

**SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 12 | 2010**

Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä

– Ehdotus laatuohjelmaksi toimeenpanosta

**Matti Verta, Tommi Kauppila, Susan Londesborough, Jaakko Mannio,
Petri Porvari, Martti Rask, Kari-Matti Vuori ja Pekka J. Vuorinen**



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 12 | 2010

Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä

– Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta

**Matti Verta, Tommi Kauppila, Susan Londesborough, Jaakko Mannio,
Petri Porvari, Martti Rask, Kari-Matti Vuori ja Pekka J. Vuorinen**

Helsinki 2010

Suomen ympäristökeskus

Asiantuntijatyöryhmän kokoonpano:

Matti Verta,	Suomen ympäristökeskus
Tommi Kauppila,	Geologian tutkimuskeskus
Susan Londesborough,	Suomen ympäristökeskus
Jaakko Mannio,	Suomen ympäristökeskus
Martti Rask,	Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Kari-Matti Vuori,	Suomen ympäristökeskus
Pekka J. Vuorinen,	Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Kiitokset:

Anna Tornivaara	Geologian tutkimuskeskus
-----------------	--------------------------



S Y K E

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 12 | 2010
Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Taitto: Ritva Koskinen
Kansikuva: Jaakko Mannio

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

ISBN 978-952-11-3779-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

SISÄLLYS

1 Johdanto	5
2 Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn taustapitoisuudet pintavesissä	7
2.1 Virtavedet.....	7
2.2 Järvet.....	9
2.3 Rannikko.....	10
2.4 Vertailu Ruotsin vesistöissä ja rannikkoalueilla mitattuihin pitoisuuksiin.....	10
2.5 Paikalliset luontaisesti suuret metallipitoisuudet	11
2.6 Yhteenveto.....	14
3 Elohopean taustapitoisuudet ja ympäristölaatunormit pintavesissä	15
3.1 Veden elohopeapitoisuudet Suomessa	15
3.2 Laatu normin tiukentaminen pitoisuudelle vedessä	16
3.3 Kalojen elohopeapitoisuudet Suomessa	19
3.4 Ahvenen nykyinen elohopeapitoisuus Suomessa ja luonnontilaisen elohopeapitoisuuden määrittäminen.....	21
4 Pitoisuuksien pitkäaikaismuutosten seuraaminen eliöissä ja sedimentissä	26
4.1 Yleistä	26
4.2 Seurattavat aineet	26
4.3 Seurantajin valinta	27
4.4 Pitkäaikaismuutosten seurannan kohdentaminen	27
4.5 Seurannan ja tarkkailun kustannukset.....	30
5 Johtopäätökset	32
Lähteet	34
LIITE 1	36
LIITE 2	39
LIITE 3	41
LIITE 4	42
Kuvailulehdet	43

1 Johdanto

Ympäristöministeriö asetti 3.4.2009 työryhmän valmistelemaan ympäristölaatu- normeista vesipolitiikan alalla annetun direktiivin 2008/105/EY toimeenpanoa. Lain- säädäntötyön valmistelua tukemaan nimettiin asiantuntijaryhmä, jonka tehtävänä oli laatia ehdotukset mm (Liite 1):

- metallien; kadmiumin, lyijyn, nikkelin ja elohopean pintaveden taustapitoisuuksista,
- eliöstä, jonka elohopeapitoisuutta seurattaisiin,
- mahdollinen vaihtoehtoinen veden elohopean vedenlaatu- normi, joka vastaisi eliön ympäristölaatu- normia $20 \mu\text{g kg}^{-1}$, sekä
- pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien analysoimiseksi ja seuraamiseksi sedimenttiin ja/ tai eliöstöön kertyvistä direktiivin liitteen I A 14 eri aineesta.

