkeräyksen ja IVL tekee kemialliset analyysit. Muun Euroopan mittaustulokset ovat peräisin Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) Airbase-tietokannasta (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-6>).

Lapin ilmanlaadun kehittymistä eli trendejä tutkitaan aikasarja-analyysillä. Tilastollinen analyysimenetelmä oli yleinen lineaarinen regressio (**General Linear Regression**), jossa aikasarjojen autokorrelaatio eliminointiin klassisella hajotelmalla ja autoregressiivisillä liukuvan keskiarvon (ARMA) virhetermeillä (Anttila & Tuovinen 2010). Menetelmää sovellettiin tunti- tai viikkopitoisuuksista laskettuihin ilmapitoisuuksien kuukausikeskiarvoihin. Tulokuvissa näytetään mitattu kuukausikeskiarvoaikasarja ja siitä klassisella hajotelmalla laskettu

vuodenaikaisvaihtelu yhdistettynä GLR-ARMA-trendiin ja vielä pelkkä trendi erikseen. Tulokuvissa annetaan myös lasketun trendin tilastollinen luotettavuustaso \*-symboleilla seuraavasti:

\*\*\*;  $p < 0.001$  eli trendi on tilastollisesti erittäin merkitsevä,

\*\* ;  $p < 0.01$  eli trendi on tilastollisesti merkitsevä,

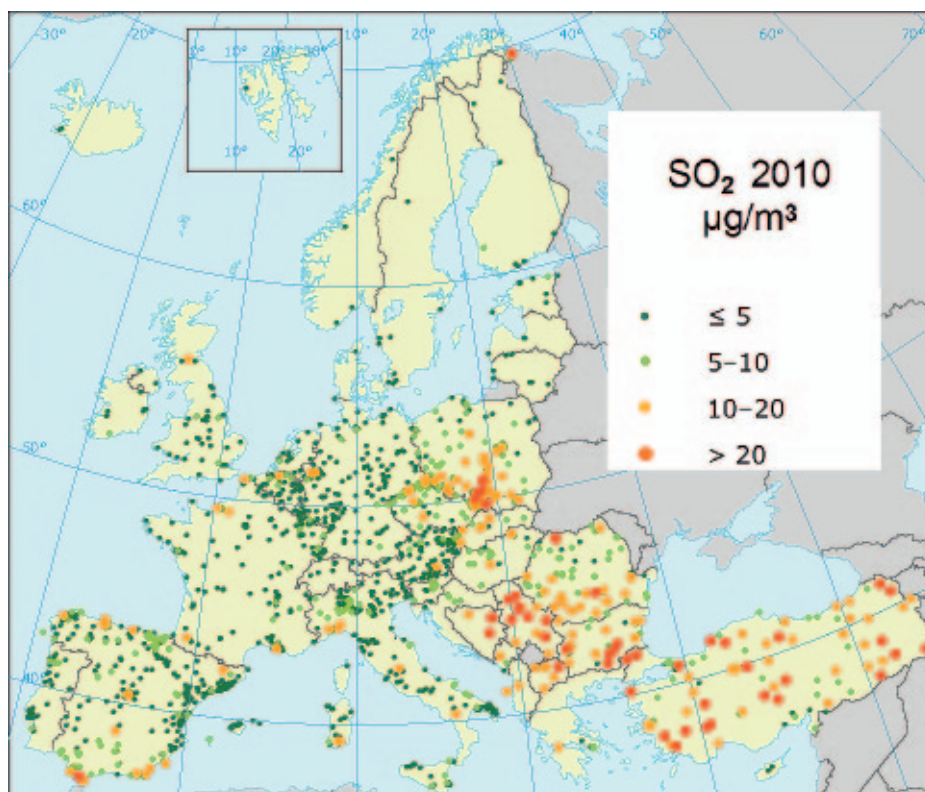
\* ;  $p < 0.05$  eli trendi on tilastollisesti melkein merkitsevä.

## Tulokset

### *Kuolan saasteet*

Kuolan niemimaan metalliteollisuus on edelleen suuri rikkidioksidin ( $\text{SO}_2$ ) ja raskasmetallien, erityisesti kuparin (Cu)

ja nikkelin (Ni), päästölähde. Kuvassa 1 on mitattuja ilman  $\text{SO}_2$ -pitoisuuksia Euroopasta vuonna 2010. Korkeimmat  $\text{SO}_2$ -vuosikeskiarvot esiintyvät Kaakkois-Euroopassa ja muualla näkyy lähinnä yksittäisten pistepäästölähteiden aiheuttamia "hot spotteja". Yksi näistä on edelleen Kuolan niemimaalla Nikelin kaupungissa olevat nikkeli-kuparisulattamot. Kuvassa 1 Norjan Finnmarkissa näkyvä punainen piste on Karpdalenin aseman  $\text{SO}_2$ -pitoisuusmittaustulos.  $\text{SO}_2$ :n vuosikeskiarvo vuonna 2010 oli Karpdalenissa 20 mikrogrammaa kuutiometrissä ilmaa ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Asema sijaitsee Nikelin sulattamosta parikymmentä kilometriä pohjoiseen. Svanvikin aseman (9 kilometriä länteen sulattamos-



Kuva 1. Rikkidioksidin vuosikeskiarvoja Euroopassa vuonna 2010. Lähde: Muokattu Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) Airbase-tietokannan materiaaleista

Figure 1. Annual means of  $\text{SO}_2$  concentrations in air in Europe in 2010. Source: EEA, Airbase, 2012

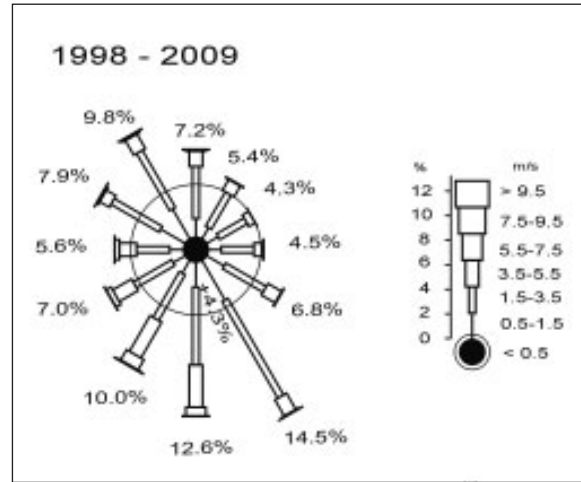
ta) mittaustulos on huomattavasti alhaisempi ( $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Suomen puolella Raja-Joosepissa (120 kilometriä lounaaseen Nikelistä) pitoisuudet ovat edelleen yhä matalammat, tasoa  $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pallaksella enää vain alle  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pitoisuudet laskevat siis hyvin jyrkästi etäisyyden päästöläheteeseen kasvaessa.

Pohjoisimmassa Lapissa eivät myöskään  $\text{SO}_2$ :n lyhytaikaispitoisuudet yllä lähellekään terveyden suojelemiseksi annettuja raja-arvoja (tuntiarvo  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$  saa ylittyä 24 kertaa vuodessa). Näin korkeat  $\text{SO}_2$ -pitoisuudet ovat muuallakin Suomessa yksittäistapauksia (Kuva 2). Näin paljon ylityksiä ei tapahdu Suomessa millään asemalla eikä myöskään Norjan Svanvikissa vuosina 2007–2010. Sen sijaan Karpdalenin tilastot vuodelta 2010 osoittavat, että siellä raja-arvo ylittyy.

Suomen Lapin kannalta on onnekas, että vallitseva tuulensuunta Lapissa on etelästä, mikä vie saasteiset ilma-

massat useimmiten pohjoiseen (Kuva 3) (Anttila ym. 2011). Eteläisiä tuulia esiintyy noin 37 % ajasta ( $10 \% + 13 \% + 14 \% = 37 \%$ , Kuva 3). Koilliset ja itäiset tuulensuunnat, jotka tuovat saasteita Kuolasta Suomen Lappiin, ovat selvästi harvinaisempia ( $5 \% + 4 \% + 4 \% = 13 \%$ , Kuva 3).

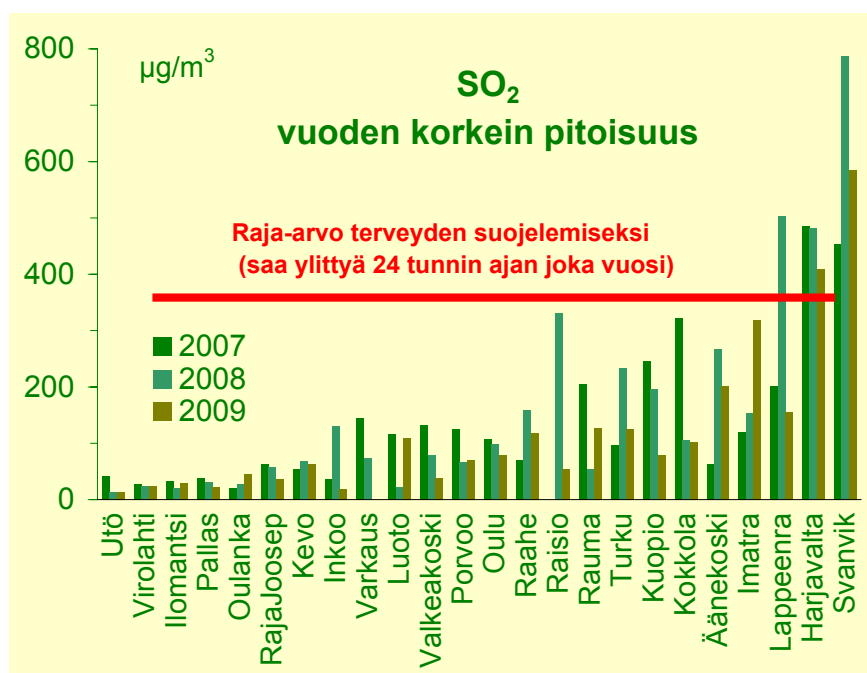


Kuva 3. Eri tuulensuuntien yleisyys Sodankylässä keskimäärin vuosina 1998–2009 (Anttila ym. 2011).

Figure 3. The frequencies of different wind directions at Sodankylä during 1998–2009 (Anttila ym. 2011).

Kuva 2. Korkein  $\text{SO}_2$ -tuntipitoisuus vuosina 2007–2009 23:lla paikkakunnalla Suomessa sekä Norjan Svanvikissä. Kuvaan on merkitty myös EU:n raja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi.

Figure 2. The highest hourly mean of  $\text{SO}_2$  detected at 23 measurement stations in Finland and in Svanvik, Norway. The EU limit value for the protection of human health is also shown.

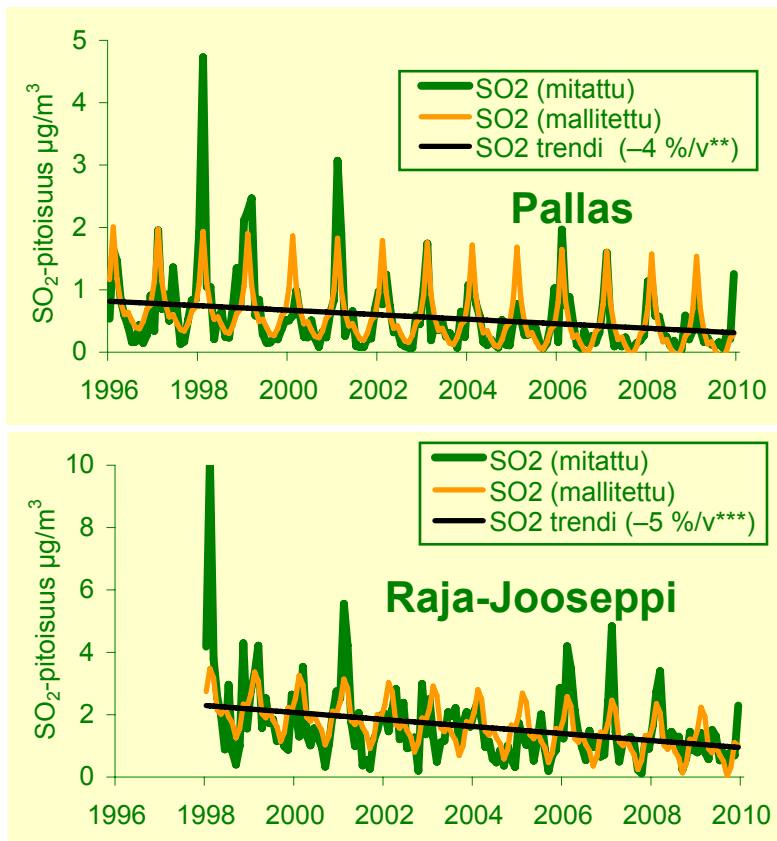


Myös ilman SO<sub>2</sub>-pitoisuuksien kehittyminen on ollut suotuisaa (Kuva 4). Molemmilla Suomen Lapin asemilla SO<sub>2</sub>-pitoisuudet ovat olleet laskusuunnassa kuluneiden viidentoista vuoden ajan, Pallaksella noin neljä prosenttia vuodessa ja Raja-Joosepissa viisi prosenttia vuodessa. Pallaksen SO<sub>2</sub>-mittaussarjassa näkyy hyvin säännöllinen vuodenaikaisvaihtelu, joka on tyypillinen tausta-alueelle. SO<sub>2</sub>-pitoisuudet ovat korkeimmillaan talvikaudella, jolloin muutunta sulfaattihiukkaseksi on hitainta. Raja-Joosepin SO<sub>2</sub>-pitoisuuden vuotuinen sykli on epäsäännöllisempi Nikelin teollisuuspäästöjen takia.

Myös ilman raskasmetallipitoisuudet ovat valtaosin olleet laskusuunnassa (Kuva 5) Pallaksella. Kuparin ja arseenin pitoisuudet ilmassa ovat laskeneet neljä prosenttia vuodessa. Kadmiumpitoi-

suus on ollut laskusuunnassa, mutta ei tilastollisesti merkittävästi. Ilman nikkelipitoisuus on pysynyt 1990-luvun lopun tasolla. Kaiken kaikkiaan raskasmetallien pitoisuustasot Lapissa ovat kaukana Euroopan unionin asettamista terveysuojelun raja-arvoista (Kuva 6).

*Typen yhdisteet, haihtuvat hiilivedyt ja otsoni*  
Typen oksideja (NO ja NO<sub>2</sub>) ja haihtuvia hiilivetyjä (Volatile Organic Compounds, VOC) pääsee ilmaan suuria määriä liikenteen pakokaasuissa. Ilmakehässä nämä yhdisteet reagoivat keskenään muodostaen kaasumaista otsonia (O<sub>3</sub>). Lopulta typen oksidit muuntuvat vesiliukoiseksi typpihapoksi ja poistuvat ilmasta laskeumana. Lapissa liikenteen päästöjä on vain vähän ja typen yhdisteiden ja VOC:ien pitoisuudet ilmassa ovat erittäin matalia. Kaukokulkeutumat Eu-



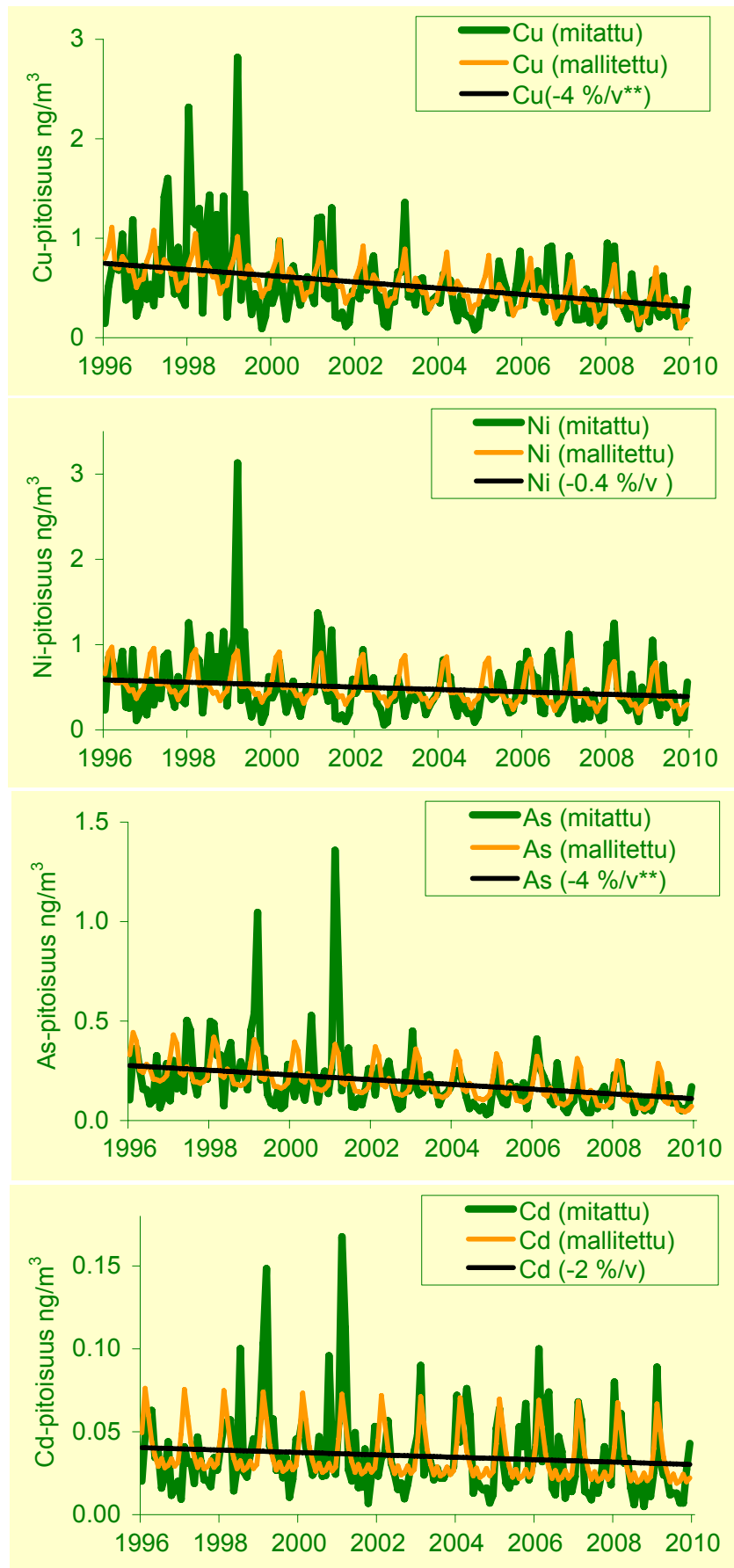
Kuva 4. Ilman SO<sub>2</sub>-pitoisuuden kehittyminen Pallaksella ja Raja-Joosepissa.

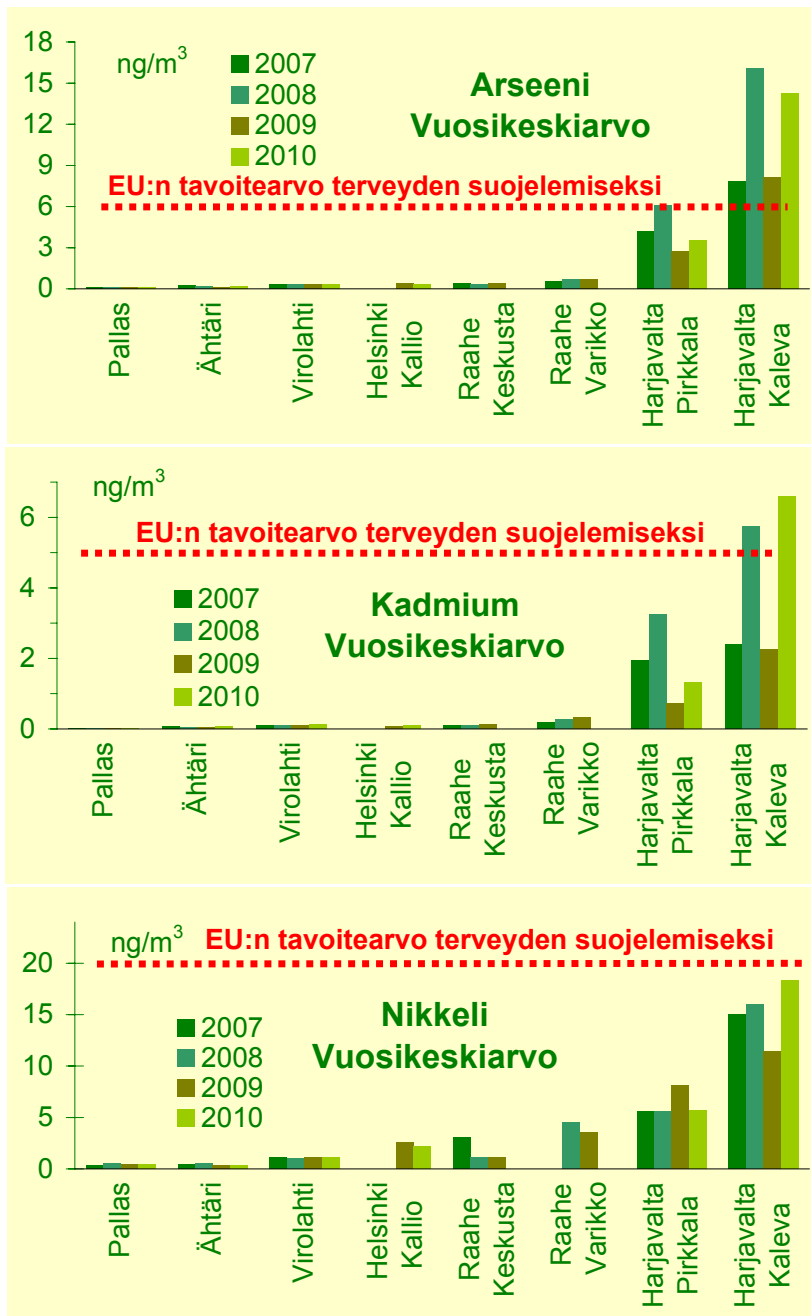
Figure 4. Trend of the SO<sub>2</sub> concentration in air at Pallas and Raja-Jooseppi.



Kuva 5. Kupari-, nikkeli-, arseeni - ja kadmiumpitoisuuksien kehitys Pallaksella 1996–2010.

Figure 5. Trends of the Cu, Ni, As and Cd concentrations in air at Pallas during 1996–2010.





Kuva 6. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin vuosikeskiarvot 2007–2010 eräillä suomalaisilla mittausasemilla.

Figure 6. Annual means of As, Cd and Ni concentrations in air at Finnish measurement stations during 2007–2010.

roopan tiheään asutuilta alueilta ulottuvat Lappiin asti harvoin.

Liikenteen päästöistä muodostuva  $O_3$  on kuitenkin globaali ilmansaasteongelma. Viimeisten sadan vuoden aikana ilmakehän otsonin keskimääräinen pitoisuustaso on noin kolminkertaistunut koko pohjoisella pallonpuoliskolla, siis myös Lapissa. Kohonneesta perustasosta huolimatta Lapissa ei esiinny tervey-

delle haitallisia korkeita otsoniepisodeja, jotka ovat yleisiä Keski- ja Etelä-Euroopan tiheään asutuilla seuduilla, missä tyypen oksidien ja hiilivetyjen päästömäärät ovat paljon suuremmat.

Liikenteen päästöjä on rajoitettu Suomessa ja Euroopassa jo kymmeniä vuosia, mutta ilmapitoisuuksien alentaminen on osoittautunut hyvin vaikeaksi. Pallaksen ilmassa liikenneperäisten saas-

teiden (typen yhdisteet, haihtuvat hiilivedyt sekä otsoni) pitoisuustasot ovat pysyneet muuttumattomina 1990-luvun puolivälin jälkeen (Anttila ym. 2010).

### *Pysyvät orgaaniset yhdisteet POP*

Pysyvät orgaaniset yhdisteet (**P**ersistent **O**rganic **P**ollutant, POP) ovat myrkyllisiä, hyvin hitaasti hajoavia yhdisteitä, jotka ilmakehään haihduttuaan leviävät jopa globaalisti. Osa POP-yhdisteistä on tietoisesti tuotettu johonkin tiettyyn käyttötarkoitukseen, tavallisimmin torjunta-aineiksi (esim. DDT) tai teollisuuskemikaaleiksi, kuten PCB-yhdisteet. Loput aineet muodostuvat kemiallisten reaktioiden tai polttoprosessien epäpuhtauksina (esim. dioksiinit ja PAH-yhdisteet). Nykyään useimmissa maissa monien kaupallisten POP-yhdisteiden käyttö ja tuotanto on kielletty kokonaan, mutta jo olemassa olevista tuotteista päästöä tapahtuu edelleen (SYKE 2006). Ekosysteemeissä ne rasvaliukoisina kertyvät ravintoketjun eliöihin. Arktisia alueita pidetään erityisen haavoittuvaisina näille myrkyllisille yhdisteille, koska pohjoisen maaperässä on vähän orgaanisia yhdisteitä pidättävää humus-

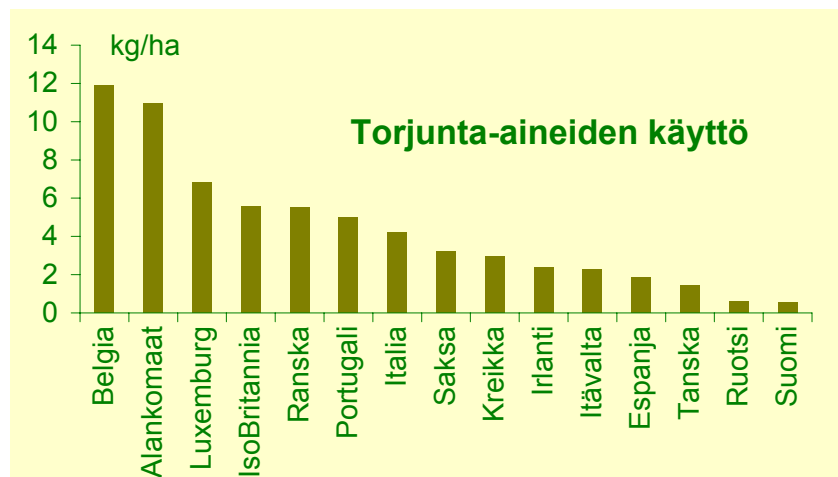
ta, ja toisaalta alhaisen lämpötilan seurauksena aineet hajoavat hitaammin kuin lämpimillä alueilla.

Pohjoisessa maa- ja metsätaloudessa käytetään hyvin niukasti torjunta-aineita verrattuna moneen muuhun Euroopan maahan (Kuva 7). POP-yhdisteitä löytyy kuitenkin myös Lapin ilmasta, vaikka merkittäviä päästölähteitä siellä ei olekaan. POP-yhdisteet saattavat kerran maahan laskeuduttuaan haihtua uudelleen ilmaan suotuisammissa lämpimämissä olosuhteissa ja kulkeutua ilmavirtausten mukana pohjoisille leveysasteille.

Tässä esitetään kahden POP-yhdisteen pitoisuuksien kehittyminen Pallakella. Polyklooratut bifenyylit eli PCB:t ovat erittäin stabiileja ja lämmönkestäviä, ja niiden pääasiallisena käyttökohteena ovat olleet kondensaattorit ja muuntajat. PCB:n ja sitä sisältävien tuotteiden valmistus, maahantuonti, myynti tai luovutus kiellettiin Suomessa vuoden 1990 alussa. Nykyään suurin yksittäinen päästölähde ilmaan on jätteiden poltto. PCB-yhdisteitä voi päästä ympäristöön myös vanhoista käytöstä poistetuista sähkölaitteista ja liikenteen päästöissä.

Kuva 7. Torjunta-aineiden eli pestisidien tehoaineiden käyttö eräissä Euroopan maissa 90-luvun lopulla (Pesticide Action Network Germany, 2003).

Figure 7. Use of pesticides active compounds in Europe at the end of 1990's (Pesticide Action Network Germany, 2003).



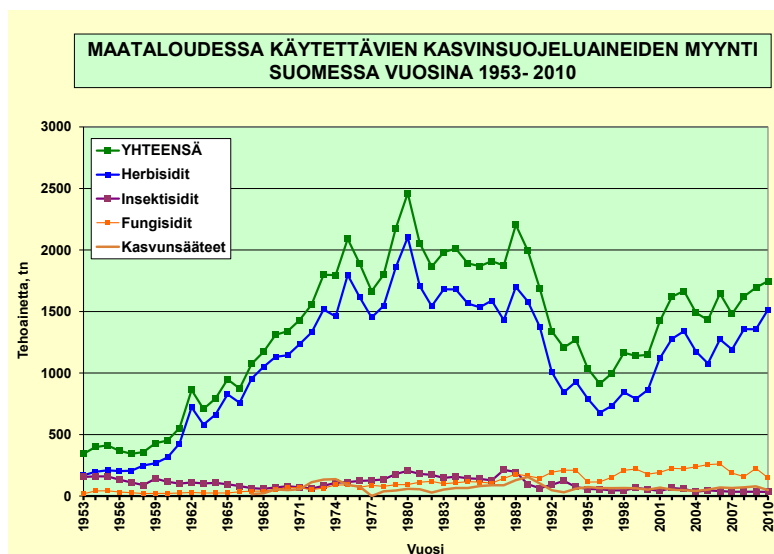
Gamma-heksakloorisykloheksaani ( $\gamma$ -HCH) eli lindaani oli varsin yleisesti käytetty hyönteismyrkky 1950-luvulta 1990-luvulle saakka, mutta nykyään sen käyttö globaalisti on vain vähäistä. Suomessa sen käyttö loppui 1990-luvun loppussa. Myös muiden torjunta-aineiden käyttö Suomessa on vähentynyt 80-luvun huippuvuosista (Kuva 8).

Näiden yhdisteiden käytön ja tuotannon globaali väheneminen näkyy myös selvästi Pallaksella tehdyissä pitkäaikaismittauksissa (Kuva 9). PCB-yhdisteiden määrät ilmassa ovat vähentyneet 1–3 prosenttia vuodessa. Erityisen selvää on lindaanin pitoisuuksien lasku 2000-luvulla (Kuva 9). Yhdisteiden pitoisuudet ilmassa ovat korkeimmillaan kesällä joutuksen niiden haihtumisominaisuuksista.

Myös muiden POP-yhdisteiden pitoisuudet ovat olleet laskusuunnassa Pallaksella vuoden 1996 jälkeen. Tutkituista 18 POP-aikasarjasta 13 yhdisteen pitoisuudet olivat tilastollisesti merkittävästi laskeneet (viisi PCB-yhdistettä,  $\alpha$ - ja  $\gamma$ -HCH,  $\alpha$ - ja  $\gamma$ -klordaani, transnonaklor sekä kolme PBDE-yhdistettä), neljän yhdisteen pitoisuudet olivat pysyneet sa-

malla tasolla (kaksi PCB-yhdistettä sekä pp-DDT ja pp-DDE) ja yhden pitoisuus oli noussut (pp-DDD) (Anttila ym. 2010). Kokonaisuudessa siis näiden myrkyllisten yhdisteiden tuotannon ja käytön globaalit rajoitukset ovat saaneet aikaan pitoisuuksien laskun myös pohjoisen pallonpuoliskon taustailmassa. Huolestuttava piirre tässä kuitenkin on, että DDT:n ja sen hajoamistuotteiden DDE:n ja DDD:n pitoisuudet eivät olleet pieneneenään päin (Anttila ym. 2010).

Suomalaista vertailuaineistoa ei ole käytettävissä, mutta kuvassa 10 esitetään Pallaksen POP-pitoisuuksien vertailu Ruotsin Råön ja Aspretenin pitoisuuksiin. Viimemainitut ovat ruotsalaisia tausta-asemia, Råö lounaisrannikolla ja Aspvreten Keski-Ruotsissa 80 kilometriä Tukholmasta etelään. Pallaksen POP-pitoisuudet ovat pääosin selvästi pienempiä kuin Ruotsin vertailuaineistossa. Selvä poikkeus on kuitenkin lindaanin tuotannossa syntyvä sivutuote,  $\alpha$ -HCH, jonka pitoisuudet ovat Pallaksella korkeammat kuin Etelä- ja Keski-Ruotsin vertailuaineistossa (Kuva 10).

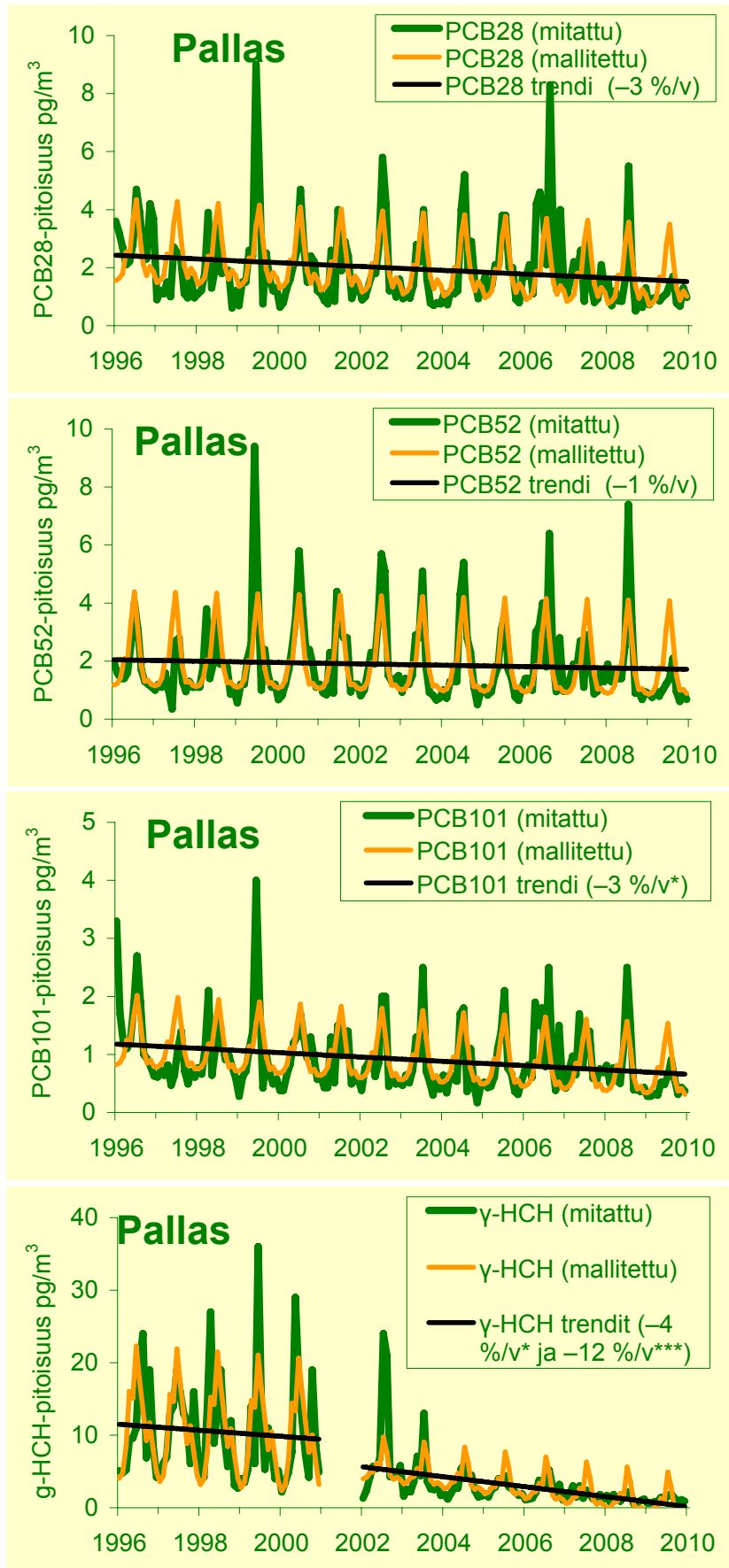


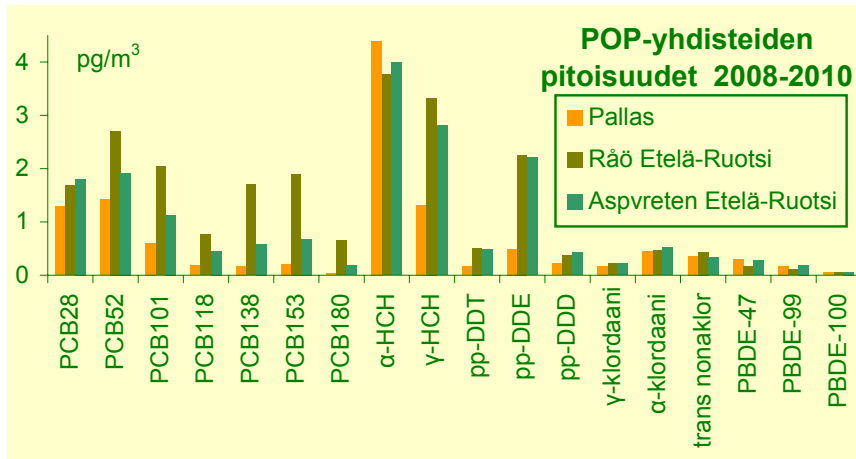
Kuva 8. Maataloudessa käytettävien kasvinsuojeluaineiden myynti Suomessa 1953–2010 (Tukes 2010).

Figure 8. Sales of pesticides in Finland during 1953–2010 (Tukes 2010).

Kuva 9. Eräiden PCB-yhdisteiden sekä lindaanin pitoisuuksien kehittyminen Pallasen ilmassa 1996–2009. Lähde: Ruotsin ympäristöinstituutti, IVL

Figure 9. Trends of PCB's and lindane in air at Pallas during 1996–2009. Source: IVL, Sweden



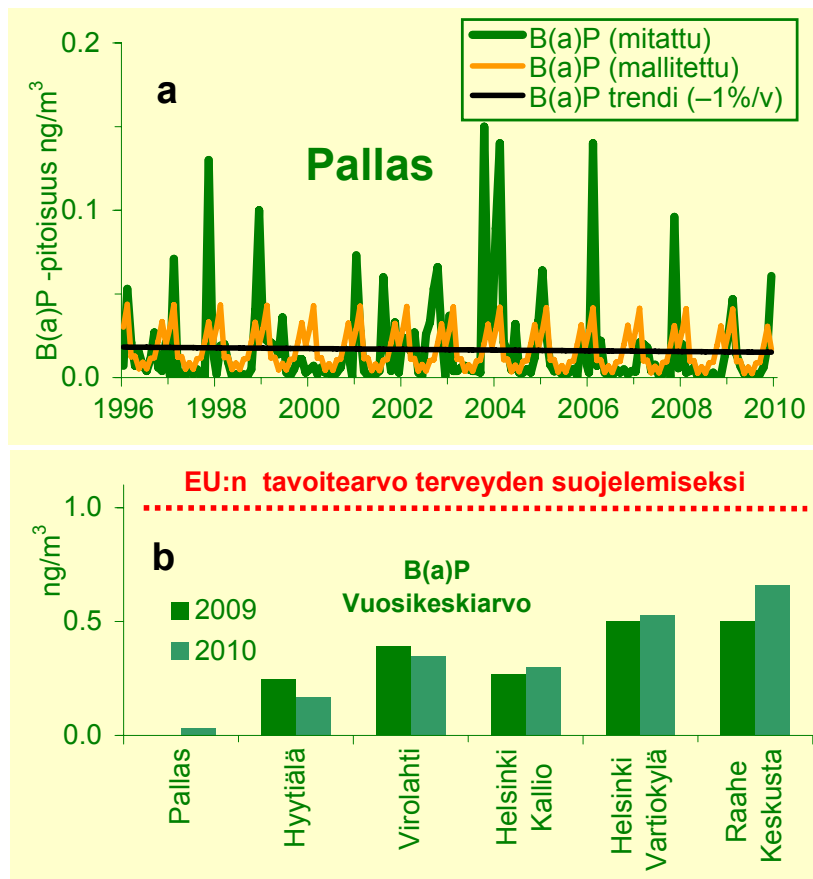


Kuva 10. POP-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet ilmassa vuosina 2008–2010 Pallaksen ilmassa sekä Ruotsin Råössä ja Aspvetenissä. Lähde: Ruotsin ympäristöinstituutti, IVL  
 Figure 10. Mean concentrations of POP compounds in air at Pallas, Råö (Sweden) and Aspveten (Sweden) during 2008–2010. Source: IVL, Sweden, 2012

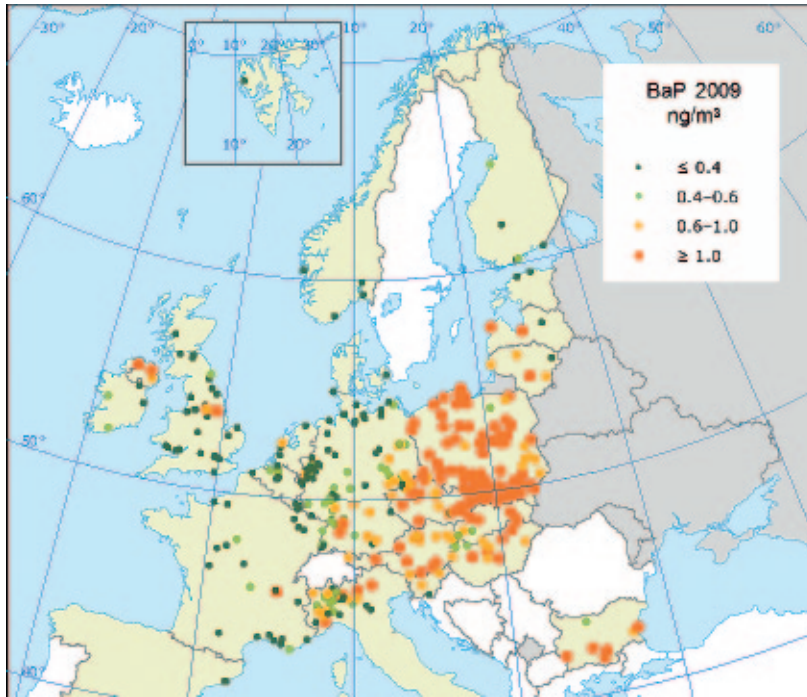
$\alpha$ -HCH:n tiedetään kertyvän erityisesti arktisiin meriin, joista se voi osittain haihtua takaisin ilmakehään. Pallaksen kohonneet  $\alpha$ -HCH-pitoisuudet ilmassa ovat osoitus tämän yhdisteen kulkeutumisesta vallitsevien meri- ja ilmavirtojen mukana kohti pohjoisia leveysasteita ja kertymisestä arktisille alueille.

*Polysykliset aromaattiset hiilivedyt PAH*

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (**P**olycyclic **A**romaattiset **H**ydrocarbons, PAH-yhdisteet) ovat myös orgaanisia yhdisteitä, mutta eivät yhtä pysyviä ilmakehässä kuin muut POP-yhdisteet. Näitä pääsee ilmaan erityisesti epätäydellisessä palamisessa. Puun pienpoltto ja liikenne



Kuva 11. Bentso(a)pyreenin pitoisuus Pallaksella vuosina 1996–2009 (a) sekä B(a)P:n vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu suomalaisilla mittausasemilla 2009–2010 (b).  
 Figure 11. Trend of B(a)P in air at Pallas during 1996–2009 (a) and annual means of B(a)P in air at Finnish measurement stations in 2009 and 2010 (b).



Kuva 12. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvoja Euroopassa vuonna 2009. Lähde: Muokattu Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) Airbase-tietokannan materiaaleista

Figure 12. Annual means of B(a)P in air in Europe in 2009. Source: EEA, Airbase, 2012

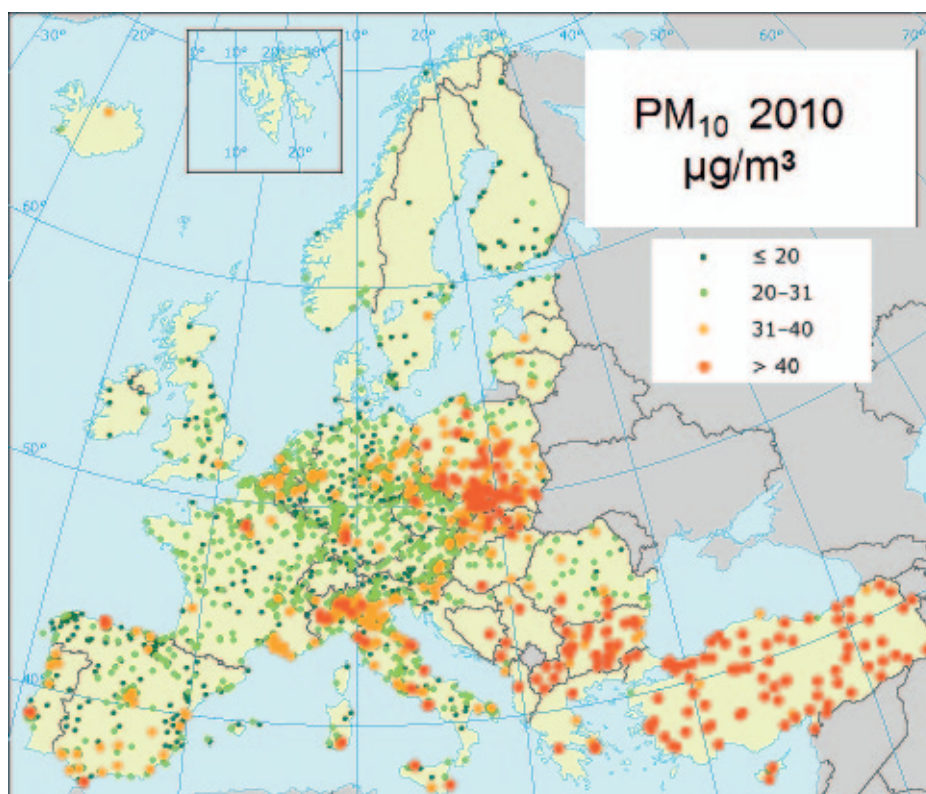
ovat Suomessa merkittävimmät päästölähteet. Globaalisti avopalot (metsäpalot, kulotukset ja roskien poltto) ovat myös tärkeitä päästölähteitä. PAH-yhdisteet ovat erittäin haitallisia ihmisille, sillä monet niistä ovat karsinogeenisia ja mutageenisia. Bentso(a)pyreeni B(a)P, on valittu edustamaan kaikkia PAH-yhdisteitä ja sen sallitulle ilmapitoisuudelle on asetettu EU:ssa tavoite-arvo.

Kuvassa 11a on B(a)P-pitoisuuden aikakehitys Pallaksen ilmassa 1996–2009. Pitoisuus on pysytellyt varsin samalla tasolla koko aikavälin. Pitoisuudet ovat korkeimmillaan talvella, johtuen osittain korkeammista päästöistä, mutta ennen kaikkea hitaammasta muuntumisesta. Kesän lämmössä tämä aine muuntuu jo ilmassa nopeasti toiseksi vaarattomammiksi yhdisteiksi. Pallaksen pitoisuudet

ovat vain murto-osa Etelä-Suomen pitoisuuksista (Kuva 11b) ja vertailussa muuhun Eurooppaan myös Etelä-Suomen pitoisuudet ovat varsin matalia (kuva 12).

#### *Hengitettävät hiukkaset PM<sub>10</sub>*

Kaasumaista rikkidioksidia lukuun ottamatta edellä esitellyt saasteet esiintyvät ilmassa tyypillisesti pienenpieniin hiukkasiin kiinnittyneinä. Hiukkaset, jotka ovat halkaisijaltaan 10 µm eli 0,01 mm tai pienempiä, kulkevat hengitysilman mukana ihmisen elimistöön ja niitä kutsutaan hengitettäväksi hiukkasiksi (**P**articulate **M**atter PM<sub>10</sub>). Näihin hiukkasiin voi olla sitoutuneena satoja erilaisia myrkyllisiä ja allergisoivia hiilivetyjä, raskasmetalleja ja muita epäorgaanisia hiukkasia. Vain harvoin on taloudellisia mahdoli-



Kuva 13. Hengitettävien hiukkasten PM<sub>10</sub> vuosikeskiarvoja Euroopassa vuonna 2010. Lähde: Muokattu Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) Airbase-tietokannan materiaaleista

Figure 13. Annual means of PM<sub>10</sub> in air in Europe in 2010. Source: EEA, Airbase, 2012

suuksia saada yksityiskohtaista kemiallista analyysiä hiukkasten koostumuksesta, ja niinpä ilmanlaadun seurannassa onkin tapana mitata PM<sub>10</sub>-hiukkasten (ja PM<sub>2.5</sub> eli halkaisijaltaan alle 2.5 µm hiukasia) kokonaismassapitoisuutta ilmassa indikoimaan terveydelle haitallisten aineiden pitoisuutta ilmassa. Pallaksella ja Raja-Joosepissa PM<sub>10</sub>-hiukkasten vuosikeskiarvot ovat suuruusluokkaa 3–5 µg/m<sup>3</sup>, mikä on äärimmäisen matala pitoisuustaso (Kuva 13).

### Pohdintaa ja johtopäätöksiä

Pallaksen tutkimusasema on tuottanut tietoa ilmakehän tilasta nyt viidentoista vuoden ajan ja tätä tietoa on myös run-

saasti hyödynnetty kansainvälisissä tutkimushankkeissa. Ilmanlaatua tutkivissa kymmenissä hankkeissa lähes poikkeuksetta Pallaksen saastepitoisuudet ovat aineiston matalimmat ja tässä mielessä fraasi “Euroopan puhtain” on varsin oikeutettu.

Toisaalta tiedämme, että kolmensadan kilometrin päässä Pallaksen asemalta itään on huomattavia rikkidioksidin päästölähteitä, jotka kohottavat pitoisuuksia ilmassa myös Suomen puolella. Bioindikaattoreista löydetään edelleen kohonneita nikkeli- ja kuparipitoisuuksia myös Suomen puolella lähimpänä näitä päästölähteitä (Poikolainen & Rautio 2012, tämä julkaisu). Epäilemättä Kuolan päästöjen johdosta rikkidiok-



sidille ja ilman raskasmetalleille voidaan havaita itä-länsisuuntainen pitoisuusgradientti pohjoisimmassa Lapissa. Kuitenkin jopa pahiten kuormittuneella itärajan läheisellä alueella rikkidioksidipitoisuudet ovat hyvin alhaisia, samaa tasoa kuin Suomen muilla tausta-alueilla. Euroopan mittakaavassa nämä ovat todella alhaisia pitoisuustasoja.

Rikkidioksidin pitoisuudet ovat olleet laskussa viidentoista vuoden ajan Lapissa, mikä indikoi että Kuolan päästöt ovat olleet laskusuunnassa. Valitettavasti myös mahdolliset ei-toivotut päästöjen lisäykset Kuolan alueella tulevat heijastumaan myös Suomen Lappiin.

Kaiken kaikkiaan Pallaksen mittausasemalta tutkittiin lähes kuudenkymmenen eri saasteen ilmapitoisuuksien kehittymistä vuodesta 1996 vuoteen 2009 (Anttila ym. 2010). Valtaosa tutkituista pitoisuuksista pysyi pitkällä aikavälillä muuttumattomina, ja vajaa puolet saasteaineiden pitoisuuksista oli laskusuunnassa. Vähemmän päin olivat paitsi Kuolan niemimaalta peräisin olevat rikkidioksidi- ja raskasmetallipitoisuudet myös monien polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen kulkeumat. Näin ikään kaukokulkeutuvat sulfaatti ja pysyvät orgaaniset yhdisteet olivat laskusuunnassa Pallaksen ilmassa. Liikenneperäisten saasteiden (typen yhdisteet, haihtuvat hiilivedyt sekä otsoni) suhteen tilanne kuitenkin pysyi pääosin muuttumattomana (Anttila ym. 2010).

Ilmastomuutoksen seurauksena saasteiden kulkeutumisolot voivat muuttua. Ilmastomallien perusteella ilmaston lämmitessä lounaan ja lännenpuoleiset tuulet tulevat yleistymään idänpuoleisten tuulten harventuessa. Tällöin idän-

puoleisia saasteita kulkeutuu Lappiin yhä vähemmän. Muutokset tulevaisuuden tuulioloissa ovat kuitenkin ilmastomallien ennusteiden mukaan niin pieniä, että tuulioloista aiheutuvat pitoisuusmuutokset Lapissa ovat enimmilläänkin parin prosentin luokkaa vuoteen 2100 mennessä (Anttila ym. 2011).

Ilmastomuutoksen seurauksena Lapin alueen saastekuormitus voi lisääntyä kasvavien laivaliikenteen päästöjen vuoksi. Vuoteen 2050 mennessä Arktisen Jäämeren jääpeite voi kadota kesän ajaksi kokonaan. Alueen lisääntyvä laivaliikenne voi aiheuttaa kohoavia saaste-pitoisuuksia myös Lapin alueelle. Meneillään oleva laivaliikenteen rikkipäästöjen maailmanlaajuinen rajoittaminen tulee ehkäisemään rikkikuormituksen kasvua, mutta typenoksidien ja hiukkasten pitoisuudet voivat pahimmillaan kaksinkertaistua nykytasosta (Anttila ym. 2011).

## Lähdeluettelo

Anttila, P. & Tuovinen, J.-P. 2010. Trends of primary and secondary pollutant concentrations in Finland in 1994–2007. *Atmospheric Environment*, 44(1):38–49. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.09.041

Anttila, P., Hakola H., Vestenius, M., Ryyppö, T., Hellén, H., Leppänen, S. 2010. Sources and trends of air pollutants at Pallas. VACCIA Action 13 project report. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=24118&lan=fi> (Viitattu 5.5.2012)

Anttila, P., Virkkula, A., Ruosteenoja, K., Hakola, H., Vestenius, M., Ryyppö, T., Hellén, H., Leppänen, S. 2011. Assessment of the impacts of climate

change on pollution transport to the Arctic region, VACCIA- 13, Final report 30.6.2011. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=24118&lan=fi> (Viitattu 5.5.2012)

EEA, Airbase, 2012. AirBase - The European air quality database. European Environment Agency. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-6>. (Viitattu 4.5.2012)

IVL, Sweden, 2012. Data base of POPs in air, Swedish ([http://www3.ivl.se/db/plsql/dvspopluf\\$.startup](http://www3.ivl.se/db/plsql/dvspopluf$.startup)) (Viitattu 4.5.2012)

Laurila, T., Tuovinen, JP., Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet, Ilmatieteen laitos. (Julkaistu Lapin luonnonsuojelupiiri ry:n järjestämän kansalaiskeräyksen tuoton tuella)

Pesticide Action Network Germany, 2003. Pesticide Use Reporting: Options and Possibilities for Europe. Elektroninen julkaisu. Lähde: [http://www.pangermany.org/download/pur\\_option-sEU.pdf](http://www.pangermany.org/download/pur_option-sEU.pdf) (Viitattu 26.4.2012)

SYKE 2006. Suomi-POP, Taustaselvitys pysyvien orgaanisten yhdisteiden kansainvälisten rajoitusten täytäntöönpanosta. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=51366&lan=sv> (Viitattu 5.5.2012)

Turvallisuus- ja kemikaalivirasto, 2010. Maataloudessa käytettävien kasvinsuojeluaineiden myynti Suomessa vuosina 1953 – 2010. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kemikaalit-biosidit-ja-kasvinsuojeluaineet/Kasvinsuojeluaineet/Myyntitilastot/> (Viitattu 26.4.2012)

# Lapin maaperän luontainen puhtaus ja siihen vaikuttavat tekijät

**Pertti Sarala**

Geologian tutkimuskeskus,  
PL 77, 96101 Rovaniemi  
pertti.sarala@gtk.fi

## Tiivistelmä

Geologia ja geologiset prosessit määrittelevät maaperän fysikaalisen ja kemiallisen koostumuksen. Nämä tekijät luovat myös perustan luontaisille alkuaineiden pitoisuustasoille, jotka voivat vaihdella huomattavasti eri alueilla ja eri mittakaavoissa tarkasteltuna. Näin on myös Lapissa, jossa pääosin arkeeisista ja proterotsooisista kivistä koostuvan kallioperän koostumus vaihtelee suuresti graniitti- ja gneissialueista vulkaniittien ja sedimenttien muodostamiin liuskejaksoihin. Rapautumisen ja useiden jäätiköitymisvaiheiden kulu- tus-, kuljetus- ja kerrostumistoiminnan seurauksena kallioperä on lähes täysin moreenin tai muiden jääkausien aikaisten sedimenttien peittämää.

Maaperän geokemiallinen tarkastelu osoittaa, että Lapissa alkuaineiden pitoisuustasot ovat eurooppalaisessa ja skandinaavisessa vertailussa alhaisia. Lähempi tarkastelu kuitenkin osoittaa, että alueelliset erot ovat suuria ja esimerkiksi useilla malmikriittisillä alueilla pitoisuustasot voivat olla huomattavasti tausta-arvoja suurempia. Haitta-alkuaineiden, kuten raskasmetallien tai radioaktiivisten alkuaineiden pitoisuudet ovat kuitenkin harvoin ihmiselle tai eliöstölle haitallisella tasolla. Vaikka maaperää voidaan luontaisesti pitää Lapissa puhtaana, ihmisen

toiminnan kautta luontainen tasapaino voi häiriintyä ja sitä kautta pitoisuustasot kohota jopa haitalliselle tasolle. Tällaisia toimia voivat olla rajut maanmuokkaukset tai malmien ja maa-aineksien louhinta. Näissäkin tapauksissa vaikutus on useimmiten pienialaista ja väliaikaista, eikä niillä ole merkittävää vaikutusta esimerkiksi luonnon marjoille tai sienille.

- Geologian tutkimuskeskus on tehnyt Lapin maaperän geokemiallista kartoitusta 1970-luvulta lähtien
- Toistuvat jääkaudet ovat olleet suurin Lapin maaperää muokannut tekijä viimeisten 2,5 miljoonan vuoden aikana
- Yleisimmässä maalajissa, moreenissa, haitallisten metallien pitoisuudet ylittävät harvoin ihmisille tai muille eliöille haitallisia tasoja. Myös pinta- ja pohjavedet ovat Lapissa erittäin puhtaita
- Rajut maanmuokkaukset voivat mobilisoida haitallisia alkuaineita, mutta nämä muutokset ovat pääsääntöisesti pienialaisia ja väliaikaisia.

## Avainsanat

Geologia, maaperä, geokemia, metallit, mineraalit

## Natural geochemical characteristics of soil in Finnish Lapland

### Abstract

Chemical and physical characteristics of the soil are determined by the geology and the geological processes that have been affected in the region. Those factors create the foundation for the natural element concentrations. However, the element contents can vary great in different scales. This is also a case in Lapland, northern Finland, where the bedrock is mainly composed of Archaean and Proterotsoic rocks ranging from granites or granite gneisses to volcanic and sedimentary rocks. After chemical, pre-glacial weathering and several glacial periods with glacial erosion, transportation and deposition, the bedrock is almost totally covered by till and other glaciogenic sediments.

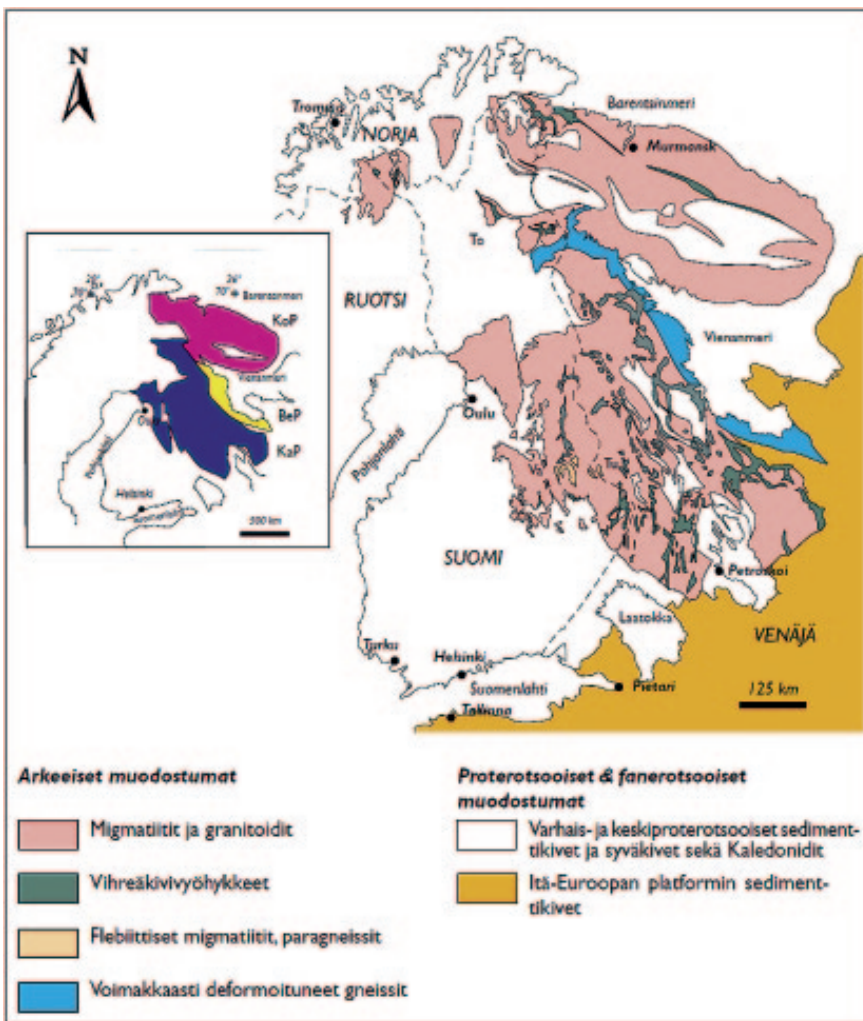
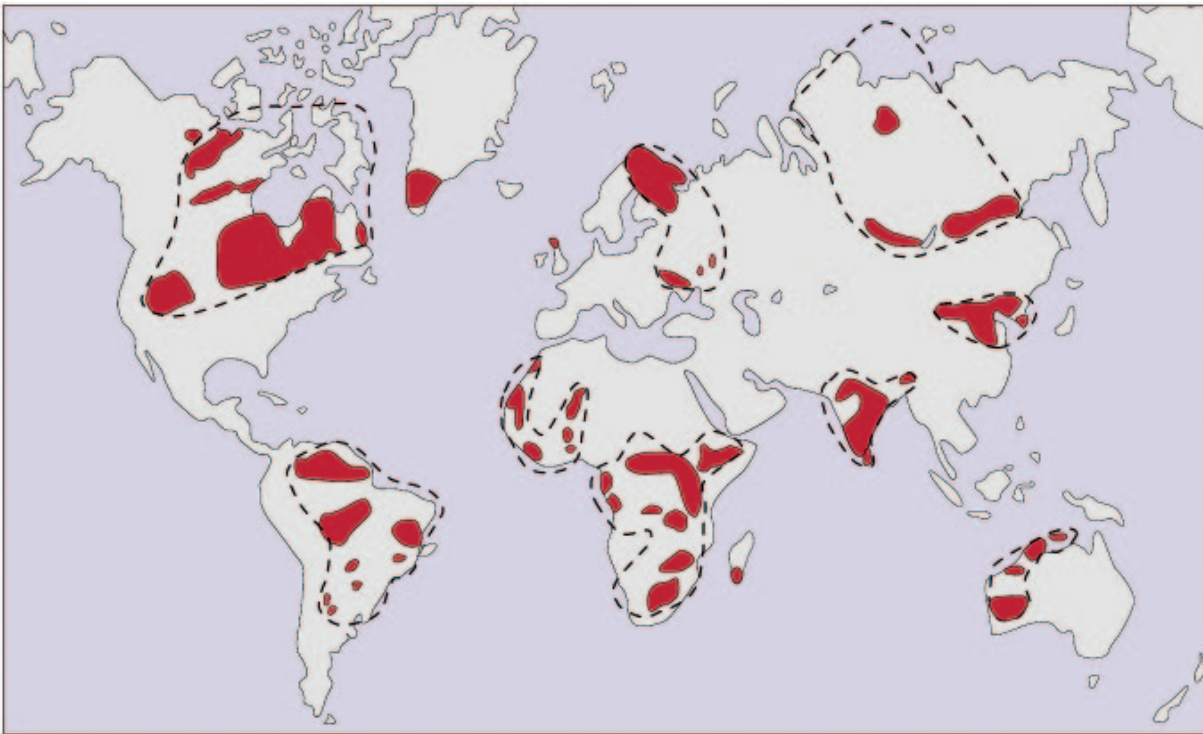
### Johdanto

Maaperän puhtaus voidaan ymmärtää kahdella eri tavalla: luontaisena puhtautena ja ihmistoiminnasta aiheutuva puhtautena. Näistä ensimmäinen on täysin ihmisestä riippumaton elementti ja luontaiset vaihteluvälit johtuen maankuoren ja maaperän geologisesta kehityskaaresta voivat olla suuria. Kallio- ja maaperään kohdistuvat fysikaaliset ja kemialliset prosessit voivat niin rikastaa kuin laimentaakin alkuaineiden tai mineraalien määriä ja sitä kautta aiheuttaa esimerkiksi ihmisten tai eliöiden kannalta haitallisia pitoisuustasoja tai rikastumia

Based on soil geochemistry, the element contents in Lapland can be regarded as the lowest in Europe and in Scandinavian. Closer look still proves that regional differences are high, and particularly, in many ore potential areas contents are much higher than in general levels. However, the levels of harmful elements like heavy metals and radioactive elements are seldom too high for nature and people. Although the ground can be regarded naturally clean in Lapland, human acts can disturb natural element balance and cause the elevation on content even to a risk level. For example soil treatment, metal and mineral mining, and other raw material quarrying can cause harmful effects. Generally, an influence of those acts to the nature and for example to berries or mushrooms is only local and temporal in Lapland.

maaperään. Useissa tapauksissa maan pinnalla tapahtuvat eroosio-, kuljetus- ja kerrostumisprosessit laimentavat pitoisuustasoja ja edesauttavat tai parantavat elämän mahdollisuuksia. Lisäksi erilaiset maannosprosessit toimivat puskurina muun muassa ilmasta tai vedestä tulevalle haitallisten aineiden kuormitukselle.

Ihmistoiminnan seurauksena aiheutettu likaantuminen tai saavutettava puhtaus on usein poikkeava luontaisesta, yleensä geologisista tekijöistä johtuvasta puhtaudesta. Tämä on merkittävä asia, kun suunnitellaan esimerkiksi taa-jamarakentamista tai otetaan maa-alueita muuhun käyttöön. Korkeat luontaiset



Kuva 1. a) Suomen sijainti yhdellä punaisella merkityistä arkeisista (yli 2,5 miljardia vuotta vanhoista) manneralueista ja b) vanhimpien kallioalueiden esiintyminen Suomessa. Lähde: Luukkonen & Sorjonen-Ward (1998).

Figure 1. a) Location of Finland in one of the Archean cratons (age over 2.5 billion years; marked as red) and b) the occurrence of the oldest bedrock area in Finland. Source: Luukkonen & Sorjonen-Ward (1998).

tausta-arvot voivat ylittää esimerkiksi valtioneuvoston määrittelemät sallitut luvut moninkertaisesti (Hatakka ym. 2010). Luonnon ja kasvien osalta tilanne ei kuitenkaan ole aivan näin yksinkertainen, sillä kasvien fysiologiset ominaisuudet vaihtelevat huomattavasti ja kasvien maaperästä ottamien ravinteiden määrä sekä laatu eivät välttämättä suoraan korreloi maaperästä mitattuihin pitoisuuksiin.

Suomen maaperän kemialliseen koostumukseen vaikuttavat eniten alueen kallioperän kivilajit ja mineralisoitumat eli mineraali- ja metallirikastumat. Koska kallioperän koostumus ja ominaisuudet vaihtelevat suuresti, on myös kalliosta peräisin olevan irtomaan eli maaperän geokemiassa luontaisesti suuria alueellisia vaihteluita. Suomen kallioperä on osa vanhaa Fennoskandian kilpeä, joka tulee esiin kambrikautta ja sitä nuoremman (alle 550 miljoonaa vuotta) kallioperän läpi (Lehtinen ym. 1998). Itä-Suomi Pohjois-Karjalasta Lappiin muodostaa keskuksen, jonka ympärille kilpialueen manner on vähitellen kasaantunut. Nämä kivet ovat Euroopan vanhimpia ja ovat iältään arkeisia eli yli 2,5 miljardia vuotta vanhoja (kuva 1).

Kilven kallioperä on muodostunut lähinnä vaipan ja kuoren kivien sulamisen, painovoimaan perustuvan keveitten kivilajien kuoreen rikastumisen sekä mannerlaattojen liikkeen ja sedimentaatioprosessien seurauksena (Koljonen 1992). Laatokan-Perämeren-vyöhyke jakaa Suomen kallioperän pohjoiseen ja eteläiseen suurlohkoon, jossa pohjoinen koostuu pääosin arkeisista graniittisista kivistä ja liuskeista sekä vihreäkivistä, ja eteläinen lohko koostuu nuoremmas-

ta, proterotsooisesta (1,7-2,0 miljardia vuotta vanhasta) kallioperästä. Pohjoisessakin esiintyy esimerkiksi Lounais- ja Länsi-Lapissa proterotsooisia, lähinnä vulkaanisista ja sedimenttikivistä koostuvia vihreäkivi-/liuskejaksoja, jotka poikkeavat huomattavasti vanhoista graniiteista ja gneisseistä. Näille alueille ovat tyypillisiä vulkaanisten ja kalkkipitoisten kivien sekä erilaisten hienorakeisten liuskekivien esiintyminen, mikä tekee kallio- ja maaperästä ravinteikkaan. Kallioperästämme löytyy vain muutamia geologisesti ”nuoria” kivilajimuodostumia, kuten noin 350-360 miljoonaa vuotta vanhat Soklin karbonaatti- ja Iivaaran alkalikivi (Vartiainen 1980). Keski-Lapin alueelle on tyypillistä myös rapautuneen kallioperän esiintyminen (Hirvas 1991, Sarala & Ojala 2008). Eri kehitysvaiheiden seurauksena syntyneet kivilajit ovat koostumukseltaan erilaisia ja muodostavat geokemiallisesti toisistaan poikkeavia lähtöalueita maaperäprosesseille.

Suomen ja Lapin maaperä eli kallioperän päällä oleva irtomaa koostuu pääosin kvartäärikaudella eli viimeisen 2,5 miljoonan vuoden aikana esiintyneiden perättäisten kylmien kausien aikaisen mannerjäätiköiden kerrostamista maa-aineksista (Johansson & Kujansuu 2005, Johansson ym. 2011). Laajat alueet pohjoisella pallonpuoliskolla ovat olleet lukuisia kertoja mannerjäätiköiden peittämiä. Lappi on sijainnut toistuvasti jäätiköiden keskusalueella, jossa jäätikköeroosio on ollut monin paikoin heikkoa. Se näkyy esimerkiksi kvartäärikautta vanhempien eli preglasiaalisten rapakallioiden esiintymisenä erityisesti Keski-Lapin alueella sekä yleensä

korkeampana sekä vaihtelevampana topografiana koko Lapissa. Jäätiköt ja sulamisvedet ovat kuluttaneet kallioperää ja kuljettaneet sekä kerrostaneet irrotta- maansa ainesta muodostaen meille tyy- pillisen maaperän, joka koostuu mo- reenista ja hiekka- ja sorakerrostumista sekä paikoin hienoainespitoisista sedi- menteistä. Laajat alueet ovat lisäksi vaih- televan paksuisen turvekerroksen pei- tossa. Kallioalueiden osuus on vain noin 3 prosenttia koko Suomessa ja noin 5 prosenttia Lapissa.

Maa-aineksien kerrostumisen jälkeen maan pintaosa on ollut ja on edelleen alttiina erilaisille fysikaalisille ja kemi- allisille prosesseille. Pakkasrapautumi- nen ja maanpinnan orgaanisen aineksen hajoaminen, liuenneiden aineiden kul- keutuminen ja saostuminen rikastumis- kerrokseen sekä ilman kautta tuleva las- keuma muuttavat pintamaan kemiallista ja mineralogista koostumusta. Kosteas- sa ja viileässä ilmastovyöhykkeessä, joh- hon Suomikin kuuluu, kehittyy ns. pod- sol-maannos, joka on yleinen metsäisillä mailla. Podsolin syntyminen on hidas prosessi ja siihen vaikuttavat erityises- ti humuksesta peräisin olevat orgaaniset hapot ja hiilidioksidi.

### **Aineistot ja tutkimusmenetelmät**

Geokemiallinen tutkimus on yksi geo- logisista perusmenetelmistä, jossa tutki- taan kivien, mineraalien ja maa-aineksen sekä pinta- ja pohjavesien ja erilaisten mineraalisten tai orgaanisten sediment- tien kemiallista koostumusta. Menetel- mä perustuu geologisista kerrostumista kerättyjen näytteiden analysointiin, jois- ta on joko seulottu ja erilaisilla hapoil-

la liuotettu tarkoituksenmukainen osa ennen kemiallista analysointia tai sel- laisenaan mitattu alkuainepitoisuudet esimerkiksi röntgenfluoresenssimene- telmällä (XRF). Saadut pitoisuusarvot kuvastavat joko suoraan tai välillisesti sekundäärisen hajonnan kautta kallioper- än koostumusta. Suomessa maaperä ja yleensä moreeni on yleisesti käytetty ai- nes geokemialliseen tutkimukseen joh- tuen sen syntyprosessista ja sen kautta saatavasta laajemmasta kuvasta jäätikön tulosuunnan kallioperästä. Tätä ominai- suutta käytetään hyödyksi esimerkiksi malminetsinnässä. Moreenin ja maa-ai- neksen kemiallinen koostumus puoles- taan heijastelee suoraan sen ravinteik- kuutta.

Lapista/Pohjois-Suomesta on teh- ty geokemiallista kartoitusta järjestel- mällisesti 1970-luvun alusta. Työ aloi- tettiin Keski-Lapin alueella, jossa tehtiin ns. linjamuotoista moreeninäytteenottoa (Salminen 1995). Alueellinen näytteen- otto laajennettiin  $\frac{1}{4}$  km<sup>2</sup> näytteenottoti- heydellä valtakunnalliseksi 1980-luvulla. Näiden lisäksi Geologian tutkimuskes- kus (GTK) on tehnyt myös toisen val- takunnallisen geokemiallisen kartoituk- sen eli ns. suuralueellisen kartoituksen näytteenottotiheydellä 1 näyte / 300 km<sup>2</sup> (Koljonen 1992). Valtakunnallisissa maaperägeokemiallisissa kartoituk- sissa on käytetty näytemateriaalina mo- reenia. Molemmista kartoituksista on kerätty näytteitä ainoastaan maannok- sen alapuolisesta, muuttumattomas- ta moreeniaineksesta, josta on analysoi- tu < 0,06 mm:n raekoko ja analytiikassa uuttomenetelmänä on ollut kuningasve- siuutto. Koko maan kattavat kartoituk- set ovat käsittäneet maa-ainesten lisäksi

myös purovesiä ja -sedimenttejä (Lahermo ym. 1996) ja pohjavesiä (Lahermo ym. 1990, Lahermo ym. 2002) sekä kalionäytteitä (Rasilainen ym. 2008). Näissä kartoituksissa tietoa kertyi yhteensä useista tuhansista näytteistä.

GTK osallistui 1980- ja 1990-luvuilla pohjoismaisiin ja Barentsin alueen yhteisiin kartoitushankkeisiin, jotka käsittivät myös Pohjois-Suomen. Yhteistyöprojekteja olivat Pohjoiskalottihanke (Bølviken ym. 1986) ja Kuolan ekogeokemian hanke (Reimann ym. 1998). Lisäksi Barentsin ekogeokemiallinen kartoitushanke kattoi lähes koko maan (Salminen ym. 2004). Koko Suomesta on analyysituloksia myös Euroopan-laajuisen FOREGsin geokemiallisen kartoituksen julkaisussa (Salminen ym. 2005).

Vuosina 1996-1997 koottiin kansainvälisen Baltic Soil Survey -hankkeen yhteydessä näytteitä noin 130 maaprofilista maatalousmailta. Tähän näytteenottoon sisältyi moreenin lisäksi hienojakoisia maalajeja (savi, siltti), karkeita lajittuneita maita ja orgaanisia maalajeja. Baltic Soil Survey -hanke poikkesi moreenigeokemiallisista kartoituksista myös siinä, että näytteitä otettiin pohjamaan lisäksi pintamaasta. Suomen alustavat tulokset, jotka perustuivat kuningasvesiuuttoihin, julkaistiin vuonna 1999 (Tarvainen & Kuusisto 1999). Tulosten mukaan useiden hivenalkuaineiden pitoisuudet ovat keskimääräistä suuremmat savimailla kuin muissa maalajeissa. Pohjois-Suomessa savimaita esiintyy lähinnä Lounais-Lapissa, jossa niillä voi olla paikoin maaperän ravinteikkuutta lisäävä vaikutus.

Kuningasvesiliuotusmenetelmää on yleisesti käytetty maanäytteiden analyysi-

seissä geokemian kartoitusprojekteissa ja pilaantuneiden maiden arvioinnissa. Kuningasvesiliuotus kuvaa suurinta alkuaineiden pitoisuutta, mikä voi liueta luonnossa maaperästä äärimmäisen happamissa olosuhteissa (Salminen ym. 2007). Muita kartoituksissa käytettäviä menetelmiä ovat erilaiset heikkouutot, kuten esimerkiksi ammoniumasettaatti-EDTA-uutto (Tarvainen ja Kallio 2002). Alkuaineiden kokonaispitoisuudet ja kuningasveteen tai väkevään typpihappoon liukenevat pitoisuudet ovat luonnonmaissa paljon suurempia kuin kasvien saatavilla olevat metallipitoisuudet tai pohjaveteen helposti kulkeutuvat pitoisuudet. Kasvien saatavilla olevaa metallipitoisuutta voidaan arvioida heikommilla uuttomenetelmillä, esimerkiksi happamalla ammoniumasettaatti-EDTA-uutolla (Hatakka ym. 2010). Alkuaineiden todelliset kokonaispitoisuudet voidaan määrittää esimerkiksi XRF-menetelmällä.

Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (PIMA-asetus; VnA 214/2007) määrittelee yli 50:lle mahdollisesti haitalliselle aineelle kynnyks- ja ohjearvot. Taustapitoisuudella tarkoitetaan sekä luontaisesti että ihmistoiminnan seurauksena kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella. Tietoa maaperän taustapitoisuuksista tarvitaan muun muassa arvioitaessa maaperän pilaantuneisuutta. Mikäli maaperässä jokin haitta-ainepitoisuus ylittää asetuksen liitteessä säädetyn kynnyksarvon, maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava. GTK ja Suomen ympäristökeskus (SYKE) ovat koonneet tietoja maaperän taustapitoi-



suuksista valtakunnalliseen taustapitoisuusrekisteriin (TAPIR 2012). Rekisteriin on kerätty mahdollisten haitallisten aineiden, kuten arseenin ja muiden metallien sekä PAH- ja PCB-yhdisteiden pitoisuustietoja eri lähteistä. Taustapitoisuuksien perusteella on laskettu eri aineille alueelliset tunnusluvut maala-jeittain ja nämä tunnusluvut ovat saatavilla verkkopalvelusta. Valtakunnallinen rekisteri perustuu tällä hetkellä noin 90 000 näytepisteen tietoihin. Lisäksi on määritelty eri alkuaineille valtakunnalliset taustapitoisuusprovinssit (Eklund 2008), joissa alkuaineiden taustapitoisuudet ovat korkeammat kuin ympäröivillä tausta-alueilla ja joissa kynnysarvojen ylitykset ovat todennäköisempiä kuin muualla Suomessa. Provinssien rajaamiseen on käytetty GTK:n valtakunnallisten geokemiallisten kartoitusten analyysituloksia (Koljonen 1992, Salminen 1995). Esimerkiksi arseeniprovinssija on esitetty kolme, joista Etelä-Suomen provinssi (Etelä- ja Kaakkois-Suomi ja iso osa Pohjanmaata) on laajin ja Ilomantsin arseeniprovinssi itärajalalla sekä Kittilän arseeniprovinssi Lapissa pienempiä.

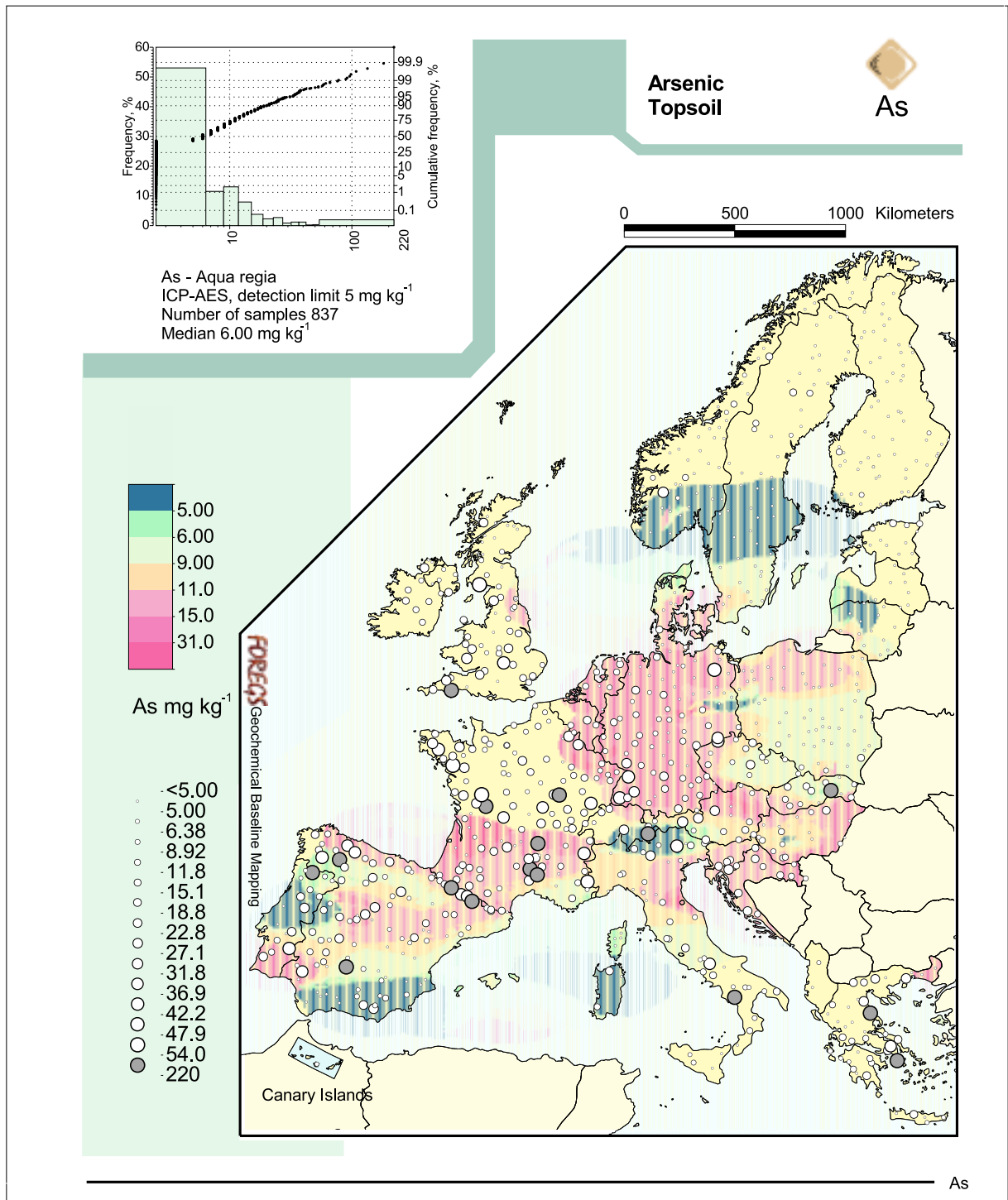
## Tulokset

Eurooppalaisittain tarkasteltuna Suomen arkeisista ja proterotsooisista kivistä koostuva kallio heijastuu maaperässä pääosin alhaisina alkuainepitoisuuksina. Raskasmetallien, kuten arseenin, kadmiumin ja elohopean pitoisuudet ovat hyvin matalalla tasolla (kuva 2a; FOREGS Atlas 2012). Samoin radioaktiivisten alkuaineiden pitoisuudet ovat alhaisia (kuva 3), vaikka kallioperässämme

esiintyy graniitteja ja graniittigneissejä, joissa on todettu esiintyvän paikoin korkeitakin uraanin ja toriumin hajoamisarjoista peräisin olevia radionuklidipitoisuuksia. Sen sijaan proterotsooisista sedimentti- ja vulkaanissyntyisistä kivistä johtuen esimerkiksi magnesiumin, raudan ja monien perusmetallien pitoisuustaso on koholla etenkin Pohjois-Suomessa (kuva 4). Pitoisuudet eivät ole kuitenkaan haitallisen korkeita, mutta osoittavat Euroopan luoteiskulman erittäin malmipotentialiseksi, ei vain kyseisille metalleille, mutta myös monille muille alkuaineille.

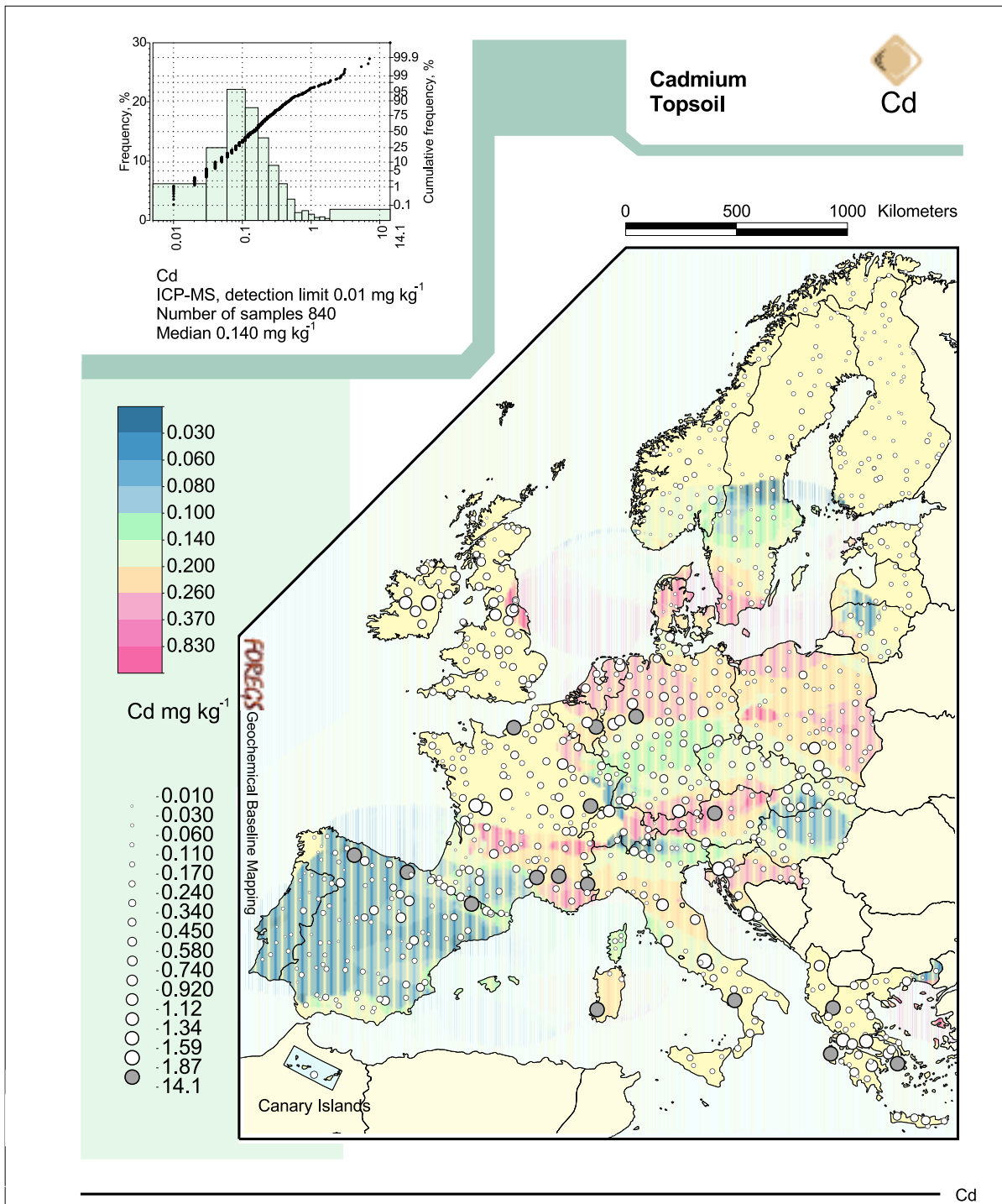
Suomen geokemiallista karttaa tarkasteltaessa alueellisia eroja esiintyy huomattavasti enemmän kuin aiemmassa pienimittakaavaisessa tarkastelussa. Moreenigeokemiassa kallioperän suuralueet tulevat selkeästi näkyviin. Esimerkiksi korkeimmat magnesiumpitoisuudet kuvastavat hyvin vulkaanisten ja sedimenttisyntyisten kivilajialueiden esiintymistä (kuva 4a) ja samalla ravinteikkaimpia alueita. Nämä alueet ovat samalla myös useimpien metallien suhteen korkeimman pitoisuuden alueita. Graniitti- ja gneissialueet erottuvat yleensä taustapitoisuusalueina useimmille metalleille ja vain muutamat alueet Etelä-Suomen lisäksi ovat selkeästi radioaktiivisten alkuaineiden suhteen koholla, mutteivät ihmiselle tai muulle eliöstölle haitallisella tasolla (kuva 4b).

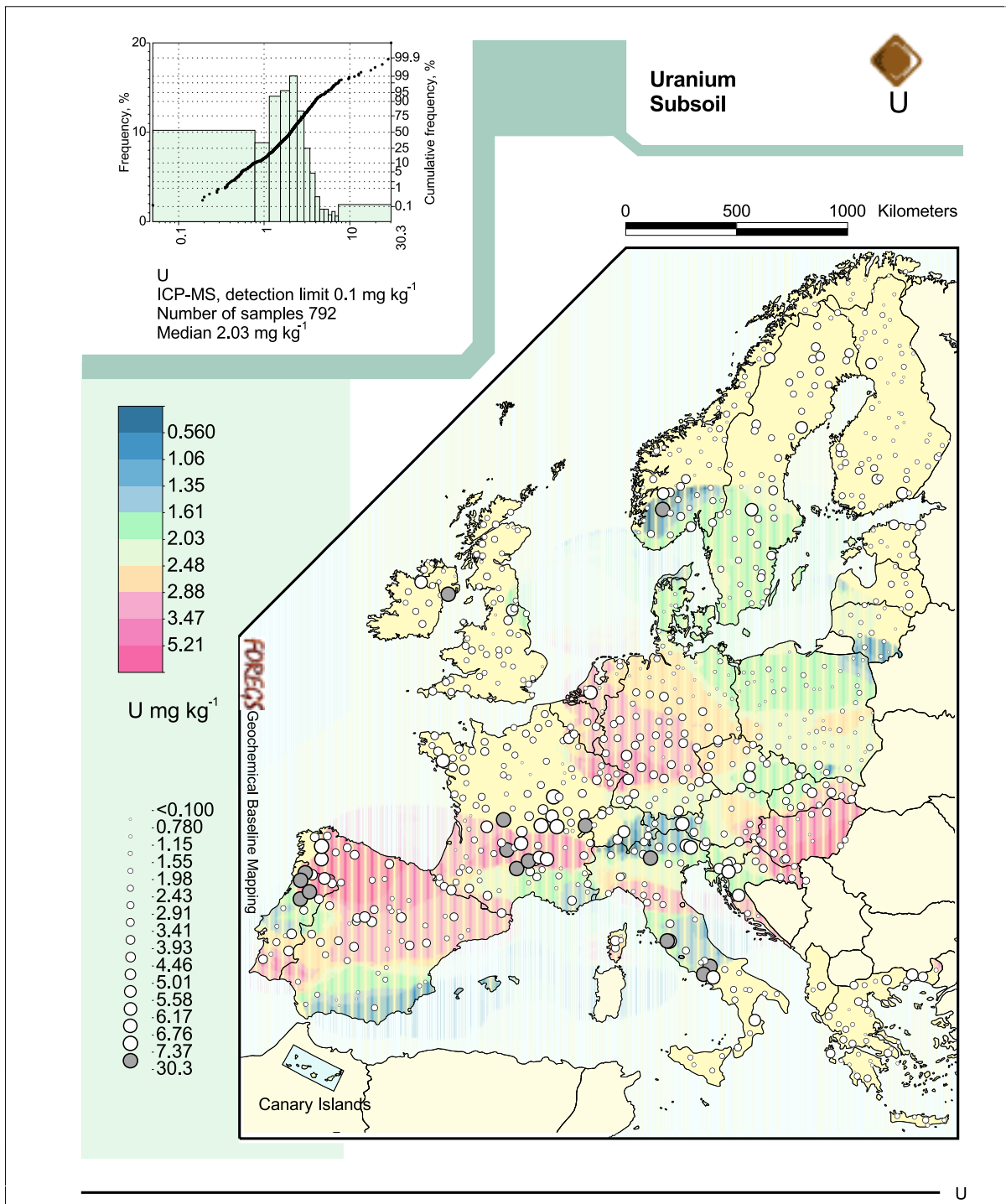
Paikallisesti eri kivilajiyksikköjen ja/tai niihin liittyvien mineralisointumien kohonneet alkuainepitoisuudet voivat heijastua myös maaperässä selvästi ympäristöstään kohonneina eli anomaalisina pitoisuuksina. Esimerkiksi Lounais-Lapin alueella esiintyvällä Peräpohjan



Kuva 2. a) Arseenin ja b) kadmiumin esiintyminen maaperässä Euroopassa. Lähde: FOREGS Atlas (2012).