Työryhmän tuli ehdotustaan laatiessaan järjestää tiedonvaihto Ruotsin ja Norjan viranomaisten kanssa ja ottaa huomioon mahdollisuuksien mukaan vastaavan ehdotuksen valmistelu näissä maissa. Työryhmän edustajat osallistuivat kahteen kokoukseen Tukholmassa (1.12.2008 ja 10.2.2010), joissa käytiin läpi eri pohjoismaiden näkökantoja ja sovittiin yhteisistä seuranta- eliöistä ja – menetelmistä. Eri pohjoismaat kokosivat maiden ahvenen elohopea- aineistot, jotka käsiteltiin yhdessä seurannan pohja- aineistona (Hedman ym. 2010). Työryhmä kutsui yhden lisäjäsenen ja käytti työssään myös joidenkin ryhmän ulkopuolisten henkilöiden työpanosta.

Vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) tavoitteena mm. ehkäistä pintavesien tilan heikkenemistä sekä saavuttaa pintavesien hyvä tila. Yhteisö- lainsäädännössä vahvistettuja laatu- normeja käytetään kemiallisessa luokittelussa hyvän tilan raja- arvoina. Haitallisten aineiden laatu- normit on annettu VPD:n johdannaisdirektiivissa, ns. ympäristölaatu- normidirektiivissä (2008/105/EY).

Meristrategiadirektiivi (2008/56/EY) ohjeistaa jäsenvaltioiden toimenpiteitä, jotka ovat tarpeen meriympäristön hyvän tilan saavuttamiseksi ja ylläpitämiseksi vuoteen 2020 mennessä. Ympäristön hyvää tilaa määritettäessä on huomioitava, että kalojen ja ihmisravintona käytettävien muiden meren antimien epäpuhtauksien pitoisuudet eivät ylitä yhteisön lainsäädännössä tai muissa asiaa koskevissa normeissa asetettuja enimmäispitoisuuksia. Meristrategiadirektiivin toimeenpano ei siten näytä tuovan, jo olemassa olevien yhteisö- lainsäädännössä säädettyjen normien lisäksi, muita kyseisten metallien ja yhdisteiden seurantaan vaikuttavia indikaattoreita tai laatu- normeja. Kuitenkin se tulee huomioida seuranta- järjestelmää luotaessa.

Ensimmäisellä vesienhoitosuunnitelmakaudella pintavesien tila on arvioitu haitallisten aineiden osalta hyväksi pääosassa vesistöjä. Kemiallinen tila on kuitenkin arvioitu hyvää huonommaksi useissa Pohjanmaan joissa, jotka sijaitsevat happamilla sulfaattimailla, ja joissa esiintyy mm. suuria kadmiumin pitoisuuksia. Suuria metallipitoisuuksia voi esiintyä paikallisesti myös mm. geologisista syistä.

Elohopealle, kadmiumille, lyijylle ja nikkelimille on asetettu ympäristölaatu- normidirektiivissä (2008/105/EY) ympäristölaatu- normit pitoisuutena vedessä (taulukko

1.1). Koska kolmelta yhdisteeltä (ml. elohopea) ei ole mahdollista taata suojaa sekundaaristen vaikutusten osalta pelkällä veden laatustandardilla, näille on lisäksi asetettu raja-arvot, joita kalojen, nilviäisten, äyriäisten ja muun eliöstön ravinnon ei tulisi ylittää (taulukko 1.2). Jos näille yhdisteille ei sovelleta eliöpitoisuuden laatumnormia, tulee tiukentaa annettua vesipitoisuuden arvoa, jotta saavutetaan vastaava suojelun taso.

Taulukko 1.1. Ympäristölaatumormit metalleille. Laatumormit viittaavat liukoiseen pitoisuuteen, joka määritetään suodattamalla 0,45 µm:n suodattimella tai jonkin muun vastaavan esikäsittelyn avulla.

	vuosikeskiarvo µg l ⁻¹		suurin sallittu pitoisuus µg l ⁻¹
	sisävedet	rannikkovedet	
kadmium	0,08	0,2	0,45
nikkeli	20	20	-
lyijy	7,2	7,2	-
elohopea	0,05	0,05	0,07

Taulukko 1.2. Ympäristölaatumormit eliöissä (2008/105/EY; artikla 3).

	µg kg ⁻¹ (tuorepainoa)
elohopea	20
heksaklooribentseeni	10
heksaklooributadieeni	55

Laatumormit määritetään ekotoksisuustestien tuloksista vesipuitedirektiivin ja EU-ohjeen mukaisesti. Tyypillisesti lyhyt- ja/tai pitkäaikaisista testeissä herkimmäksi havaitun eliön EC50- tai NOEC- arvo jaetaan arviointikertoimella. Jos testituloksia on saatavilla kolmelta eri ravintoketjutasolta (esim. levä, vesikirppu, kala), on käytetty arviointikerroin normaalisti 10. Metalleista on usein saatavilla runsaasti testituloksia, jolloin laatumormin määrittämiseen voidaan käyttää tilastollisia menetelmiä. Tilastollinen menetelmä olettaa luonnossa esiintyvien lajien herkkyiden olevan normaalisti jakautunut (EL 2010a).

Metallien laatumormeja sovellettaessa voidaan huomioida luontainen taustapitoisuus ($C_{\text{background}}$) lisäämällä se laatumormiin (ns. lisätyn riskin menetelmä). Luontainen taustapitoisuus vaihtelee etupäässä valuma-alueen ominaisuuksista riippuen. Laatumormi muodostuu taustapitoisuuden ja ekotoksisuustestituloksista määritetyn MPA-arvon (maximum permissible addition) summasta:

$$EQS = C_{\text{background}} + \text{MPA}$$

Vaihtoehtoisesti voidaan huomioida metallien biosaatavuus eliöille ns. BLM-mallinnuksen avulla. Biosaatavuuteen ja myrkyllisyyteen vaikuttavat veden fysikaalis-kemialliset tekijät: mm. pH, lämpötila, alkaliniteetti, orgaanisen aineksen ja suolojen määrä. Erityisesti liuenneella orgaanisella aineksella on suuri merkitys monien metallien biosaatavuuteen ja myrkyllisyyteen. Liuennut orgaaninen aines koostuu mm. humushapoista.

Luontaisella taustapitoisuudella tarkoitetaan käytännössä pitoisuutta, joka on hyvin vähäisessä määrin suurentunut ihmistoiminnan vaikutuksesta. Taustapitoisuuden arviointiin voidaan käyttää mm. aineiden pitoisuuksia luonnontilaisilla alueilla, pitoisuusprofileja sedimentissä ja rikastumiskertoimia, alkuaine- ja isotooppisuhteita sekä jakautumiskertoimia veden ja sedimentin välillä (AMPS 2004).

2 Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn taustapitoisuudet pintavesissä

2.1

Virtavedet

Aineiden taustapitoisuuksia joki- ja purovesissä selvitettiin ympäristöhallinnon perusseurannan vertailujokipaikoista ja Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) vuoden 1990 purovesikartoituksesta koottujen määritystulosten perusteella. Perusseurannan jokikohteet ovat painetarkasteluissa ja asiantuntija-arvioinneissa valikoituneita kohteita, joihin ei kohdistu merkittävää haja- tai pistekuormitusta. GTK:n puroaineiston kohteet edustavat 30 km² valuma-alueita, jotka valittiin rajaamalla ne mahdollisimman tarkasti 1:20 000- ja 1:50 000 mittakaavaisilta topografikartoilta (Tenhola ja Tarvainen, 2008, Lahermo 1996) (Liite 2). Vertailun vuoksi koottiin tuloksia myös viimeaikaisista maa- ja metsätalouden vesistövaikutusten toiminnallisista seurannoista (ns. MaaMet-seuranta)(Liite 3). Ympäristöhallinnon ja MMM:n MaaMet-seurannassa metallit on määritetty suodattamattomina pitoisuuksina, kun taas GTK:n aineisto perustuu 0,45 µm:n suodattimella suodatettuihin näytteisiin.