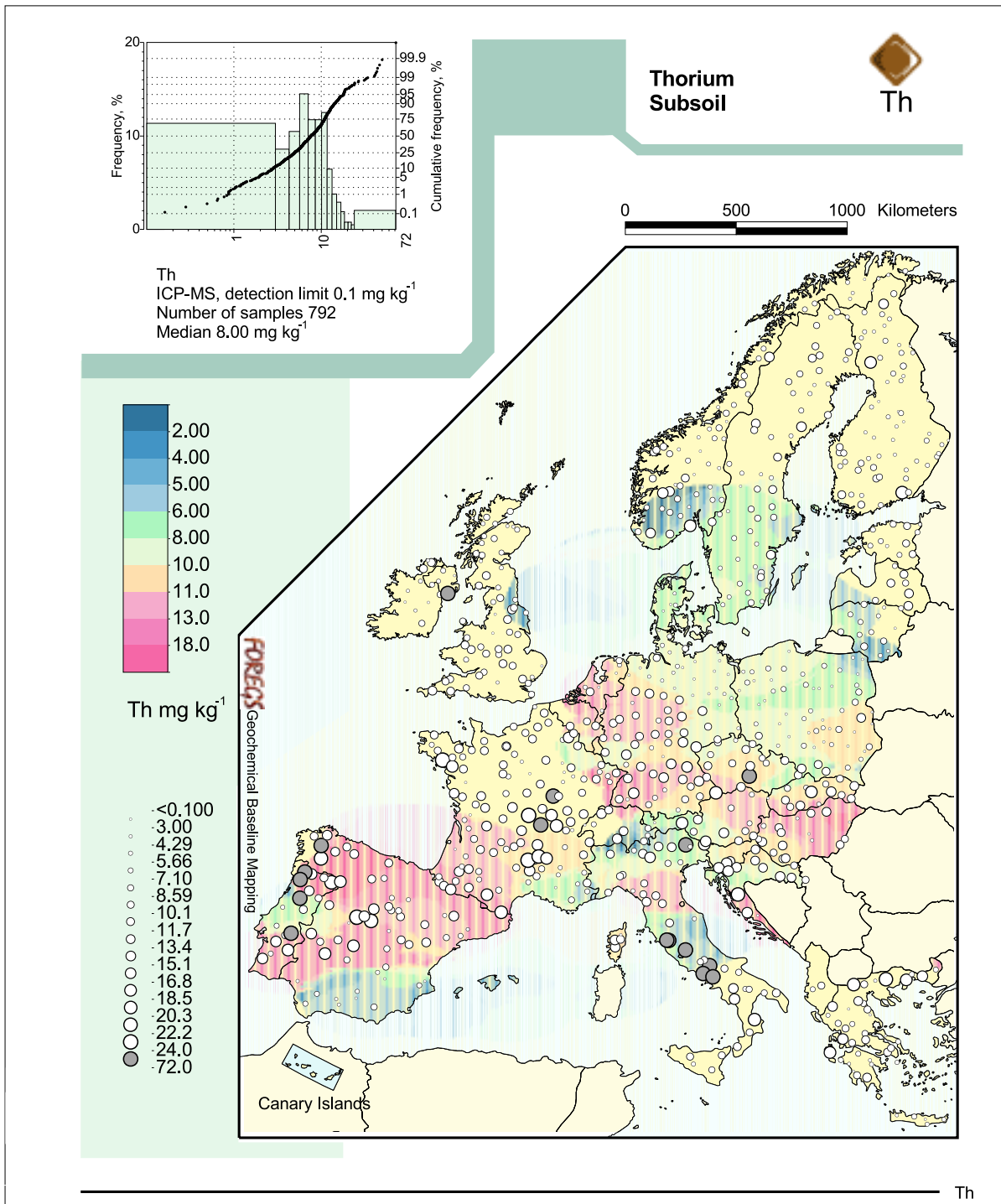
Figure 2. Distribution of a) arsenic and b) cadmium in soil in Europe. Source: FOREGS Atlas (2012).

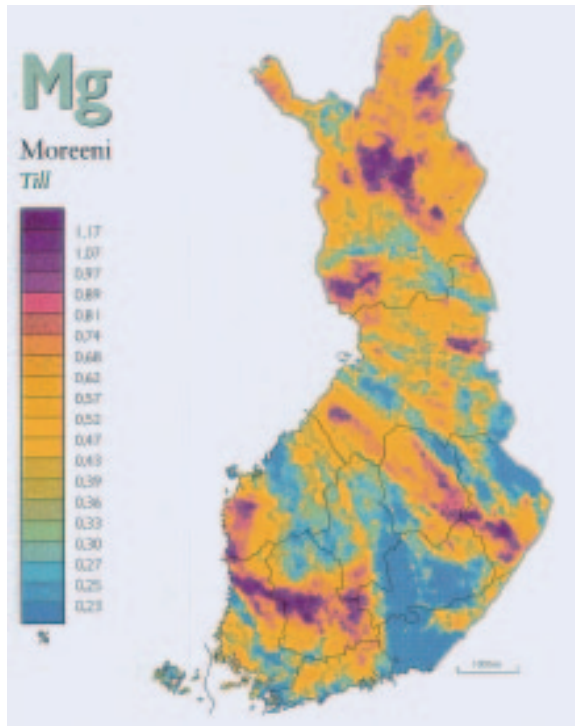




Kuva 3. Radioaktiivisten alkuaineiden (U, kuva 3a ja Th, kuva 3b) esiintyminen maaperässä Euroopassa. Lähde: FOREGS Atlas (2012).

Figure 3. Distribution of radioactive elements (U and Th) in soil in Europe. Source: FOREGS Atlas (2012).

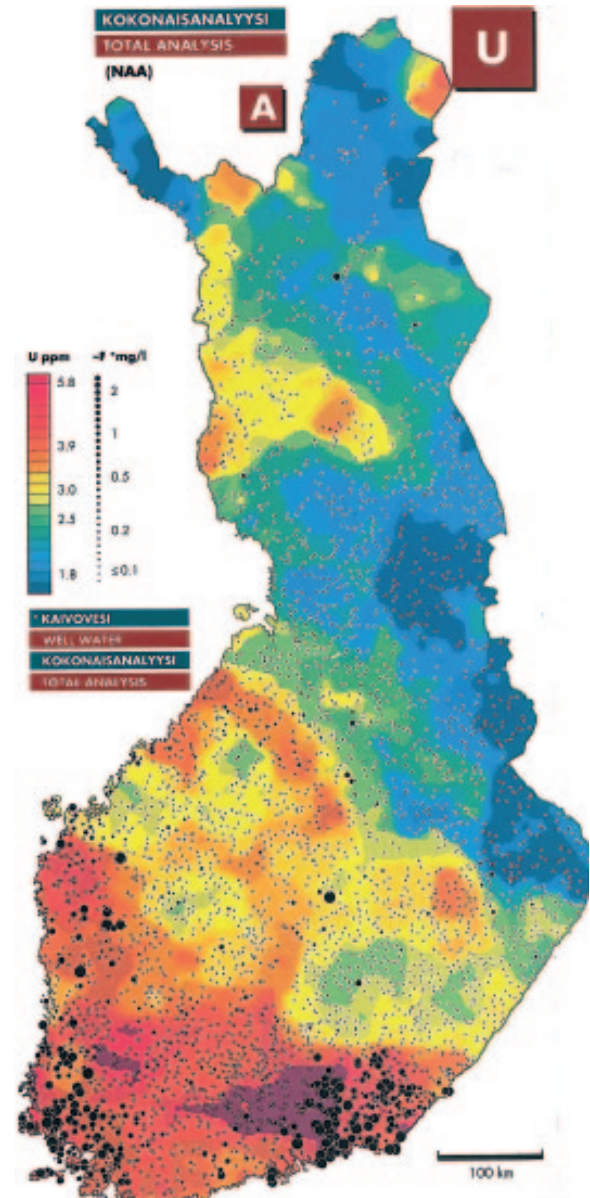




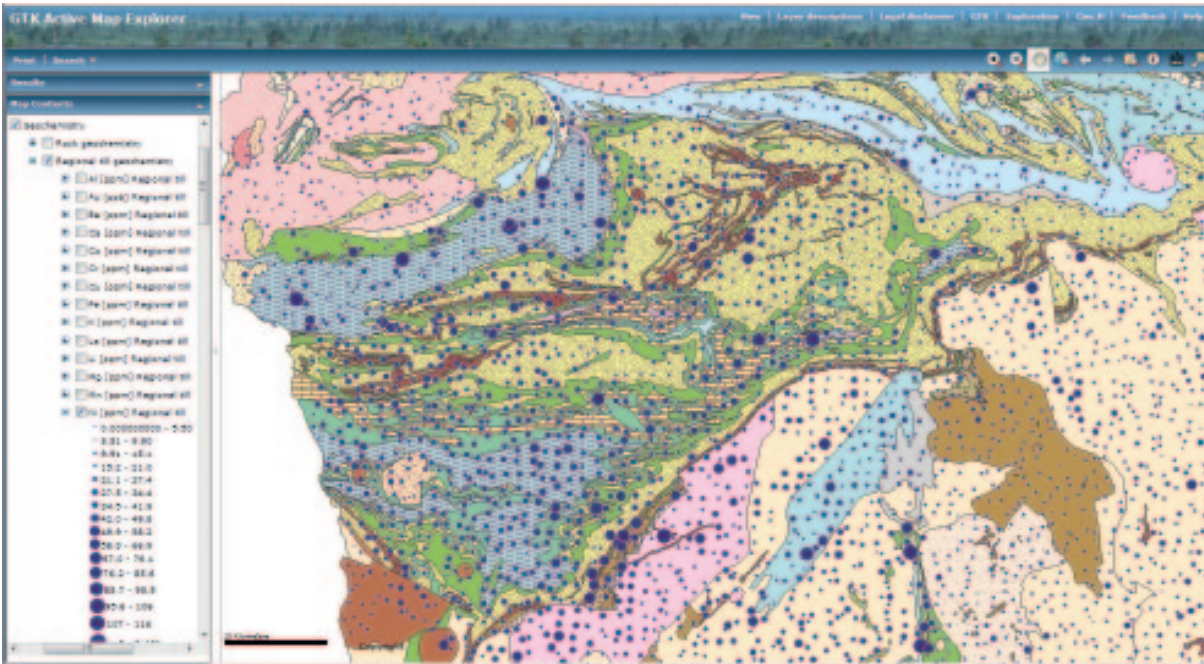
Kuva 4. a) Moreenin magnesium-pitoisuudet Suomessa Salmisen (1995) mukaan ja b) uraanipitoisuudet Koljosen (1992) mukaan.  
Figure 4. a) Magnesium contents in till in Finland after Salminen (1995) and b) uranium contents in till after Koljonen (1992).

liuskejaksolla nopeasti vaihtelevat kivilajiyksiköt ja niihin liittyvät nikkelpitoisuuksien vaihtelut heijastuvat hyvin herkästi myös moreeniainekseen (kuva 5). Tästä johtuen eri alkuaineiden ja esimerkiksi haitallisten raskasmetallien pitoisuudet voivat vaihdella maaperässä huomattavasti ja tällä voi olla paikallista merkitystä luonnon marjojen ja sienien sekä myös vesien haitta-ainepitoisuuksiin. Ilmiö on kuitenkin luontainen ja sillä on harvoin merkittävää haittaa kasveille tai eliöille.

Hydrologiset olosuhteet voidaan ajatella valuma-alueitasoisessa tarkastelussa melko tasaisiksi, mutta ne voivat vaihdella huomattavasti pienelläkin alueel-



la topografiasta, alla olevan kallioperän rakenteista ja maaperän ominaisuuksista johtuen. Nämä tekijät vaikuttavat suoraan pinta- ja pohjavesien laatuun, mutta vesien koostumus heijastelee myös kallioperän suurrakenteita, mikä näkyy hyvin esimerkiksi pohjavesien magnesium-pitoisuuksissa (kuva 6a). Huomattavaa on kuitenkin, että vaikka pitoisuudet olisivat jollain alueella koholla, maan puskurointivaikutus ja puhdistava vaikutus laimentavat pitoisuuksia ja sen vuoksi



Kuva 5. Nikkelipitoisuuksien (ympyrät kartassa) jakautuminen moreenissa Lounais-Lapissa. Muun muassa aluetta lounaasta koilliseen halkova kerrosintrusiovyöhyke erottuu selkeänä kohonneena moreenin nikkelpitoisuusalueena kartalla. Lähde: GTK Active Map Explorer internet-karttapalvelu (<http://www.geomaps2.fi/activemap/>).

Figure 5. Distribution of nickel (circles in the map) in till in south-western Lapland. For example, southwest – northeast oriented zone of the layered intrusions in the bedrock is seen as clear nickel anomaly in till in the map. Source: GTK Active Map Explorer web map service (<http://www.geomaps2.fi/activemap/>).

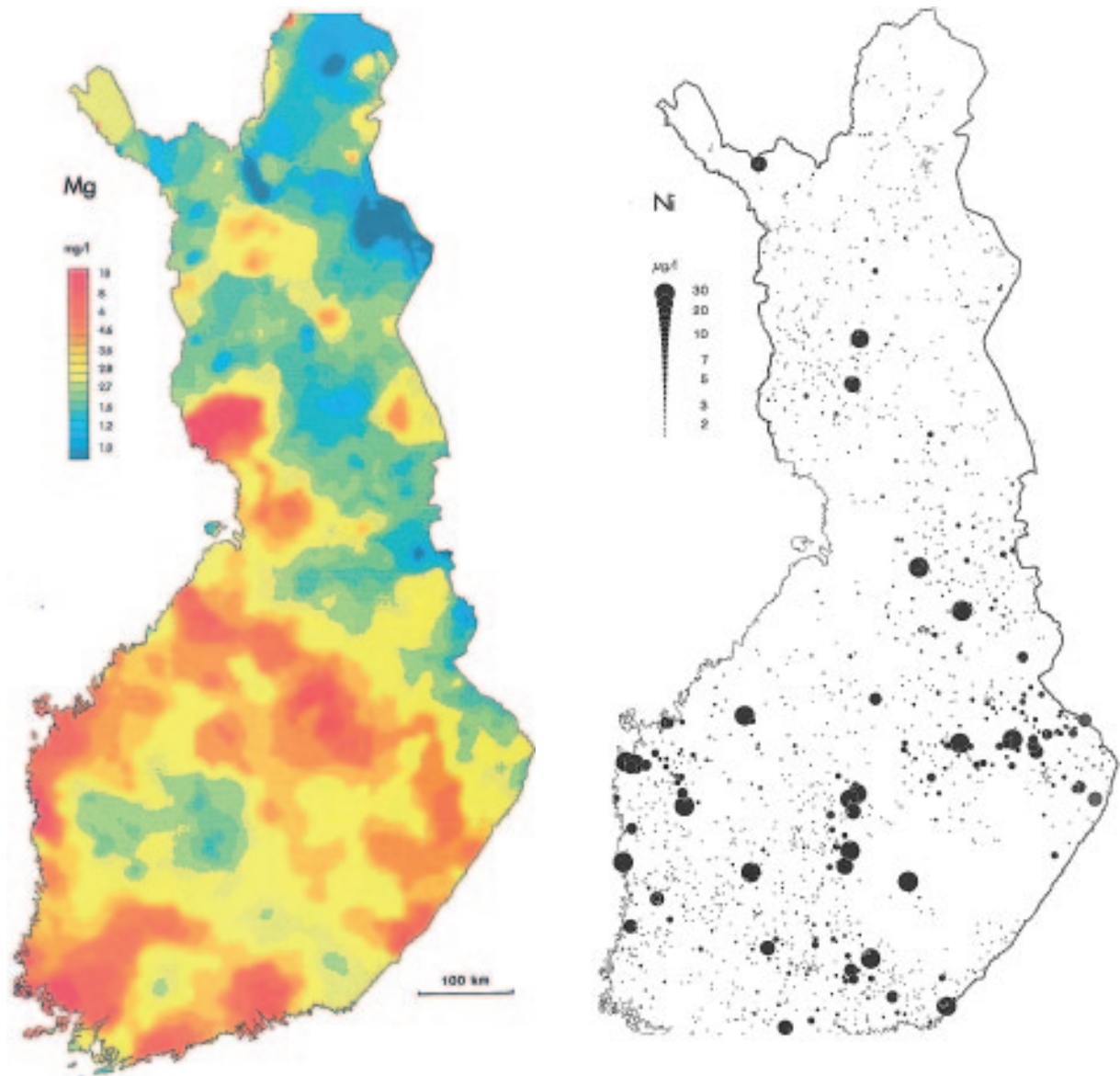
vesien alkuainepitoisuudet ovat kauttaaltaan erittäin alhaisia Lapissa. Esimerkiksi nikkelpitoisuudet ovat korkeimmillaankin vain 10–20 mg/l luokkaa (kuva 6b). Pitkän aikavälin tarkastelussa vesien laatu on myös pysynyt hyvänä (vrt. Tenhola & Tarvainen 2008).

## Pohdintaa

Kasvien ottamien ravinteiden ja hivenainneiden kannalta mineraalimaan pintaosa on merkittävä. Tulosten tarkastelun kannalta onkin oleellista huomioida se, että valtakunnallisten moreeniaineistojen näyttemateriaali on kerätty muuttumattomasta moreenista (syvyys keskimäärin

metristä kahteen maanpinnasta), eli siis podsol-maannoksen C-horisontista. Siten se ei anna suoraan kuvaa alkuaineiden pitoisuuksista maan pinnassa, jossa kasvien juuret pääosin ovat. Kuitenkin nämä aineistot antavat hyvän yleiskuvan maa-aineksen kemiasta. Sen sijaan orgaanisen aineksen määrä maaperässä vaikuttaa maaperän kykyyn sitoa useita alkuaineita itseensä. Kun orgaanisen aineksen osuus maaperässä kasvaa, myös useimpien alkuaineiden määrät lisääntyvät kaikissa maalajeissa erityisesti pintaossa (Tarvainen ym. 2006).

Alkuaineiden käyttäytyminen vaihtelee eri maalajeissa, maannosprosesseissa ja kivilajeissa. Pääalkuaineilla erot eri



Kuva 6. Pohjavesien a) magnesium- ja b) nikkeli-pitoisuudet Suomessa. Lähde: Lahermo ym. (1990).  
Figure 6. a) Magnesium and b) nickel contents of ground water in Finland. Source: Lahermo et al. (1990).

maalajien välillä ovat selvästi vähäisempiä ja pitoisuustason määrittää maalajin päämineraalikoostumus, johon vaikuttavat lähinnä maasälpien ja tummien mineraalien keskinäiset suhteet (Salminen ym. 2007). Nämä puolestaan määräytyvät alueen geologian mukaan. Hivenalkuaineet esiintyvät pääosin adsorboituneena mineraalirakeiden (ensi sijassa külteiden) pinnoille tai saostumiin. Hiekassa ja sorassa sekä muissa karkeissa

lajitteissa sopivia adsorptiopaikkoja on niukasti, toisin kuin esimerkiksi savissa, joissa alkuainepitoisuudet ovat jopa kymmenkertaiset hiekkoihin verrattuna. Tämä on oleellinen seikka esimerkiksi Keski-Lapin alueella, jossa yhtenä moreenin lähtöaineksista on pitkälle rapautunut, hienoaainepitoinen rapakallio.

Kasvien ja marjojen puhtauden kannalta maaperän raskasmineraalipitoisuudet ovat olennainen tekijä. Humusker-



ros maanpinnalla kerää raskasmetalleja alla olevasta maaperästä ja niiden pitoisuudet voivat humuksessa olla huomattavan korkeita verrattuna mineraaliseen maa-ainekseen. Merkittävä osa raskasmetalleista tulee myös sateen mukana ilmasta ja sitoutuu humukseen (Mannio ym. 2002), mutta Lapissa tämä vaikutus on aivan Koillis-Lapin rajanpintaa (Petsamon sulattojen läheisyyttä) lukuun ottamatta olematon. Vallitsevat lounaistuulet pitävät myös Koillis-Lapin pääosin ilmalaskeumasta vapaana.

Arseenipitoisuudet ovat Keski-Lapin alueella huomattavan korkeita muuttumattomissa moreeninäytteissä (Loukola-Ruskeeniemi & Lahermo 2004). Se ei kuitenkaan ole välttämättä esimerkiksi kasvien kannalta huolestuttavaa, sillä esimerkiksi Backman ym. (2007) ovat todenneet arseenipitoisuuksien olevan huomattavasti alhaisempia pintamaassa. Maan pintaosien arseenimineraalit rapautuvat ja liukenevat sekä huuhtoutuvat maakerroksien syvempiin osiin. He myös arvioivat, että maan pintaosien arseenista 25,7–66,8 prosenttia oli biologisesti saatavilla olevassa muodossa. Syvemmälle mentäessä helpommin liukenevan arseenin määrä väheni alle 3,77–21,0 prosenttiin kokonaisarseenin määrästä. Helpommin liukenevan arseenin pitoisuuden väheneminen alaspäin viittaa siihen, että arseeni on syvemmissä, vähähappisissa maakerroksissa sitoutunut sulfidimineraaleihin, jotka ovat vain vähän rapautuneita. Sen sijaan maata kaivettaessa ja kasattaessa sen luontainen kerrosjärjestys muuttuu ja muodostuu uusi geokemiallinen tilanne, jossa monet haitalliset alkuaineet, kuten arseeni, voivat muuttua hapellisissa olosuh-

teissa helppoliukoisempaan muotoon ja lähteä liikkeelle esimerkiksi pintavaluntana (Hatakka ym. 2010). Ajan kuluessa tasapainotila saavutetaan, mutta arseenin ja muiden haitta-aineiden osalta se voi viedä pitkän ajan.

Lappi ja Pohjois-Suomi ovat tällä hetkellä erittäin intensiivisen malminetsinnän kohteena johtuen alueen suuresta malmipotentialista ja kansainvälisestä kiinnostuksesta. Malminetsinnällä ei voida katsoa olevan merkittävää vaikutusta luontaiseen puhtauteen, koska geologisen tutkimuksen, näytteenoton ja kairauksen vaikutukset ovat hyvin pisteittäisiä ja kestoaltaan vähäisiä. Pidemmälle viedyistä kohteellisista tutkimuksista, kun tehdään esimerkiksi malmiesiintymän arviointia tai koelouhintaa, voi sen sijaan olla paikallisesti vaikutusta. Huomattavampia ja pysyviä vaikutuksia syntyy vasta kaivostoiminnan alettua. Vaikutuksen laatu ja määrä ovat riippuvaisia infrastruktuurin rakentamisen laajuudesta ja varsinaisen kaivostoiminnan muodosta sekä myös laajuudesta. Esimerkiksi avolouhoksena toteutettavalla malmin louhinnalla on huomattavasti suuremmat ympäristövaikutukset kuin maanalaisella kaivostoiminnalla. Joka tapauksessa merkittävimmät kaivosalueen ympäristöä uhkaavat tekijät ovat pöly, pinta- ja pohjavesien valunta sekä rikastusprosessin päästöt. Ne ovat kuitenkin pääosin paikallisia ja vaikutukset vähenevät nopeasti varsinaiselta toiminta-alueelta ympäristöön siirryttäessä. Näistä aiheutuvat riskit voidaan kuitenkin minimoida huolellisella suunnittelulla ja valvonnalla, johon Suomen lainsäädäntökin velvoittaa.

## Yhteenveto

Lappi sijaitsee Euroopan vanhimmalla kallioperäalueella, joka on kivilajistoltaan ja kemiallisilta ominaisuuksiltaan erittäin heterogeeninen. Siitä aiheutuu myös alueen jäätikkösyntyiseen maaperään suuria pitoisuusvaihteluja. Vaikka Lappi on myös malminetsinnällisesti erittäin potentiaalinen alue hyvin momentyyppisten malmien suhteen, yleisimmässä maalajityypissä eli moreenisä pitoisuudet ylittävät harvoin ihmisille tai eliöille haitallisia tasoja. Samoin pinta- ja pohjavedet ovat Lapissa erittäin puhtaita. Satunnaiset korkeat pitoisuudet ovat kuitenkin luonnollisia ja ihmis-toiminnasta aiheutuvat tekijät ovat vähäisiä. Riskitekijöiksi voidaan ajatella ilmaperäistä laskeumaa, maan käsittelyä ja muokkaamisesta aiheutuvaa alkuainesten mobilisoitumista sekä kaivostoinnasta syntyviä ympäristövaikutuksia.

## Lähdeluettelo

Backman, B., Eklund, M., Luoma, S., Pullinen, A. & Karttunen, V. 2007. Luontaisia ja ihmisen aiheuttamia arseenipitoisuuksia Pirkanmaan alueella. Arseenipitoisuustietoa maaperän eri kerroksista, kaivoksen rikastehiekasta ja sen pölystä, vedestä louhoksilla, kyllästämöalueilla ja kaatopaikkojen lähellä sekä marjoista, sienistä ja koivunmahlasta. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut 72, 33 s.

Bølviken, B., Bergström, J., Björklund, A., Kontio, M., Lehmuspelto, P., Lindholm, T., Magnusson, J., Ottesen, R. T., Steenfelt, A. & Volden, T. 1986. Geochemical Atlas of Northern Fennoscandia.

Scale 1:4,000,000. Mapped by the Geological Surveys of Finland, Norway and Sweden in co-operation with the Swedish Geological Co. and the Geological Survey of Greenland. Uppsala – Espoo – Trondheim. Korsnäs Offset Kb. 19 s., 155 liitekarttaa.

Eklund, M. 2008. Valtakunnalliset taustapitoisuusprovinssit maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, Geologian laitos. 60 s.

FOREGS Atlas 2012. Geochemical Atlas of Europe (FOREGS) 2005. Elektroninen lähde. Lähde: <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>. (Viitattu 5.5.2012)

Hatakka, T. (toim.), Tarvainen, T., Jarva, J., Backman, B., Eklund, M., Huhta, P., Kärkkäinen, N. & Luoma, S. 2010. Pirkanmaan maaperän geokemialliset taustapitoisuudet. Summary: Geochemical baselines in the Pirkanmaa region. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 182, 104 s.

Hirvas, H. 1991. Pleistocene stratigraphy of Finnish Lapland. Geological Survey of Finland, Bulletin, 354, 123 s.

Johansson, P. & Kujansuu, R. (toim.) 2005. Pohjois-Suomen maaperä. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 236 s.

Johansson, P., Lunkka, J.P. & Sarala, P. 2011. The Glaciation of Finland. Teoksessa: Ehlers, J., Gibbard, P.L. & Hughes, P.D. (toim.), Quaternary Glaciations - Extent and Chronology – A closer look, Developments in Quaternary Sciences, vol 15, chapter 9, 105-116. Elsevier B.V.

Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen geokemian Atlas, osa 2: moreeni – The Geochemical Atlas of Finland, Part 2:

- Till. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 218 s.
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. The Geochemical Atlas of Finland, part 1: The hydrogeochemical mapping of Finnish groundwater. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 66 s.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. Geochemical Atlas of Finland, part 3: Environmental geochemistry – stream water and sediments. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 147 s.
- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suome-la, P. 2002. Tuhat kaivoa – Suomen kairovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Summary: One thousand wells – the physical-chemical quality of Finnish well waters in 1999. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 155, 92 s.
- Lehtinen, M., Nurmi, P. & Rämö, T. (toim.) 1998. Suomen kallioperä 3000 vuosimiljoonaa. Suomen geologinen seura. Helsinki. 375 s.
- Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. 2004. Arseeni Suomen luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 173 s.
- Luukkonen, E. & Sorjonen-Ward, P. 1998. Arkeinen kallioperä - ikkuna 3 miljardin vuoden taakse. Teoksessa: Lehtinen, M., Nurmi, P. & Rämö, T. (toim.). Suomen kallioperä 3000 vuosimiljoonaa, 105-139. Suomen geologinen seura. Helsinki.
- Mannio, J., Salminen, R., Leppänen, S., Väisänen, U., Ränkä, P., Poikolainen, J., Kubin, E., Piuspanen, J. & Verta, M. 2002. Raskasmetallit. Julkaisussa: AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys. Suomen ympäristö 581, 29-49. Lapin ympäristökeskus. Rovaniemi.
- Rasilainen, K., Lahtinen, R. & Bornhorst, T.J. 2008. Chemical characteristics of Finnish bedrock – 1:1 000 000 scale bedrock map units (Electronic resource). Tutkimusraportti 171. Geologian tutkimuskeskus. 94 s. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://arkisto.gtk.fi/tr/tr171.pdf> (Viitattu 1.5.2012).
- Reimann, C., Äyräs, M., Chekushin, V. A., Bogatyrev, I. V., Boyd, R., de Caritat, P., Dutter, R., Finne, T. E., Halleraker, J. H., Jæger, Ø., Kashulina, G., Lehto, O., Niskavaara, H., Pavlov, V. A., Räsänen, M. L., Strand, T. & Volden, T. 1998. Environmental geochemical atlas of the central Barents region. Geological Survey of Norway. Trondheim. 745 s.
- Salminen, R. (toim.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982–1994. English Summary: Regional geochemical mapping in Finland in 1982-1994. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 130, 47 s.
- Salminen, R. (toim.), Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P. J., Olsson, S. Å., Ottesen, R.-T., Petersell, V., Plant, J. A., Reeder, S., Salpeteur,

- I., Sandström, H., Siewers, U., Steenfelt, A. & Tarvainen, T. 2005. Geochemical atlas of Europe. Part 1: Background information, methodology and maps. Geological Survey of Finland. Espoo. 525 s.
- Salminen, R., Chekushin, V., Tenhola, M., Bogatyrev, I., Glavatskikh, S. P., Fedotova, E., Gregorauskiene, V., Kashulina, G., Niskavaara, H., Polischuok, A., Rissanen, K., Selenok, L., Tomilina, O. & Zhdanova, L. 2004. Geochemical Atlas of the Eastern Barents Region. Elsevier. Amsterdam. 548 s.
- Salminen, R., Tarvainen, T. & Moisio T. 2007. Alkuaineiden taustapitoisuudet Suomen harjujen ja reunamuodostumien karkealajitteisissa mineraalimaalajeissa. Summary: Background concentrations of elements in coarse-grained sorted sediments from Finnish eskers and ice-marginal formations. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 167, 33 s.
- Sarala, P. & Ojala, V.J. 2008. Implications of complex glacial deposits for till geochemical exploration: Examples from the central Fennoscandian ice sheet. Teoksessa: Stefánsson, Ó. (toim.), Geochemistry Research Advances, Chapter 1, 1-29. Nova Publishers. New York.
- TAPIR 2012. Valtakunnallinen taustapitoisuerekisteri. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.geo.fi/tapir/index.html> (Viitattu 1.5.2012)
- Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvoori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Summary: Geochemical baselines around the Helsinki metropolitan area. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 163, 40 s.
- Tarvainen, T. & Kuusisto, E. 1999. Baltic Soil Survey: Finnish Results. Julkaisussa: Autio, S. (toim.) Geological Survey of Finland, Current research 1997–1998, 69–77. Geologian tutkimuskeskus, Special Paper 27.
- Tarvainen, T. & Kallio, E. 2002. Baselines of certain bioavailable and total heavy metal concentrations in Finland. Teoksessa: Fuge, R. (toim.). Environmental geochemistry: selected papers from the 5th International Symposium, Cape Town, South Africa, 24-29 April 2000. Applied Geochemistry 17 (8), 975-980.
- Tenhola, M. & Tarvainen T. 2008. Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. Summary: Element concentrations in stream water and organic stream sediment in Finland in 1990, 1995, 2000 and 2006. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 172, 60 s.
- Vartiainen, H. 1980. The petrography, mineralogy and petrochemistry of the Sokli carbonatite massif, northern Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 313, 126 s.

# Ympäristön radioaktiivisuuden seuranta Lapissa

## Jarkko Ylipieti

Säteilyturvakeskus

Pohjois-Suomen aluelaboratorio

Lähteentie 2, FI-96400 Rovaniemi, Finland

jarkko.ylipieti@stuk.fi

## Tiivistelmä

Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio on toteuttanut ympäristön säteilyvalvontaa keräämällä ja analysoimalla ympäristönäytteitä Lapin ja Oulun alueilta vuodesta 1971 lähtien. Kerätyt näytteet edustavat pohjoista luontoa eri ekosysteemeissä kasvi- ja eläinkunnan osalta pitkän aikavälin tarkastelujaksolla. Näytteistä analysoitujen tulosten perusteella on mahdollista arvioida radioaktiivisuuden muutoksia keinotekoisien radioaktiivisten aineiden osalta. Pohjoisten olojen erityispiirteet vaikuttavat siihen, että radioaktiiviset aineet kulkeutuvat ja rikastuvat eri tavalla ekosysteemeissä, mistä syystä muutokset pohjoisessa luonnossa voidaan todentaa vain tekemällä riittävä määrä toistuvia mittauksia asianmukaisin menetelmin.

Analysointimenetelmänä on käytetty akkreditoitua gammaspektrometriaa, jolla voidaan mitata hyvin pieniä radioaktiivisuuspitoisuuksia tarkasteltavassa kohteessa. Analysoidut tulokset on esitetty graafisesti eri luokitteluperustein kussakin tapauksessa aikasarjoina. Aikasarjojen avulla on tarkasteltu mittaustulosten ajallista muutosta lähtötasosta nykypäivään ulottuvalla ajalla.

- Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio on seurannut Lapin ympäristön radioaktiivisuutta vuodesta 1971 lähtien
- Merkittävin radioaktiivisuutta kohoittanut tekijä Lapin alueella on ollut ilmakehässä tehdyt ydinasekokeet.
- Tshernobylin voimalaonnettomuus vaikutti ympäristön säteilytasoon muutaman vuoden ajan. Onnettomuuden jälkeinen poronlihan radioaktiivisuuden laskeminen vaihteli paliskunnittain. Pääsääntöisesti poronlihan radioaktiivisuus laski onnettomuutta edeltävälle tasolle noin kymmenessä vuodessa. Nyt poronlihan radioaktiivisuus on alempana kuin ennen onnettomuutta.
- Luonnontuotteiden (marjat, sienet) radioaktiivisuudet ovat alhaisella tasolla, reilusti alle EU:n asettaman raja-arvon

## Avainsanat

radioaktiivisuus, säteilyvalvonta, säteily-suojelu, luonnontuote, ravintoketju

Tulokset osoittavat, että säteilysuojellisesti tärkeimmän keinotekoisien radioaktiivisten alkuaineiden isotoopin  $^{137}\text{Cs}$  pitoisuudet ovat laskeneet merkittävästi tarkastelujakson aikana. Pitoisuustasot jäivät selvästi alle Euroopan komission

luonnontuotteille asettaman vientirajoituksen 600 Bq/kg tuorepainossa. Tuloksista voidaan myös nähdä ihmisen tuottamien radioaktiivisten aineiden hidas poistuminen luonnon kiertokulusta.

## **Environmental radioactive surveillance in Finnish Lapland**

### **Abstract**

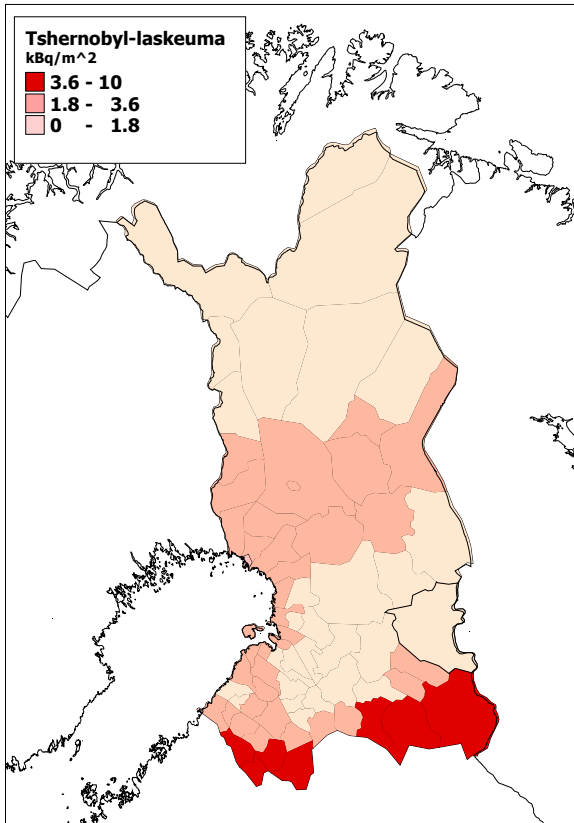
Radiation and Nuclear Safety Authority – STUK and its Regional Laboratory in Northern Finland has carried out environmental radiation surveillance in Finnish Lapland since 1971. The concentrations of radionuclides in the environment, foodstuffs and external radiation are constantly monitored by STUK. Collected samples represent a broad diversity of flora and fauna collected during the last decades from the Northern Finland. The number of samples and regular sampling cycles have made possible to observe long-term trends in radionuclide behavior in the nature. Especially, the arctic food chain such as *lichen – reindeer – man* and *grass – cow – milk – man* have been extensively stud-

ied to protect general public from harmful effects of man-made radiation. The radioactive substances in nature originates from the atomic bomb tests done in 1950's and 1960's, secondly from the nuclear accident in Chernobyl in 1986 and thirdly from several smaller nuclear accidents or incidents. The aim of this study was to collect and put data together and after that observe changes of the man-made radioactivity concentrations on the air, in fallout and in flora and fauna. The results shows that concentrations in cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), in the most significant man-made radioactive isotope from the radiation protection point of view, have decreased in all studied species and organs.  $^{137}\text{Cs}$ -concentrations were below EC recommendation 600 Bq/kg f.w. The results illustrates the long retention times of the man-made radioactive substances in environment in the northern hemisphere.

### **Johdanto**

Helsingin yliopiston radiokemian laitos seurasi ympäristön radioaktiivisuutta Lapissa 1960-luvulta lähtien aina vuoteen 1970 saakka, jonka jälkeen tutkimustoimintaa ja ympäristön monitorointia on jatkanut päävastuullisena

Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio. Ympäristönäytteitä Lapin ja Oulun läänien alueilta on vuosien saatossa kertynyt useita kymmeniä tuhansia. Lukumääräisesti eniten näytteitä on porosta, jäkälästä, erilaisista kasveista, maaperästä, ilmasta ja vedestä. Laadullisesti näytteet edustavat lä-



Kuva 1. Tshernobyl-laskeuma poronhoitoalueella vuonna 1986 (Ylipieti & Solatie 2007).  
 Figure 1. Chernobyl fallout in reindeer management area in 1986 (Ylipieti & Solatie 2007).

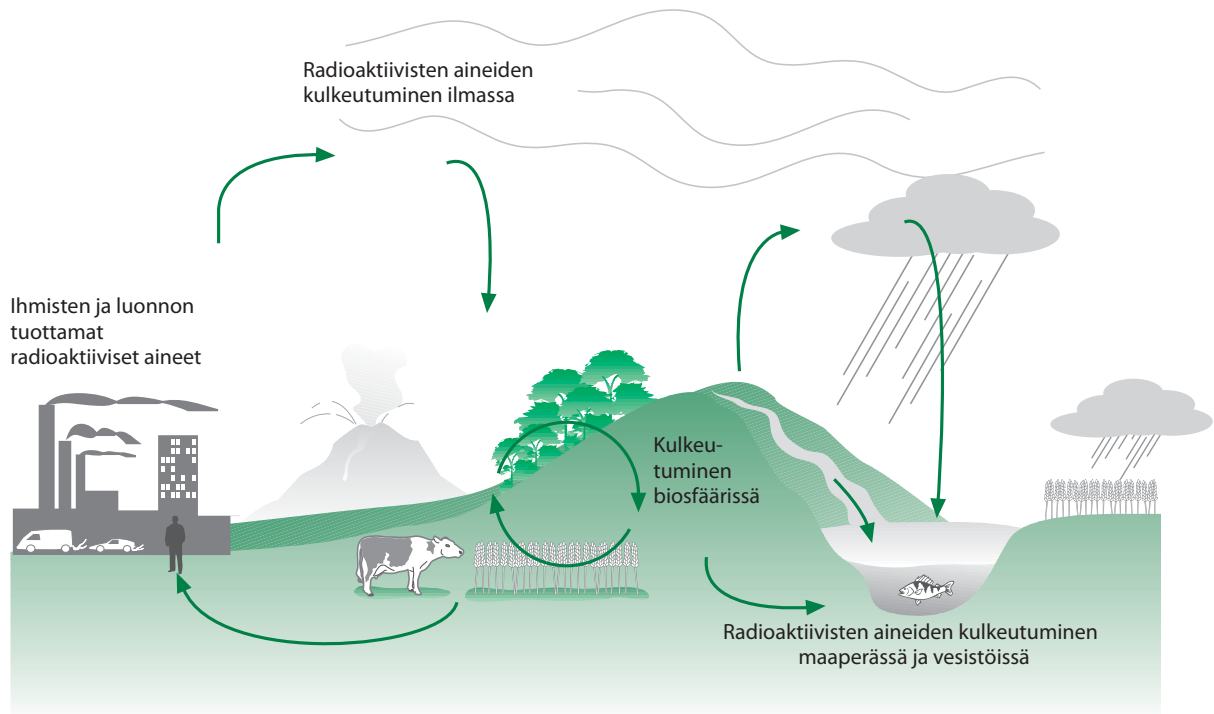
hes kaikkea sitä, mitä pohjoisen luonnon kasvi- ja eläinkunta pitävät sisällään ja joka jollain tavoin liittyy ravintoketjuihin esim. jäkälä – poro – ihminen tai vesi – kala – petokala – ihminen ja rehu – lehmä – maito – ihminen (Salomaa 2011). Ensisijainen pyrkimys toiminnassa on ollut ihmisen suojeleminen säteilyn haitallisilta vaikutuksilta. Pohjoisen radioaktiivisuuden seurannassa keskityttiin 1970-luvulla ja 1980-luvun alussa erityisesti ihmisten tuottamien radioaktiivisten aineiden seurantaan, joista suurin osa oli peräisin 1950- ja 1960-luvuilla ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Myöhemmin, keväällä 1986 tapahtuneen Tshernobylin ydinvoimalaitosnettomuuden seurauksena ilmakehään

vapautuneiden radioaktiivisten aineiden tutkiminen ja tarkkailu Lapin luonnossa on jatkunut näihin päiviin saakka. Säteilysuojelullisesti merkittävin ihmisen tuottama radioaktiivinen aine on cesium, jonka pitkäikäisimmän isotoopin puoliintumisaika on 30 vuotta. Kuvassa 1 on esitetty radioaktiivisen cesiumin isotoopin <sup>137</sup>Cs -pitoisuus eri Tshernobyl -laskeumavyöhykkeisiin luokiteltuna Lapin ja Oulun läänissä vuonna 1986.

Etelä-Suomessa Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden vaikutukset olivat huomattavasti suuremmat kuin Lapissa. Suurimmillaan laskeuma-arvot olivat yli kymmenkertaisia verrattuna pohjoisen Suomen vastaaviin arvoihin nähden (Arvela ym. 1990, Ylipieti ym. 2008a). Ydinasekokeista peräisin olevan laskeuman vaikutukset ovat olleet Lapille merkityksellisemmät, mutta radioaktiivisen cesiumin vähetessä ympäristössä huuhtoutumisen, laimenemisen ja fysikaalisen hajoamisen vuoksi pitoisuudet ovat laskeneet kaikissa luonnosta peräisin olevissa näytteissä. Tässä kirjoituksessa käydään läpi Lapissa tehtyjä radioaktiivisuustutkimuksia sekä esitetään tehtyjen tutkimusten tuloksia pitkän ajan seurantana.

### Säteily ympäristössä

Keinotekoisia radioaktiivisia aineita syntyy sivutuotteena energiatuotannossa käytetyissä ydinreaktoreissa. Näiden aineiden vapautumista ympäristöön pyritään estämään kaikin järkein käytävissä olevin keinoin. Radioaktiivisia aineita tuotannossaan käsittelevät laitokset (ydinvoimalaitokset, jälleenkäsitelylaitokset ja radioisotooppien valmis-



Kuva 2. Kaikkialla ympäristössä on säteilyä ja radioaktiivisia aineita (Pöllänen 2003).  
Figure 2. Radiation is a natural part of our environment (Pöllänen 2003).

tuolaitokset) eivät käytännössä kykene täysin suljettuun prosessiin, vaan pieniä määriä aineita joudutaan hallitusti päästämään ympäristöön. Suomalaisten ydinvoimalaitosten päästöt ovat olleet huomattavasti alle päästörajoiden (Alm-Lytz 2004). Radioaktiiviset aineet voivat kulkeutua ilmapirtausten tai veden mukana kauaksikin päästöpaikasta, ja vasta säteilläään kehossa tai sen välittömässä läheisyydessä ne aiheuttavat altistusta (Kuva 2). Säteilyaltistuksen kannalta on erityisen tärkeää tietää, mistä radioaktiiviset aineet ympäristöömme tulevat ja minne ne kertyvät (Pöllänen 2003).