Vertailujokien osalta HERTTA-ympäristötietojärjestelmästä löytyi tutkittujen metallien määritystuloksia kaikkiaan 25 havaintopaikasta. Määritysten kokonaismäärä oli yli 1600 kappaletta, mutta jokikohtaiset määrityskerrat olivat hyvin vaihtelevia. Aineiston puutteena on myös se, että suuri osa havainnoista oli alle määritystarkkuuden; tilastollista käsittelyä varten annettiin näille havainnoille lukuarvoksi määrittäjäraja puolet pienempi arvo. Kohteet jaettiin myös jokityyppeihin, mutta aineiston puutteiden takia tässä esitellään karkeaa vertailua varten vain koko aineiston yli lasketut tilastolliset tunnusluvut.

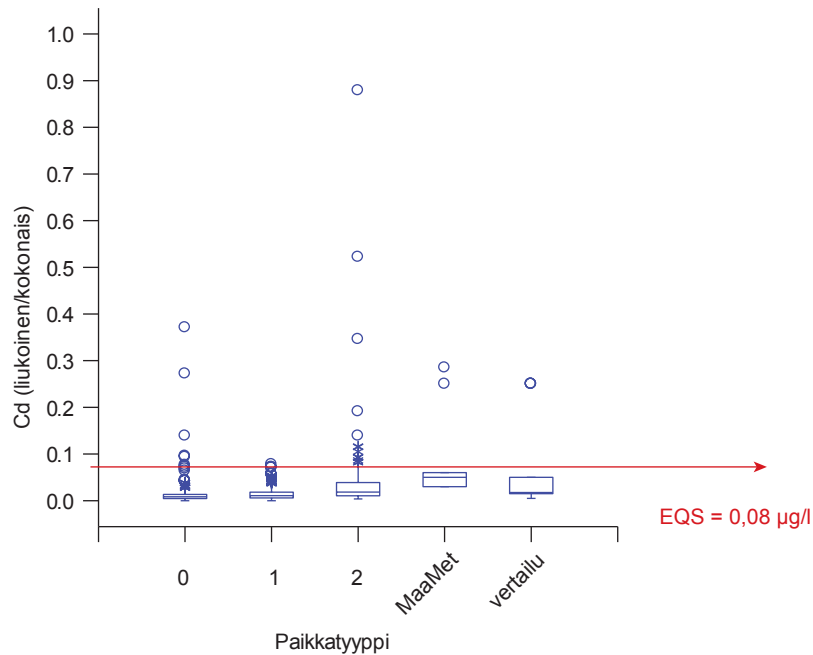
GTK:n puroaineisto koostui yhteensä 1026 purokohteesta, jotka jaettiin purotyyppeihin SYKEN tyypittelyohjetta soveltaen (kangas-/savimaiden purot: väri Pt mg l⁻¹ < 90, soiden osuus < 25 %; turvemaiden purot Pt > 90 mg l⁻¹, soiden osuus > 25 %). Taustatietojen puutteen takia ei savimaiden puroja pystytty erottamaan omaksi ryhmäkseen. Koska aiempien analyysien perusteella oli ilmeistä, että kadmiumin ja monen muunkin metallin osalta länsirannikon happamien sulfaattimaiden purovesissä pitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin useimmissa muissa GTK:n kartoituskohteissa, eroteltiin aineistosta kyseisten alueiden purot omaksi ryhmäkseen asiantuntija-arviona käyttäen kriteereinä sulfaatin ja/tai sähköjohtavuuden poikkeuksellisen suuria pitoisuuksia sekä valuma-alueen sijaintia.

MaaMet-seurantakohteiden osalta riittävästi metallihavaintoja oli käytettävissä noin yhdeksästä jokikohteesta. Näissä kohteissa oli sekä kangas-, savi- että turvemaiden jokityyppejä. Tässä tarkastelussa aineistoa ei kuitenkaan jaettu pienen havaintomäärän takia tyyppeihin. Sitä käytetään lähinnä antamaan kuvaa hajakuormitettujen jokien metallipitoisuuksista verrattuna pitoisuuksiin eri tyyppeissä vertailuissa ja -puroissa.