### Keinotekoinen radioaktiivisuus Pohjois-Suomessa

Ilmakehässä 1950-1960 luvuilla tehdyissä ydinasekokeissa vapautui ympäristöön suuria määriä radioaktiivisia ai-

neita. Ydinasekokeista ympäristöön levinneiden radioaktiivisten aineiden määrä on globaalin säteilyannostuksen kannalta paljon merkittävämpi kuin kaikkien jo tapahtuneiden ydinreaktionnettomuuksien päästöt yhteensä. Vain poikkeuksellisissa tapauksissa, kuten Tshernobylin tai Fukushima onnettomuuksissa, ympäristöön vapautuneiden radioaktiivisten aineiden määrä on globaalin säteilyaltistuksen kannalta merkittävä. Pitkällä aikavälillä säteilyaltistuksen kannalta tärkeitä nuklideja ovat esimerkiksi strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ), cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) ja cesium-134 ( $^{134}\text{Cs}$ ) sekä transuraanisista aineista plutonium-239 ( $^{239}\text{Pu}$ ) (Pöllänen 2003).

Entiset Lapin ja Oulun läänit edustavat pinta-alaltaan lähes puolen Suomen kokoista aluetta. Alue voidaan jakaa useaan kasvillisuus- ja ilmastovyöhykkeeseen, mutta pääsääntöisesti eteläisen

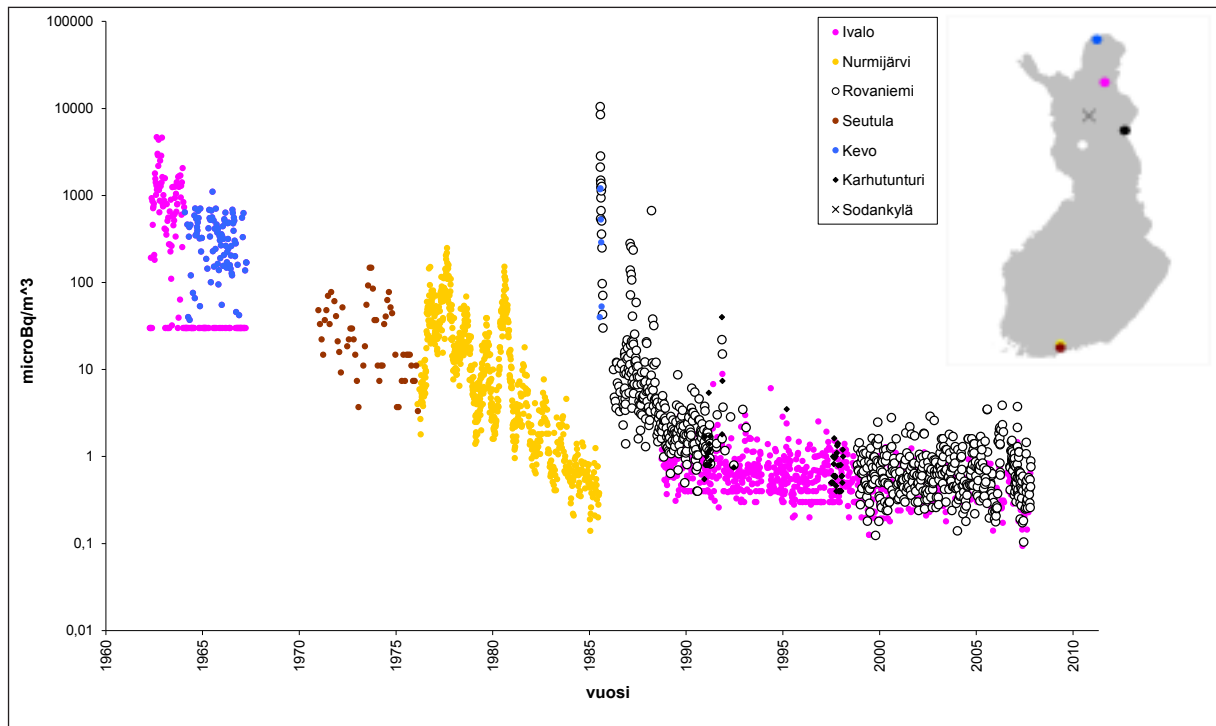


osan viljavammilta seuduilta pohjoisemmaksi edettäessä kasvillisuus köyhtyy, johtuen maan ravinteiden vähäisyydestä sekä vuosittaisen kasvukauden lyhenemisestä. Toisaalta lyhyttä kasvukautta korvaa osittain kesän ”yötön yö”, jonka aikana pohjoinen saavuttaa etelän aikaisemmin keväällä alkanutta kasvien kasvua. Radioaktiivisuuden näkökulmasta kasvukauden pituudella on oma merkityksensä, mutta kuitenkin kasvien ravinteiden saanti maasta on olennaisempaa. Tärkeintä on tietää maaperän ominaisuudet, millaisissa olosuhteissa kasvit elävät ja miten ne ravinteensa saavat. Pohjoisessa ravinneköyhä maaperä tarkoittaa lähinnä kaliumin puutetta. Kaliumilla on radioaktiivinen muoto, jota maaperässä on luontaisesti. Kasville kalium on elintärkeä vesitalouden säätelijänä sekä fotosynteesin mahdollistajana. Kemiallisilta ominaisuuksiltaan kalium on kuitenkin lähellä ihmisen tuottamaa radioaktiivista Cs:ia siten, että kasvit kaliumin puutetta korvattaessaan joutuvat lisäämään Cs:n ottoa maaperästä juurillaan tai ilmasta jos maassa olevaa juuristoa ei ole. Pohjoisilla alueilla radioaktiivisuus pitkällä aikavälillä tarkasteltaessa keskittyy nimenomaan kasvien ottaman Cs:n pitoisuuden tarkkailuun. Erityispurteenä pohjoisessa on ravintoketju jäkälä – poro – ihminen, jossa Cs rikastuu tehokkaasti.

### Säteilyn seuranta Lapissa

Säteilyä monitoroidaan kaikkialta ympäristöstä. Ilmasta voidaan ottaa ilmapölynäyte, joka koostuu suodattimesta sekä siihen kiinnittyneistä partikkeleista. Tämän tapaista seuranta Lapissa tehdään nykyisin kolmella keräysasemal-

la säännöllisesti. Sen lisäksi samoilta paikkakunnilta kerätään sadevettä, jolloin puhutaan laskeumanäytteenotosta. Myös ulkoisen säteilyn annosnopeutta seurataan. Reaaliaikainen ulkoisen säteilyn tilanne löytyy STUK: internet-sivuilta (<http://www.stuk.fi/sateilytieto>). Ilmasta maahan tai veteen laskeutuvia radioaktiivisia hiukkasia seurataan maaperästä ja sen eri kerroksista sekä järvi- ja jokivedestä säännöllisin väliajoin otettavilla näytteillä. Näistä näytteistä määritetyn radioaktiivisuuden perusteella voidaan arvioida paikallista säteilytasoa, sekä paikkatietoja yhdistelemällä myös laajempaa alueellista säteilytilannetta. Mittaustulosten perusteella voidaan laskea säteilyaltistus niin vedessä kuin maalla eläville kasveille ja eliöille ja sitä kautta määrittää epäsuorasti keinotekoisien radioaktiivisuuden kulkeutuminen ravintoketjuissa kuten esim. jäkälä – poro – ihminen tai vesi – kala – petokala – ihminen. Suorilla mittauksilla eliöstöstä ja kasveista saadaan tietoa, joka täydentää ja korjaa mahdollisia eroavaisuuksia epäsuorissa laskeutumamalleissa. Eroavaisuudet johtuvat usein paikallisten elinympäristöjen monimuotoisuudesta ja lähtötilanteen esim. globaalin tai paikallisen laskeumatilanteen poikkeavuudesta. Ihmisen saama säteilyaltistus painottuu ihmisen ravintoketjuun käyttämien luonnosta saatavien elintarvikkeiden valvontaan. Säteilytasojen seuranta em. tilanteissa on kansallisissa ja kansainvälisissä laeissa määrättyä valvontaa, joka raportoidaan vuosittain mm. ympäristön säteilyvalvontaa koskevassa julkaisussa. Lisäksi erinäiset säädökset rajoittavat luonnontuotteiden kauppaa ja vientiä siltä osin kuin niissä



Kuva 3. Ulkoilman  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus seitsemällä eri paikkakunnalla 1960-2010.  
Figure 3.  $^{137}\text{Cs}$ -concentration in outdoor air at seven sites during 1960-2010.

voidaan havaita ihmisen tuottamaa radioaktiivisuutta.

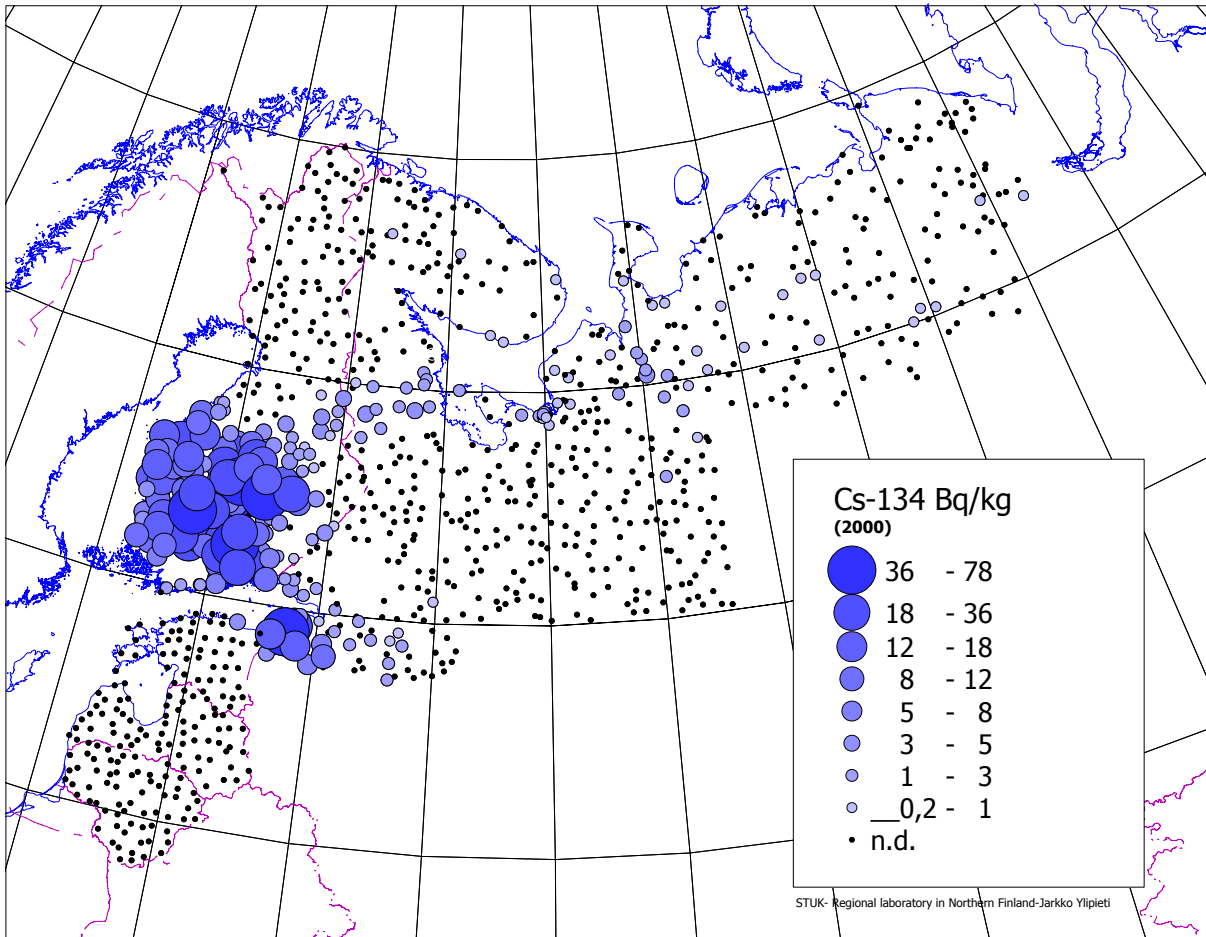
## Tulokset

Tulokset on esitetty joko aikasarjoina siten, että vaaka-akselilla on kuvattu mitausajankohta ja pystyakselilla pitoisuus esimerkiksi vuosikeskiarvona tai teemakarttoina, jolloin yhdestä näytteenottopaikasta analysoidun näytteenottoaikaan analysoitua näytettä ja sen pitoisuutta edustaa symboli ko. luokittelusteikon koon ja värityksen mukaisesti. Yhtenä esitystapana on käytetty myös alueluokittelua, jolloin alueen pitoisuusarvo on keskiarvo kyseisen alueen arvoista. Tulosten yksikkönä on käytetty aktiivisuuden yksikköä becquerel (Bq). Becquerel tarkoittaa, että radioaktiivisessa aineessa tapahtuu yksi ydinmuutos, toisin sanoen ytimen virittyneen tilan laukeaminen sekunnissa. Nuklideista

puhuttaessa tarkoitetaan atomilajeja esimerkiksi cesium ja tarkemmin gammanuklideista puhuttaessa gammasäteilyä lähettäviä atomilajeja, tässä tapauksessa  $^{134}\text{Cs}$ :ää ja  $^{137}\text{Cs}$ :ää.

## Laskenta

Ympäristön radioaktiivisuutta seurataan Lapissa sekä jatkuvatoimisin Geiger-ilmaisimien että säännönmukaisesti ilman kerääjistä vaihdettavien hiukkassuodattimien. Hiukkassuodattimen resoluutio eli havaitsemistarkkuus on jopa yksi mikroBq/m<sup>3</sup> ilmaa. Kuvassa 3 on esitetty logaritmisella asteikolla ilman radioaktiivisuuspitoisuus  $^{137}\text{Cs}$ :n osalta seitsemällä eri paikkakunnalla: Ivalo, Nurmijärvi, Rovaniemi, Seutula, Kevo, Karhutunturi ja Sodankylä. Ivalon, Rovaniemen, Karhutunturin ja Sodankylän mittaustulokset ovat STUK:in tekemiä, loput Ilmatieteen laitoksen.



Kuva 4.  $^{134}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/kg k.p.) pintahumuskerroksessa (0-3 cm) vuonna 2000 (Ylipieti ym. 2008).

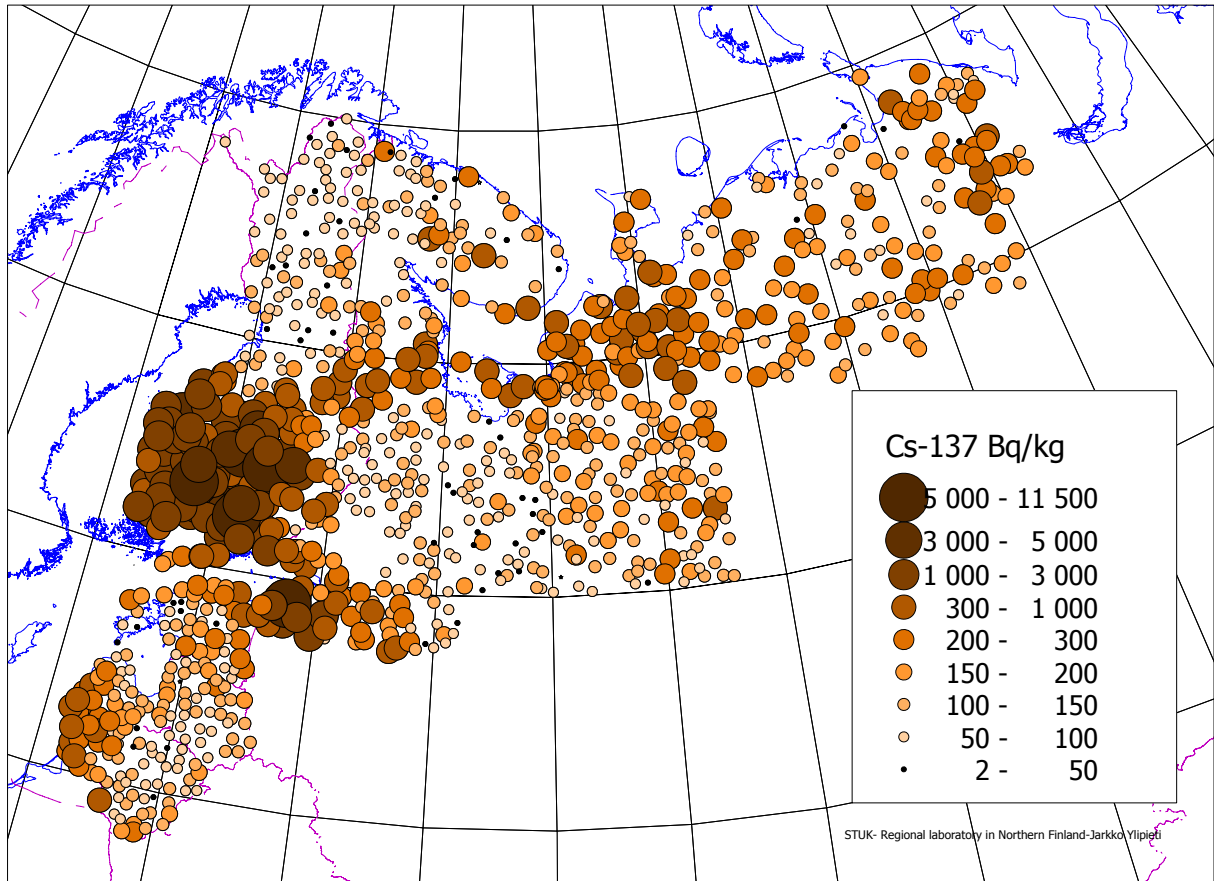
Figure 4.  $^{134}\text{Cs}$ -concentrations (Bq/kg d.w.) in the 0-3 cm part of the humus layer in 2000 (Ylipieti et al. 2008).

Aikasarjasta voidaan havaita ydinasekokeiden vaikutus ja vuoden 1986 Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden aiheuttama nousu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudessa. Nykyisin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ulkoilmassa on noin  $1 \mu\text{Bq}$ .

#### *Maaperä*

Suomen, Luoteis-Venäjän ja Baltian maiden pintahumuskerroksnäytteiden gammanuklidipitoisuuksien kartoitus oli osa Barents Ecogeochemistry -hanketta, jonka tarkoituksena oli tuottaa tietoa Luoteis-Venäjän ympäristön tilasta (Salomaa 2004). Geologisen tutkimuskeskuksen (GTK) yhdessä venäläisten

kanssa 2000 - 2001 toteuttama pintahumusnäytteiden (0-3 cm) keräys n. 1550 paikasta kattoi Suomen ja Baltian maiden lisäksi Venäjän luoteisosan aina Uralille saakka. Tshernobylistä peräisin olevan lyhytikäisen  $^{134}\text{Cs}$  isotoopin fyysikaalinen puoliintumisaika on kaksi vuotta ja pitkäikäisemmän  $^{137}\text{Cs}$  isotoopin kolmekymmentä vuotta.  $^{134}\text{Cs}$ - ja  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet maan pintahumuskerroksessa vuonna 2000 on esitetty kuvissa 4 ja 5. Kuvista voidaan nähdä vuoden 2000 tilanne alueellisesti, mutta myös havaita Tshernobylin ydinonnettomuuden aikana kulkeneen radioaktiivisen saastelaskeuman kulkureitti.  $^{137}\text{Cs}$  pitoisuudessa



Kuva 5.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/kg k.p.) pintahumuskerroksessa (0-3 cm) vuonna 2000 (Ylipieti ym. 2008).

Figure 5.  $^{137}\text{Cs}$ -concentrations (Bq/kg d.w.) in the 0-3 cm part of the humus layer in 2000 (Ylipieti et al. 2008).

on mukana myös aiemmin 1950-1960 – luvuilta peräisin oleva osuus.

#### *Eliöiden jatkuva seuranta*

Kasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia STUK on seurannut mm. jäkälästä, luonnonmarjoista ja sienistä. Eläinkunnasta on seurattu kattavasti poronlihaa, lehmänmaitoa ja kaloja. Lisäksi jatkuvaluontoista seuranta on toteutettu ihmisistä ns. kokokehomittauksin. Tutkittavana ryhmänä ovat olleet pohjoisen asukkaista erityisesti saamelaiset poronhoitajat.

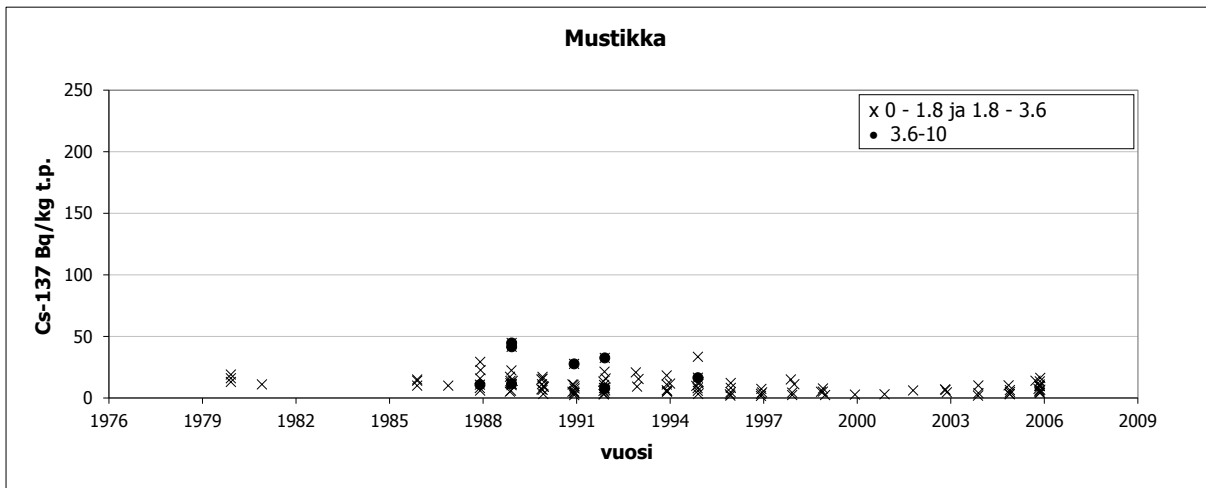
#### *Luonnonmarjat*

Kuvissa 6-8 on esitetty mustikan, puolukan ja hillan cesiumin isotoopin  $^{137}\text{Cs}$

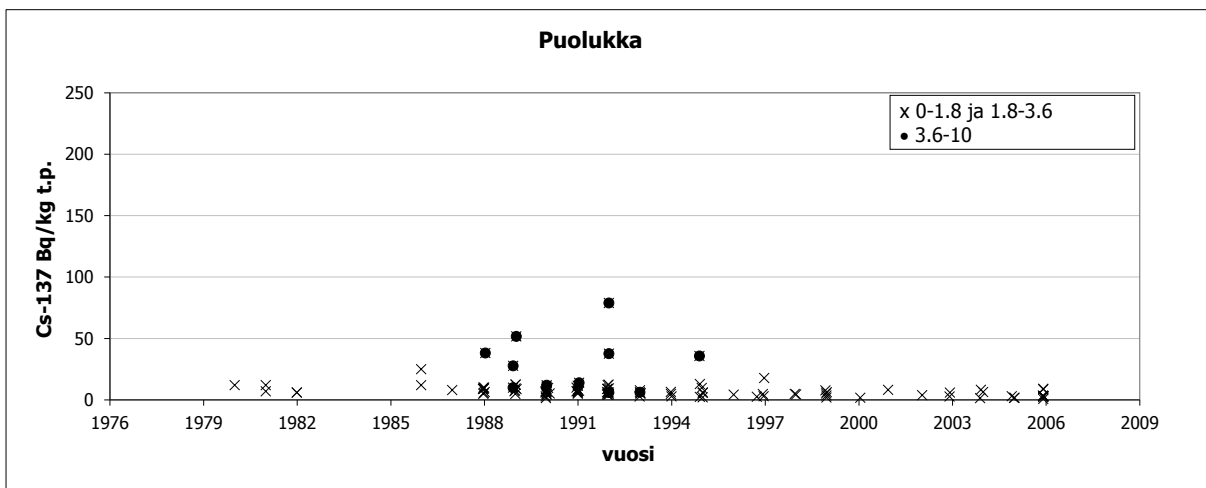
-pitoisuus (Bq/kg tuorepaino kohden) vuodesta 1980 alkaen. Korkeimmat pitoisuudet on mitattu suolla kasvavassa hillassa. Tulokset on luokiteltu kuvissa 6-8 kuvassa 1 esitettyihin laskeumavyöhykkeisiin. Vuonna 2006 kaikkien metsämarjojen cesium-137:n pitoisuudet olivat alle 50 Bq/kg tuorepainossa, pienimmät pitoisuudet mitattiin puolukassa ja mustikassa.

#### *Metsäsienet*

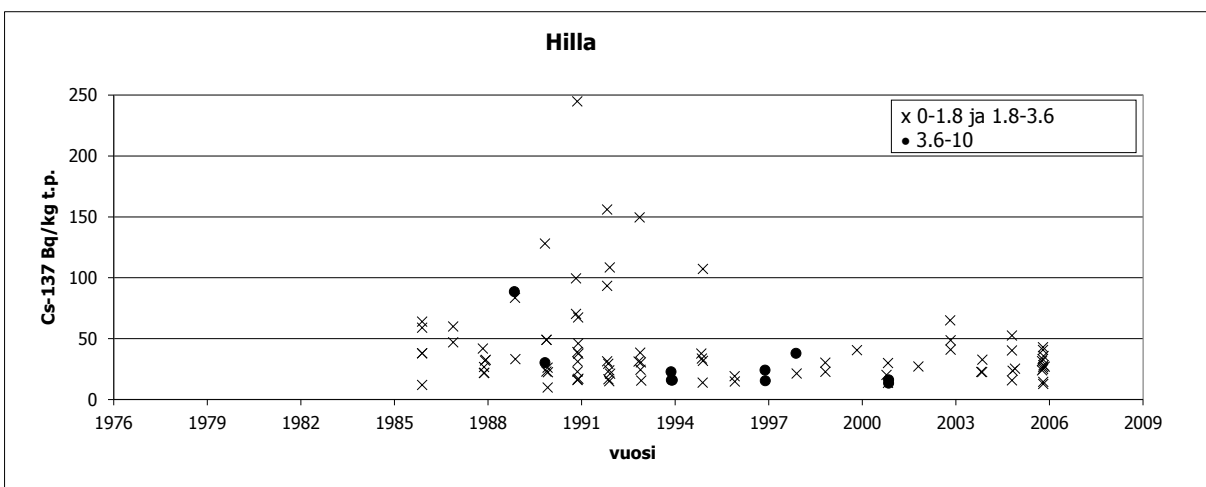
Metsäsienien radioaktiivisuuspitoisuuksia on tutkittu sekä ennen että jälkeen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden. Pohjois-Suomesta on analysoitu kaikkiaan 669 sieninäytettä ajalta 1981–



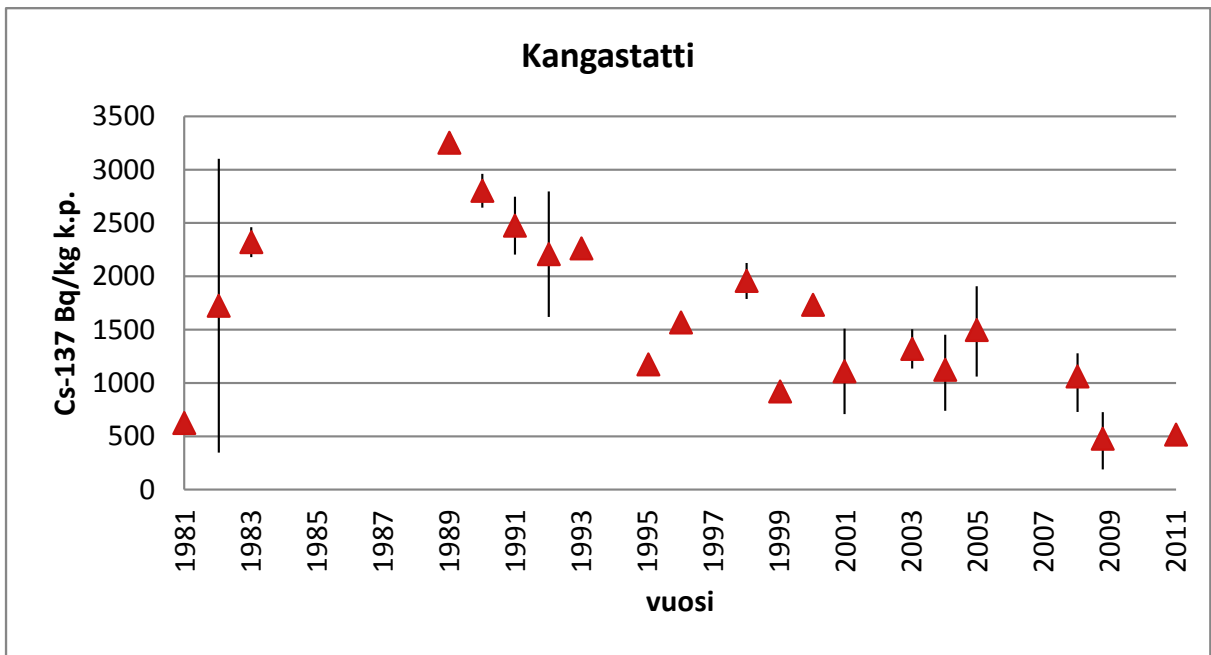
Kuva 6. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus mustikassa (Ylipieti & Solatie 2007).  
Figure 6. <sup>137</sup>Cs-concentrations in bilberry (Ylipieti & Solatie 2007).



Kuva 7. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus puolukassa (Ylipieti & Solatie 2007).  
Figure 7. <sup>137</sup>Cs-concentrations in cowberry (Ylipieti & Solatie 2007).



Kuva 8. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus hillassa (Ylipieti & Solatie 2007).  
Figure 8. <sup>137</sup>Cs-concentrations in cloudberry (Ylipieti & Solatie 2007).

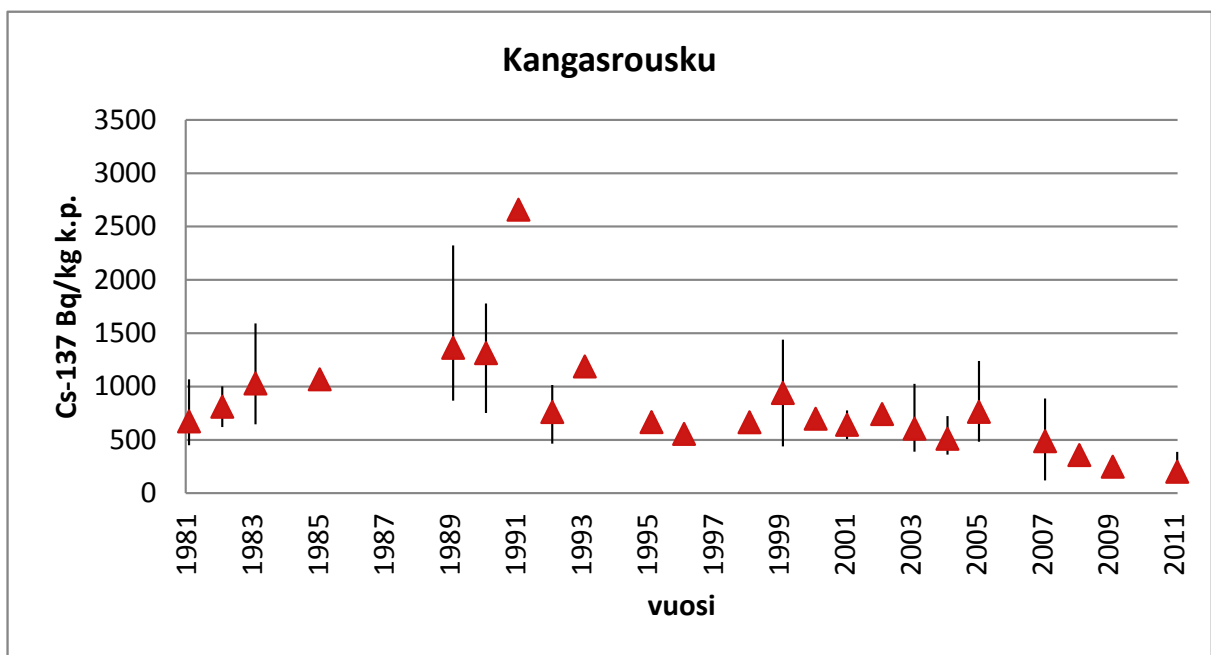


Kuva 9. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus kangastatissa (Ylipieti & Rissanen 2012).

Figure 9. <sup>137</sup>Cs-concentrations in *Suillus variegatus* (Ylipieti & Rissanen 2012).

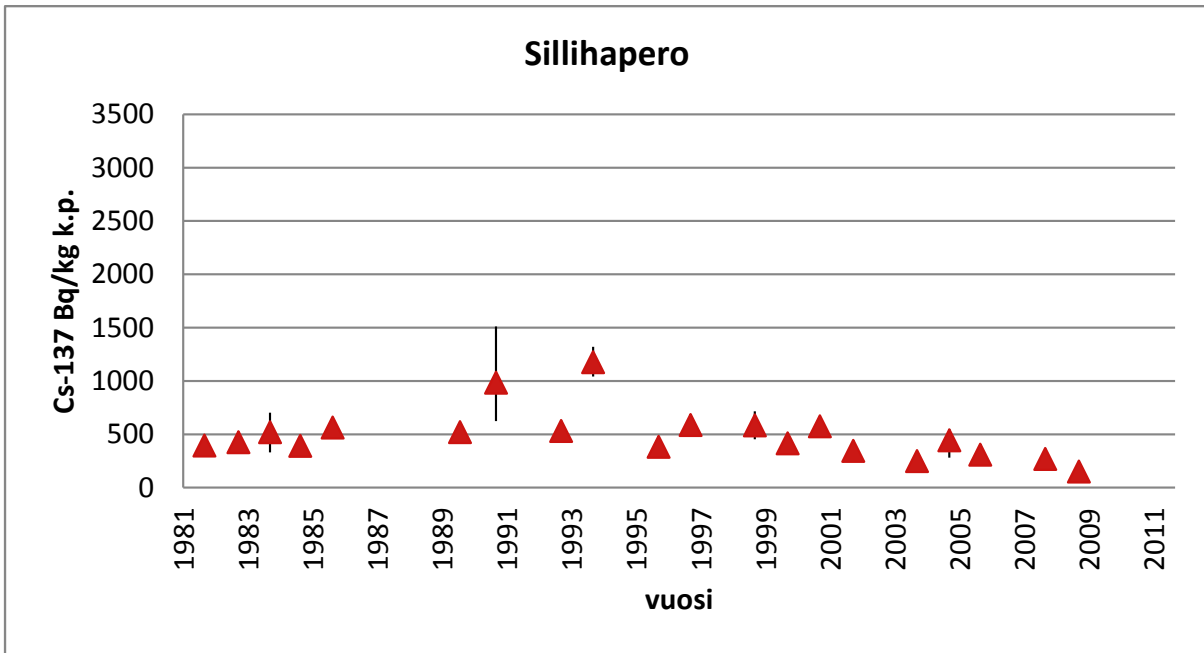
2008. Sienet on lajiteltu suvuttain ja keräyspaikkansa mukaan joko Kivalosta tai muualta kerättyihin sieninäytteisiin (Kostianen & Ylipieti 2010). Kuvissa 9-12 on esitetty kangastatin (*Suillus va-*

*riegatus*), -rousukun (*Lactarius rufus*), sillihaperon (*Russula xerampelina*) ja punavyöseitikin (*Cortinarius armillatus*) <sup>137</sup>Cs-pitoisuus Bq/kg kuivapainoa kohden Metsäntutkimuslaitoksen koelaitoksilla Ki-



Kuva 10. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus kangasrouskussa (Ylipieti & Rissanen 2012).

Figure 10. <sup>137</sup>Cs-concentrations in *Lactarius rufus* (Ylipieti & Rissanen 2012).



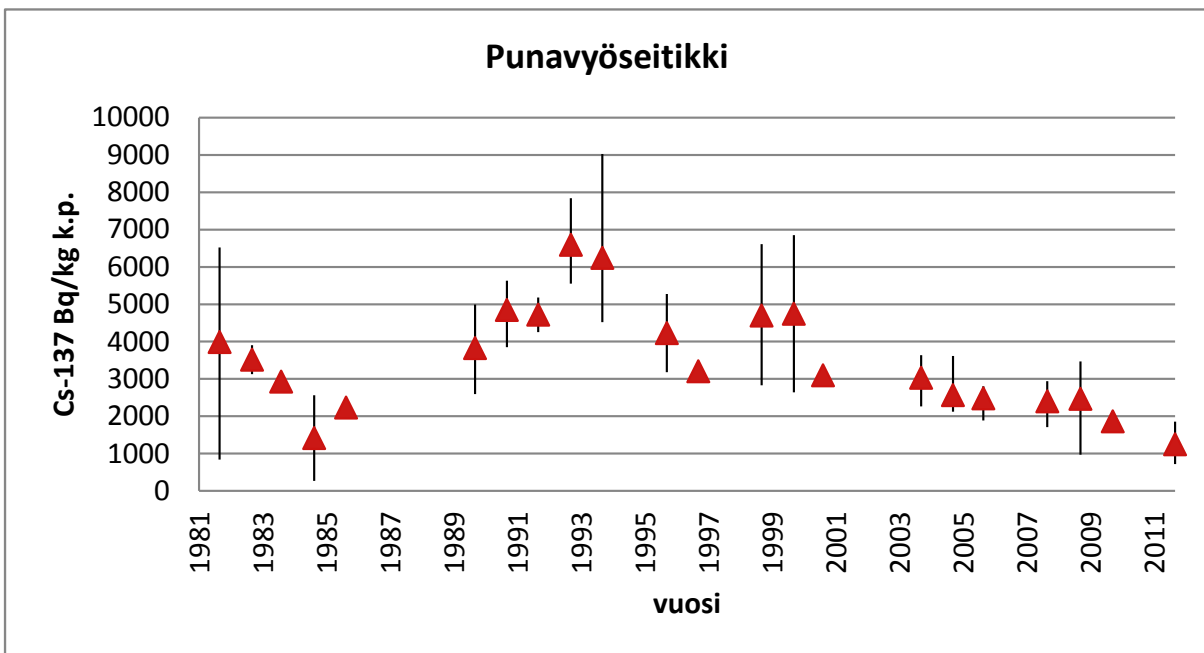
Kuva 11. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus sillihaperossa (Ylipieti & Rissanen 2012).

Figure 11. <sup>137</sup>Cs-concentrations in *Russula xerampelina* (Ylipieti & Rissanen 2012).

valossa vuosina 1981-2011 (Ylipieti & Rissanen 2012).

<sup>137</sup>Cs-pitoisuudet on esitetty kuiva-ainetta (k.p.) kohden, mikä tarkoittaa että esitetyt tulokset ovat noin kymmen-

kertaisia vastaaviin tuorepainotuloksiin nähden. Näin ollen vuosien 2010-2011 tulokset kangastattien, -rousukujen ja sillihaperon osalta jäävät alle 100 ja punavyöseitikissä alle 200 Bq/kg tuorepai-



Kuva 12. <sup>137</sup>Cs-pitoisuus punavyöseitikissä. (Ylipieti & Rissanen 2012).

Figure 12. <sup>137</sup>Cs-concentrations in *Cortinarius armillatus* (Ylipieti & Rissanen 2012).

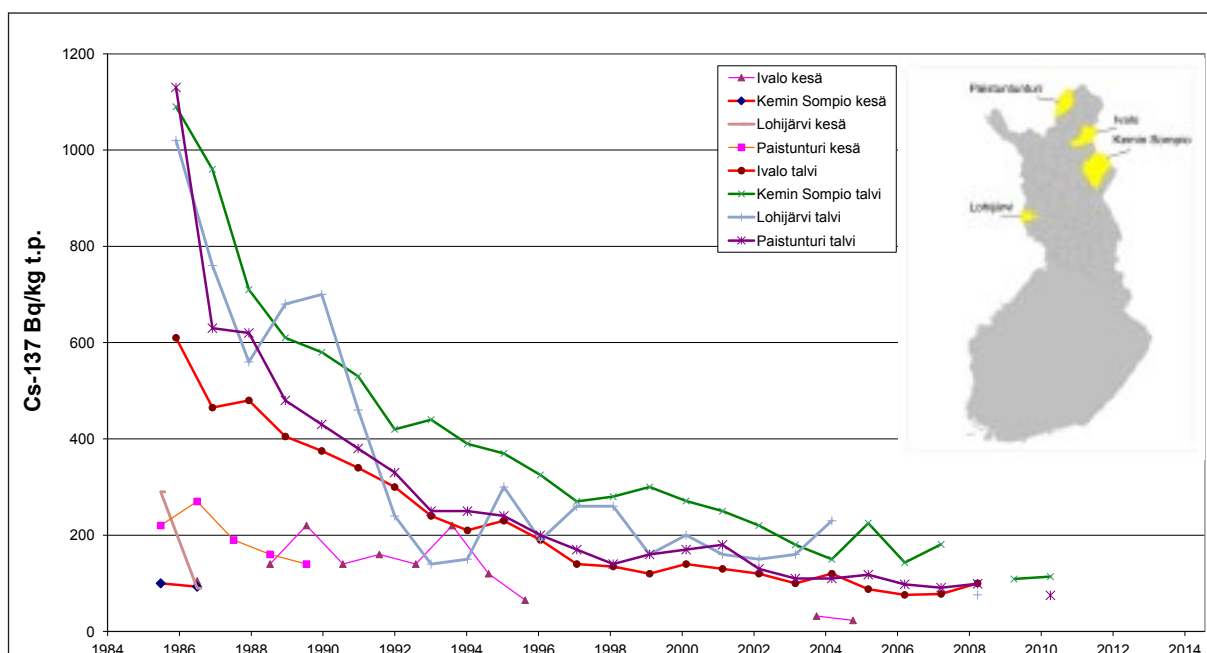

 Kuva 13.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus poronlihassa (Leppänen ym. 2011).

 Figure 13.  $^{137}\text{Cs}$ -concentrations in reindeer meat (Leppänen et al. 2011).

noa kohden. Punavyöseitikki ei kelpaa ihmisravinnoksi, mutta mm. porot käyttävät sitä ravinnokseen.

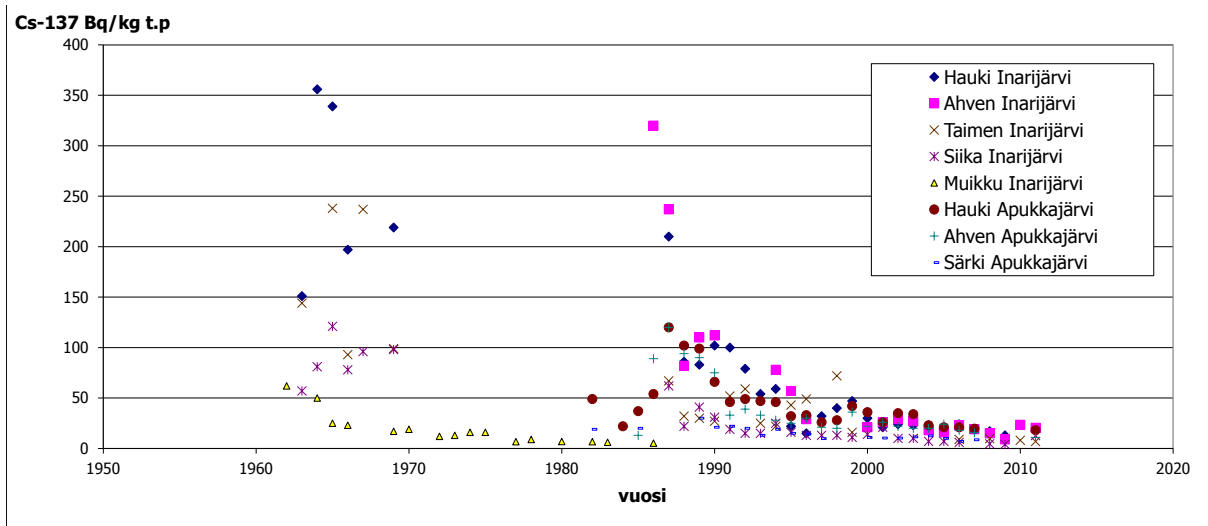
#### *Poronliha ja jäkälä*

Poronliha on ollut Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden jälkeen yksi seuratuimmista luonnontuotteista. Poronlihan keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli korkeimmillaan vuosina 1965 ja 1966 välillä 2 500–3 000 Bq/kg tuorepainoa (t.p.) kohden. Pitoisuudet kuitenkin laskivat ajan kuluessa siten, että Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuutta edeltävänä vuonna oltiin keskimäärin alle 500 Bq/kg tasolla. Tshernobylin jälkeen poron lihassa oli paikoin yli 1000 Bq/kg t.p. Kuvassa 13 on esitetty  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus poronlihassa kolmessa eri paliskunnassa sekä kesällä että talvella vuosina 1986–2011.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat laskeneet voimakkaasti heti onnettomuuden jälkeisinä vuosina

kymmenen vuoden ajan, minkä jälkeen väheneminen on hidastunut siten, että vuoden 2011 taso on n. 100 Bq/kg tuorepainoa kohden. Eroavaisuudet kesä- ja talviporoissa johtuvat poron käyttämästä ravinnosta. Talvella poro käyttää enemmän jäkälää kun taas kesällä on tarjolla runsaasti muutakin syötävää esim. lehtipuiden lehtiä, putkilokasveja ja sieniä.

Poron kesäravintokasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia ovat tutkineet Suomen poronhoitoalueella mm. Anttila ym. (2011). Ravinnokseen poro käyttää kesällä yli 300:aa eri kasvia. Jäkälä on kuitenkin talvisaikaan pääasiallinen ravinnonlähde useimmissa pohjoisen paliskunnissa. Jäkälän  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia on seurattu Inarin Kaamasessa sekä ennen että jälkeen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden. Vuosina 1965 ja 1966, jolloin korkeimmat poronlihan pitoisuudet mitattiin, oli jäkälän  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus al-





Kuva 14. Inari- ja Apukkajärvien kalojen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia 1960–2009 (Tuovinen ym. 2010, Ylipieti & Solatie 2008).

Figure 14.  $^{137}\text{Cs}$ -concentrations in fish meat in Lake Inari and Lake Apukka during 1960–2009 (Tuovinen et al. 2010, Ylipieti & Solatie 2008).

le 2500 Bq/kg k.p. ja heti Tshernobylin onnettomuuden jälkeisenä vuonna 1987, hieman yli 1500 Bq/kg k.p.. Poronhoitoalueella Tshernobyl-laskeuma oli kuitenkin kovin epätasainen (Kuva 1), joten alueelliset vaihtelut myös jatkälän cesium-pitoisuuksissa olivat suuria. Lisäksi aiemmin 1950–1960-luvuilla Pohjois-Suomen saama laskeuma ydinasekokeista on otettava huomioon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden alkuperää arvioitaessa.

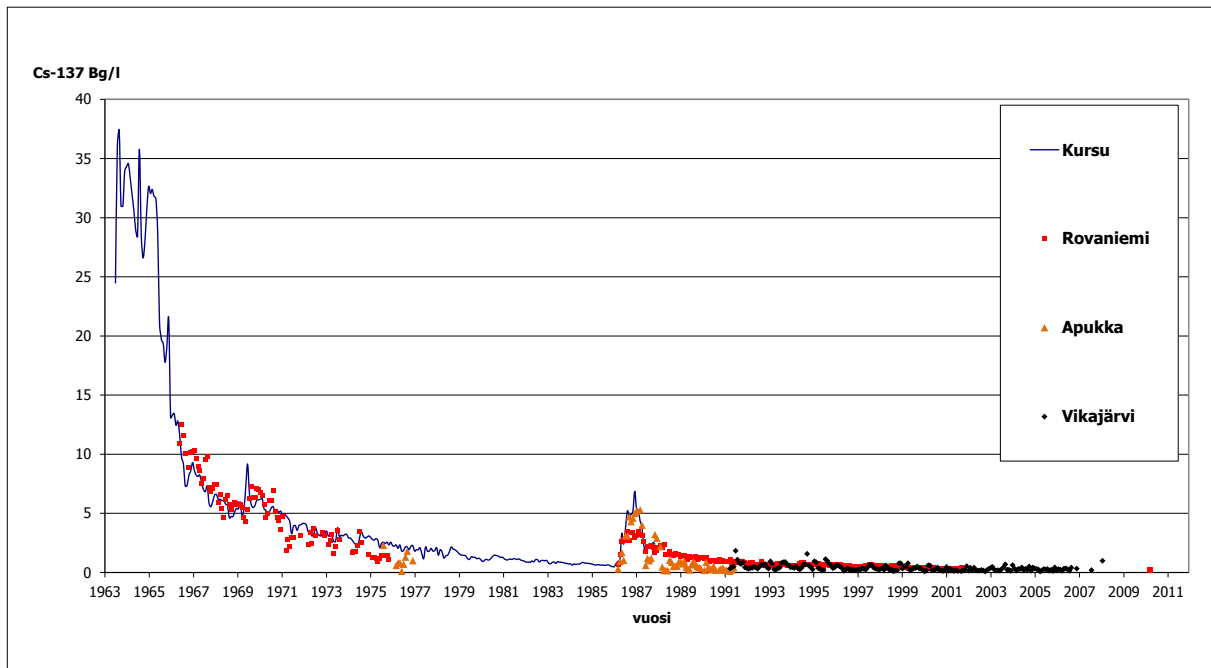
#### Poronhoitajat

Pohjoisimpien kuntien poronhoitajien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia on mitattu vuodesta 1962 alkaen. Mittaukset tehtiin vuosittain aina vuoteen 1977 saakka, jonka jälkeen seuraavat mittaukset tehtiin sattumalta kolme viikkoa ennen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuutta. Keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet kokokehossa olivat ennen onnettomuutta 4 500 Bq/kg ja onnettomuuden jälkeisinä vuosina hieman yli 10 000 Bq/kg.

Vuonna 2005 taso oli hieman alle 2 000 Bq/kg (Leppänen ym. 2011).

#### Järvikalat

Vuonna 2008 tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin Cs-pitoisuuksia kahdessa erityyppisessä pohjoisen järvestä Inarijärvestä ja Rovaniemen Apukkajärvestä (Ylipieti & Solatie 2008). Suomen kolmanneksi suurin järvi, Inarijärvi on paitsi merkittävä kalatuotannollisesti ja tärkeä virkistyskalastuksen kohde, myös syvä, vähäravinteinen ja siinä on runsaasti eri kalalajeja. Apukkajärvi on puolestaan pieni, matala ja runsasravinteinen. Inarijärven kalojen cesiumpitoisuuksia verrattiin Apukkajärven kalojen vastaaviin pitoisuuksiin vuosina 1985–2008. Korkeimmat pitoisuudet löytyivät molemmissa järvissä petokaloista hauesta ja ahvenesta. Vähiten cesiumia oli siiasa, muikussa ja särjessä. Cesiumpitoisuudet vaihtelivat petokaloissa sekä 1960-luvulla että heti Tshernobylin on-



Kuva 15.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus lehmänmaidossa (Solatie ym. 2008).

Figure 15.  $^{137}\text{Cs}$ -concentrations in milk (Solatie et al. 2008).

nettomuuden jälkeen välillä 150 -350 Bq/kg. Muissa kaloissa pitoisuudet jäivät alle 100 Bq/kg kyseisinä ajankohtina. Uusimmat mittaustulokset ovat keväältä 2008, jolloin cesiumpitoisuudet olivat Inarijärven haussa ja ahvenessa 20 Bq/kg. Lisäksi molempien järvien cesiumpitoisuutta seurattiin Tshernobylin jälkeiseltä ajalta (Kuva 14).

#### *Lehmänmaito*

Maaperä – ruoho – maito on tärkeä ravintoketju, jonka kautta ihminen voi saada säteilyannosta. Maitonäytteitä on kerätty pohjoissuomalaisilta meijereiltä ja tiloilta vuodesta 1963. Kursun meijeristä vuodesta 1963 vuoteen 1987 saakka, Rovaniemen meijeristä vuodesta 1966 vuoteen 1975 saakka ja edelleen vuodesta 1986 eteenpäin. Tilakohtaiset maitonäytteet ovat Rovaniemen alueen Apukasta ja Vikajärveltä. Maidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on esitetty keräyspaikoittain

kuvassa 15.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet maidossa olivat korkeimmillaan 1960 luvun alussa, sen sijaan Tshernobylin vaikutukset jäivät pienemmiksi.

#### **Johtopäätökset**

Ilmakehässä 1950 - 1960 luvuilla tehtyjen ydinasekokeiden vaikutukset Lapin luonnolle ovat olleet suuremmat kuin mitkään muut säteilyn käytön aiheuttamat onnettomuudet tai tapahtumat sen jälkeen. Tshernobyl yksittäisenä onnettomuutena on vaikuttanut hetkellisesti ja vain muutaman ensimmäisen vuoden ajan onnettomuudesta kohottavasti ympäristön säteilytasoon. Kuitenkin pitkäikäisimmistä radionuklideista  $^{137}\text{Cs}$  on edelleen mitattavissa tarkoilla mittalaitteilla. Vaikka Lapissa keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ovat pieniä, pitkän jakson seurannat osoittavat sen, että poistuminen luonnon kierto-

kulusta vie oman aikansa. Pisimmillään ekologiset puoliintumisajat voivat olla lähellä 20 vuotta.

Pohjois-Suomen laajoilla suoalueilla yleinen hilla on kasvupaikkansa takia herkempi radioaktiiviselle laskeumalle kuin muut marjat. Tulokset osoittavat myös, että cesium-pitoisuuksien erot voivat vaihdella merkittävästi laskeuma-alueen sisällä riippuen paikallisista kasvuolosuhteista.

Sienissä pitoisuudet vaihtelevat pienelläkin alueella paljon. Vuosien välillä voi olla eroja kosteusolosuhteissa sekä sienten kasvupaikoissa, sillä kasvupaikat vaihtelevat kosteusolosuhteiden mukaan. Vähäsateisina, kuivina syksyinä sienet kasvavat kangasmetsien sijasta soiden reunamilla, korpimetsissä ja varjoisilla pohjoisrinteillä. Nämä erilaiset kasvuolosuhteet aiheuttavat vuosittaista vaihtelua sienten <sup>137</sup>Cs-pitoisuuksiin.

Poronlihan keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet ovat muuttuneet siten, että osassa paliskuntia pitoisuudet ovat alentuneet tasaisesti, kun taas toisissa paliskunnissa pitoisuuksien aleneminen on ollut aluksi hyvin nopeaa ja hidastunut vasta myöhemmässä vaiheessa. Todennäköisin syy erovaisuuksiin <sup>137</sup>Cs-pitoisuuden vähenemisessä on jäkälän saanti, joka vaihtelee paliskunnittain laiduntamisen vuoksi. Poronhoitajien Cs-pitoisuudet ovat nykyään alhaisia osittain siksi, että teuraaksi käytetään yhä enemmän nuoria poroja, jotka eivät ole ehtineet käyttää jäkälää ravintokseen. Poronhoitajat ovat kuitenkin edelleen se ryhmä pohjoissuomalaisista, joka saa keskimäärin muita enemmän säteilyaltistusta ravintonsa kautta vuoden aikana.

Järvikaloja tutkittaessa eroja järvityypin tai eri kalalajien cesium-pitoisuuksien vähenemisessä ei juuri ollut ensimmäisten onnettomuuden jälkeisten vuosien aikana. Sen sijaan kahdeksan vuoden kuluttua onnettomuudesta ero oli merkittävä petokaloissa. Inarijärven hauen lihan Cs-pitoisuus aleni yli puolet nopeammin kuin Apukkajärven hauen. Yhtenä selittävänä tekijänä pidetään järvivettä, jonka Cs-pitoisuutta on tutkittu lihan rinnalla. Inarijärven pitoisuus on yhdessä lihan pitoisuuden kanssa alentunut nopeammin kuin vastaava pitoisuus Apukkajärven vedessä. Järvikohtaiset erot Cs-pitoisuuden poistumiseen kalanlihassa voivat olla suuria, johtuen järvien ekologisista ominaispiirteistä ja ympäröivästä luonnosta.

Euroopan Unionin antama suositus kaupattavien luonnontuotteiden radioaktiivisuudesta on 600 Bq/kg tuorepainoa kohden (2003/120/EC). Raportoidut tulokset luonnontuotteissa kuten metsämarjoissa ja kaloissa jäävät yleisesti hyvin pieniksi ja reilusti alle EU:n antaman suosituksen. Tulevaisuutta ajatellen on olennaista seurata myös jatkossa luonnossa esiintyvää radioaktiivisuutta mahdollisten uusien ydinonnettomuuksien varalta, mutta myös entistä enemmän luonnon omien radioaktiivisten aineiden kulkeutumista esimerkiksi kaivannaisteollisuuden toiminnan seurauksena. Pohjois-Suomen ympäristön radioaktiivisuuden seuranta keskittyy näin ollen kahden eri teollisuuden alan, energia- ja kaivosteollisuuden toiminnan tarkkailuun. Toisaalta ydinvoiman lisärakentaminen Pyhäjoelle edellyttää panostusta ympäristön tarkkailemiseen ihmisten tuottamien radioaktiivisten aineiden

osalta. Uusien kaivohankkeiden ympäristövaikutusten arviointi ja toiminnan seuranta taas edellyttää luonnossa esiintyvien radioaktiivisten aineiden tarkkailua.

## Lähdeluettelo

Alm-Lytz Kirsi, Riihiluoma Veli, Vilkamo Olli. 2004. Ydinturvallisuus, toim. Jorma Sanberg, Säteilyturvakeskus, Helsinki.

Anttila, A., Leppänen, A-P., Rissanen, K., Ylipieti J. 2011. Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in summer pasture plants that reindeer feed on in the reindeer management area of Finland. *Journal of Environmental Radioactivity*, volume 102 issue 7 July 2011. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2011.03.009. p. 659-666.

Arvela, H., Markkanen, M. & Lemmelä, H. 1990. Mobile survey of environment gamma radiation and fallout levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 32: 177-184.

Kostiainen E, Ylipieti J. 2010. Radioaktiivinen cesium Suomen ruokasienissä. STUK-A240, Säteilyturvakeskus, Helsinki.

Leppänen, A-P., Muikku, M., Jaakkola, T., Lehto, J., Rahola, T., Rissanen, K., Tillander, M. 2011. Effective half-lives of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in reindeer meat and in reindeer herders in Finland after the Chernobyl accident and the ensuing effective radiation doses to humans. *Health Physics Society* 100, 5, 468-481.

Pöllänen, R.. 2003. Säteily ympäristössä (16), toim. Roy Pöllänen, Säteilyturvakeskus, Helsinki.

Salomaa, S., Sulonen N. (toim.). 2011. Säteilyturvakeskuksen tutkimustoiminta

2005-2010. STUK-A248, Säteilyturvakeskus, Helsinki, 70.

Salomaa, S. (Ed.). 2004. Research projects of STUK 2003-2005. STUK-A202, Säteilyturvakeskus, Helsinki, 50.

Solatie, D., Leppänen, A-P., Niskala, P., Ylipieti, J. 2008.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in deposition, grass and milk in Northern Finland. In: Strand P, Brown J, Jølle T (eds). *Proceedings: Posters - Part 2. International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity*. 2008 Jun 15-20; Bergen, Norway. Åsterås: Norwegian Radiation Protection Authority, 296-299.

Tuovinen, S., Chutarat, S., Ylipieti, J., Solatie, D., Juutilainen, J. 2012. Transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from water to fish is not linear in two northern lakes. *The Journal Hydrobiologia*, Submitted.

Ylipieti, J., Rissanen, K. 2012. Radiocesium in mycorrhizal macro fungi in Finnish Lapland during 1981-2011. 13th International Congress of the International Radiation Protection Association. Submitted poster.

Ylipieti, J., Rissanen, K., Kostiainen, E., Salminen, R., Tomilina, O., Täht, K., Gilucis, A., Gregorauskiene, V. 2008. Chernobyl fallout in the uppermost (0-3cm) humus layer of forest soil in Finland, North East Russia and Baltic countries in 2000-2003. In: *Science of the Total Environment, Science of the Total Environment* 407, 315-323.

Ylipieti, J., Solatie, D. 2008. Changes in  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations with time in various fish species and water in lakes of Finnish Lapland. In: *Nordic Society for Radiation Protection – NSFS. Proceedings of the NSFS XV conference in Ålesund Norway, 26–30 of May 2008. StrålevernRapport 2008: 13.*

Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 141–145.

Ylipieti, J., Solatie, D. 2007. Radiocesium in wild berries and natural herbs in Northern Finland. International Conference on Environmental Radioactivity. Vienna, Austria.

[www.stuk.fi/sateilytietoa](http://www.stuk.fi/sateilytietoa) (Viitattu 4.7.2012)

2003/120/EC, European Commission Directive 2003

# Ympäristön kuormittuminen Lapissa bioindikaattoriseurantojen perusteella

Jarmo Poikolainen<sup>1</sup> ja Pasi Rautio<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Metsäntutkimuslaitos

Rakentajantie 3, 90014 Oulun yliopisto  
jarmo.poikolainen@metla.fi

<sup>2</sup> Metsäntutkimuslaitos

Eteläranta 55, 96300 Rovaniemi  
pasi.rautio@metla.fi

## Tiivistelmä

Raskasmetallilaskeumaa on seurattu sammalten avulla Suomessa viiden vuoden välein jo 25 vuoden ajan. Sammalten pitoisuuksien perusteella nikkeliä, kuparia ja kromia lukuun ottamatta kaikkien tutkittujen raskasmetallien eli kadmiumin, raudan, elohopean, lyijyn, sinkin, vanaadiinin ja arseenin laskeuma on Lapissa niin alhainen, ettei niiden laskeumasta ole yleensä ympäristölle tai ihmisten terveydelle mitään merkittävää haittaa. Kuolan kaivosteollisuuden päästöt nostavat nikkeli- ja kuparipitoisuuksia suhteellisen korkeiksi Inarin itäosissa. Nikkeli- ja kuparipitoisuudet laskevat kuitenkin nopeasti rajalta länteen päin. Lähellä rajaa on todettu merkkejä raskasmetallien ja rikin aiheuttamista ympäristöhaitoista. Kuolan raskasmetallipäästöillä ei ole kuitenkaan vaikutusta marjojen ja sienten pitoisuuksiin Itä-Lapissa, vaan pitoisuudet heijastelevat paikallisen maaperän koostumusta. Tornion terästehtaan kromipäästöt näkyvät Tornion seudulla sammalissa kohonneina kromipitoisuuksina, mutta pitoisuudet ovat sen verran alhaisia ja kromi esiintyy pääasiassa kolmiarvoisena

oksidina, ettei laskeumasta ole ihmisille merkittävää vaaraa. Muualla Lapissa kromilaskeuma on alhainen.

- Sammalet keräävät tehokkaasti ilman epäpuhtauksia, joten ne soveltuvat hyvin ilmanlaadun seurantaan
- Sammalien raskasmetallipitoisuuksia seurataan Euroopan laajuisesti, Suomessa Metsäntutkimuslaitos on seurannut sammalien raskasmetallipitoisuuksia 25 vuoden ajan
- Lapissa raskasmetallilaskeumat ovat alhaisia ja pääosin laskussa
- Kuolan niemimaan sekä Tornion teollisuuskeskittymien läheisyydessä sammalien raskasmetallipitoisuudet ovat kohonneet. Sienten ja marjojen raskasmetallipitoisuuksiin mainituilla laitoksilla ei ole havaittu vaikutusta
- Kaivosteollisuuden sekä liikenteen kasvu saattavat aiheuttaa raskasmetallipäästöjen kasvua Lapissakin

## Avainsanat

Raskasmetallit, seurannat, sammalet, marjat, sienet

## State of the environment in Lapland based on bioindicators

### Abstract

Heavy metal deposition have been monitored, by means of moss samples, every five years now for 25 years in Finland. Based on the concentrations in moss samples deposition of cadmium, iron, mercury, lead, zinc, vanadium and arsenic in Lapland is so low that they do not pose significant risk for the environment or for human health. Emissions from mining industry in the Kola Peninsula, in Russia have an affect in the levels of nickel and copper in the deposition also on the Finnish side, in the Eastern part of Inari municipality. However, the con-

centrations of Ni and Cu in moss samples decrease rapidly towards west from the Russian border. Close to the border, some indications of environmental impacts of Ni and Cu have been found. Nevertheless, emissions from industrial premises in the Kola Peninsula seem not to have a relation to heavy metal concentrations in berries and mushrooms sampled in Eastern Lapland. Emissions from the steelworks in Tornio are mirrored in Cr concentrations in moss samples collected in Tornio region. These levels, however, are low and since the detected Cr is in innocuous form (Chromium(III) oxide) Cr deposition do not pose risk for human health. Elsewhere in Lapland deposition of Cr is low.

### Johdanto

Lappia on pidetty perinteisesti ilman epäpuhtauksien suhteen puhtaana alueena. Lapin alueen omat päästöt ovat vähäisiä ja vain Perämeren pohjukan metsä- ja terästeollisuuden päästöillä on ollut ympäristön kannalta mainittavia haittavaikutuksia. Lappiin tulee kuitenkin rikkiä ja raskasmetalleja kaukokulkeutena Suomen rajojen ulkopuolelta Kuolan kaivosteollisuuden tuotantolaitoksista ja muualta Euroopasta. Seuraavassa tarkastellaan bioindikaattoriselvitysten perusteella ilman kautta tulevaa raskasmetallilaskeutusta Lapissa ja sen merkitystä ympäristön ja ihmisten terveyden kannalta.

Raskasmetalleja on kaikkialla luonnossa: maa- ja kallioperässä, vesistöissä,

ilmassa sekä elävissä eliöissä. Päästöinä niitä leviää ympäristöön sekä luontaisista lähteistä (mm. tulivuoret ja metsäpalot) että ihmistoiminnasta (mm. öljyn, hiilen ja jätteiden poltto, metallien tuotanto ja liikenne). Raskasmetallit ovat ympäristömyrkköjä. Niiden myrkyllisyys ja vaikutukset riippuvat muun muassa määrästä, esiintymismuodosta ja altistumisajasta. Raskasmetalleista ei ole ympäristölle pelkästään haittaa, vaan monet niistä, kuten kupari, sinkki ja rauta, ovat ihmisille ja muille eliöille välttämättömiä hivenaineita. Toiset taas, kuten elohopea, lyijy ja kadmium, ovat ihmisille tarpeettomia ja jo pieninä määrinä myrkyllisiä. Raskasmetallien haitallisuutta lisäävät niiden pysyvyys ja rikastuminen ravintoketjuissa. Pohjoisilla alueilla niiden haittavaikutukset voivat olla an-

karista olosuhteista johtuen suurempia kuin eteläisillä leveysasteilla.

Ilmasta metallit päätyvät maaperään, vesistöihin ja kasvillisuuteen ja muun muassa ravinnon kautta eläimiin ja ihmisiin. Kun laskeuma on riittävän suuri, raskasmetallit syrjäyttävät maaperässä kasveille tärkeitä ravinteita, puuston kasvu heikkenee, herkimmät kasvilajit häviävät ja eläimistöissä tapahtuu muutoksia. Pahimmillaan raskasmetallipäästöt johtavat päästölähteen ympäristössä ns. ”teollisuusaavikoiden” syntyyn. Viimeistään tässä vaiheessa raskasmetalleista on jo vakavaa haittaa ihmistenkin terveydelle.

### **Raskasmetallien laskeumaa voidaan kartoittaa sammalten pitoisuuksien avulla**

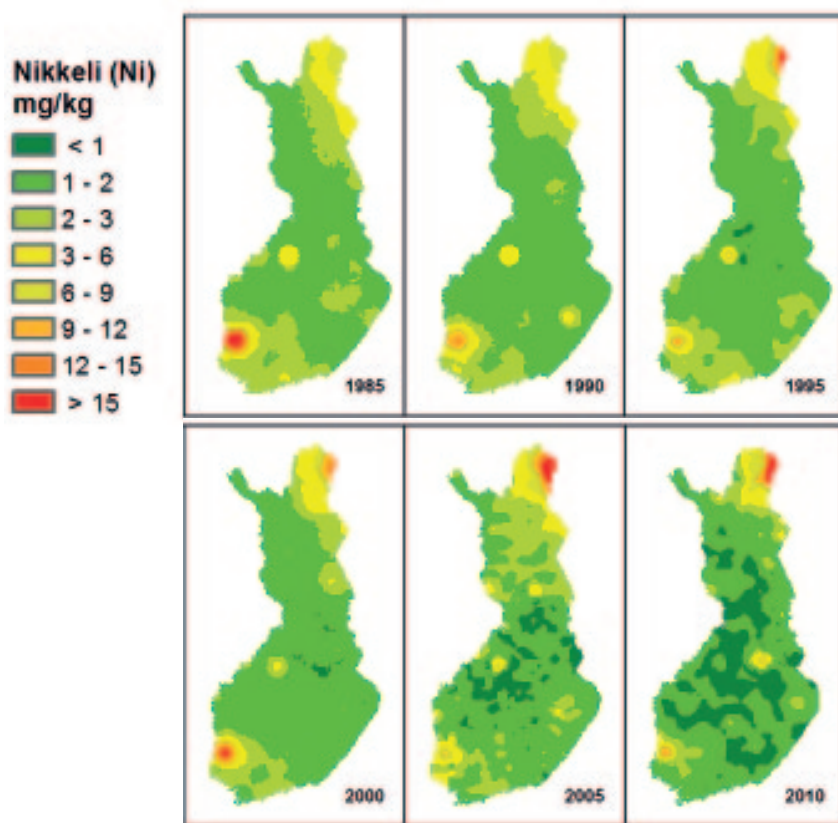
Ilman kautta maahan tulevien raskasmetallien pitoisuuksia voidaan mitata suoraan märkä- ja kuivalaskeumasta. Märkälaskeumassa aineet tulevat maahan sateen mukana ja kuivalaskeumassa pölyn mukana ja kaasumaisessa muodossa. Suorat mittaukset ovat kuitenkin kalliita ja mittausasemia on harvassa. Sen vuoksi on pyritty löytämään halvempia keinoja laskeuman seurantaan. Pitoisuuksien mittausta sammalista on osoittautunut hyväksi seurantatavaksi (Rühling & Tyler 1968, Poikolainen 2004). Sammalet ottavat ravinteensa pääosin ilman kautta sadevedestä ja hiukkasista, jolloin niihin kertyy samalla ilman epäpuhtauksia. Raskasmetalleja ei kerry sammaliin kuitenkaan samassa suhteessa, kuin mitä niitä on laskeumassa, sillä ottotehokkuus riippuu mm. sammalten rakenteesta ja laskeuman laadusta (Zechmeister

ym. 2003). Pitoisuudet antavat suhteellisen kuvan laskeumasta.

Metsäntutkimuslaitos on kartoittanut raskasmetallilaskeumaa Suomessa sammalten avulla viiden vuoden välein jo vuodesta 1985 lähtien (Metla, Metinfo 2012). Nykyisin ne ovat osa lähes koko Euroopan kattavaa seurantaa (Harmens ym. 2008). Suomessa sammalet on kerätty vuoteen 2005 saakka valtakunnan metsien 8. inventoinnin koealoilta. Vuonna 2010 näytteet kerättiin Lapissa edelleen samoilta koealoilta, mutta muualla Etelä- ja Keski-Suomessa VMI 11. koealoilta. Satakunnasta näytteet kerättiin sekä 8. inventoinnin että 11. inventoinnin koealoilta. Aikaisempaa harvemman koealaverkon (VMI 11) vuoksi pienten päästölähteiden vaikutukset sammalten pitoisuuksiin eivät erotu vuoden 2010 kartoituksessa Etelä- ja Keski-Suomessa niin hyvin kuin aikaisempina kartoitusvuosina. Näytteiksi on kerätty joko kerrossammalta tai seinäsammalta. Sammalista on analysoitu kadmium-, kromi-, kupari-, rauta-, nikkeli-, lyijy-, vanadiini- ja sinkkipitoisuus alusta lähtien sekä arseeni- ja elohopeapitoisuus vuodesta 1995 lähtien. Arseeni on ns. puolimetalli, mutta se on otettu myrkyllisyytensä vuoksi mukaan kartoituksiin. Näytteitä ei ole kerätty aivan päästölähteiden läheisyydestä. Tavoitteena on saada yleiskuva raskasmetallien laskeumasta ja siinä tapahtuvista muutoksista.

Jotta raskasmetallilaskeuman vaikutuksia voitaisiin arvioida myös keruutuotteiden pitoisuuksiin, vuonna 2005 kerättiin Itä- ja Keski-Lapista sammalien ohella näytteiksi myös marjoja (puolukka, mustikka ja variksenmarja) ja sieniä





Kuva 1. Sammalten nikkeli-  
pitoisuus Suomessa vuosina  
1985 – 2010. Kartat Jouni  
Karhu.

Figure 1. Nickel concentra-  
tions in mosses in Finland  
during 1985-2010. Maps  
Jouni Karhu.

(tatit, rouskut ja haperot). Marjanäytteitä kerättiin myös Venäjän puolelta.

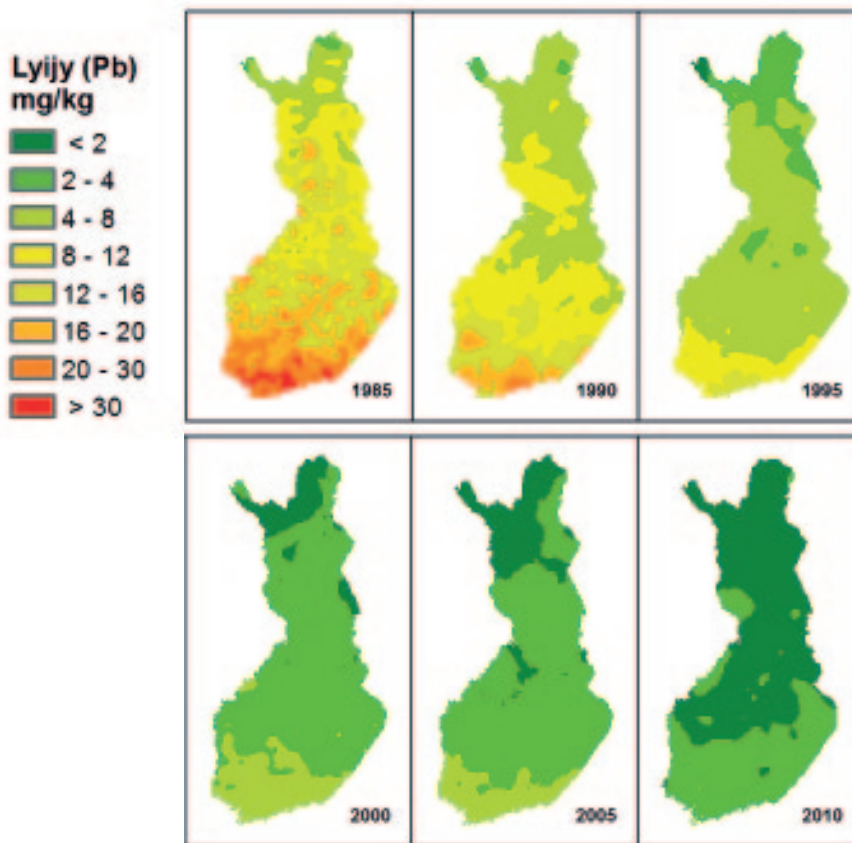
### Kaukokulkeumalla suuri vaikutus Lapin raskasmetallilaskeumaan

*Kuolan raskasmetallipäästöt eivät ole vähentyneet toivotulla tavalla*

Suomen rajojen ulkopuolelta tulevalta kaukokulkeumalla, erityisesti Kuolan kaivosteollisuuden päästöillä, on suurempi vaikutus Lapin raskasmetallilaskeumaan kuin Lapin omilla päästöillä. Suomen rajan läheisyydessä sijaitsevan Petshenganikelin tuotantolaitosten raskasmetallipäästöt ovat vaihdelleet tuotantomääristä riippuen. Zapoljarnyin rikastamosta ja pasutuslaitoksesta sekä Nikelin sulatosta pääsee ilmaan pääasiassa nikkeliä ja kuparia. Tehtaiden nikkeli- ja kuparipäästöt vähenivät 1980-luvulla runsaasta 500 tonnista noin 300 tonniin

ja kuparipäästöt noin 300 tonnista 200 tonniin, jonka jälkeen päästömäärissä ei ole tapahtunut merkittävää alenemista (Paatsjoki-ohjelma 2008). Suurin osa metalleista laskeutuu maahan alle 10 kilometrin säteellä sulatoista. Etäisyyden kasvaessa niiden laskeuma vähenee nopeasti. Päästöt kulkeutuvat pääosin sulatoista pohjoiseen ja koilliseen, mutta itätuulilla raskasmetalleja leviää myös länteen aina Lappiin saakka.

Kuolan nikkeli- ja kuparipäästöt ovat näkyneet sammalissa tausta-alueita korkeampina pitoisuuksina suurin piirtein linjalla Salla - Angeli (Metla, Metinfo 2012). Suhteellisen korkeita nikkeli- ja kuparipitoisuuksia on todettu ainoastaan Inarin itäisimmissä osissa. Vuosina 2005 ja 2010 pitoisuudet nousivat rajan pinnassa korkeammiksi kuin aikaisempina vuosina (kuva 1). Tämä viittaa kohonneisiin päästöihin, mitä vahvistavat myös Svanvikissa Norjassa



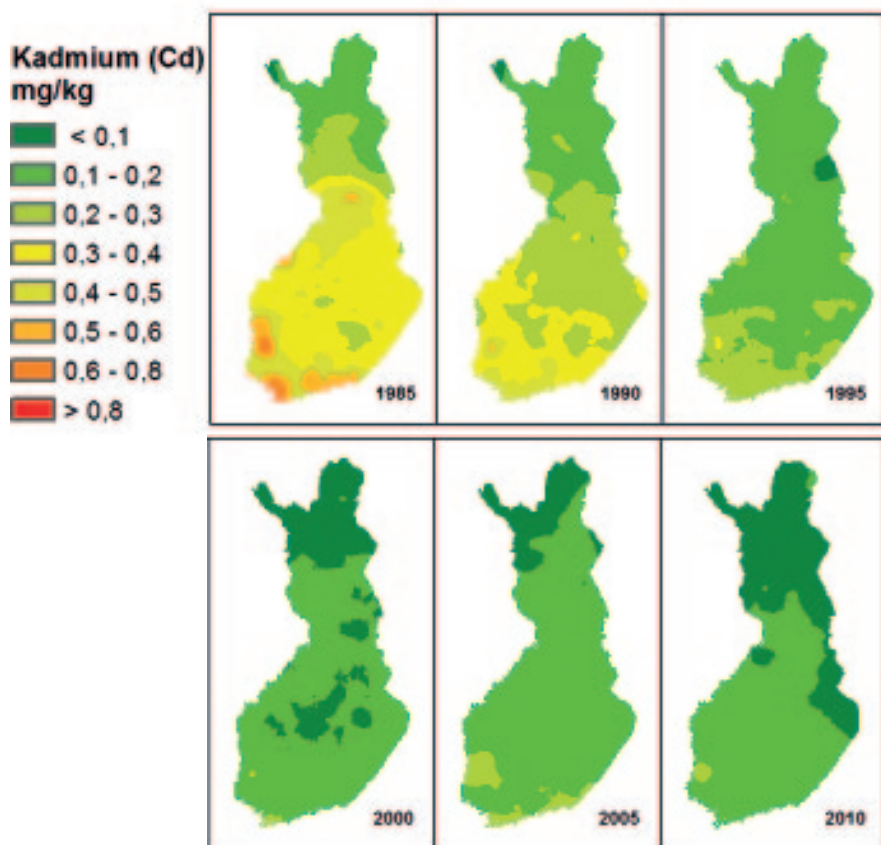
Kuva 2. Sammalten lyijypitoisuus Suomessa vuosina 1985 – 2010. Kartat Jouni Karhu.

Figure 2. Lead concentrations in mosses in Finland during 1985-2010. Maps Jouni Karhu.

märkälaskeumasta ajoittain mitatut korkeahkot nikkelpitoisuudet vuosina 2005 - 2010 (Grenseområdene Norge-Russland TA 2838/2011). Vuonna 2010 korkeimmat nikkelpitoisuudet sammalissa olivat lähellä rajaa noin 40 – 90 mg/kg, 20 – 30 kilometrin päässä rajasta noin 10 mg ja Inarin taajaman tienoilla vain noin 5 mg/kg (kuva 1). Länsi-Lapissa ne olivat samaa tasoa (1 – 2 mg/kg) kuin suurimmassa osassa Suomea. Ruotsissa, Virossa ja Skotlannissa pitoisuudet olivat vuonna 2005 yleisesti alle 1 mg/kg (Harmens ym. 2008). Muualla Euroopassa pitoisuus vaihteli alle 1 mg:sta yli 15 mg:aan kilossa. Alueilla, joissa pitoisuudet ovat alle 2 mg/kg, nikkelaskeuma on puhtaan tausta-alueen luokkaa eikä siitä ole juuri haittaa ympäristölle. Sen sijaan korkeimpien pitoisuuksien (> 15 mg/kg) alueella on yleensä jokin suuri

päästölähde, jonka läheisyydessä nikkelaskeuma nousee niin korkeaksi, että sillä on jo haittavaikutuksia.

Kuolan sulattojen aiheuttamassa kuparilaskeumassa Lapissa ei ole sammalten pitoisuuksien perusteella tapahtunut vuosien mittaan suuria muutoksia. Kuparipäästöjen vaikutusalue, jossa pitoisuus ylittää 5 mg/kg on pienentynyt seurantajaksolla, mutta Inarin itäosissa pitoisuudet ovat jopa nousseet viimeisimmissä kartoituksissa. Vuonna 2010 korkeimmat pitoisuudet olivat rajan pinnassa noin 30 - 50 mg/kg. Etelä- ja Länsi-Lapissa ne olivat alle 5 mg/kg eli samaa tasoa kuin muualla Suomessa Harjavallan seutua lukuun ottamatta. Näillä alueilla kuparipitoisuudet olivat vuonna 2005 yhtä alhaisella tasolla kuin muun muassa Ruotsissa ja Norjassa (Harmens ym. 2008).



Kuva 3. Sammalten kadmiumpitoisuus Lapissa vuosina 1985 – 2010. Kartat Jouni Karhu.

Figure 3. Cadmium concentrations in mosses in Finland during 1985-2010. Maps Jouni Karhu.

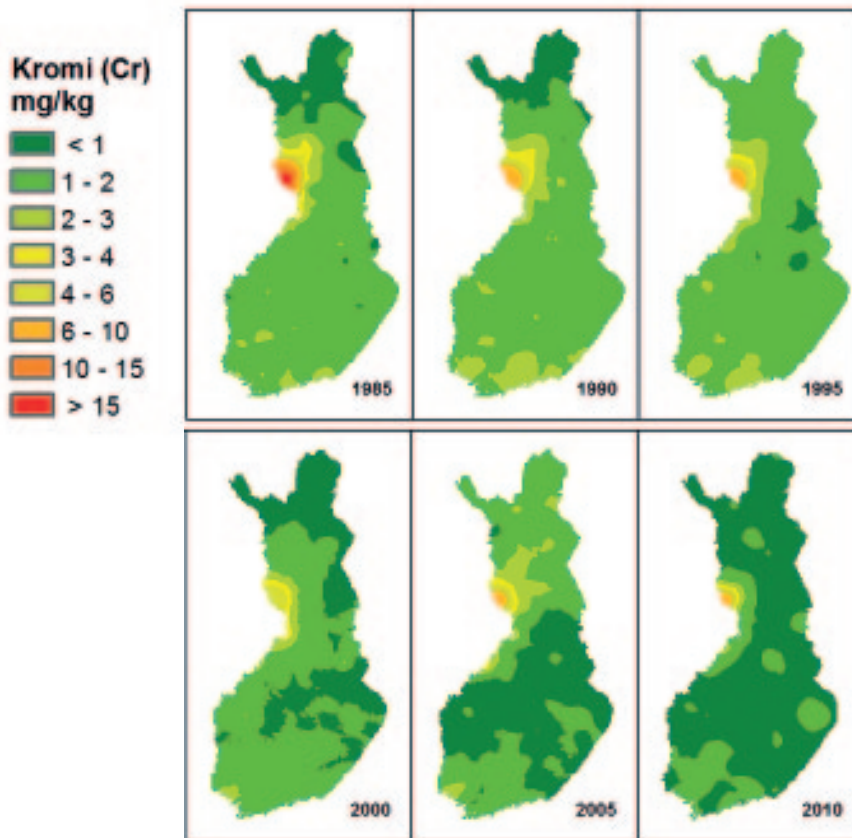
### *Haitallisimpien raskasmetallien laskeuma Lapissa Euroopan alhaisimpia*

Raskasmetalleja kulkeutuu Lappiin Kuolan lisäksi myös muualta Euroopasta ja jopa Aasiasta saakka. Helpoimmin leviäviä ovat lyijy, kadmium ja elohopea. Kaukokulkeuman ja Lapin omien päästölähteiden vaikutus niiden laskeumaan Lapissa on nykyisin kuitenkin vähäinen. Etenkin lyijyn ja kadmiumin päästöt ovat vähentyneet koko Euroopassa viimeisten 20 vuoden aikana huomattavasti, kun päästölähteiden puhdistustekniikat ovat parantuneet.

Lyijy on paras esimerkki puhdistustoimien vaikutuksesta päästöihin. Lyijyllisen bensiniin myynti lopetettiin 1990-luvun alussa Suomessa ja useimmissa muissa Euroopan maissa, samalla kun teollisuuden lyijypäästöt vähenivät. Puhdistustoimien seurauksena sam-

malten lyijypitoisuudet laskivat nopeasti 1990-luvulla lähes koko Euroopassa. Kun lyijypitoisuus vuonna 1985 vaihteli Lapin alueella noin 2 mg:sta yli 14 mg:aan kilossa, niin vuonna 2010 se jäi Lapissa yleisesti alle 2 mg/kg (kuva 2). Lappi onkin nykyään Ruotsin ja Norjan pohjoisosien ohella lyijylaskeuman suhteen Euroopan puhtaimpia alueita (Harmens ym. 2008). Suuressa osassa läntistä Eurooppaa sammalten lyijypitoisuudet jäivät vuonna 2005 alle 10 mg/kg, mutta Itä- ja Kaakkois-Euroopassa ne nousivat paikoin jopa yli 30 mg/kg. Näillä alueilla lyijylaskeuma on etenkin kaupunki-alueilla niin korkea, että sillä voi olla jo vaikutuksia ihmisten terveyteen.

Myös kadmiumpäästöjen vähennystoimet teollisuudessa sekä kadmiumin käyttökielto muun muassa väriaineissa ja pinnoitteena on alentanut kadmium-



Kuva 4. Sammalten kromipitoisuus Lapissa vuosina 1985 – 2010. Kartat Jouni Karhu.

Figure 4. Chromium concentrations in mosses in Finland during 1985-2010. Maps Jouni Karhu.

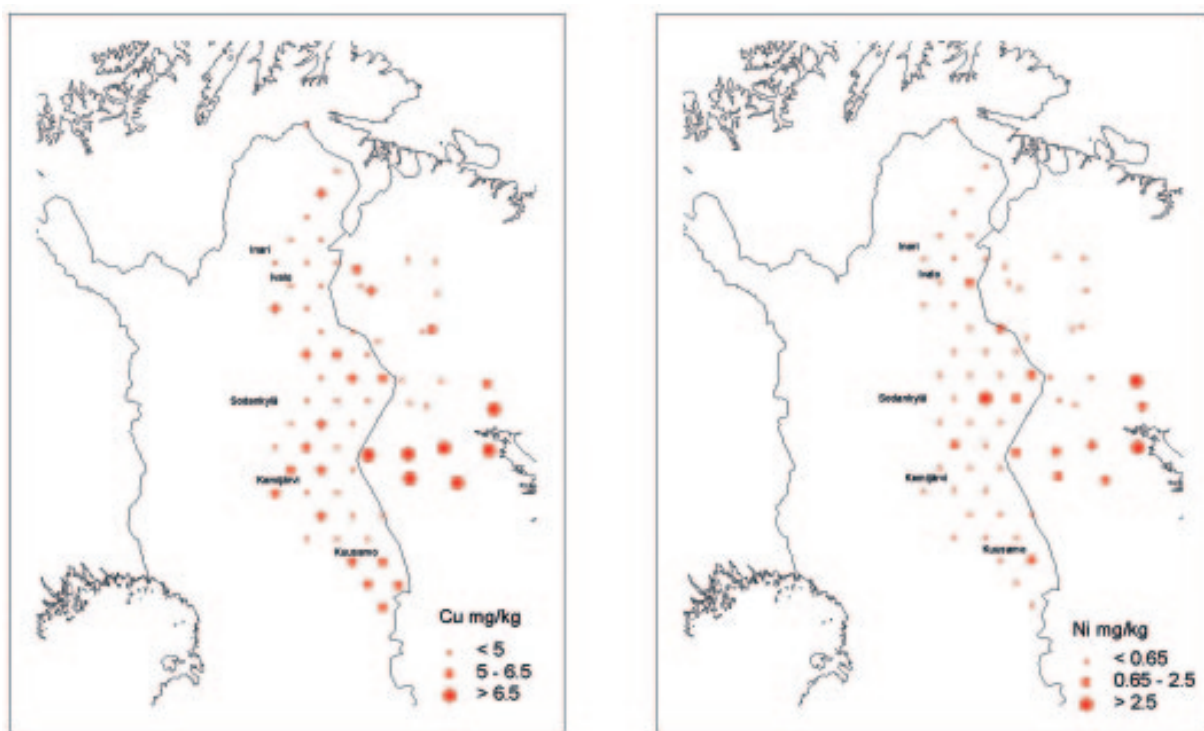
laskeumaa. Sammalten kadmiumpitoisuudet laskivat koko Suomessa 1990-luvulla, mutta sen jälkeen pitoisuuksissa ei ole tapahtunut suuria muutoksia (Metla, Metinfo 2012). Vuonna 2010 ne jäivät Lapissa yleisesti alle 0,10 mg/kg ja korkeimmatkin pitoisuudet alle 0,20 mg/kg (kuva 3). Nämä ovat alhaisimpia Euroopassa mitattuja pitoisuuksia, mutta ero Länsi-Euroopan maihin ei ole kovin suuri (Harmens ym. 2008).

Elohopea on siitä erikoinen raskasmetalli, että se esiintyy huoneenlämmössä nestemäisenä, mutta ilmakehässä pääasiassa kaasumaisena. Niinpä se kulkeutuu ilmavirtausten mukana tuhansien kilometrien päähän päästölähteistä. Osa ilmakehässä olevasta elohopeasta laskeutuu maahan, mistä se lämpötilan noustessa saattaa haihtua uudelleen ilmaan. Sammalten pitoisuuksien perus-

teella Lapissa ei näyttäisi kuitenkaan tapahtuvan mitään merkittävää elohopean kertymistä. Lapissa pitoisuudet ovat olleet koko seurannan ajan yleisesti alle 0,05 mg/kg ja Etelä-Suomessa noin 0,05 mg:sta 0,15 mg:aan kilossa (Metla, MetInfo 2012). Vuoden 2005 kartoituksessa muualla Euroopassa elohopeapitoisuudet vaihtelivat alle 0,03 mg:sta yli 0,20 mg:aan kilossa (Harmens ym. 2008).

### Lapin omat raskasmetallipäästöt vähäisiä

Lapissa on vähän sellaisia suuria päästölähteitä, joiden raskasmetallipäästöillä olisi merkittäviä vaikutuksia ympäristön tilaan tai ihmisten terveyteen. Maininnanarvoisia päästölähteitä on vain Kemi – Tornion alueella, jonne pääosa



Kuva 5. Puolukan kupari- ja nikkelpitoisuudet (mg/kg kuivapainoa) Itä-Lapissa ja Länsi-Kuolassa (Paatero ym. 2008).