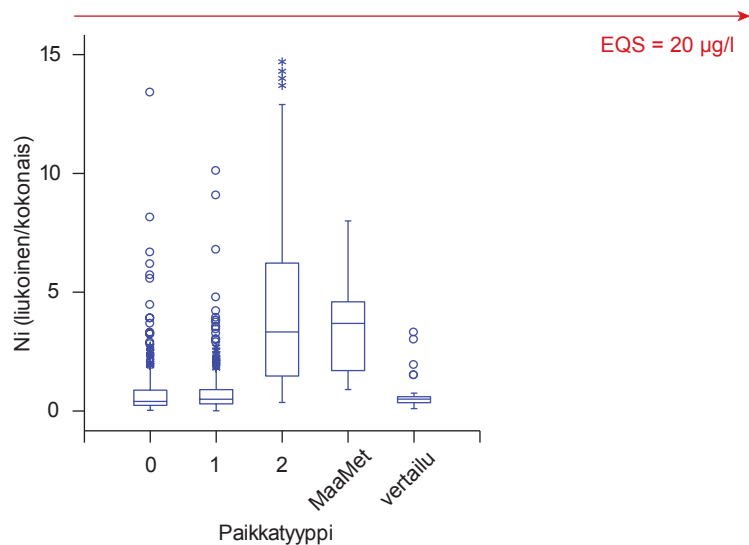
Alunamailla sekä maa- ja metsätalouden vaikutuksen alaisissa jokivesissä on pitoisuuksien vaihtelu huomattavan suurta verrattuna kangas- ja turvemaiden purojen pitoisuuksiin (kuvat 2.1-2.3). Myös enimmäispitoisuudet ovat huomattavan suuria.

Nikkelin ja lyijyn pitoisuudet jäävät laatu normipitoisuutta pienemmiksi. Sen sijaan kadmiumilla laatu normi ($0,08 \mu\text{g l}^{-1}$) ylittyy pienessä osassa kaikkia aineistoja.

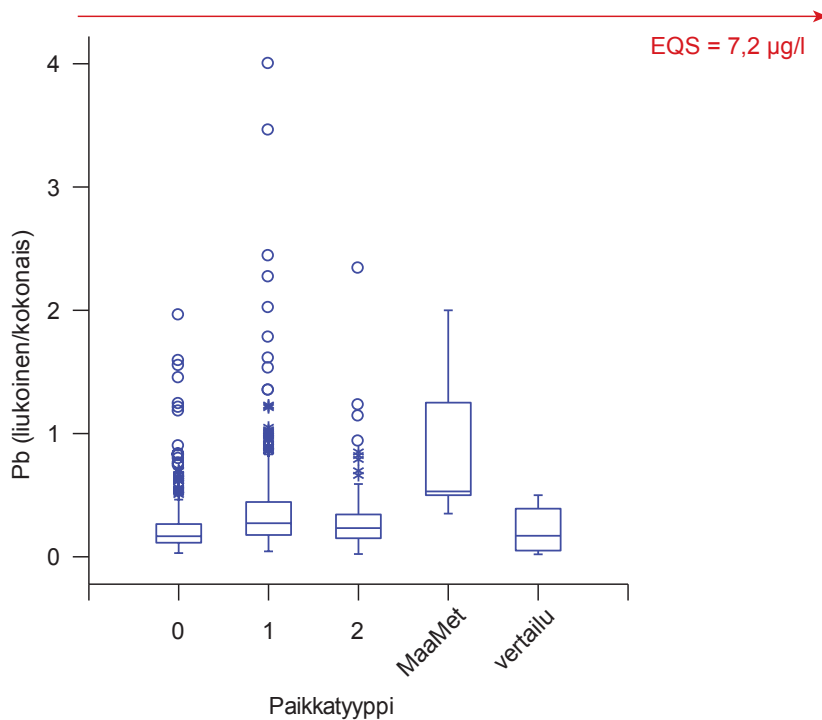
GTK:n purovesikartoituksen tulokset edustavat parhaiten luonnontilaisia kohteita, ja niitä ehdotetaan käytettäväksi taustapitoisuuksien määrittämiseen. Happamille sulfaattimaille voidaan käyttää turvemaiden tuloksia. Kadmiumilla on laatu normin ylityksiä erityisesti happamilla sulfaattimaille sijaitsevilla alueilla.