Figure 5. Copper and nickel concentrations in cowberry (*Vaccinium vitis-idaea*, mg/kg dry weight) in Eastern Lapland and Western Kola Peninsula (Paatero et al. 2008).

Lapin teollisuustuotannosta on keskittynyt. Tämän alueen teollisuuslaitoksista Outokummun Tornion terästehdas on ollut jo pitkään suurin kromin päästölähde Suomessa. Terästehtaan kromipäästöt ilmaan ovat kuitenkin vähentyneet viimeisten 30 vuoden kuluessa noin 30 tonnista alle 10 tonniin vuodessa tuotannon kasvusta huolimatta. Vuonna 2002 kromipäästöt kuitenkin nousivat jostain syystä yli 20 tonniin. Tehtailta pääsee jonkin verran ilmaan myös muita raskasmetalleja, kuten nikkeliä, sinkkiä ja elohopeaa.

Terästehtaan kromipäästöt ovat näkyneet koko seurantajakson ajan sammalissa kohtalaisen korkeina pitoisuuksina Tornion seudulla (yli 10 mg/kg) ja vähemmän kohonneina pitoisuuksina Keski-Lapissa asti (2 – 6 mg/kg) (kuva

4). Pitoisuudet ovat vähentyneet seurantajaksoilla koko Lapissa vuotta 2005 lukuun ottamatta. Vuoden 2002 keskimääräistä selvästi korkeammat kromipäästöt vaikuttivat vuoden 2005 tuloksiin, sillä sammalista analysoidaan pitoisuudet aina kolmesta keräysvuotta edeltävästä vuosikasvusta. Vuonna 2010 kromipitoisuus jäi lähes koko Lapissa jo alle 1 mg/kg, mutta Tornion seudulla korkeimmat pitoisuudet olivat vielä noin 10 mg/kg. Kromipitoisuudet alkavat olla muualla Lapissa jo samaa tasoa kuin suurimmassa osassa Ruotsia, Norjaa ja Baltian maita, joissa pitoisuudet olivat vuonna 2005 alhaisimpia Euroopassa (Harmens ym. 2008).

Muiden sammalista analysoitujen raskasmetallien eli raudan, sinkin, vanadiinin ja arseenin, pitoisuudet ovat La-

pissa alhaisia ja niiden pitoisuudet ovat vähentyneet vaihtelevasti viimeisten 25 vuoden aikana (taulukko 1). Niiden laskeumaan vaikuttavat pääasiassa Lapin omat päästölähteet.

### Raskasmetallilaskeuman vaikutukset Lapin ympäristön tilaan ja ihmisten terveyteen

Sammalista mitatut pitoisuudet eivät suoraan kerro laskeuman haitallisuudesta. Sammalten pitoisuuksien perusteella raskasmetallien laskeuma on kuitenkin Lapissa Inarin itäosia ja Perämeren pohjukkaa lukuun ottamatta Euroopan alhaisimpia. Sitä osoittavat myös laskeumamittaukset Pohjois-Suomessa sijaitsevilla EMEP-aseilla (Aas & Breivik 2011). Tausta-alueilla laskeumasta ei ole merkittäviä haittavaikutuksia ympäristölle tai ihmisten terveydelle. Paikallisesti pitoisuudet saattavat kuitenkin nousta esimerkiksi teollisuuslaitosten, lämpölaitosten ja kaatopaikkojen läheisyydessä taustatasoa huomattavasti korkeammiksi.

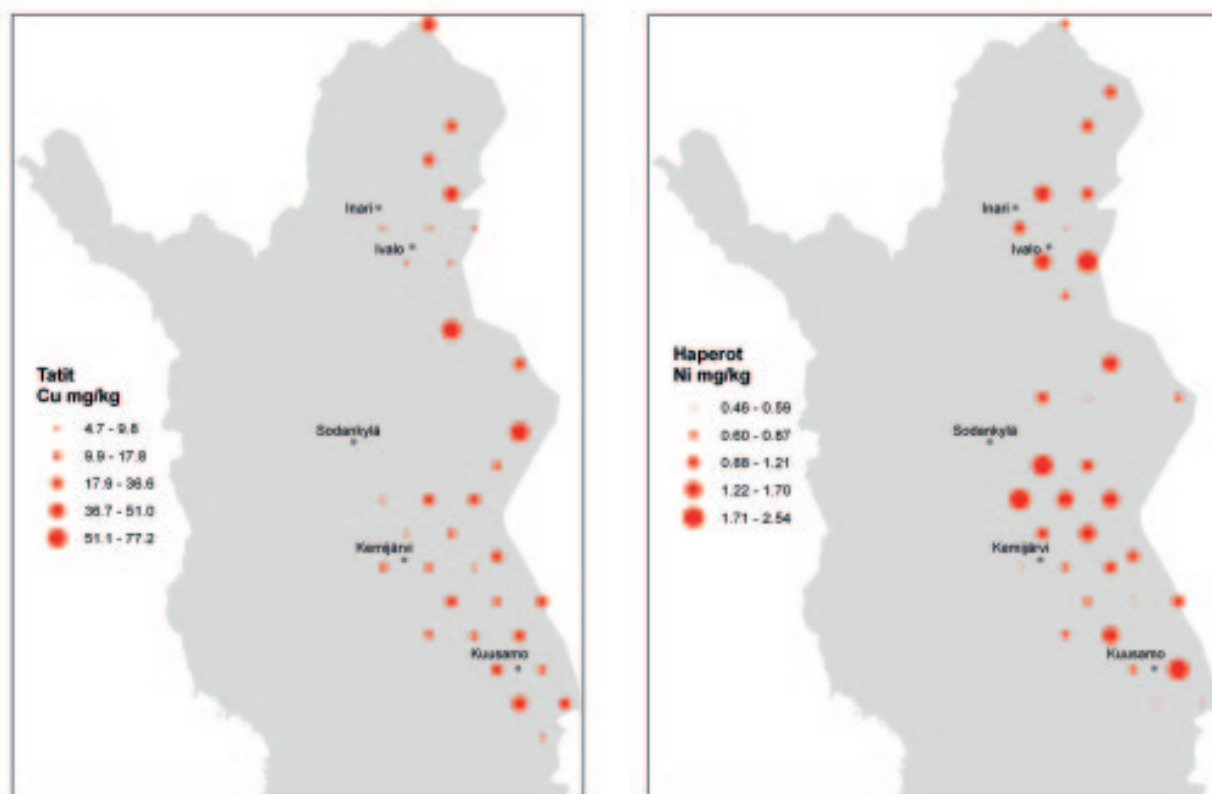
Itä-Lapin metsävaurioprojektissa 1990-luvun alkupuolella todettiin, että Inarin itäosissa Kuolan sulattojen rikki- ja raskasmetallipäästöt ovat aiheuttaneet muun muassa vaurioita neulasissa ja epifyyttijäkälissä sekä muutoksia maaperässä. Mitään selviä raskasmetallien haittavaikutuksia ihmisten terveyteen ei ole kuitenkaan raportoitu edes Norjan puolelta Paatsjokilaaksosta, jossa on asutusta huomattavasti enemmän ja raskasmetallilaskeuma on vielä suurempi kuin Itä-Lapissa. Kuolasta tulee alueelle raskasmetalleja vain ajoittain, mikä vähentää altistumista raskasmetalleille.

Myös Tornion terästehtaan kromipäästöt ovat aika ajoin herättäneet huolta ihmisten terveyden suhteen. Useat kromiyhdisteet, erityisesti kuudenarvoinen kromi, ovat syöpää aiheuttavia. Luonnossa kromi esiintyy kuitenkin pääasiassa kolmiarvoisena oksidina, joka ei ole ihmisille ja eläimille vaarallista. Vuonna 2010 Tornion kaupungin toimesta Torniossa ja Haaparannassa tehtyjen tutkimusten perusteella puolukkaa voi kerätä

Taulukko 1. Sammalien keskimääräiset raskasmetallipitoisuudet Lapissa ja koko Suomessa vv. 1985–2010.

Table 1. Average concentrations of heavy metals in mosses in Lapland and whole Finland y. 1985–2010

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1985 Lappi	-	0,19	1,86	5,10	219	-	2,58	9,04	2,25	30,7
Suomi	-	0,37	1,49	5,99	379	-	2,24	15,50	4,76	38,1
1990 Lappi	-	0,16	1,64	5,16	234	-	2,58	6,70	2,54	31,3
Suomi	-	0,28	1,59	5,98	405	-	1,97	10,20	3,48	36,5
1995 Lappi	-	0,14	1,74	4,92	185	0,037	2,79	4,19	1,47	33,6
Suomi	0,26	0,18	1,54	5,28	331	0,053	1,94	6,22	2,39	38,4
2000 Lappi	-	0,10	1,29	3,81	124	0,033	2,62	2,30	0,81	24,3
Suomi	0,19	0,12	1,25	3,96	259	0,048	1,83	3,37	1,45	28,8
2005 Lappi	-	0,11	1,91	4,29	129	0,025	3,73	1,97	0,80	27,9
Suomi	0,12	0,15	1,13	4,11	236	0,044	1,87	2,96	1,43	32,9
2010 Lappi	0,072	0,08	0,97	5,10	130	0,039	4,00	1,44	0,73	28,2
Suomi	0,103	0,11	0,94	4,70	235	0,043	2,32	2,01	1,10	30,7



Kuva 6. Tattien kuparipitoisuudet (mg/kg kuivapainoa) ja haperoiden nikkelpitoisuudet Itä-Lapin koealoilla. Kartat Kari Mikkola.

Figure 6. Copper and nickel concentrations in mushrooms (left: boletus, right: russule, mg/kg dry weight) in Eastern Lapland. Maps Kari Mikkola.

Tornion ja Haaparannan alueilta ilman myrkytysvaaraa (Virtanen 2011). Aivan Outokummun Tornion terästehtaiden läheisyydestä puolukoita ei kuitenkaan suositella kerättäväksi, vaikka niiden pitoisuudet (noin 10 mg/kg) eivät sielläkään ylitä luonnontuotteiden kromipitoisuuksille asetettuja raja-arvoja.

### **Kuolan päästöillä ei vaikutusta marjojen ja sienien raskasmetallipitoisuuksiin Lapissa**

Vaikka sammalten pitoisuudet heijastelevatkin raskasmetallilaskeumaa, ei vastaavaa riippuvuussuhdetta ole välttämättä nähtävissä muissa samalla paikalla elävissä kasveissa ja sienissä. Esimerkiksi puolukan kupari- ja nik-

kelipitoisuuksissa (kuva 5) ilmenee selvästi, että havaitut pitoisuudet eivät ole yhteydessä siihen, miltä etäisyydeltä Kuolan sulattoihin nähden näytteet on kerätty. Sekä Suomen että Venäjän puolelta löytyy niin pieniä kuin suuria-kin pitoisuuksia.

Myöskään sienistä mitatuista kupari- ja nikkelpitoisuuksista ei löydy selvää yhteyttä Kuolan päästöihin (kuva 6), vaan pitoisuudet indikoivat todennäköisimmin paikallisen maaperän koostumusta.

Sekä marjoista että sienistä löytyneet kupari- ja nikkelpitoisuudet ovat yleisesti ottaen erittäin pieniä. Tuorepainoksi muutettuna, niiltäkin koealoilta, joilta mitattiin suurimmat pitoisuudet, kerättyjä sieniä tai marjoja täytyy syödä

päivittäin jopa useita kiloja ennen kuin turvallisenä pidetyt kuparin ja nikkelin annokset ylittyvät.

### **Lähitulevaisuudessa ei ole näkyvissä suuria uhkia**

Lähitulevaisuudessa ei ole näköpiirissä sellaisia uusia uhkatekijöitä, joilla olisi laaja-alaisia vaikutuksia raskasmetallilaskeumaan Lapissa. Kuolan kaivosteollisuuden raskasmetallipäästöistä tosin aiheutuu jatkossakin haittavaikutuksia ympäristölle Inarin itäosissa, ellei tuotantolaitoksia saada uusittua. Raskasmetalleja on kertynyt maaperään koko tuotantolaitosten toiminnan ajan eivätkä pitoisuudet pienene vielä pitkään aikaan, vaikka tuotantolaitosten päästöt vähenisivätkin. Suunnitelmia Petsenganelin tuotantolaitosten uudistamiseksi on ollut jo pitkään, mutta uudistukset ovat viivästyneet vuosi vuodelta, vaikka esimerkiksi Norjasta on tarjottu rahoitusta uudistamistoimiin.

Kaivosteollisuuden raskasmetallipäästöt ilmaan tulevat todennäköisesti lisääntymään Pohjois-Suomessa. Lapissa on meneillään lukuisia uusia kaivos-hankkeita ja vanhojen kaivosten laajennuksia (Riihimäki 2011), joilla on tulevaisuudessa vaikutusta raskasmetallilaskeumaan Lapin alueella. Kaivosten pölypäästöillä on lähinnä paikallisia vaikutuksia raskasmetallien laskeumaan. Suurimmat ympäristöhaitat aiheutuvat kaivosten jätevesien kulkeutumisesta vesistöihin.

Liikenne Lapin maanteilla tulee matkailun ja uusien kaivosten myötä lisääntymään. Teiltä leviävässä pölyssä on lukuisia erilaisia yhdisteitä, joita pääsee

ilmaan autoista ja tienpinnasta. Autojen pakokaasuista, renkaista ja metalliosien kulumisesta leviää teiden varsille myös raskasmetalleja, muun muassa sinkkiä, kadmiumia, kuparia, nikkeliä, mangaania, kromia ja lyijyä sekä ns. platinametalleja, joita käytetään katalyysaattoreissa päästöjen säätelyssä. Raskasmetallien määrät teiden varsilla ovat suorassa suhteessa liikennemääriin. Pitoisuudet ovat korkeimpia aivan tien reunassa, mutta laskevat nopeasti jo muutaman kymmenen metrin matkalla tiestä pois päin. Autoliikenteen päästöt aiheuttavat lähinnä rajoituksia marjojen ja sienten poimintaan maanteiden läheisyydestä. Luonnonmarjojen poimimissuosituksen mukaan poimintaetäisyyden tulee olla pääteistä vähintään 100 metriä, runsaasti pölyävistä kyläteistä ja metsäautoteistä vähintään 50 metriä ja muista teistä liikennetiheyksistä, pölymääristä ja suo-japuustosta riippuen 10 – 50 metriä.

### **Johtopäätökset**

Sammalnäytteisiin perustuva 25 vuoden mittainen aikasarja osoittaa, että pääsääntöisesti raskasmetallien laskeuma on Lapissa alhaisella tasolla, ja että useimpien metallien pitoisuudet sammalissa ovat vuosien mittaan laskeneet. Erityisen voimakasta on ollut sammalten lyijypitoisuuden aleneminen, mikä johtuu siitä, että lyijyllisen bensiinin myynti lopetettiin 1990-luvun alussa.

Kuolan kaivosteollisuuden päästöt nostavat sammalten nikkeli- ja kuparipitoisuuksia kohtalaisen korkeiksi Inarin itäosissa, mutta pitoisuudet laskevat nopeasti länteen siirryttäessä. Pitoisuuksissa ei ole tapahtunut vuosien mittaan



alenemista, vaan ne ovat viime vuosina jopa nousseet rajan läheisyydessä. Itä-Lapin alueella Kuolan päästöt eivät näytä vaikuttavan syötävien marjojen ja sienten raskasmetallipitoisuuksiin. Niiden pitoisuudet heijastelevat pikemminkin paikallisia maa- ja kallioperän ominaisuuksia.

Tornion terästehdas on ollut jo pitkään suurin kromin suurin päästölähde Suomessa. Sammalten pitoisuuksien perusteella kromilaskeuma on vähentynyt Lapissa niin, että kohtalaisen korkeita kromipitoisuuksia tavataan enää vain Tornion seudulla. Terästehtaan päästöistä peräisin oleva kromi esiintyy luonnossa pääasiassa kolmiarvoisena yhdisteenä, josta ei ole terveydellistä vaaraa ihmisille.

Lähitulevaisuudessa ei ole näkyvisiä sellaisia uusia tekijöitä, jotka lisääisivät merkittävästi raskasmetallilaskeumaa Lapissa. Uudet kaivokset tulevat lisäämään paikallisesti pölypäästöissä ilmasta tulevaa raskasmetallikuormaa. Suurinta haittaa ympäristölle aiheutuu kaivosten jätevesien kulkeutumisesta vesistöihin. Liikenne Lapin maanteillä tulee matkailun ja uusien kaivosten myötä lisääntymään, mikä lisää raskasmetallien määriä teiden varsilla.

## Lähdeluettelo

Aas, W. & Breivik, K. 2011. Heavy metals and POP measurements, 2009. EMEP/CCC-Report 3/2011. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.nilu.no/projects/ccc/reports/cccr3-2011.pdf> (Viitattu 30.5.2012).

Grenseområdene Norge-Russland. Luft- og nedbørkvalitet, april 2010-mars

2011. TA 2838/2011. Statlig program for forurensningvervåkning. Rapportnr. 1106/2011. NILU.

Harmens, H, Norris, D. and the participants of the moss survey. 2008. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005). Elektroninen julkaisu. Lähde:[http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/Finalmossreportwithmaps\\_110708\\_proofedits\\_180708\\_highquality.pdf](http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/Finalmossreportwithmaps_110708_proofedits_180708_highquality.pdf) (Viitattu 30.5.2012).

Metla 2012. MetInfo, Metsien terveys, Raskasmetallilaskeuma. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm> (Viitattu 30.5.2012).

Paatero, J., Dauvalter, V., Derome, J., Lehto, J., Pasanen, J. Vesala, T., Miettinen, J., Makkonen, U., Kyrö, E.-M., Jernström, J, Isaeva, L & Derome. K. 2008. Effects of Kola air pollution on the environment in the Western part of the Kola Peninsula and Finnish Lapland – Final report. FMI reports 2008: 6.

Paatsjoki-ohjelma. Yhteistyöraportti 2008. Ympäristön tila Norjan, Suomen ja Venäjän raja-alueella. Finnmarkin lääninhallitus (Norja), Lapin ympäristökeskus (Suomi), Murmanskin alueen hydrometeorologian ja ympäristöseurannan hallinto (Venäjä). Elektroninen julkaisu. Lähde: [Pasvikprogrammet\\_net\\_FIN\\_esl4D.pdf](http://www.pasvikprogrammet.net/FILES/esl4D.pdf) (Viitattu 30.5.2012).

Poikolainen, J. 2004. Mosses, epiphytic lichens and tree bark biomonitors for air pollutants specifically for heavy metals in regional surveys. Acta Universitatis Ouluensis, Scientiae Rerum Naturalium A 421. 69 s. + 5 osajulkaisua.

Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://herkules.oulu.fi/isbn9514274792/>

Riihimäki, T. 2011. Kaivostoiminta Lapissa. Kandidaatintyö. Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. Oulun yliopisto. 39 s.

Rühling, Å. & Tyler, G. 1968. An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser* 121: 321-342.

Virtanen, K. 2011. Puolukoiden metallipitoisuuksia Torniossa ja Haaparan-

nalla vuonna 2010. Tornion kaupunki. Haparanda stad. 32 s.

Zechmeister, H.G., Grodzińska, K. & Scarek-Lukaszewska, G. 2003. Bryophytes. Julkaisussa: Markert, B.A., Breure, A.M. & Zechmeister, H.G. (toim.). Trace metals and other contaminants in the environment 6: Bioindicators & Biomonitors. Principles, Concepts and Applications. Elsevier.

# Puhtainta poroa, riistaa ja kalaa muuttuvasta Lapista

**Mauri Nieminen**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos  
Toivoniementie 246, 99910 Kaamanen  
mauri.nieminen@rktl.fi

## Tiivistelmä

Lapin luonto ja ympäristö ovat herkästi haavoittuvia ja saastuvia. Porojen laidunnuksen seurauksena tunturialueet ja myös suuret kansallis- ja luonnonpuistot sekä erämaa-alueet ovat kovin kulu-neet, paikoin enemmän kuin niiden ulkopuoliset alueet. Laidunnus on ollut suurin kasvillisuutta muuttava tekijä ja paikoin eroosion aiheuttaja. Talvilaidun-ten tila ja jatkuva muutos huonompaan osoittavat, että nykyisen poromäärän yl-läpito ei ole enää mahdollista luontaisella talviravinnolla. Poron ja hirven liha ei ole luomutuotetta, ja ympäristövaiku-tuksiltaan ruokintaan ja kovaan tekniikkaan perustuvan porotalouden ekologi-nen ja hiilijalanjälki ovat nykyään suuria. Luonnonlaitumilla tuotetun lihan valku-ais-, kivennäis- ja vitamiinipitoisuudet ovat korkeat, rasvapitoisuus on alhainen ja rasvahappokoostumus erinomainen.

Lapissa raskasmetallien pitoisuudet ovat vähentyneet suuresti. Poron, hirven ja metsäjäniksen kadmiumpitoisuudet lihassa ovat alhaiset ja lähellä määritysra-jaa (0,001 mg/kg tuorepainoa). Porolla maksan kadmiumpitoisuus on edelleen vähentynyt ja on alle käyttösuositusrajan (0,5 mg/kg). Aikuisen hirven maksan ja munuaisten kadmiumpitoisuudet ylittä-vät kuitenkin suositellut enimmäismää-

rät. Metsäjäniksen, etelämpänä myös rusakon, maksan ja munuaisten kadmi-umpitoisuudet ovat liian korkeat. Po-ronlihan lyijypitoisuus on alhainen, ja poron ja hirven maksan ja munuaisten lyijypitoisuudet ovat laskeneet ja ovat alle 0,05 mg/kg. Poronlihan seleenipitoi-suus on korkea, varsinkin poronhoito-alueen pohjoisosassa.

Lapissa hauen elohopeapitoisuudet ovat alhaisemmat kuin Järvi-Suomessa. Järvissä ja myös Tornionjoella ne ovat alle 0,5 mg/kg tuorepainoa. Myös siian ja nierian elohopeapitoisuudet ovat alhaiset, ja Inarijärven muikulla pitoisuus on keski-määrin vain 0,16 mg/kg. Inarin muikussa ja Lapin nierioissä on vähän myös dioksii-neja ja furaaneja, ja Tenon lohessa diok-siinipitoisuudet ovat selvästi alhaisemmat kuin Itämeren lohessa. Aikuisen poron ja hirven lihassa dioksiinia ja PCB:tä on vä-hän, ja poronvasalla niiden myrkyllisyys-ekvivalenttipitoisuus (TEQ) on keskimää-rin 3,2 pg/g rasvaa. Hirven ja myös poron lihan cesium 137:n pitoisuus on alle 100 Bq/kg tuorepainoa. Paremmilla jäkäli-köillä Kuhmossa metsäpeuroilla pitoisuus on ollut 1 000 Bq/kg ja Suomenselällä jo-pa 3 000 Bq/kg. Tenon ja Kuolan Tulomajoen lohella cesium 137:n pitoisuus on alle 0,3 Bq/kg. Itämerestä Kemi-, Simo- ja Tornionjokeen nousevissa lohissa pitoi-suus on 30-60 Bq/kg.

- Poron- ja riistalihan, luonnonlaidunten ja luonnonkalan saastepitoisuuksia seuraavat useat tutkimus- ja viranomaistahot
- Useiden riistaeläinten lihan raskasmetallipitoisuudet ovat laskeutuneet huomattavasti, lähelle määritysrajaa. Sisäelinten pitoisuudet eräillä riistaeläimillä ovat kuitenkin yli suositusarvojen
- Luonnonkalan raskasmetallipitoisuudet ovat alhaisemmat Lapissa kuin Etelä-Suomessa
- Hirven- ja poronlihan radioaktiivisuus on Lapissa selkeästi alle käyttösuositusten
- Porotalouden kasvu on aiheuttanut paikoitellen luonnonlaitumien voimakasta kulumista

## Avainsanat

Lapin luonto, poronhoito- ja luonnon-suojelualueet, poro, riista ja kalat, raskasmetallit, ympäristömyrkyt ja cesium 137

## The best reindeer, game and fish meat from changing Lapland

### Abstract

Lapland's nature and environment are easily wounded and polluted. As a result of reindeer grazing mountain areas and the large national parks, strict nature reserves and wilderness areas are very worn, in some places more than in the regions outside. Grazing has been the main reason to change vegetation

and cause erosion in some places. Winter pastures, and a continuous state of change for the worse show that maintaining the current number of reindeer is no longer possible with their natural winter food. Reindeer and moose meat are not organic products, and environmental impacts and severe feeding techniques based on reindeer husbandry in the ecological and carbon footprints are now large. The meat produced on natural pastures has high protein, mineral and vitamin contents, low fat content and the fatty acid composition is excellent.

In Lapland, the heavy metal concentrations have been reduced greatly. Reindeer, moose and hare have low cadmium concentrations in meat and close to the limit of quantification (0.001 mg/kg wet weight). Cadmium concentration in reindeer liver is still decreased, and it is less than the recommended limit (0.5 mg/kg). However, in adult moose liver and kidneys cadmium concentrations exceed the recommended limits. In hare, further south also in brown hare, cadmium levels of liver and kidneys are too high. In reindeer meat lead content is low, and in reindeer and moose liver and kidneys lead contents are decreased and are below 0.05 mg/kg. Reindeer meat has a high concentration of selenium, especially in the northern part of the reindeer herding area.

In Lapland pikes, mercury levels are lower than in Järvi-Suomi area. In the lakes and also in Tornio river content is less than 0.5 mg/kg fresh weight. In whitefish and char mercury levels are low, and in the Lake Inari concentration in vendace is an average of only 0.16 mg/kg. In ven-

dace of Inari and in Arctic char of Lapland are a bit of dioxins and furans, and in salmon of Teno river dioxin levels are significantly lower than in the Baltic Sea. In adult reindeer and moose meat, dioxin and PCBs are low, and in reindeer calves content is an average of 3.2 pg TEQ/g fat. In moose and reindeer meat cesium 137 content is less than 100 Bq/kg fresh

weight. Wild forest reindeer living on better lichen pastures in Kuhmo has a concentration of 1 000 Bq/kg and in Suomenselkä up to 3 000 Bq/kg. In Teno and Tuloma river of the Kola cesium 137 content in salmons is less than 0.3 Bq/kg. In salmons swimming up from Baltic Sea to Kemi, Simo and Tornio rivers contents are 30-60 Bq/kg.

## Johdanto

Maapallon pohjoisimmilla alueilla tarkoitetaan yleisesti arktista aluetta, joka voidaan määritellä esimerkiksi lämpötilan (kesäkuun +10°C:n isotermin), ikiroudan, merijään, metsänrajan, napapiirin tai jopa alkuperäiskansojen kotiseutualueen perusteella (AMAP 1997). Suomessa ei ole varsinaisesti arktista aluetta, ikiroutaakin löytyy vain muutamista Lapin palsasoista. Poliittisesti määritely arktinen alue on pohjoisen napapiirin (66°32'N) pohjoispuolinen alue, vaikka Suomen pinta-alasta merkittävä osa kuuluu luonnontieteellisesti subarktiseen ilmastovyöhykkeeseen. Pohjoisessa metsänraja on usein selvä vaihtumisvyöhyke eteläisen metsän ja puuttoman tundran välillä. Metsänraja noudatteleekin ilmastovyöhykettä, missä kylmät arktiset ja lämpimät eteläiset ilmamassat kohtaavat toisensa. Lapis mänty muodostaa puurajan, muualla kuusi kasvaa yleensä mäntyä pohjoisempaan. Tunturikoivuvyöhyke on havumetsän pohjoispuolella ennen puutonta tundraa. Metsäalue antaa talvella tärkeää suojaa ja ravintoa monille eläimille, esimerkiksi poroille ja hirville.

Arktisen alueen, myös Lapin, luonto ja ympäristö ovat herkästi haavoittuvia ja saastuvia. Keskeisiä ongelmia ovat lisääntyneen liikenteen ja luonnonvarojen hyödyntämisen aiheuttamat ympäristövaikutukset, porolaidunten kuluminen, luonnon monimuotoisuuden väheneminen, raskasmetallien ja ympäristömyrkkujen kaukolaskeumat ja ydinturvallisuus sekä ilmastonmuutos monine mahdollisine vaikutuksineen (Lappi Ympäristön tila 2008).

Pohjoisen luonnon herkkä haavoittuvuus liittyy alueen erityisiin olosuhteisiin, joissa kasvien ja eläinten on selviydyttävä. Jo pelkästään kylmyys, kuivuus, valon määrän ja laadun voimakkaat vuodenaikavaihtelut sekä kasvukauden lyhyys rajoittavat alueella selviytyvien eliölajien määrää.

Ympäristösaasteiden kulkeutumiseen vaikuttaa myös globaali ilmastosteemi, jossa eteläisillä alueilla lämmenneet ilma ja merivesi kylmenevät saavuttuaan arktisille alueille ja Lappiin. Kosteus sataa maahan vetenä tai lumena, ja alas tulevat myös ilmaan sitoutuneet epäpuhtaudet. Sulamisvesien mukana saasteet kulkeutuvat kasveihin ja edelleen ravintoketjuihin.

Lapin ravintoketjut ovat melko yksinkertaisia, ja tunnetuin on jäkälä-poro-ihminen -ravintoketju. Kylmästä ja pimeästä talvesta selviytyäkseen eläimet keräävät ja varastoivat energiaa rasvoihin. Monet ympäristömyrkyt ovat rasvaliukoisia ja kertyvät ja rikastuvat herkästi ravintoketjuihin. Esimerkkinä PCB ja petolinnut sekä norpan lisääntymisongelmat meillä 1970-80-luvuilla Itämerellä.

Lapissa on perinteisesti harjoitettu järvi- ja jokialueilla kalastusta, poronhoitoa ja pohjoisosissa elinkeinollista riekonpyyntiä. Vapaa-ajan kalastusta harjoittaa nykyäänkin Lapissa yli 130 000 paikallista ja 260 000 vieraspaikkakuntalaista. Saadun kalasaaliin määrä on vuosittain noin 3,5 milj. kg ja arvo yli 5 milj. euroa. Esimerkiksi Inarilla ammattikalastajia on vielä 15-20.

Metsästyksellä on Lapissa nykyään enemmän sosiaalista ja kulttuurillista merkitystä. Metsästäjiä on noin 31 000, ja alueella metsästää myös tuhansia vieraspaikkakuntalaisia. Riistaeläimistä tärkeimmät ovat hirvi, metsäjänis, metsäkanalinnut, metsähanhi ja vesilinnut. Saaliin kokonaisarvo on vuosittain 3-8 milj. euroa riippuen lähinnä vaihtelevista hirvien kaatomääristä.

Lapin lähes 10 milj. hehtaarin metsäalasta noin puolet soveltuu myös metsätalouden käyttöön, ja keskimääräinen vuosittainen hakkuumäärä on noin 4 milj. m<sup>3</sup>. Metsämarjoja, lähinnä puolukkaa, mustikkaa ja hilloja sekä sieniä kerätään runsaasti omaan käyttöön ja myös myyntiin. Suomen luonnonmarjoista kerätäänkin Lapista noin kolmannes.

Nykyään Lapissa on paljon matkailualan yrityksiä ja hiihtokeskuksia, jotka pyörivät lähes ympäri vuoden. Viime

vuosina myös kaivosteollisuus on lisääntynyt. Poronhoito on silti edelleen merkittävä ja hyvin työllistävä elinkeino Lapissa ja Pohjois-Suomessa.

Kirjoituksessa käsitellään Pohjois-Suomen ja Lapin luonnonolosuhteita ja ympäristön tilaa. Huomiota kiinnitetään poronhoitoalueen porolaitumien ja myös monien luonnonsuojelu- ja erämaa-alueiden tilaan, kuntoon sekä elinkeinossa tapahtuneisiin muutoksiin. Eri-tyistä huomiota kiinnitetään pohjoisen luonnon herkkään haavoittumiseen ja saastumiseen sekä ilmastomuutoksen mahdollisiin vaikutuksiin. Kirjoituksessa esitän aikaisempia tuloksia poron, riistan ja kalojen raskasmetalleista ja orgaanisista ympäristömyrkyistä sekä radioaktiivisen cesium 137:n pitoisuuksista. Tuloksia verrataan vastaaviin pitoisuuksiin muualla Suomessa ja Pohjoismaissa.

## **Lapin luonto, poronhoito- ja suojelualueet**

Lappi on Fennoskandian pohjoisin osa. Tavallisesti puhutaan Suomen Lapista, vaikka voidaan laajemmin tarkoittaa myös Ruotsin, Norjan ja Venäjän Kuolan niemimaan pohjoisosia.

Lappi on suurin maakuntamme käsittäen noin 29 % Suomen pinta-alasta. Se voidaan jakaa Etelä-, Keski- ja Pohjois-Lappiin. Keski- ja pohjoisboreaalisen ilmastovyöhykkeen raja kulkee Etelä-Lapin poikki, ja maakunnan lounaiskulma kuuluu keskiboreaaliseen vyöhykkeeseen. Pohjoisboreaalinen vyöhyke kattaa loput Lapin maakunnasta. Enontekiön luoteisosa eli Käsivarren ylätunturit kuuluvat kuitenkin ns. hemiarktiseen varpukasvien alueeseen.

Etelä-Lapissa Perämeren rannikolla ja lähellä Meri-Lapin alueella on Lapin suotuisin ilmasto. Sallan alue tuntureineen on jo mantereista ja Etelä-Lapin karuinta seutua. Keski-Lappi on Suomen mantereisinta aluetta sijaiten kaukana sekä Pohjanlahdesta että Jäämerestä. Alueelle tyypillisiä ovat laajat aapasuot ja suuret jokilaaksot. Ne kattavat jopa 60 % alueen pinta-alasta. Luonnonjärviä on Keski-Lapissa vähän, mutta alueen pohjoisosissa ovat suuret Lokan ja Porttipahdan tekojärvet.

Suurimmat tunturit ovat Ylläs ja Pallas lännessä sekä koillisessa Saariselän eteläosassa Sokosti. Pohjois-Lappia hallitsevat laajat tunturialueet, niistä jylhimpänä Enontekiön ylätunturit. Suuri Inarijärvi ja sitä ympäröivät matalammat ranta-alueet muodostavat oman erikoisen alueensa. Pohjois-Lapissa on myös merkittäviä laaksoja jokineen, kuten Ivalojoki, Inarijoki-Tenojoki, Utsjoki ja Könkämäeno-Muonionjoki. Jäämeren läheisyydessä ilmastolla on jo merellisiä piirteitä Enontekiön luoteisosassa ja Utsjoella.

Vuoden keskilämpötilan nollaraja kulkee Etelä-Lapin poikki. Keski-Lapissa keskilämpötila laskee lähes kahdella asteella mentäessä kohti Kittilää ja Sodankylän pohjoisosaa. Pohjois-Lapissa Inarijärven ympäristössä ja Utsjoen pohjoisosassa on hieman lauhempaa, siellä keskilämpötila on noin -1 °C. Kylmintä on tavallisesti Enontekiöllä, missä keskilämpötila on usein jo -3 °C.

Etelä-Lapissa sataa vuosittain 500-600 mm, vähiten Perämeren rannikolla sekä Tornio- ja Tenniöjokien laaksoissa, eniten Ranuan ja Posion korkeilla vaa-roilla sekä Sallan tuntureilla. Keski-La-

pissa sataa usein 450-550 mm ja Saariselän eteläreunalla noin 600 mm vuodessa. Kuivinta aluetta ovat Ounasjoen ja Kiti-sen suuret jokilaaksot, sateisinta aluetta tunturit. Pohjois-Lapissa saadaan yleensä vettä 400-550 mm, mutta Käsivarren ylätuntureilla jo 600-700 mm vuodessa.

Poronhoitoalue käsittää Lapin maakunnan ja osan entistä Oulun lääniä, ja sen pinta-ala on noin 122 890 km<sup>2</sup> ja maa-ala 115 500 km<sup>2</sup>. Alue on noin 36 % koko Suomen pinta-alasta. Paliskuntia on 56, ja poronhoitajia alle 4 600. Päätoimisia ruokakuntia porotaloudessa on noin 550 ja sivutoimisia 250. Suurin sallittu eloporomäärä on 203 700, ja poronlihaa tuotetaan vuosittain 2-2,5 milj. kg.

Poronhoitoalue sijaitsee varsin pohjoisessa, 65. ja 70. asteen välillä pohjoista leveyttä. Pohjois-Siperiassa, Pohjois-Kanadassa ja Alaskassa vastaavilla leveyspiireillä olosuhteet ovat jo kovin arktiset. Lämmin Golf-virta leudontaa-kin ilmastoa koko Luoteis-Euroopassa, ja Pohjois-Suomessa sen on laskettu kohottavan vuotuista keskilämpöä peräti 11 °C. Myös tuulet puhaltavat pääasiassa suotuisasti lounaasta, ja Jäämereltä tuullessa suojaa antaa Köli-vuoristo.

Rinteet viettävät Lapissa kasvuolojen kannalta usein edulliseen suuntaan. Poroilla on vapaa laidunnusoikeus koko poronhoitoalueella maan omistustai hallintaoikeudesta riippumatta (Poronhoitolaki 1990), ja poronhoitotyöt on sallittu myös luonnonsuojelualueilla Käsivarressa sijaitsevaa Mallan luonnonpuistoa lukuun ottamatta.

Laajalla poronhoitoalueella vuoden keskilämpötila on noin 0 °C:een tienoilla. Vuodenaikojen vaihtelu on kuitenkin suurta, ja ilmasto äärevöityy poh-

joista kohti mentäessä. Heinäkuussa lämmintä on keskimäärin 12-16 °C, tammikuussa pakkasta jo yhtä paljon. Suomen kylmyysennätys, -51,5 °C, mitattiin 28.1.1999 Kittilän Pokassa. Kasvuoloja kuvaava tehoisan lämpötilan (yli +5 °C) summa on poronhoitoalueen eteläosissa noin 1 000 d.d. (astepäivää), pohjoisessa Lapissa enää 400-700 d.d. Ylemmillä seuduilla Käsivarren pohjukassa vuorokauden lämpö saavuttaa tämän rajan enää harvoin. Terminen kasvukausi (vuorokauden keskilämpötila yli +5 °C) on poronhoitoalueella 100-145 vuorokautta.

Vuotuinen sademäärä on poronhoitoalueella 300-550 mm, ja sateesta 40-60 % tulee lumena. Ilmasto on humidi, ja alhaisesta lämpötilasta johtuen haihdunta kesälläkin on yleensä sademäärää pienempi. Tästä johtuen soita poronhoitoalueella on runsaasti, reilusti yli kolmannes (34,5 %) maa-alasta (Nieminen 2008).

Pysyvä lumipeite on poronhoitoalueella yleensä 5-7 kuukautta, tunturialueilla tätäkin kauemmin. Lunta on enimmillään lähes metri, itäisillä vaaramailla jopa enemmän. Lumi on hyvä lämmöneriste, jonka alla esimerkiksi jäkälä pysyy sulana kovillakin pakkasilla. Lumen alla lämpötila laskee harvoin alle -2 °C. Äärevien alueiden tapaan vuosien väliset erot ovat suuret lämpötilan ja myös lumipeitteen keston ja syvyyden suhteen. Etelästä ja lounaasta Lapin yli puhaltavia tuulia on talvella noin 40 % ja kesällä 10 %.

Pelkästään poronhoitoalueella on 620 suojelualuetta (yhteispinta-ala 31 830 km<sup>2</sup>) metsähallituksen hallinnassa. Yksityisten suojelualueiden määrä on vähäi-

nen. Suojeltu alue on noin 28 % poronhoitoalueen ja 30 % Lapin pinta-alasta. Esimerkiksi arktisella alueella luonnonsojelualueet kattavat noin 14 % alueen kokonaisalasta. Vaikka suojelualueiden lukumäärä väheneekin meillä etelästä pohjoiseen siirryttäessä, kasvavat niiden pinta-alat. Tunturi-Lapista on jo 80 % jonkinasteisesti suojeltua. Inarissa metsämaasta on suojeltu 53 %.

Poronhoitoalueen seitsemän kansallispuiston yhteenlaskettu pinta-ala on jo 81 % koko Suomen 35 kansallispuiston pinta-alasta. Suomen suurimmat Lemmenjoen (2 856 km<sup>2</sup>), Urho Kekkonen (2 541 km<sup>2</sup>) ja Pallas-Yllästunturin (1 020 km<sup>2</sup>) kansallispuistot sijaitsevat erityisesti poronhoitoa varten tarkoitettulla alueella. Pohjois-Suomessa poronhoitoalueen ulkopuolelle jää ainoastaan Tornion ja Kemin ulkosaariston Perämeren kansallispuisto, jonka 157 km<sup>2</sup>:n pinta-alasta vain 2,5 km<sup>2</sup> on maata. Muulla poronhoitoalueella sijaitsevat Pyhä-Luoston ja Oulangan (molemmat 142 km<sup>2</sup>) sekä Riisitunturin (77 km<sup>2</sup>) ja Syötteen (294 km<sup>2</sup>) kansallispuistot (Nieminen 2010).

Poronhoitoalueella on 10 luonnonpuistoa (yhteispinta-ala 1 426 km<sup>2</sup>), ja ne kattavat noin 93 % kaikista Suomen 19 luonnonpuistosta. Paljakka (30 km<sup>2</sup>) ulottuu vain osittain poronhoitoalueen eteläisimpään paliskuntaan Hallaan. Luonnonpuistot ovat tiukemmin suojeltuja, ja virkistyskäyttö ja liikkuminen eivät ole mahdollista muualla kuin Kevon, Mallan, Sompion ja Paljakan luonnonpuistoissa. Näissä puistoissa on yleisölle avoimet reitit, joilta ei tosin saa poiketa kuten kansallispuistoissa. Vuonna 1938 perustettu Malla (30,5 km<sup>2</sup>) on toinen



Suomen vanhimmissa luonnonpuistoissa, ja se on nykyään myös ainoa porotaloudelta suljettu luonnonsuojelualue. Parhailtaan suunnitellaan Mallan aitamista ja suojaamista poroilta. Luonnonpuistoissa kaikki ilman lupaa tapahtuva rakentaminen ja luontoa vahingoittava tai häiritsevä toiminta on kielletty.

Vuonna 1991 varsinaisesti poronhoitoon tarkoitettulle alueelle perustettiin alkuperäiselinkeinoja turvaamaan 12 mahdollisimman luonnontilaista erämaa-alueita. Erämaaluonteen säilyttämiseksi teiden rakentaminen alueille on kiellettyä, mutta luonnonmukainen metsänhoito eli harvennushakkuut ovat sallittuja. Nykyään erämaa-alueilla ei harjoiteta metsätaloutta.

### **Aineistot ja tutkimusmenetelmät**

Metsäntutkimuslaitos (Metla) on tutkinut systemaattisesti koko poronhoitoalueen kangasmaiden laidunten kuntoa valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) yhteydessä jo 1970-luvulta lähtien (Mattila 1981, 2006a ja b, Mattila & Mikkola 2008). Riista- ja kalatalouden tutkimus (RKTL) on myös inventoinut jäkälälaidunten tilaa lähinnä poronhoitoalueen pohjoisosassa vuodesta 1995 lähtien ja myös kesälaitumia käyttäen apuna satelliittikuvatulkintoja (Kumpula ym. 1997, 1999, 2009). On tutkittu myös luonnonsuojelu- ja erämaa-alueiden tilaa sekä poronhoidon muutoksia ja lisäruokinnan kehitystä (Nieminen 2006, 2010).

Jäkälien raskasmetallipitoisuuksia on selvitetty RKTL:n toimesta eri tutkimusten yhteydessä (Nieminen & Heiskari 1989, Nieminen & Lodenius 2000), sammalten pitoisuuksia Metlan seuran-

tatutkimuksissa (Metla, Metinfo 2012). Poron, riistan (lähinnä hirven ja jäniksen) ja kalojen raskasmetallien ja orgaanisten ympäristömyrkköjen pitoisuuksia on mitannut Elintarviketurvallisuusvirasto (Evira) (Venäläinen 2007, Suutari ym. 2012) ja RKTL (Nieminen 1989, Nieminen ym. 1988, Vuorinen ym. 1997). Säteilyturvakeskus (STUK) on seurannut jo 1960-luvulta lähtien radioaktiivisuuspitoisuuksia elintarvikkeissa (Saxén ym. 2003). Suomen ympäristökeskuksen toimesta on vuodesta 1993 lähtien seurattu ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden tasoa arktisella alueella ja Suomen Lapissa (AMAP 1997, AMAP II 2002).

### **Laidunten ja poronhoidon muutokset**

Poro käyttää jopa 350 eri ravintokasvia suosien kesälaitumilla tuoretta kasviraivintoa, jonka ravintoainepitoisuudet ovat aina parhaimmillaan (Nieminen & Heiskari 1989). Ravinnolla on vaikutusta porojen kasvuun ja myös poronlihan hyvään koostumukseen. Päivittäinen laiduntamisaika lisääntyy loppukevään kymmenestä tunnista lähes 20 tuntiin kesällä. Poro syö kesällä runsaasti tunturi- ja vaivaiskoivun sekä pajujen lehdeksiä. Yhden poron on arvioitu syövän kesän aikana 25 kiloa (kuivapainoa) koivun lehtiä.

Pitkäaikainen ja intensiivinen kesälaidunnus vähentää suuresti koivujen, pajujen ja juolukan lehtibiomassaa, ja tuloksena on usein tunturialueella ”omenapuumainen” koivikko, jossa lehdet kasvavat koivuissa vasta 120-150 cm:n korkeudelta ylöspäin. Myös juolukalla,

vaivaiskoivulla ja pajuilla tapahtuu ver-sojen kuolemista jatkuvan lehtien syön-nin seurauksena (Kumpula ym. 2004a). Koivun kantovesat ovat mieluista ravin-toa poroille. Voimakkaalla pitkäaikaisella kesälaidunnuksella on erityisesti tunturi-alueilla vaikutusta tunturikoivikoiden ra-kenteeseen ja uudistumiseen. Norjassa sen on todettu vaikuttavan myös riekko-kantoihin. Jos alueella on voimakasta ja jatkuvaa porojen laidunnusta, koivikot eivät uusiudu. Mustikka, metsälauha ja ruohomaiset kasvit voivat kuitenkin lis-säntyä intensiivisen kesälaidunnuksen vaikutuksesta.

Paikoittain tunturialueilla myös tun-turi- (*Epirrita autumnata*) ja hallamittarin (*Operophtera brumata*) toukat ovat tuhon-neet koivikoita viime vuosina. Tuntu-rimittarin tuhoamia koivikoita oli run-saasti jo vuosina 1965-66 Utsjoella (noin 600 km<sup>2</sup>), ja vuosina 2003-05 Kilpisjär-ven alueella (34 km<sup>2</sup>). Vuosina 2006-07 hallamittarin aiheuttamia laajoja tuho-ja on ollut Utsjoella Nuorgamin ja Pul-mangin alueella. Kaikkiaan mittarien toukat ovat tuhonneet lähes 2 500 km<sup>2</sup>:n alueilta koivikoita Käsivarressa ja Utsjo-ella.

Tuhot vaikuttavat osaltaan jo poron-hoittoon, sillä niistä toipuminen on hi-dasta. Esimerkiksi Utsjoen aikaisem-mista koivutuoalueista puolet ei ole vielä kukaan toipunut, vaan alueet ovat puutonta paljakkaa. Muuttuvassa ilmas-tossa voi uusia koivutuoja esiintyä run-saasti myös tulevaisuudessa.

Suoalueet ovat tärkeää porolaidunalu-etta paikoin ympäri vuoden, ja erittäin tärkeää laidunta ne ovat poroille ja myös hirville juuri kesällä. Poronhoitoalueel-la suota on yhteensä noin 4 milj. ha, eli

35 % maa-alasta (Nieminen 2008). Esi-merkiksi tunturi-alueilla, Inarin altaassa, Kemijärven seuduilla ja Länsi-Lapissa on kuitenkin alueita, joilla soiden osuus maa-alasta on vain 10-20 %. Tärkeim-piä porojen kesälaitumia ovat pohjois-boreaalisen vyöhykkeen suot, jokivarsi-en tulvaniityt, tunturikoivikot ja -niityt. Lapin soista on kuitenkin ojitettu jo yli 20 %. Edullisimmat ojituskohdeet ovat olleet usein myös parhaita porolaitumia. Ojituksen jälkeen porojen, myös hirven, tärkeät ravintokasvit, kuten raate, kur-jenjalka, järvikorte ja sarat ovat vähen-neet tai hävinneet kokonaan. Muutokset ovat johtaneet mustikka- ja puolukkaval-taiseen kasvipeitteeseen, jossa sarojen, ruohojen ja heinien osuus on voimak-kaasti vähentynyt. Avohakkuualueiden merkitys sekä kesä- että talvilaitumi-na on viime vuosikymmeninä kasvanut. Poronhoitoalueen keski- ja eteläosissa avohakkuualueet kuuluvatkin poron tär-keimpiin kesälaitumiin. Aurasalueilla kasvilajivalikoima on varpuvoittoisempi kuin avohakkuualueilla.

Loppukesällä ja syksyllä sienet ovat porojen, osin myös hirvien, kuntoutus- ja lihotusrehua. Sienet sisältävät run-saasti helposti sulavia valkuaisaineita, sokereita ja muita hiilihydraatteja sekä kivennäisaineita ja vitamiineja. Erityisen mieluisia poroille ovat erittäin valkuais-pitoiset ja hyvin sulavat tatit (*Boletus* sp.), mutta porot syövät runsaasti myös rous-kuja ja haperoita. Punainen kärpässieni-kin maistuu hyvin poroille (Norberg ym. 1995).

Talvella porot laiduntavat lähinnä kangasmailla, joita on koko poronhoi-toalueella lähes 7 milj. ha. Kangasmai-den määrä kasvaa pohjoiseen mentäes-

sä, ja esimerkiksi Utsjoella niiden osuus metsä-, kitu- ja joutomaasta on peräti 85 %. Varsinaista jäkälälaidunta oli meillä 1990-luvun lopulla koko poronhoitoalueella vielä noin 1,8 milj. ha (15 % alueen maa-alasta).

Jäkälät (*Cladonia*, *Cladina* sp.) ovat kaikkialla tärkeää porojen energiaravintoa talvella. Mieluiten porot syövät meillä harmaa- ja palleroporonjäkälää, jotka ovat yleisiä koko poronhoitoalueella (Danell & Nieminen 1997). Tietyissä oloissa porot syövät myös tina- ja lapalumijäkälää. Hyvillä laitumilla porojen pötsin sisällöstä on helposti sulavaa jäkälää talvella jopa 85 %, kesälläkin 5-20 %. Kuluneilla laitumilla jäkälän osuus on enää alle 15 %.

Puilla kasvavat luppojäkälät (*Alectoria* ja *Bryoria* sp.) ovat porojen hätäravintona havumetsäalueella, varsinkin kevät-talvella, kun hanki tai paksu lumi estää jäkälän kaivun. Porot syövät musta- ja harmaaluppoa kuusi- ja mäntypuista, kanaanluppoa valoisimmista männiköistä ja korpiluppoa vanhoista kuusikoista. Tunturiseuduilla lumettomilta harjanteilta porot syövät myös maassa kasvavaa tummatunturiluppoa ja tunturikoi-vujen rungoilta eri luppo- ja karvelajeja. Naavoista tärkeimmät ovat riippunaava ja tupsunaava. Poronhoitoalueen keski- ja eteläosissa porot kaivavat talvisin hakkuuaukeilta myös metsälauhaa (*Deschampsia flexuosa*).

Varsinkin poronhoitoalueen pohjoisosissa porojen voimakas laidunnus on johtanut monin paikoin jäkäläpeitteen lähes täydelliseen häviämiseen. Laidunnus on vähentänyt kiertävien ravinteiden määrää orgaanisessa kerroksessa 30-60 %, ja vain runsas lisäruokinta hei-

nällä lisää ravinteita maaperään (Väre ym. 1996).

Laidunnus ja tallaaminen ovat muuttaneet myös maisemaa ja aiheuttaneet paikoin eroosiota (den Herder ym. 2003). Eniten jäkälälaitumilla oli jäkälää 1990-luvun lopulla Pohjois-Lapin paliskunnissa ja Kainuun Hallassa (Kumpula ym. 1999). Hyvin jäkälää löytyi vain Inarista Paatsjoen, Vätsärin ja Muddusjärven jäkälälaitumilta. Vuosina 1999-2003 tehty uusintainventointi osoitti jäkälämäärän kuitenkin vähentyneen Näätä-möä lukuun ottamatta kaikissa muissa Inarin paliskunnissa, myös Utsjoen Paistunturissa. Keskialueen paliskunnissa jäkäläköiden kunto oli edelleen huono (Kumpula ym. 2004b).

Vuosina 2005-07 inventoinnit osoittivat jäkäläkankaiden jäkäläköiden edelleen huonontuneen lähes kaikissa pohjois- ja keskiosan paliskunnissa. Jäkälämäärät olivat vähentyneet suuresti poronhoitoalueen pohjoisosassa (Kumpula ym. 2009). Metlan inventointitulokset osoittivat jäkälälaidunten kunnan romahtaneen kangasmetsissä jo koko poronhoitoalueella. Viimeisen 25 vuoden aikana vanhat metsät olivat vähentyneet 28 %.

Kankailla oli tapahtunut myös voimakas tuoreutumisen, ja muutos oli suurinta poronhoitoalueen keskiosan nuorissa metsissä. Keski- ja eteläosissa jäkälämäärät olivat vähentyneet porojen laidunnuksesta johtuen 80-90 %. Suurinkin jäkälän keskibiomassa kangasmailla oli Sodankylän merkkipiirissä alle 50 kg kuivapainoa/ha (Mattila 2006a). Myös Kainuussa poronjäkälien maksimibiomassat jäivät alle 400 kg/ha, ja jäkälää oli keskimäärin jo seitsemän kertaa vähemmän kuin poronhoitoalueen ulkopuolella



Kuva 1. Poronhoitoalueella myös kansallis- ja luonnonpuistojen, erämaa-alueiden ja paliskuntien jäkälিকöt ovat yleensä voimakkaasti tai erittäin voimakkaasti kuluneita (jäkälää < 100-300 kg kuivapainoa/ha). Runsaammin jäkälää on vain porojen laidunnukselta säästyneillä pienillä ja aidatuilla alueilla, kuten kuvassa Muotkatunturin paliskunnassa (jäkälää > 8 000 kg/ha). Kuva Mauri Nieminen.

Figure 1. In reindeer husbandry area also the lichen pastures of national parks, strict nature reserves and wilderness areas are generally strongly or very strongly worn (lichen biomass < 100-300 kg dry weight/ha). Lichen is abundant only in small in grazing reindeer and enclosed areas, such as shown in picture from Muotkatunturi reindeer-herding cooperative (lichen biomass > 8 000 kg/ha). Photo Mauri Nieminen.

(Mattila 2004). Ulkopuolella oli enemmän myös heikommin laidunnusta kestävää palleroporonjäkälää. Esimerkiksi Inarissa aidatuilla alueilla jäkälää voi olla vielä yli 8 000 ja Kuolan niemimaalla yli 10 000 kg kuivapainoa/ha (kuva 1).

Talvilaidunten nykyinen tila ja jatkuva muutos huonompaan poronhoitoalueen keski- ja eteläosissa osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista luontaisella talviravinnolla (Mattila 2006a).

Porojen laidunnuksesta johtuen myös tunturit, luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet ovat kovin kuluneita (Nieminen

2010). Kuluneen talvilaitumen merkkinä on pidetty yleensä lisääntyvää sammalta, jota vain huippuvuortenpeura pysyy näлкиintyneenäkin hyödyntämään. Pohjoisosissa porot käyttävätkin ravinnokseen jo enemmän heikosti sulavia sammalia ja varpuja. Karkeampi ravinto heikentää porojen kuntoa ja hampais-toa (Kojola ym. 1993). Lisäruokinnalla vasatuotto ja teuraspainot pysyvät pohjoisessakin hyvinä. Kulunut jäkälikkö kasvaa vain 1-2 mm vuodessa, ja ylilaidunnetut jäkälিকöt tarvitsevat vähintään 7-15 vuoden toipumisajan saavuttaakseen edes laidunnusta kestävän tilan.

Ilman porojen laidunnusta kuivimpia kangasmetsiä ja tunturipaljakoita peittäisi meillä 30 vuoden kuluttua lähes yhtenäinen jäkälämatto, jolla paksuutta olisi yli 10 cm. Tällainen jäkälikkö kasvaisi vuosittain noin 6 mm (Kärenlampi & Kytöviita 1988). Vaikka laidunnus lope-tettaisiin kokonaan, kestäisi nykyisten jäkälिकöiden palautuminen tuottavimpaan tilaankin meillä yli 20 vuotta.

Luppolaidunta ja luppoo oli 1990-luvun lopulla eniten poronhoitoalueen keski- ja eteläosan vanhoissa kuusikoissa. Luppoo oli yhteensä koko poronhoitoalueella noin 9,6 milj. kg kuivapainoa. Inarin alueella luppoo oli porojen saatavilla (< 2 m:n korkeudessa) kuivissa ja karuissa mäntymetsissä vain keskimäärin 1,3 kg, tuoreissa ja kuivahkoissa mäntymetsissä 1,7 kg ja kuusikoissa 5 kg/ha.

Vuosina 1999-2003 luppolaidunten pinta-alat olivat laskeneet eniten niissä paliskunnissa, joissa metsätalous oli ollut voimakkainta, ja porojen saatavilla oli yleensä vähän luppoo kaikissa Inarin paliskunnissa. Erittäin vähän koko

puustossa ja porojen saatavilla oli luppoa Kaldoaivin, Vätsärin ja Lapin paliskunnassa (Kumpula ym. 2004b). Vuonna 2007 luppoa oli edelleen erittäin vähän Inarin paliskuntien jäkälävaltaisilla koealueilla. Tunturi-Lapin alueella Paistunturissa ja Kaldoaivissa luppoa ei esiintynyt koealoilla lainkaan (Kumpula ym. 2009). Lemmenjoen kansallispuistossakin luppoa oli eri kankailla poron ulottuvilla vain 1-2 kg, 2-4 metrin korkeudella 5-18 kg ja koko puussa 23-120 kg/ha. Pallas-Ounastunturilla luppoa oli poron ulottuvilla 3-4 kg/ha. Luppoa oli poron saatavilla erityyppisissä metsissä Oulangan kansallispuistossa vain 1-7 kg/ha (Jaakkola ym. 2006).

Vuosittaiseksi luposadannaksi on arvioitu aikaisemmin 15 kg/ha (Kuusinen & Jukola-Sulonen 1987), mutta vain osa joutuu poron ravinnoksi. Hyvissäkkin vanhoissa Inarin luppokuusikoissa ja -männiköissä (luppoa koko puussa 320-420 kg kuivapainoa/ha) luppoa tippui talvella poroille vähän. Hehtaarilta saatavalla pelkällä lupolla (1,4-1,6 kg kuivapainoa) porovaadin eläisi keväällä vain yhden vuorokauden (Nieminen 2007a).

Porojen laidunnuksen seurauksena tunturialueet ja myös suuret suojelualueet, kansallis- ja luonnonpuistot sekä erämaa-alueet, ovat kovin kuluneet, paikoin jopa enemmän kuin niiden ulkopuoliset alueet (Nieminen 2010). Porojen laidunus on ollut suurin kasvillisuutta muuttava tekijä ja eroosion aiheuttaja luonnonpuistoissa (Heikkinen & Kalliola 1989). Heikkisen (1997) mukaan laidunten kulumisen Kevolla näkyy erityisesti harjukasvillisuudessa, sillä maa on kulunut paikoitellen myös paljaaksi. Tunturi-alueella myös kesälaitumet ovat osittain

ylilaidunnettuja eikä kesälaidunalueiksi sopivia kosteikkoja ole riittävästi tarjolla (Colpaert ym. 2003).

Luonnonsuojelulla ei ole ollut juuri vaikutusta luonnon säilymiseen luonnonpuistossakaan, tiukimmin suojellulla alueella. Ylilaidunnuksen seurauksena myös Lemmenjoen kansallispuiston luonnonsuojelulliset arvot näyttävät olevan vaarassa eikä suojelu ole ollut tarpeeksi tehokasta, varsinkaan Sallivaaran paliskunnan puolella (Nieminen 2010).

Myös muulla poronhoitoalueella kuten Oulangan kansallispuistossa jäkäläköiden kunto on huono, kuivahkoilla kankailla jäkälää on alle 260 kg kuivapainoa/ha. Viime vuosina jäkäläköiden kunto on hieman parantunut, sillä Alakitkan poroista noin 90 % on talvisin tarhoissa. Luonnonsuojelualueiden kulumiseen on kiinnittänyt jo aikaisemmin huomiota kansainvälinen asiantuntijaryhmä todeten porojen ylilaidunnuksen vakavimmaksi uhaksi. Asiantuntijaryhmä suositteli ylilaidunnuksen vaikutusten vähentämistä ja kestäväää käyttöä myös suojelualueilla.

Ilmaston ennustetaan lämpenevän voimakkaimmin pohjoisilla alueilla. Lämpötila nousee erityisesti talvella, ja vähitellen kasvillisuusvyöhykkeet siirtyvät kohti pohjoista. Myös sateet lisääntyvät, ja pohjoisilla alueilla talvisin lumimäärä ilmeisesti kasvaa. Lämpötilan nousu, ja varsinkin vaihtelevat sääolot alkutalvella voivat lisätä myös kuluneiden porolaitumien jäätymistä. Porojen ravinnonsaanti voi siten talvella paikoin entisestään vaikeutua johtuen lisääntyneestä lumipeitteestä tai jääkerroksista. Keväällä lumi kuitenkin sulaa nykyistä

aikaisemmin, ja olosuhteet tulevat poroille suotuisimmiksi.

Lämpötilan nousu keväällä ja kesällä lisää kasvukautta, ja ilmeisesti metsien kasvu nopeutuu. Poron kesäravinnon määrä myös lisääntyy entisestään, laatu kuitenkin heikkenee. Hyönteisten aiheuttamat ongelmat poronhoidolle ilmeisesti lisääntyvät. Eri mittaritoukkinen aiheuttamat koivutuhot tunturialueilla saattavat entisestään yleistyä ja laajeta. Tunturialueella poroille tärkeät viileät lumenviipymäpaikat eli jasat vähenevät ja häviävät. Niiden reunoilla kasvavat rehevät kesäravintokasvit myös vähenevät, ja hyönteiskiusa poroille voi kasvaa. Kuuma keskikesä ja kova räkkä (verta imevät hyönteiset) aiheuttavat pahimmillaan enemmän vasakuolleisuutta ja alentavat syksyisiä teuraspainoja (Weladji ym. 2002). Ilmeisesti myös uudet loiset, kuten hirvikärpänen (*Lipoptena cervi*), leviävät pohjoiseen aiheuttaen osin haittaa poroille ja poronhoidolle.

Lämpimät ja sateiset syksyt voivat heikentää porojen kiimaa ja vähentää lisääntymistä. Ilmastonmuutos lisää tulevaisuudessa ilmeisesti myös muiden elinkeinojen, kuten matkailun sekä metsä- ja maatalouden mahdollisuuksia pohjoisilla alueilla. Muu maankäyttö voi lisääntyä, ja porojen laidunalueet supistuvat entisestään. Ilmastonmuutoksella voi olla siten sekä negatiivisia että positiivisia vaikutuksia, tosin selviä tuloksia ilmastonmuutoksesta poronhoitoon ei ole vielä olemassa.

Laidunten vähenemisen ja kulumisen myötä porojen talvinen lisäruokinta on yleistynyt ja lisääntynyt meillä Pohjois-Sallaa lukuun ottamatta koko poronhoitoalueella, ja siitä on tullut varsinkin ete-

lä- ja keskiosissa suurin kustannustekijä. Lisäruokinnalla paimentaen porot pidetään talvella vanhojen metsienkin jäkälä- ja luppolaitumilla, tai ne hoidetaan tarhoissa. Meillä käytetään porojen ruokintaan rehuja jo yli 40 milj. kg kuivaksi heinäksi laskettuna. Tällä rehumäärällä kaikki eloporot eläisivät talvella kolme kuukautta (Nieminen 2006). Ruokinnan pelkät rehukustannukset ovat noin 28 % teurastulon arvosta (yhteensä noin 15 milj. euroa). Ruokinnalla ei ole pystytty pelastamaan talvilaitumia, ja porotalouden kannattavuus on edelleen huono.

Puolikesy poro luokitellaan EU:ssa tarhatuksi riistaeläimeksi. Ruokinta on jo muuttanut poroa ja poronhoitoa vähentäen elinkeinon riippuvuutta talvilaitumista ja luonnonoloista. Se on vienyt pohjaa myös vapaalta laidunnusoikeudelta. Ruokinta ja kesyyntyminen tuovat porot nykyään yhä useammin taajamiin, teille ja pihoihin lisäten suuresti liikennevahinkoja, osin myös petovahinkoja. Vuosittain menetetään jo liikenteessä keskimäärin 4 000 poroa, ja maksettavat korvaukset ovat suuremmat kuin koko porotalouden vuotuinen teurastuotto (Nieminen 2012).

Poron eikä hirven lihaa voidaan pitää luomutuotteena (kuva 2). Teurasvasoja ei yleensä ruokita, mutta aikuiset porot (lähes 1/3 teuraista) ovat jo olleet usein ruokinnassa. Ympäristövaikutuksiltaan ruokintaan ja kovaan tekniikkaan perustuvan porotalouden ekologinen jalanjälki on kuluneilla laitumilla nykyään suuri, ja hiilijalanjälkeä kasvattavat myös lannoitteet, rehuntuotanto ja ostorehut sekä eri kulkuneuvot ja koneet.

Riistan liha on yhtä ekologista kuin sienet ja metsämarjat, ja sen hiilijalanjälki



Kuva 2. Lapista saadaan vuosittain noin 2 milj. kg poron ja myös hirven lihaa. Puhtailla luonnonlaitumilla niiden lihan kemiallinen koostumus on erinomainen. Lihan raskasmetalli-, ympäristömyrky- ja cesium 137:n pitoisuudet ovat erittäin alhaiset. Kuva Mauri Nieminen.

Figure 2. In Lapland is produced every year about 2 million kg reindeer and also moose meat. In pure natural pastures the chemical composition of meat is excellent. The contents of heavy metals, environmental toxins and cesium 137 are very low in meat. Photo Mauri Nieminen.

voidaan laskea kertomalla yhtä saaliskiloa kohden ajettu kilometrit kertoimella 0,17. Esimerkiksi jos matkustaa etelästä Lappiin lintumetsälle, nousee yhden teerikilon hiilijalanjälki helposti yli nautakilon (15-20 kiloa haitallisia päästöjä/kg). Luonnonkalojen pyynti vähentää ravinteita ja rehevöitymistä. Niiden hiilijalanjälki on kasvatettua kalaa pienempi, tosin meillä kasvatetun kirjolohenkin hiilijalanjälki on vain 1/6 naudanlihan hiilijalanjäljestä.

Talvella helposti sulavalla jäkäläravinolla (paljon likeniiniä ja isolikeniiniä) ollessa poro olisi lähes yksimahainen (kuin sika) eikä juuri tarvitsisi runsaasti metaanikaasua ( $\text{CH}_4$ ) tuottavaa pötsikäymistä. Metaani on 25 kertaa pahem-

pi kasvihuonekaasu kuin hiilidioksidi ( $\text{CO}_2$ ). Ilman kallista lisäruokintaa porotalous ja sen lihantuotanto olisikin nykyistä ekologisempaa ja eettisempää. Poron hiilijalanjälki olisi silloin lähialueella ammutun hirven luokkaa ja muita märehtijöitä huomattavasti pienempi. Tällä olisi suuri imagoarvo koko Suomen porotaloudelle. Perinteisiä hoitotapoja ja Lapin poron lihaa suojaaville EU:n alkuperäisnimityksillekin olisi myös oikeasti käyttöä. Poronliha voisi olla silloin luomuakin parempaa ”luonnonlihaa”. Luonnonlaitumilla tuotetun poronlihan valkuais-, kivennäis- ja vitamiinipitoisuudet ovatkin korkeat, rasvapitoisuus alhainen ja rasvahappokoostumus erinomainen (Nieminen 1994, 2007b).

## Kaukolaskeumat ja raskasmetallit

Lisääntyvä ihmistoiminta kasvattaa myös Lapissa ympäristön saastumisriskiä. Usein suurestikin poikkeavien olosuhteiden vuoksi pohjoiset ekosysteemit ovat kovin herkkiä. Jos luonnossa tapahtuu vaurioita, ne palautuvat yleensä hitaasti tai eivät lainkaan. Lapinkin ympäristö kärsii ajoittain kaukokulkeutuvista raskasmetalleista ja orgaanisista ympäristömyrkyistä. Niitä ei juuri tuoteta alueella, mutta ne kulkeutuvat lähinnä ilmavirtausten mukana Lappiin ja kertyvät pohjoisiin ravintoketjuihin ja luonnosta saatavan ravinnon kautta lopulta myös ihmisiin.

Raskasmetallit ja ympäristömyrkyt saattavat aiheuttaa paikoin jopa terveysriskiä, varsinkin perinteistä ruokavaliota käytävillä. Ympäristömyrkyjen kulkeutumisen estäminen ja pitoisuuksien vähentäminen pohjoisissa ekosysteemeissä edellyttää jatkossa enemmän myös kansainvälistä toimintaa.

Kaukolaskeumien lisäksi Lappia kuormittavat hieman päästöt myös omilta alueilta tai välittömässä läheisyydessä olevista päästölähteistä. Kasvava luonnonvarojen hyödyntäminen ja siihen liittyvä teollisuus ja liikenne lisäävät ympäristön kokonaiskuormitusta. Eniten on aiheutunut kuormitusta pohjoisesta, lähinnä Kuolan niemimaan kaivos- ja metalliteollisuudesta. Ympäristön saastumisriskiä voidaan parhaiten vähentää käyttämällä olosuhteisiin parhaiten soveltuvia tekniikoita ja toimintatapoja. Näin on tehtykin jo Kuolan alueella.

Maajäkälät ja puilla kasvavat lupot eroavat kasveista, sillä ne muodostuvat symbioosissa elävistä vihreistä levis-

tä ja sienistä. Jäkälää pidetäänkin nykyään enemmän sieninä kuin kasveina. Jäkälät ottavat vettä ja ravintoaineita suoraan ilmasta ja kasvavat kärjestä. Ne kasvavat erittäin hitaasti, usein vain 2-3 mm vuodessa. Ne ovat herkkiä myös ilman saasteille, ja reagoivat epäpuhtauksiin mm. esiintymisellään, pitoisuuksillaan, ulkoinen vaurioin sekä biokemiallisilla ja fyysikaalisilla muutoksillaan. Jäkälät ja lupot keräävät kasvupaikoillaan itseensä pieninäkin pitoisuuksina esiintyviä aineita, kuten raskasmetalleja (myös seleeniä) ilmasta. Niitä voidaan käyttää sammalten tapaan apuna myös saastemittauksissa ja luonnonravinnolla olevilla eläimillä ns. bioindikaattoreina (Tikkanen 1995). Sammaletkin keräävät helposti raskasmetalleja, ja jäkäläravinnon vähetessä niiden määrä porojen ravinnossa lisääntyy.

Raskasmetallit ovat metalleja, joiden tiheys on yli 5 g/cm<sup>3</sup>. Ne ovat alkuaineita, jotka eivät häviä luonnon kiertokulusta mutta voivat muuttaa muotoaan. Niitä on luonnostaan kallio- ja maaperässä, kasveissa ja eläimissä mineraaleina, veteen liuenneina ioneina, suoloina tai kaasuina. Ne voivat sitoutua orgaanisiin tai epäorgaanisiin molekyyliin tai kiinnittyä ilmassa leijuviin hiukkasiin. Orgaaniset raskasmetallyhdisteet voivat kertyä rasvaliukoisina myös eläinten rasvakudokseen.

Ympäristön kannalta ongelmallisimpia ovat kadmium, lyijy ja elohopea. Eläville organismeille välttämättömiä hivenaineita ovat kupari, sinkki ja rauta. Ne voivat toimia katalysaattoreina, entsyymien rakennusaineina, osallistua fotosynteesiin ja typen sidontaan. Liian suurina pitoisuuksina kupari, nikkeli ja arseeni ovat kuitenkin myrkkijä.



Raskasmetalleja pääsee ilmakehään ja vesistöön ihmisen toiminnan seurauksena lähinnä fossiilisten polttoainesten poltosta, muiden kuin rautametallien tuotannosta sekä jätteiden poltosta. Osittain niitä leviää luontoon myös tulivuorenpurkauksissa. Raskasmetallien pitoisuuksiin ilmakehässä vaikuttavat mm. vuodenaika, etäisyys päästölähteestä, tuulen suunta ja alueen topografia. Kaupunkien raskasmetallit ovat yleensä peräisin lähialueilta. Maaseudulla pitoisuudet ovat pienempiä ja usein tulevat kauempaa, joskus alueen tehtaista ja kaivoksista. Tuulen nopeuden kasvaessa pitoisuudet pienenevät ja leviävät nopeammin ja laajemmalle. Raskasmetallit poistuvat ilmasta märkälaskeumana eli lumena ja sateena, tai kuivalaskeumana. Raskasmetalleja vapautuu runsaasti myös rapautumisessa. Maahiukkasiin tai vesien pohjasedimenttiin sitoutuneet raskasmetallit voivat olosuhteiden muuttuessa palata takaisin kierto. Happamoituminen ja turvesoiden ojitus lisäävät myös raskasmetallien vapautumista ja kiertoa.

Suomessa raskasmetallien kokonaispäästöt vähenivät suuresti jo 1990-luvulla. Lyijyn ja sinkin päästöt vähenivät noin 90 %, kromi ja vanadiinikin puoleen. Vuoteen 2002 mennessä lyijypäästöt vähenivät noin 8-kertaisesti, kadmiumpäästöt yli 4-kertaisesti, mutta elohopeapäästöt pysyivät lähes samana. Järvien pohjakerrostumissa kadmiumin ja muiden haitallisten metallien pitoisuudet vähenivät 2000-luvulle tultaessa jo 20-40 % (Mannio 2001).

Kadmium (Cd) on raskasmetalleista liikkuvimmin, ja sitä kertyy enemmän maahan kuin vesistöihin. Maan saastuminen

on usein vakava riski teollisuusalueilla. Kadmiumia käytetään edelleen mm. nikkeli-kadmium -akuissa, teräksen pintakäsittelyssä, väripigmenteissä ja PVC-muoveissa. Vielä vuonna 1995 käytettiin kadmiumia paristoissa ja akuissa yli 50 000 kiloa ja eniten Pohjoismaissa. Meillä kadmiumia pääsee luontoon edelleen eniten akuista ja romuautoista. Myös kaivoksista ja metallien valmistuksesta sekä fosforilannoitteista sitä pääsee luontoon. Yleensä happamoituminen lisää kadmiumin vapautumista. Ravinnon tuotannon kannalta on merkittävää, jos kadmiumia joutuu suoraan peltoihin karjanlannan, keinolannoitteiden, jätevesilietteen ja muiden orgaanisten jätteiden mukana. Suomen fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet ovat tosin maailman alhaisimmat, sillä raaka-aineet ovat melko puhtaita. Kadmiumin joutuminen pelloista satoihin, eläimiin ja ihmiseen aiheuttaa Pohjois-Suomessa vain pientä riskiä. Etelä-Suomen pelloissa kadmiumia onkin jo lähes kaksi kertaa enemmän.

Vaikka kadmiumpäästöt ovat viime vuosina hieman vähentyneet, ovat eliöiden pitoisuudet lisääntyneet. Kadmiumilla ja myös elohopealla on suuri taipumus rikastua savukaasuihin. Ne ovat tämän ja myrkyllisyyden vuoksi jätteenpolton merkittävimmät raskasmetalli-ongelmat. Kadmium pysyy ilmakehässä noin seitsemän päivää. Huomattava osa kadmiumlaskeumasta tulee Lappiinkin Keski-Euroopasta. Kadmium kertyy eläimissä yleensä munuaisiin, ja sen puoliintumisaika on elimistössä pitkä, 19-38 vuotta. Kadmium häiritsee myös elimistön entsyymitoimintaa ja on myrkyllinen.

Jo 1990-luvulla kadmiumpäästöt alkoivat meillä vähetä, varsinkin Lapissa (Melanen ym. 1999). Esimerkiksi sammalissa sen määrä väheni 35 % (Rühling ym. 1996). Kadmiumia oli jo tuolloin luonnonmarjoissa vähän, puolukassa keskimäärin 0,010 ja mustikassa 0,024 mg/kg kuivapainoa. Sienissä kadmiumia oli hieman enemmän (Laine ym. 1993, Lodenius 1993).

Vuonna 1992 poronhoitoalueella ja myös Salamajärven kansallispuiston metsäpeura-alueella poronjäkälistä kadmiumia oli keskimäärin 0,08 mg/kg. Kuolan niemimaan länsiosassa kadmiumia oli jo keskimäärin 2,2 ja itäosassa 3,6 mg/kg kuivapainoa (Nieminen & Lodenius 2000).

Vielä 1970-luvun lopussa poronlihan kadmiumpitoisuus oli 0,01 mg/kg tuorepainoa, mutta se oli vain 10 % hevosenlihan pitoisuudesta (Salmi & Hirn 1981). Kymmenen vuotta myöhemmin poronjäkälien kadmiumpitoisuus oli Lapissa keskimäärin vain 0,18 mg/kg kuivapainoa. Myös poron vasan ja vaatimen paistien kadmiumpitoisuudet olivat erittäin alhaiset eri puolilla poronhoitoaluetta. Maksan ja munuaisen kadmiumpitoisuudet olivat merkitsevästi korkeammat ja hieman korkeammat poronhoitoalueen etelä- kuin pohjoisosassa (Nieminen ym. 1988, Nieminen 1989). Vuosina 1990-99 poron, hirven ja metsäjäniksen kadmiumpitoisuudet lihassa olivat alhaiset, lähellä määritysrajaa (0,001 mg/kg) eivätkä ylittäneet suositeltua enimmäismäärää (0,1 mg/kg tuorepainoa) (Niemi ym. 1993, Rintala ym. 1995, Venäläinen ym. 1996, Venäläinen 2007).

Poron maksassa kadmiumpitoisuus oli 1970-luvun lopussa keskimäärin 0,19

mg/kg ja munuaisessa 0,88 mg/kg tuorepainoa (Salmi & Hirn 1981). Esimerkiksi Norjassa seitsemällä alueella maksan kadmiumpitoisuus oli 0,26-1,32 mg ja hirvellä kahdeksalla eri alueella 0,11-0,73 mg/kg tuorepainoa. Vuosina 1980-99 paljon puuvartisia kasveja syövän hirven maksan ja munuaisen kadmiumpitoisuudet olivat nousseet meillä selvästi ja ylittivät jo suositellut enimmäismäärät (0,2 ja 0,5 mg/kg tuorepainoa). Yli 1-vuotiaiden hirvien maksaa ja munuaista ei suositeltu enää elintarvikkeeksi. Esimerkiksi Ruotsissa aikuisen hirven maksan kadmiumpitoisuus oli vuonna 1980 keskimäärin 0,58 ja munuaisen 3,5 mg/kg tuorepainoa. Myös Etelä-Norjassa villipeuran maksan kadmiumpitoisuus oli 1980-luvulla keskimäärin 0,6 ja munuaisen 3,3 mg/kg tuorepainoa (Frøslie ym. 1986). Meillä poron maksan kadmiumpitoisuus on edelleen vähentynyt ja on nykyään jo alle pohjoismaisen käyttösuositusrajan (0,5 mg/kg tuorepainoa). Enemmän puuvartista ravintoa käyttävän metsäjäniksen, etelämpänä myös rusakon, maksan ja munuaisen kadmiumpitoisuudet ovat liian korkeat käytettäväksi ravinnoksi (Venäläinen 2007).

Lyijyä (Pb) on yli 200:ssa mineraalissa, mutta sen biologista tehtävää ei silti tunneta. Päästöt ilmaan ovat suurimmilta osin peräisin teollisuudesta (ei rautametalliteollisuudesta) ja liikenteestä. Meillä liikenteen lyijypäästöt loppuivat jo vuonna 1993. Lyijyä kulkeutuu kuitenkin Venäjältä, jossa lyijytettyä bensiiniä edelleen käytetään.

Lyijy voi kulkeutua ilmassa pitkiäkin matkoja. Merkittävä osa lyijylaskeumasta on peräisin Euroopasta. Lyijy pysyy

ilmakehässä 7-30 päivää ja poistuu laskeumina. Lyijyä pääsee luontoon myös lyijyakuista, maaleista ja lyijyhauleista. Linnut voivat jopa halvaantua syömistään lyijyhauleista. Meillä lyijyhaulien käyttö vesilintujen metsästyksessä onkin nykyään kiellettyä. Lyijy sitoutuu tehokkaasti humukseen eikä kulkeudu maaperässä. Humusperäisen maan lyijypitoisuudet säilyvät myös pitkään, vaikka lyijykuorma on nykyään vähenemässä.

Lyijyn kulkeutumista ja pitoisuuksia vesistöissä vähentää lyijy-yhdisteiden niukkaliukoisuus. Jokilietteen mukana vesistöihin kertyy lyijyä, mutta se sedimentoituu nopeasti esimerkiksi karbonaattina ( $\text{PbCO}_3$ ). Kaloilla lihaksen lyijy- ja myös kadmiumpitoisuudet ovat yleensä hyvin alhaiset, sillä niitä ja muitakin raskasmetalleja kertyy vain maksaan ja munuaisiin (kadmium), kiduksiin (alumiini ja rauta) tai luustoon (lyijy).

Lyijy voi aiheuttaa sekä akuutteja myrkytyksiä että neurologisia oireita. Toksisuus on kadmiumia ja elohopeaa pienempi, mutta suurien pitoisuuksien vuoksi voi syntyä ongelmia. Lyijy kertyy eläimillä maksaan, munuaisiin, luihin ja hampaisiin. Sen biologinen puoliintumisaika on pitkä, 5-20 vuotta. Epäorgaaninen lyijy jää elimistöön iäksi. Meillä kalan runsas käyttö lisää lyijyä, sillä päivittäisestä lyijyn saannista noin 20 % on kalasta.

Eri puolilta poronhoitoaluetta kerättyjen jäkälänäytteiden lyijypitoisuudet olivat vuonna 1983 keskimäärin 13 mg/kg kuivapainoa. Poronlihan lyijypitoisuudet olivat 1980-luvun lopulla alhaiset, varsinkin poronhoitoalueen pohjoisosassa. Vaatimen lyijypitoisuudet olivat hieman korkeammat kuin vasojen. Po-

ron maksan lyijypitoisuudet olivat merkittävästi korkeammat kuin lihan, ja korkeimmat pitoisuudet mitattiin tuolloin poronhoitoalueen eteläosasta (Nieminen ym. 1988, Nieminen 1989). Esimerkiksi Norjassa poronmaksan lyijypitoisuus oli seitsemällä alueella 1970-luvun lopulla keskimäärin 0,19-1,08 ja hirven vain 0,05-0,21 mg/kg tuorepainoa. Ruotsissa aikuisen hirven maksan lyijypitoisuus oli vuonna 1980 keskimäärin 0,08 ja munuaisen 0,09 mg/kg tuorepainoa.

Vuonna 1992 poronhoitoalueella poronjäkälien lyijypitoisuudet olivat keskimäärin 2,8 ja Salamajärven kansallispuistossa metsäpeura-alueella 3 mg/kg kuivapainoa. Kuolan niemimaan länsiosassa poronjäkälien lyijypitoisuus oli keskimäärin 2,2 mutta itäosassa jo 3,6 mg/kg tuorepainoa (Nieminen & Lodenius 2000). Myös sammaltutkimusten mukaan kaukolaskeumana lyijypäästöt olivat vähenneet meillä jo vuonna 1995 noin 40 % (Rühling & Steinnes 1998), ja pitoisuudet pienenevät pohjoiseen mentäessä. Poron ja hirven lihan lyijypitoisuudet, samoin kromi-, nikkeli- ja kuparipitoisuudet, olivat tuolloin alhaiset (Rintala ym. 1995). Kuolan niemimaalta saastepäästöt leviävätkin tuulten mukana pääasiassa itään ja alueen koillisosaan.

Jo 1990-luvun lopussa poronlihan lyijypitoisuus oli meillä alhainen, lähellä määritysrajaa (0,01 mg/kg tuorepainoa) (Venäläinen ym. 1999). Myös poron ja hirven maksan sekä munuaisten lyijypitoisuudet ovat nykyään laskeneet ja ovat alle 0,05 mg/kg tuorepainoa. Lyijypitoisuudet ovat kuitenkin porolla korkeammat kuin kotieläimillä (Hirvi & Venäläinen 2000, Venäläinen 2007).

Elohopea (Hg) on ainoa normaalioloissa tavattava nestemäinen metalli. Ympäristön kannalta se on hyvin ongelmallinen, sillä se muodostaa helposti erilaisia yhdisteitä ja siirtyy elementistä toiseen. Se höyrystyy myös helposti ja voi siten kulkea pitkiäkin matkoja ilmavirtojen mukana. Luonnon elohopeapäästöt voivat olla suuria. Ihmisen aiheuttamat elohopeaongelmat ovat erityisen haitallisia, sillä ne keskittyvät usein asutuille seuduille. Elohopeaa pääsee luontoon eniten teollisuudesta sekä puunjalostus- ja klooritehtaista. Elohopeaa on käytetty ennen limantorjunta-aineena puunjalostusteollisuudessa ja viljan peittäusaineena (kiellettiin meillä 1992). Muita päästölähteitä ovat fossiilisten polttoaineiden, erityisesti kivihiilen ja jätteiden poltto, hammaslääkäriasemien päästöt, kotitalouden paristot sekä kuume- ja lämpömittarit. Kehitysmaissa elohopeaa käytetään yhä kullan erotteluun.

Suomen suurimmat elohopeapäästöt ovat peräisin sinkkitehtaista ja energian tuotannosta. Teollisuuden elohopeapäästöt ilmaan ovat meillä noin viisi kertaa suuremmat kuin maaperästä ja vesistöistä luonnollisesti höyrystyvän elohopean määrä. Jo 1990-luvun alussa arvioitiin, että Suomeen laskeutuu elohopeaa ilmakehästä lähes omien päästöjen verran. Nykyään Itä-Saksan päästöt ovat lähes loppuneet ja Suomen päästöt ovat pieniä.

Elohopea on nestemäisenä hyvin myrkyllinen ja elohopeahöyryt hengitettynä vaarallisia. Luonnossa elohopea muodostaa lähinnä mikrobitoiminnan johdosta myös myrkyllistä orgaanista metyylielohopeaa ( $\text{CH}_3\text{Hg}$ ), joka on pysyvää ja rikastuu erityisesti vesiekosys-

teemien ravintoketjuissa. Elohopea lähtee liikkeelle maaperästä ravintoketjuihin esimerkiksi tekoaltaiden rakentamisen ja ojitusten yhteydessä.

Happamien järvien pohjaeläimissä, vesikasveissa ja kaloissa on yleensä enemmän raskasmetalleja, koska happamuus edistää metallien liukenemistä. Tällaisten vesien kalojen luustosta on mitattu jopa satakertaisia elohopeapitoisuuksia luonnontilaisiin järviin verrattuna. Elohopean biologista tehtävää ei juuri tunneta, mutta kasveissa se voi aiheuttaa häiriöitä juurten kasvussa ja fotosynteesissä. Rasvaliukoisena metyylielohopea läpäisee hyvin myös eläinten istukan, ja ihmisellä sitä kertyy herkästi hiuksiin. Elohopeakaasun puoliintumisaika on 40-70 päivää, metyylielohopean 70 päivää.

Meillä keskimäärin 60 % elohopeasta saadaan kalasta ja kalatuotteista. Hidas kasvuiset petokalat, kuten hauki, ahven, kuha ja made, keräävätkin usein elimistöönsä korkeita elohopeapitoisuuksia. Hauki on vesiekosysteemin ravintoketjun loppupäässä, ja elohopeaa kertyy runsaasti sen elimistöön. Kalojen elohopeasaastuneisuutta mitataankin usein kilon kokoisista hauista. Lapin tekojärvien kalojen käytölle asetettiin jo 1970-luvulla elohopean vuoksi rajoituksia. 1980-luvun alussa mateen ja hauen elohopeapitoisuudet olivat Lokan tekoaltaassa 0,5-0,7 mg/kg tuorepainoa (Lodenius ym. 1983).

Vuonna 1981 Lääkintöhallitus päätti, että jos hauen elohopeapitoisuus on 0,5-1 mg/kg, sitä saa syödä vain puoli kiloa viikossa. Vuonna 2001 tällaisia haukia oli 7,5 %. Vuosina 2000-01 Lapin järvisä ja myös Tornionjoessa hauen eloho-

peapitoisuus oli 0,19-0,45 mg/kg (Mannio ym. 2002). Elohopeaa oli tuolloin eniten Kemijärven ja vähiten Inarijärven hauissa. Lapin haukien elohopeapitoisuudet olivat kuitenkin alhaisemmat kuin Järvi-Suomessa, jossa elohopeapitoisuus oli keskimäärin jo 0,52 mg/kg (Verta ym. 2002). Myös siian ja nierjän elohopeapitoisuudet olivat Lapissa alhaiset, vain 0,06-0,1 mg/kg. Inarin muihunkun elohopeapitoisuus oli keskimäärin 0,16 mg/kg tuorepainoa (Mannio ym. 2002). Merikaloissa elohopeapitoisuudet ovat olleet yleensä alhaisia.

Etelä- ja Keski-Suomessa hauen elohopeapitoisuudet ovat myös nykyään 2-3 -kertaiset verrattuna oletettuun luontaiseen pitoisuuteen. Ilmasta tulevat laskeumat ovat kohottaneet kalojen elohopeapitoisuutta täysin koskemattomissakin järvissä. Suomessa myyntikalan korkein sallittu elohopeapitoisuus on nykyään 1 mg, monissa muissa maissa vain 0,5 mg/kg tuorepainoa. Elintarvikevirasto suosittelee, että haukea syötäisiin meillä Lapin ulkopuolella vain 1-2 kertaa kuukaudessa. Myös poronlihan elohopeapitoisuus on ollut Lapissa alhainen, vain 13 µg/kg tuorepainoa. Esimerkiksi Norjassa seitsemällä eri alueella poron maksan elohopeapitoisuus oli 1970-luvulla keskimääriin 16-192 ppb.

Nikkeliä (Ni), kuparia (Cu), koboltia (Co) ja arseenia (As) leviää edelleen Lappiin lähinnä Kuolan metallisulatoista ja arseenipitoista hiiltä käyttävien voimaloiden päästöistä. Nikkeli voi aiheuttaa keuhko- ja nenäonteloiden syöpää, arseeni suurina annoksina myös keuhkosyöpää, iho- ja limakalvomuutoksia sekä hermosto-oireita. Lähes 50 % arseenista saadaan meillä kalatuotteista.

Kupari on tärkeä hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina se on esimerkiksi simpukoiden nuoruusvaiheille erittäin myrkyllinen. Inarin-Paatsjoen alueen raskasmetallipäästöt syntyvät pääasiassa Kuolan Petsenganikelin tuotantoyksiköissä Nikkelissä ja Zaporjarnyissa. Tuotannossa vapautuu ympäristöön pääasiassa nikkeliä ja kuparia, mutta myös koboltia ja arseenia. Nämä raskasmetallit laskeutuvat sulattojen lähialueilla järviin, puroihin, maanpintaan sekä puihin ja muuhun kasvillisuuteen. Osa metalleista kulkeutuu ilmakehässä myös kauemmaksi päästöalueilta. Vallitsevista tuulioloista johtuen päästöistä kärsivät eniten tehtaiden pohjois- ja koillispuoliset alueet. Raskasmetalleja on kertynyt siellä kasvillisuuteen, vesistöjen sedimentteihin jo yli 70 vuoden ajan.

Maaekosysteemeille aiheutuvat haitat ovat sulattojen läheisyydessä erittäin vakavia, mutta ne heikkenevät asteittain välimatkan kasvaessa. Päästöjen määrä näkyy selvänä nikkeli- ja kuparipitoisuuksina mustikan ja koivun lehdisissä sekä männynneulasissa, vielä voimakkaammin sammalissa ja jäkälissä. Eniten päästöt kuormittavat ympäristöä keväällä ja kesällä. Kohonneet nikkeli- ja kuparipitoisuudet ovat olleet haitallisia siksi, että ne rikastuvat helposti ravintoketjuissa. Pitkäikäiset sammat ja jäkälät ottavat suurimman osan ravinnostaan sade- ja sulamisvesistä, joten raskasmetallit kerääntyvät niihin erittäin tehokkaasti. Kasvillisuuden kautta ne siirtyvät kasvissyöjiin ja niistä petoeläimiin. Lopulta koko ravintoketju voi olla myrkyllisten metallien saastuttama. Korkeita raskasmetallipitoisuuksia on mitattu paikoin kaloista ja linnuista.

Luppojen määrät vanhoissa kuusimetsissä vähenivät 50-76 % mahdollisesti saasteiden vaikutuksesta vuosina 1976-88 Sodankylän Pomokairassa ja Taivalkoskella. Tosin poroillakin oli vaikutuksensa. Kuolan raskasmetalleilla oli varsinkin 1990-luvulla vaikutusta porolaitumiin myös Itä-Inarissa ja Pohjois-Sallassa itärajan tuntumassa. Alueella oli männyn neulasissa ja sammalissa kohonneita nikkeli- ja kuparipitoisuuksia (Tikkanen 1995). Poronjäkälässä vuonna 1992 raskasmetallipitoisuudet Suomen poronhoitoalueella olivat kuitenkin alhaiset.

Kuolan niemimaan länsiosassa poronjäkälien magnesium-, rauta- ja alumiinipitoisuudet olivat korkeammat, ja niemimaan itäosassa erittäin korkeat (Nieminen & Lodenius 2000). Tuolloinkin Kuolassa tuuli pääasiassa koilliseen ja itään. Porot olivat myös syöneet Itä-Lapista maata suojaavan jäkäläpeitteen, ja maan mikrobiologinen aktiivisuus oli heikentynyt. Tämä vaikutti alueella maan ravinneoloihin, puiden juurien pakkasen kestävyteen ja metsäkuolemiin. Kuolassa päästöt ovat puolittuneet 30 vuodessa. Kauempana Nikkelistä jäkäliköt ovatkin jo elpyneet. Kymmenen viime vuoden aikana myös Kuolan länsiosassa jäkälät ja lupot ovat lisääntyneet. Sammalienkin raskasmetallit ovat yleensä vähenneet, tosin viime vuosina tehtaiden tuotannon kasvun myötä hieman nousseet. Saasteilla ei ole ollut kuitenkaan selvää vaikutusta meillä poronjäkäliin eikä porojen ulottuvilla oleviin luppoihin. Porot ovat syöneet jäkälät ja lupot.

Myös Norjassa Finnmarkin alueella jäkäliköt ovat viimeisten 30-40 vuoden aikana vähentyneet jopa 70-80 %. Syynä

ovat olleet ylisuuret poromäärät, eivät saasteet (Johansen & Karlsen 2002). Viime vuosina jäkäliköiden kunto on paikoin parantunut. Kuolan niemimaalla ja Itä-Lapissa Suomen rajalla jäkälän peittävyys on viime vuosina myös lisääntynyt. Saasteiden vaikutusta näkyy vain lähempänä Nikkelin tehtaita (Myking ym. 2009). Tornion tehtaat ovat olleet Suomen suurin yksittäinen kromipäästöjen lähde. Merkittävimmät päästöt ovat tulleet terässulatosta ja ferrokromitehtaasta. Nykyään niidenkin kromipäästöt ovat vain kymmenesosa 1980-luvun päästöistä (AMAP II 2002).

Seleeni (Se) on rikkiä muistuttava hopeanharmaa alkuaine, jota Suomen maaperässä on vähän. Sen puutos voi aiheuttaa eläimillä lihasrappeumaa, myös sydänlihaksen heikkenemistä. Seleeniä joutuu ilmakehään lähinnä tulivuorten purkauksista. Myös hiilen ja öljyn poltto lisää ilmakehän seleeniä. Kaukolaskuun ja sateiden mukana seleeniä kertyykin tehokkaasti jäkäliin, luppoihin ja myös poroihin. Seleeni on glutationiperoksidaasientsyymien välttämätön osa, ja entsyymien aktiivisuus on porolla syksyllä korkea (Nieminen & Szilagy 1988). Tämän entsyymien tärkein tehtävä on pelkistää elimistössä rasvahappoperoksideja. Seleenin tehtävänä on siten suojella elimistöä yhdessä E-vitamiinin kanssa ns. vapaiden radikaalien ja peroksidien aiheuttamilta vaurioilta.

Lapissa poronjäkälässä on runsaasti seleeniä, 0,1-0,5 mg/kg kuivapainoa. Myös sienissä on seleeniä (Nieminen 1989, Nieminen & Heiskari 1989). Poronlihan seleenipitoisuudet ovat meillä korkeat, varsinkin poronhoitoalueen pohjoisosassa. Ne ovat 5-10 kertaa kor-

keammat kuin kotieläinten lihassa. Porovaatimilla seleenipitoisuudet ovat hie- man korkeammat kuin vasoilla. Poron maksan ja myös munuaisten seleenipi- toisuudet ovat erittäin korkeat (Niemi- nen 1994).

### Orgaaniset ympäristömyrkyt

Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt (POP) säilyvät luonnossa pitkään ha- joamatta. Niitä ovat eri elintarvikkeissa esiintyvät polyklooratut dibentsoparadi- oksiinit (75 yhdistettä), dibentsofuraa- nit (PCDD/F) ja polyklooratut bifenyylit (PCB) (yhteensä 135 yhdistettä). PCB -yhdisteitä on käytetty paljon palones- toaineina, muuntajien öljyissä ja muovi- teollisuudessa. Myrkyllisimpiä ovat ns. dioksiinien kaltaiset PCB -yhdisteet (17 yhdistettä). Lähinnä kaukokulkeutuma- na leviäviä PCB:itä on nykyään kaikkial- la. Ne kertyvät kalaravinnon välityksel- lä helposti ravintoketjun huipulla oleviin lintuihin ja nisäkkäisiin, myös ihmiseen.

Dioksiineja ja furaaneja ei ole valmis- tettu teollisuudessa, mutta meillä niitä syntyy paljon sahoilla käytetyistä kloo- rifenoleista. Niitä syntyy runsaasti myös jätteenpoltosta, ja ne kulkeutuvat ilma- virtojen mukana ympäri maailmaa. Ne hajoavat luonnossa hitaasti ja kertyvät helposti elimistön rasvoihin, joita tar- vitaan erityisesti selviytymiseen kylmäs- sä ympäristössä. Erittäin runsaasti niitä on Itämeren rasvaisissa kaloissa, kuten silakassa ja lohessa, järvikaloissa vä- hän. Suomessa 60-80 % dioksiinista on- kin peräisin kalasta. Eniten dioksiinia on vanhoissa kaloissa, ja Itämeressä diok- siinipitoisuudet eivät ole juuri laskeneet. Silakan ja rasvaisten merilohien ja -tai-

menten runsasta ja yksipuolista syön- tiä tulisikin välttää. Osan kalanrasvoihin kertyneistä dioksiineista ja PCB -yhdis- teistä voi poistaa vain nylkemällä kalo- jen nahan ennen käyttöä.

Tenon lohien DDT-pitoisuus oli jo 1990-luvulla vain 1/7 ja PCB -pitoi- suus 1/5 Itämeren lohien pitoisuuksis- ta (AMAP 1997). Kemijärven ja Inarin hauista mitatut DDT- ja PCB -pitoi- suudet (0,5-2,5 µg/kg tuorepainoa) oli- vat samaa tasoa kuin etelämpänä sisä- järvissä (Nakari ym. 2002). Tornionjoen vaellussiiän pitoisuudet olivat kuitenkin Itämerestä johtuen huomattavasti kor- keammat (5-20 µg/kg, Korhonen 2000). Itämeren silakassa ja lohessa pitoisuus on ollut keskimäärin 5-8 µg/kg (Kivi- ranta ym. 2000). Dioksiineja ja furaaneja (PCDD/F) on ollut Inarijärven muikus- sa ja Lapin nieriöissä vähän, vain 0,05- 0,1 ng/kg tuorepainoa (Vartiainen ym.



Kuva 3. Lapissa paikallisia vapaa-ajan kalastajia on yli 130 000, vieraspaikkakuntalaisia 260 000 ja vuotuinen kalasaalis noin 3,5 milj. kg. Kalo- jen elohopea-, dioksiini- ja cesium 137:n pitoi- suudet ovat erittäin alhaiset. Kuva Mauri Ni- eminen.

Figure 3. In Lapland, local recreational fisher- men are more than 130 000, 260 000 foreign community residents and the annual fish catch of about 3.5 million. kg. Mercury, dioxins and cesium 137 concentrations are very low in fish- es. Photo Mauri Nieminen.

1996). Myös Tenon lohessa on ollut selvästi alhaisemmat dioksiinipitoisuudet kuin Itämeren lohessa (kuva 3).

Lapissa 1990-luvun alussa porojen munuaisten DDT- ja PCB - pitoisuudet olivat pieniä ja samaa tasoa kuin yleensä naudalla. PCB:n kokonaispitoisuus rasvassa oli 75 µg ja heksaklooribentseenin (HCB) pitoisuus 6-84 µg/kg tuorepainoa (Berg 1994). Vuonna 2000 poron HCB -pitoisuus oli 5-22 µg/kg. Poronvasoista on mitattu viime vuosina hieman kohonneita dioksiini- ja PCB -pitoisuuksia (Ruokojärvi ym. 2007). Poronvasan lihassa dioksiinin ja PCB:n myrkyllisysekvivalenttipitoisuus (TEQ) on ollut keskimäärin 3,2 pg/g rasvaa ja enemmän kuin hirvenvasalla (1,9 pg/g). Poronvasa altistuu dioksiinille emän maidosta. Porovaatimella ja hirvilehmällä pitoisuudet ovat olleet silti samaa tasoa (2,3 pg/g) (Suutari ym. 2009). Hirvenlihan sisältämien dioksiinien ja PCB -pitoisuuksien summa on keskimäärin 2 pg TEQ/g rasvaa. Dioksiinit ovat melko samanlaisia poron ja hirven lihassa sekä poron maksassa ja maidossa (Suutari ym. 2012). EU:ssa ei ole asetettu poron tai hirven PCB - ja dioksiinipitoisuuksille enimmäisarjaa. Meillä esimerkiksi hylkeen rasvan käyttöä ei hyväksytä ravinnoksi, ja lihaakin voi syödä vain 1-2 kertaa kuukaudessa noin 100 g.

### **Radioaktiivisuus jäkälissä, poroissa, hirvissä ja kaloissa**

Elintarvikkeiden radioaktiivisuus johtuu Lapissakin pääosin ympäristön luonnollisista radionuklideista, lähinnä kalium 40:stä. Radioaktiivisia aineita on jäljellä ympäristössä myös ydinkokeista,

joita tehtiin jo 1950-60 -luvuilla, vuonna 1986 Tsernobylin ja maaliskuussa 2011 tapahtuneesta Japanin Fukushiman ydinonnettomuudesta. Niitä on joutunut pieniä määriä myös elintarvikkeisiin. Laskeumien radioaktiivisista aineista tärkeimpiä ovat lyhytikäinen jodi 131 ja pitkäikäiset strontium 90 ja cesium 137 (puoliintumisajat 28-30 vuotta). Elintarvikkeiden radioaktiivisten aineiden pitoisuudet eivät saa meillä ylittää 600 Bq/kg tuorepainoa.

Cesium 137:n siirtyminen maasta sieniin ja metsämarjoihin ja ravintokasvien kautta edelleen riistaan on ollut Suomessa ja Lapissa lähes vakio vuodesta 1986 lähtien. Sen pitoisuus on pienentynyt 2,3 % vuodessa lähinnä radioaktiivisen hajoamisen kautta. Cesium 137:n pitoisuus vähenikin 2000-luvulle tultaessa jo 30 % (Saxén ym. 2003). Hirvieläinten ja muun riistan radionuklidien saanti riippuu lähinnä ravinnosta ja vaihtelee suuresti vuodenajan mukaan. Esimerkiksi syksyllä sienet voivat suurentaa poron ja hirvenkin lihan cesium 137:n pitoisuutta. Hirvenvasojen lihassa pitoisuus on ollut 1,2-1,5 -kertainen täysikasvuiseen verrattuna. Vuonna 2000 hirvenlihan cesium-137:n pitoisuus oli kuitenkin pienempi kuin poron, alle 100 Bq/kg tuorepainoa.

Cesium 137:n väheneminen sienistä on ollut hidasta, sillä Lapissa esimerkiksi tateilla ja rouskuilla tehokas puoliintumisaika on ollut 8-10 vuotta, kangashaperolla jopa 18 vuotta (Saxén ym. 2003). Vielä 1990-luvun alussa tavallisimpien sienten cesium 137:n pitoisuudet olivat meillä keskimäärin 90-230 Bq/kg tuorepainoa. Vuonna 2000 Lapissa cesium 137:n pitoisuus oli tateissa 15-150, hape-



roissa 50-90 ja rouskuissa enää noin 100 Bq/kg. Norjassa ja Ruotsissa hyvinä sienisyksyinä hirven lisäksi myös villipeurojen, porojen ja lampaiden lihan cesium 137:n pitoisuudet kohoavat. Metsäjäniksen lihassa pitoisuus voi olla meillä jopa kolminkertainen saman alueen hirviin verrattuna. Vesilinnuissa, peltokanalinuissa ja rusakossa cesium 137:n pitoisuudet ovat huomattavasti pienemmät.

Poronhoitoalueella cesium 137:n haitallisuus voi olla suuri johtuen alueelle tyypillisestä ja tehokkaasti radiocesiumia keräävästä jäkälä-poro-poromies-ravintoketjusta. Lapissa on myös useita tekijöitä, joiden vaikutuksesta radioaktiivisen laskeuman seuraukset ovat huomattavasti suurempia ja pitempiaikaisia kuin etelämpänä. Subarktinen pohjoinen luonto on karu ja niukkaravinteinen. Tämä edistää laskeuman radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiravintoketjuihin. Kangasmetsissä ja jäkälillä orgaaninen humuskerros on ohut, usein vain 1-2 cm. Vähän kaliumia sisältäviä soita on myös paljon, paikoin jopa yli 60 % pinta-alasta (Nieminen 2008). Kun eliöiden tarvitsemaa kaliumia on tarjolla vähän, ne ottavat helposti sekä pysyvää että radioaktiivista cesiumia.

Cesium 137:n pitoisuus oli talvella 1965 poronlihassa lähes 3 000 Bq/kg tuorepainoa. Etelä-Suomessa naudanlihassa pitoisuus oli vain 50 Bq/kg. Ero johtui lähinnä porojen jäkälä- ja lupporavinnosta talvella. Myös kesäravinnolla oli vaikutusta. Kesällä cesium 137:n pitoisuus poron ravinnossa onkin vain noin 1/5 talvisesta. Myös Inarin poromiehillä cesium 137:n pitoisuudet olivat 1960-luvun puolivälissä keskimäärin jopa 45 000 Bq/mies. Juuri ennen Tserno-

bylin onnettomuutta pitoisuudet olivat laskeneet jo alle 5 000 Bq/mies. Onnettomuuden jälkeen ne olivat keskimäärin 10 000 mutta 1990-luvun lopulla enää noin 3 000 Bq/mies. Poronhoitoalueella cesium 137:n pitoisuus vähenikin noin kuuden vuoden tehokkaalla puoliintumisajalla (Saxén ym. 2003).

Keväällä 1986 ennen Tsernobylin ydinonnettomuutta ydinkokeista peräisin olevaa cesium 137:ää oli jäljellä poronlihassa enää 300 Bq/kg tuorepainoa, eli kymmenesosa 1960-luvun korkeimmista pitoisuuksista. Talvella 1986 keskimääräinen cesium 137:n aktiivisuuspitoisuus oli poronlihassa noin 700 Bq/kg (Nieminen 1987). 2000-luvun alussa pitoisuus oli kuitenkin alle 200, nykyään jo alle 100 Bq/kg. Tsernobylin radioaktiivinen laskeuma olikin huomattavasti pienempi kuin ydinkokeiden aiheuttama, ja se oli suorassa suhteessa meillä myös jäkälälaidunten kuntoon ja porojen syömään jäkälään. Onnettomuuden jälkeen esimerkiksi Paistunturin ja Kemin-Sompion paliskuntien poroissa cesium 137:n pitoisuus oli keskimäärin noin 1 100, Ivalossa vain 600 Bq/kg. Pitoisuus oli 2000-luvun alussa Kemin-Sompiossa vielä noin 300, mutta kuluneilla jäkälälaitumilla ja ruokinnassa Ivalon ja Paistunturin poroilla vain noin 150 Bq/kg (Saxén ym. 2003). Talvella 2001 Kuhmon metsäpeuroissa cesium 137:n pitoisuus oli kuitenkin vielä 1 000 ja Suomensellä 3 000 Bq/kg. Syynä oli poronhoitoaluetta huomattavasti paremmat jäkäläköt. Syksyllä 2011 Fukushimasta peräisin olevaa cesium 134:ää ja cesium 137:ää oli meillä sienissä sekä poron ja hirven lihassa alle 1 Bq/kg. Tsernobylistä peräisin olevaa cesium 137:ää oli samoissa

sieninäytteissä vielä 25-3 000 mutta poron ja hirven lihassa vain 17-95 Bq/kg tuorepainoa (STUK 2012).

Maaympäristöön verrattuna cesium 137 poistuu vedestä nopeasti, sitoutuu kiintoainekseen ja laskeutuu pohjasedimenttiin. Sieltä sitä voi kulkeutua edelleen pohjaeläimiin ja vesikasveihin. Cesium 137 kulkeutuukin kalojen syötäviin osiin, strontium 90 vain ruotoihin. Niukkaravinteisissa järvissä cesium 137:ää siirtyy kaloihin yleensä enemmän. Peto-kalojen, kuten hauen, mateen, kuhan ja myös ahvenen, monivaiheisessa ravintoketjussa cesium 137:n pitoisuudet olivat huipussaan vasta parin vuoden kuluttua Tsernobylin onnettomuudesta. Esimerkiksi hauella cesium 137:n pitoisuus oli meillä vuonna 1988 lähes 4 000 Bq/kg tuorepainoa. Pahimmilla alueilla Keski-Suomessa cesium 137:n väheneminen kaloissa onnettomuutta edeltäneelle tasolle voi viedä yli 20 vuotta.

Monilla Pohjois- ja Itä-Suomen alueilla cesium 137:n pitoisuudet kaloissa laskivat jo kymmenessä vuodessa Tsernobylin onnettomuutta edeltävälle tasolle, ja cesium 137:n pitoisuudet olivat enää 10-80 Bq/kg. Muualla Suomessa cesium 137:n pitoisuudet olivat 2000-luvun alussa vielä 100-700 mutta sisävesikaloissa keskimäärin vain noin 100 Bq/kg. Tenolla lohien cesium 137:n pitoisuus oli alle 0,3 Bq/kg, samoin Kuolan Tulomajoella. Itämerestä Kemi-, Simo- ja Tornionjokiin nousevissa lohissa cesium 137:ää on ollut 30-60 Bq/kg. Itämeren lohessa suurimmat cesium 137:n pitoisuudet olivat vuonna 1990 vielä noin 300 mutta vuonna 2000 enää 70 Bq/kg tuorepainoa (Saxén ym. 2003). Meillä elintarvikkeiden radioaktiivisten

aineiden pitoisuudet ovat nykyään alhaiset, eikä niillä ole käyttörajoituksia.

## Yhteenveto

Arktinen alue ja Lappi ovat olleet ja kuuluvat pääosin edelleen maapallon puhdaimpiin ja luonnontilaisimpiin alueisiin. Niihin kohdistuvat voimakkaat muutokset, kuten ihmistoiminnan lisääntyminen, porojen ylilaidunnus ja kaukokulkeutuvat saasteet, aiheuttavat kuitenkin tarvetta kiinnittää entistä enemmän huomiota ympäristönsuojeluun ja myös alueen asukkaiden ja alkuperäiskansojenkin elinmahdollisuuksien säilymiseen. Lappi on monella tapaa vuorovaikutuksessa maapallon muiden alueiden kanssa ja suojele hyödyntää ainakin välillisesti muita, lähinnä eteläisempiä alueita. Suomen tulisi entistä paremmin noudattaa kestävän kehityksen periaatetta Lapissa ja poronhoitoalueella.

Porojen laidunnuksen seurauksena tunturialueet ja myös suuret suojelualueet, kansallis- ja luonnonpuistot sekä erämaa-alueet, ovat kovin kuluneet, paikoin jopa enemmän kuin niiden ulkopuoliset alueet. Porojen laidunnus onkin ollut suurin kasvillisuutta muuttava tekijä ja paikoin eroosion aiheuttaja. Talvilaidunten nykyinen tila ja jatkuva muutos huonompaan osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista luontaisen talviravinnon varassa.

Ilmastonmuutoksen seurauksena porojen ravinnonsaanti voi kuluneilla laitumilla myös entisestään vaikeutua joutuessaan lisääntyneestä lumipeitteestä tai jääkerroksista. Poron ja hirven liha ei ole luomutuotetta. Ympäristövaikutuksiltaan ruokintaan ja kovaan tekniikkaan

perustuvan porotalouden ekologinen ja hiilijalanjälki ovat nykyään suuria. Hiilijalanjälkeä kasvattavat kovin myös lannoitteet, rehuntuotanto ja ostorehut sekä monet kulkuneuvot ja koneet.

Kaukolaskeumien lisäksi Lappiakin kuormittavat edelleen hieman päästöt omilta alueilta tai välittömässä läheisyydessä olevista päästölähteistä. Kasvava luonnonvarojen hyödyntäminen ja siihen liittyvä teollisuus ja liikenne lisäävät ympäristön kokonaiskuormitusta. Erittäin herkkä saasteille ja ympäristömyrkyille on melko yksinkertainen jäkälä-poro-ihminen -ravintoketju. Moniportaisemmat vesiekosysteemit voivat olla kalojen ongelmana.

Varsinkin Lapissa raskasmetallien (kadmium, lyijy ja elohopea) pitoisuudet ovat vähentyneet suuresti. Poron, hirven ja metsäjäniksen kadmiumpitoisuudet lihassa ovat alhaiset ja lähellä määritysrajaa (0,001 mg/kg tuorepainoa). Ne eivät ylitä suositeltua enimmäismäärää (0,1 mg/kg). Porolla maksan kadmiumpitoisuuskin on edelleen vähentynyt ja on alle käyttösuositusrajan (0,5 mg/kg). Paljon puuvartisia kasveja syövän aikuisen hirven maksan ja munuaisten kadmiumpitoisuudet ovat nousseet selvästi ja ylittävät suositellut enimmäismäärät. Metsäjäniksen, etelämpänä myös rusakon, maksan ja munuaisten kadmiumpitoisuudet ovat myös liian korkeat käytettäväksi ravinnoksi.

Poronlihan lyijypitoisuus on alhainen, myös poron ja hirven maksan ja munuaisten lyijypitoisuudet ovat laskeutuneet ja ovat alle 0,05 mg/kg tuorepainoa. Lapissa poronjäkälissä ja sienissä on runsaasti seleeniä. Myös poronlihan seleenipitoisuudet ovat korkeat, varsin-

kin poronhoitoalueen pohjoisosassa, ja ne ovat 5-10 kertaa korkeammat kuin yleensä kotieläinten lihassa.

Hidaskasvuiset petokalat, kuten hauki, ahven, kuha ja made, keräävät usein elimistönsä korkeita elohopeapitoisuuksia. Lapin järvissä ja myös Torniojoella hauen elohopeapitoisuus on alle 0,5 mg/kg tuorepainoa. Eniten elohopeaa on ollut Kemijärven hauissa, vähiten Inarijärven. Lapissa haukien elohopeapitoisuudet ovat alhaisemmat kuin Järvi-Suomessa. Myös siian ja nieriän elohopeapitoisuudet ovat alhaiset, ja Inarin muikulla pitoisuus on ollut keskimäärin vain 0,16 mg/kg.

Tenon lohen DDT-pitoisuus oli jo 1990-luvulla 1/7 ja PCB -pitoisuus 1/5 Itämeren lohen pitoisuuksista. Tornionjoen vaellussiian pitoisuudet olivat Itämerestä johtuen korkeammat. Orgaanisia ympäristömyrkkijä, kuten dioksiineja ja furaaneja, onkin erittäin runsaasti Itämeren rasvaisissa kaloissa, silakassa ja lohessa, järvikaloissa vähän. Myös Inarijärven muikussa ja Lapin nieriöissä niitä on vähän. Tenon lohessa on selvästi alhaisemmat dioksiinipitoisuudet kuin Itämeren lohessa. Hylkeen rasvan käyttöä ei suositella meillä ravinnoksi, ja lihaakin saa syödä vain 1-2 kertaa kuukaudessa noin 100 g. Poron ja hirven lihan dioksiinien ja PCB -pitoisuudet ovat alhaiset, keskimäärin myrkyllisysekvivalenttipitoisuus (TEQ) on 2 pg/g rasvaa.

Jo 2000-luvun alussa cesium 137:n pitoisuus oli Lapissa poronlihassa alle 200, nykyään jo alle 100 Bq/kg tuorepainoa. Paremmilla jäkälillä Kuhmossa metsäpeurojen cesium 137:n pitoisuus oli vielä 1 000 ja Suomenselällä jopa 3 000 Bq/kg. Hirvenlihassa cesium 137:n pitoi-

suus on nykyään jo pienempi kuin poroil-  
la. Tenojoella lohien cesium 137:n pitoi-  
suus on alle 0,3 Bq/kg, samoin Kuolan  
Tulomajoella. Itämerestä Kemi-, Simo- ja  
Tornionjokeen nousevissa lohissa cesium  
137:ää on ollut 30-60 Bq/kg. Itämeren  
lohesta suurimmat cesium 137:n pitoi-  
suudet (noin 300 Bq/kg) mitattiin vielä  
vuonna 1990. Kymmenen vuotta myö-  
hemmin pitoisuus oli enää 70 Bq/kg tuo-  
repainoa. Yleisesti puhtainta poroa, riis-  
taa ja kalaa saadaan tänään Lapista.

### Lähdeluettelo

- AMAP 1997. Arktisen ympäristön tila  
ja Suomen Lappi. Mähönen, O. & Joki-  
Heiskala, P. (toim.), Suomen ympäristö  
120, 96 s.
- AMAP II 2002. Lapin ympäristön tila  
ja ihmisen terveys. Mähönen, O. (toim.),  
Suomen ympäristö 581, 139 s.
- Berg, S. 1994. Kartoitus poron orga-  
noklooripitoisuuksista. – Ympäristö ja  
terveys 25(7-8): 73-76.
- Colpaert, A., Kumpula, J. & Niemi-  
nen, M. 2003. Reindeer pasture biomass  
assessment using satellite remote sen-  
sing. - Arctic 56(2): 147-158.
- Danell, Ö. & Nieminen, M. 1997. Po-  
ro ja laidun. -Teoksessa: Porolaidunten  
kasvillisuus, Pohjoismainen Porontut-  
kimuselin (NOR) & Landbruksforlaget  
1977, sivut 19-30.
- den Herder, M., Kytöviita, M.-M. &  
Niemelä, P. 2003. Growth of reindeer li-  
chens and effects of reindeer grazing on  
ground cover vegetation in a Scots pine  
forest and a subarctic heatland in Finn-  
ish Lapland. – Ecography 26: 3-12.
- Frøslie, A., Haugen, A. & Norheim,  
G. 1986. Levels of cadmium in liver and  
kidneys from Norwegian cervides. –  
Bulletin of Environmental Contamina-  
tion and Toxicology 37: 453-460.
- Heikkinen, R. K. 1997: Patterns of  
species richness and distributions of vas-  
cular plant species at the mesoscale in the  
Kevo nature reserve, northern Finland.  
– Academic dissertation. University of  
Turku, Department of Biology, 50 s.
- Heikkinen, R. K. & Kalliola, R. J.  
1989: Vegetation types and map of the  
Kevo nature reserve, northernmost Fin-  
land. – Kevo notes 8: 1–39.
- Hirvi, T. & Venäläinen, E-R. 2000.  
Uusia tutkimussuunnitelmia lihan ras-  
kasetallipitoisuuksista. – Ympäristö ja  
Terveys 31(3): 22-24.
- Jaakkola, L., Helle, T., Soppela, J.,  
Kuitunen, M. & Yrjönen, M. 2006. Ef-  
fects of forest characters on the abun-  
dance of alectorial lichens in northern  
Finland. – Can. J. For. Res. 36: 2955-  
2965.
- Johansen, B. & Karlsen, S.R. 2002.  
Finnmarksvidda – changes in lichen  
cover 1987-2000. – Rangifer, Report  
No. 6: 65-66.
- Kiviranta, H., Korhonen, M., Halli-  
kainen, A. & Vartiainen, T. 2000. Kalo-  
jen dioksiinien ja PCB:iden kulkeutumi-  
nen ihmiseen. – Ympäristö ja Terveys  
31(3): 65-69.
- Kojola, I., Aikio, P. & Helle, T. 1993.  
Influences of natural food resources on  
reindeer husbandry in northern Lap-  
land. – Research Institute of Northern  
Finland, Research report 116: 1-39.
- Korhonen, M. 2000. Kemikaalit ja  
kertymät. Ympäristömyrkyt sisävesien  
ja rannikon kaloissa. Ympäristölehden  
katsaus 7/2000, sivut 22-23.

Kumpula, J., Colpaert, A., Kumpula, T. & Nieminen, M. 1997. Suomen poronhoitoalueen talvilaidunvarat.- Kala- ja Riistaraportteja nro 93, 42 sivua., 11 liitettä, 34 karttaa.

Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 1999. Suomen poronhoitoalueen kesälaidunvarat. - Kala- ja Riistaraportteja nro 152, 40 sivua, 6 liitettä.

Kumpula, J., Norberg, H. & Nieminen, M. 2004a. Kesälaidunnuksen vaikutukset poron ravintokasveihin. Kesälaitumet ja porojen kunto. - Kala- ja Riistaraportteja nro 319, 46 sivua, 42 liitettä.

Kumpula, J., Colpaert, A., Anttonen, M. & Nieminen, M. 2004b. Poronhoitoalueen pohjoisimman osan (13 paliskuntaa) talvilaidunten uusintainventointi vuosina 1999-2003. - Kala- ja Riistaraportteja nro 303, 39 sivua, 20 liitettä, 14 karttaa.

Kumpula, J., Tanskanen, A., Colpaert, A., Anttonen, M., Törmänen, H., Siitari, J. & Siitari, S. 2009. Poronhoitoalueen pohjoisosan talvilaitumet vuosina 2005-2008. Laiduntilan muutokset 1990-luvun puolivälin jälkeen. – Riista- ja Kalatalous – Tutkimuksia 2/2009. 44 s., 4 liitettä.

Kuusinen, M. & Jukola-Sulonen, E.-L. 1987. Litterfall of epiphytic lichens and changes in species composition at four *Pinus sylvestris* –stands in Finland. Symposium on the Effects of Air Pollution on Forest Ecosystem, Oulu, 11-12 December 1986. *Aquilo*, 25: 83-89.

Kärenlampi, L. & Kytöviita, M.-M. 1988. Kuinka nopeasti jäkälä kasvaa? – *Poromies* 1: 4-7.

Laine, K., Saari, E., Kemppainen, K., Pakonen, T., Havas, P., Lajunen, L., Perämäki, P. & Paama, L. 1993. Lapin met-

sämarjojen raskasmetallipitoisuudet. – *Ympäristö ja Terveys* 24(7-8): 443-449.

Lapin Ympäristön Tila 2008. Lapin ympäristökeskus, 8 s.

Lodenius, M. 1993. Maaperän koonneet raskasmetallipitoisuudet ja niiden kulkeutuminen ravintoketjuun. – *Ympäristö ja terveys* 24(7-8): 411-414.

Lodenius, M., Seppänen, A. & Heranen, M. 1983. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. *Water, Air and Soil Pollut.* 19: 237-246.

Mannio, J. 2001. Responses of headwater lakes to air pollution changes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* 18, 48 pp.

Mannio, J., Suortti, A.-M. & Örn, M. 2002. Mercury and organochlorine contaminants in freshwater fish in Lapland, Finland. Second AMAP Symposium on Environmental Pollution of the Arctic, Rovaniemi, Finland, October 1-4, 2002. *Extended abstracts*, 3 p.

Mattila, E. 1981. Survey of reindeer winter ranges as a part of the Finnish national forest inventory in 1976-1978. *Seloste: Porojen talvilaitumien arviointi osana valtakunnan metsien inventointia Suomessa 1976-1978.* – *Comm. Inst. For. Fenn.* 99(6): 1-74.

Mattila, E. 2004: Porojen eräiden ravintokasvien esiintyminen poronhoitoalueella Kainuun merkkipiirissä ja poronhoitoalueen ulkopuolisella alueella Kainuussa 2002-2003 –vertaileva tutkimus aluetasolla. – *Metsäntutkimuksen tiedonantoja* 930, 42 s.

Mattila, E. 2006a. Porojen talvilaitumien kunto Ylä-Lapin paliskunnissa vuonna 2004. – *Metlan työraportteja* 28, 54 s.

Mattila, E. 2006b. Porojen talvilaitumien kunto poronhoitoalueen etelä- ja keskiosien merkkipiireissä 2002-2004 ja kehitys 1970-luvun puolivälistä alkaen. – Metlan työraportteja 27, 76 s.

Mattila, E. & Mikkola, K. 2008. Laiduntunnukset poronhoitoalueen etelä- ja keskiosien paliskunnissa. – Metlan työraportteja 27. s. 76.

Melanen, M., Ekqvist, M., Mukherjee, A.B., Aunela-Tapola, L., Verta, M. & Salmikangas, T. 1999. Raskasmetallien päästöt ilmaan Suomessa 1990-luvulla. Suomen ympäristökeskus.

Metla, MetInfo 2012. Metsien terveys: Raskasmetalli- ja typpilaskeuma. Elektroninen julkaisu. Lähde: <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm> (Viitattu 2.10.2012)

Myking, T., Aarrestad, P.A., Derome, J., Bakkestuen, V., Bjerke, J.W., Gytarsky, M., Isaeva, J., Karaban, R., Korotkov, V., Lindgren, M., Lindroos, A-J., Røsberg, I., Salemaa, M., Tømmervik, H. & Vassilieva, N. 2009. Effects of air pollution from a nickel-copper industrial complex on boreal forest vegetation in the joint Russian-Norwegian-Finnish border area. – *Boreal Environment Research* 14: 279-296.

Nakari, T., Suortti, A.-M. & Järvinen, O. 2002. Suomen ympäristökeskuksen sisä- ja rannikkovesien ympäristöseurannan tulokset seurantakaudelta 1997-1999. 37 s.

Niemi, A., Venäläinen, E.-R., Hirvi, T. & Valtonen, M. 1993. Heavy metals in muscle, liver and kidney from Finnish elk in 1980-81 and 1990. – *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 834-841.

Nieminen, M. 1987. Porot ja säteily. – Lapin Tutkimusseuran vuosikirja XXVIII: 37-50.

Nieminen, M. 1989. Kivennäisaineet ihmisen ja eläinten ravitsemuksessa. – *Poromies* 56(1): 26-36.

Nieminen, M. 1994. Meat production and chemical composition of the reindeer meat. - In: Van Hoven, W., Ebedes, H., Conroy, A. (eds.), *Wildlife Ranching: A celebration of Diversity, Proceeding of the 3rd International Wildlife Ranching Symposium, October 1992, Pretoria, South Africa*, pp. 196-205.

Nieminen, M. 2006. Porojen ruokinta. - *Poromies* 73(4):23-27.

Nieminen, M. 2007a. Rüttääkö poroille jäkälää ja luppoo? - *Poromies* 74(1): 49-54.

Nieminen, M. 2007b. Poronlihan hyvä koostumus. - *Poromies* 74(5): 18-20.

Nieminen, M. 2008. Mires as Reindeer Pastures. In: Finland-Finland. Research and sustainable utilisation of mires and peat, pp. 132-136. Korhonen, R., Korpela, L. and Sarkkola, S. (eds.). Suoseura ry, Maahenki Oy 2008, 288 pp.

Nieminen, M. 2010. Porojen talvilaidunten käyttö ja kunto Pohjois-Suomen luonnonsuojelu- ja erämaa-alueilla. – *Riista- ja Kalatalous – Tutkimuksia* 3/2010, 36 s.

Nieminen, M. 2012. Porojen liikennekuolemat vuosina 2005-2011 – Pahimmat kolaripaliskunnat ja tieosuudet. - *RKTL:n työraportteja* 1/2012, 85 s.

Nieminen, M. & Szilagyi, M. 1988. Serum enzyme activities in reindeer. - *Rangifer, Special Issue No. 2*: 68-70.

Nieminen, M. & Heiskari, U. 1989. Diets of freely grazing and captive rein-

deer during summer and winter. - *Rangifer* 9(1): 17-34.

Nieminen, M. & Lodenius, M. 2000. Poronjäkälien ja luppojen kivennäis- ja hivenainepitoisuudet Suomen poronhoitoalueella ja Kuolassa sekä Keski-Suomessa Salamajärven kansallispuistossa. - Kirjassa: Ympäristö ja tutkimus Ylä-Lapissa 1990-luvulla, Elina Stolt (toim.), Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 30: 95-104.

Nieminen, M., Kumpulainen, J. & Timisjärvi, J. 1988: Selenium, cadmium and lead content in semi-domesticated reindeer (*Rangifer t. tarandus* L.) meat, liver and kidney samples in Finland.- VI World Conference of Animal Production, Helsinki, Finland 27.6.- 1.7.1988, p. 710.

Norberg, H., Maijala, V. & Nieminen, M. 1995. Mitkä kasvit maistuvat poroil- le? - *Poromies* 61(1): 17-24.

Rintala, R., Venäläinen, E-R. & Hirvi, T. 1995. Heavy metals in muscle, liver and kidney from Finnish reindeer in 1990-91 and 1991-92. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 158-165.

Ruokojärvi, P., Laaksonen, S., Suutari, A. Kiviranta, H. & Vartiainen, T. 2007. Levels of PCDD/Fs and PCBs in reindeer – first results of the study of POPs in reindeer food chain. - *Organohalogen Compd* 69: 2319-22.

Rühling, Å. & Steinnes, E. (eds.) 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. *Nord* 15, 67 p.

Rühling, Å., Steinnes, E. & Berg, T. 1996. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe 1995. *Nord* 1996: 37, 46 p.

Salmi, A. & Hirn, J. 1981. The cadmium content of muscle, liver and kid-

ney from Finnish horse and reindeer. - *Fleischwirtschaft* 8: 4-5.

Saxén, R., Hänninen, R., Ilus, E., Sjöblom, K-L., Rantavaara, A. & Rissanen, K. 2003. Radioaktiiviset aineet ja ravinto. Luku 6. Kirjassa: Säteily ympäristössä. Pöllänen R. (toim.) Säteily- ja ydinturvallisuus -sarja, osa 2. Karisto, Hämeenlinna 2003: 200-243.

STUK 2012. Pieniä määriä Fukushimasta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia löytyy Suomen metsistä. - *Ympäristö ja Terveys* 2012 (1).

Suutari, A., Ruokojärvi, P., Hallikainen, A., Kiviranta, H. & Laaksonen, S. 2009. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) and wild moose (*Alces alces*) meat in Finland. - *Chemosphere* 75: 617-622.

Suutari, A., Hallikainen, A., Ruokojärvi, P., Kiviranta, H., Nieminen, M. & Laaksonen, S. 2012. Persistent organic pollutants in Finnish reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) and moose (*Alces alces*). - *Acta Veterinaria Scandinavica* 2012, 54(Suppl. 1): s11.

Tikkanen, E. (toim.) 1995. Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Cummerus Kirjapaino. Jyväskylä 1995, 232 s.

Vartiainen, T., Mannio, J. & Strandman, T. 1996. Concentrations of PCDDs, PCDFs and coplanar PCBs in fish from subarctic lakes in Finland. *Organohalogen Compounds*, Vol. 25, Amsterdam, Aug. 12-16.1996.

Weladji, R.B., Klein, D.R., Holand, Ø. & Myrsterud, A. 2002. Comparative response of *Rangifer* and other northern

ungulates to climatic variability. – Rangifer, 22(1): 29-46.

Venäläinen, E-R. 2001. Raskasmetallipitoisuudet hirven lihassa, maksassa ja munuaisissa. – Metsästäjä (1): 31-32.

Venäläinen, E-R. 2007. The levels of heavy metals in moose, reindeer and hares – the results of twenty years monitoring. Eviron tutkimuksia. ISBN 952-5662-68-3.

Venäläinen, E-R., Niemi, A. & Hirvi, T. 1996. Heavy metals in tissues of hares in Finland 1980-82 and 1992-93. – Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56: 251-258.

Venäläinen, E-R., Kilpi, M., Hirvi, T. & Hallikainen, A. 1999. Kemiallisten saastutuslähteiden vaikutus elintarviketurvallisuuteen; naudan ja sian kadmium- ja lyijypitoisuudet Suomessa alueellisesti. Helsinki. Elintarviketurvaston tutkimuksia 1/1999, 16 s.

Verta, M., Rissanen, J., Porvari, P. & Jälkö, L. 2002. Elohopean seuranta kalastossa. Väkiraportti 25.4. 2002, moniste.

Vuorinen, P., Vartiainen, T. & Keinänen, M. 1997. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in salmon (*Salmo salar* L.) from the southern Baltic Sea and the Arctic Tenojoki River. In: Vartiainen, T. & Komulainen, H. (eds.). 7<sup>th</sup> Nordic Symp. on Organic Pollutants, Kuopio Univ. Publ. C. Natural and Environmental Sciences 68: 104-107.

Väre, H., Ohtonen, R. & Mikkola, K. 1996. The effects and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic pine heaths in northeastern Fennoscandia. – Ecography 19: 245-253.



## Acta Lapponica Fenniae

1. Lapin kivennäisvarat / Herman Stigzelius, Pentti Ervamaa, 60 s., 1962.
2. Schefferus, Johannes: Lapponia, 1674. Suom. Tuomo Itkonen, 492 s., 1963. Alkup. Acta Lapponica 2.
3. Settlement and economic life in the district of the Lokka reservoir in Finnish Lapland / Jaakko Havukkala, 46 s., 1964.
4. Bedrock and its influence on the topography in the Lokka-Porttipah-ta reservoir dis trict, Finnish Lapland / Heikki Niini, 54 s., 1964.
5. An investigation of reindeer hus-bandry in Finland / Reijo Helle, 66 s., karttal., 1966.
6. Some contributions to the ques-tion of Dutch traders in Lapland and Russia at the end of the sixteenth cen-tury / Jorma Ahvenainen, 53 s., 1967.
7. Über die regionale Differnezierung der Landwirtschaft im Län Lappland / Uuno Varjo, S. 346-364, 1968; Erip.: Ac-ta geographica 20, n:o 24.
8. Lapin ilmastokirja = Climate of Lapland, . 94 s., 1974.
9. Lapin tutkimuspoliittinen ohjelma / toim. Jukka Yliniemi ja Olli Saasta-moinen, 115 s., 1975.
10. Lapin kasvivarat = Plant resourc-es in Lapland / toim. Paavo Kallio, 141 s., 1978.
11. Lapin tutkimusyksiköt = Rese-arch in Finnish Lapland / toim. Aulis Ritari, 47 s., 1982.
12. Geologinen Pohjois-Suomi / julk.: Lapin tutkimusseura r.y., toim. Ah-ti Silvennoinen, 100 s., 1984.
13. Lapin tutkimus tänään : Lapin tut-kimussyksiköt tutkimuksen eri aloilta / toim. Seppo Aho ja Tiina Keränen, 72 s., 1986.
14. Kultasymposiumi 12.-13.8.1987, Tankavaara, Sodankylä = Gold sympo-sium 12.- 13.8.1987 Tankavaara, Sodan-kylä / toim. Ilkka Härkönen, 72 s., 1988.
15. Lapin metsäkirja / toim. Olli Saastamoinen ja Martti Varmola, 199 s., 1989.
17. Lapin tutkimuspoliittinen ohjel-ma / Marja Mäkinen, 54 s., 1994.
18. Lapin tutkimusyksiköt : toiminta, resurssit ja tulevaisuus / Aulis Ritari ja Veli-Matti Kaihua, 61 s., 1994.
19. Lapin tutkimusseura 1959-1999 / toim. Heikki Annanpalo, 54 s., 1999.
20. Kuolan niemimaalla käyneiden suomalaisten tiedemiesten matkakerto-muksia / Leif Rantala, 118 s., 2008.
21. Mikä Lappi on ja mikä siitä voi tulla? / toim. Pertti Sarala, Pasi Lehmus-pelto ja Leena Suopajärvi, 83 s., 2009.
22. Ylä-Lapin metsien käytön ristirii-dat – näkökulmia kestäväään käyttöön / toim. Mikko Hyppönen, Sirkka Tapani-nen ja Pertti Sarala, 47 s., 2010.
23. Lokka muutosten näyttämönä / toim. Leena Pyhäjärvi, Maria Hakkarai-nen, Timo Helle, Seija Tuulentie, Mervi Autti ja Pertti Sarala, 80 s., 2011.

Lappi ja sen ainutlaatuinen luonto ovat maailmanlaajuisesti tunnettu käsite. Puhtaaksi mielletty Lappi halutaan pitää puhtaana ja puhtauden mielikuvaa hyödynnetään monipuolisesti niin markkinoinnissa kuin elinkeinotoiminnassa. Luontaisen puhtauden tietämys on kuitenkin helposti mielikuvien varassa sillä tutkimukseen perustuvan, yleistajuisen tiedon saatavuus on ollut rajallista. Eri tieteenalojen näkökulmasta Lapin luonnon vetovoima pohjautuu maahan, veteen ja ilmaan sekä niiden vuorovaikutukseen monipuolisen eliöstön ja kasvillisuuden kanssa ihmistä unohtamatta. Tämä Lapin tutkimusseuran ja LAPPI LUO-työohjelman yhteisesti julkaisema teos on asiantuntijoiden kokoama tietopaketti Lapin puhtaudesta ja se on tarkoitettu kaikille Lapin luonnosta kiinnostuneille.

ISBN 978-951-9327-62-4 (nid.)  
ISBN 978-951-9327-63-1 (PDF)  
ISSN 0457-1754