Kuva 2.1. Kadmiumin pitoisuusvaihtelu GTK:n purokartoitusaineistossa (0=kangas-/savimaiden (n=349), 1=turvemaiden (n=580), 2=happamien sulfaattimaiden kohteet (n=97), MMM:n hajakuormitusseurannan kohteissa (MaaMet) (n=9) sekä ympäristöhallinnon perusseurannan vertailujokikohteissa (n=36). Pitoisuudet: $\mu\text{g Cd l}^{-1}$ liukoisena (0-2) tai suodattamattomina pitoisuuksina (MaaMet- ja vertailupaikat), (Liitteet 2 ja 3).



Kuva 2.2. Nikkelin pitoisuusvaihtelu GTK:n purokartoitusaineistossa (0=kangas-/savimaiden (n=349), 1=turvemaiden (n=580), 2=happamien sulfaattimaiden kohteet (n=97), MMM:n hajakuormitusseurannan kohteissa (MaaMet) (n=9) sekä ympäristöhallinnon perusseurannan vertailujokikohteissa (n=25). Pitoisuudet: $\mu\text{g Ni l}^{-1}$ liukoisena (0-2) tai suodattamattomina pitoisuuksina (MaaMet- ja vertailupaikat), (Liitteet 2 ja 3).



Kuva 2.3. Lyijyn pitoisuusvaihtelu GTK:n purokartoitusaineistossa (0=kangas-/savimaiden (n=349), 1=turvemaiden (n=580), 2=happamien sulfaattimaiden kohteet (n=97), MMM:n hajakuormitusseurannan kohteissa (MaaMet) (n=8) sekä ympäristöhallinnon peruseurannan vertailujokikohteissa (n=27). Pitoisuudet: µg Pb l⁻¹ liukoisena (0-2) tai suodattamattomina pitoisuuksina (MaaMet- ja vertailupaikat), (Liitteet 2 ja 3).

2.2

Järvet

Aineiden taustapitoisuuksia järvivesissä selvitettiin pohjoismaisen järvikartoituksen tulosten perusteella (Skjelkvåle ym. 2001). Aineisto on valittu tilastollisella otannalla. SYKEN happamoitumisseurannan kohteita (143 järveä) ei ole otettu kuitenkaan mukaan, koska niissä voi olla suurentuneet pitoisuudet sekä ilmaperäisen laskeuman että maaperän ja pintavesien happamoitumisen vuoksi. Aineisto sisältää 463 järveä, jotka jaettiin väriluvun perusteella SYKEN tyypittelyohjetta soveltaen kolmeen luokkaan (Pt ≤ 30 mg l⁻¹, 30 – 90 mg l⁻¹, ≥ 90 mg l⁻¹). Tulokset on esitetty taulukossa 2.1.

Taulukko 2.1. Pohjoismaisen järvikartoituksen (1995) tulokset väriluvun perusteella jaoteltuna.

VÄRILUKU (mg l ⁻¹ Pt)	<30 vähähumuksiset	30 – 90 humuksiset	≥ 90 runsahumuksiset
Kadmium (µg l⁻¹) (laatonormi = 0,08 µg l⁻¹)			
Md	0,015	0,015	0,015
80%	0,015	0,015	0,015
Nikkeli (µg l⁻¹) (laatonormi = 20 µg l⁻¹)			
Md	0,29	0,34	0,46
80%	0,53	0,77	0,95
Lyijy (µg l⁻¹) (laatonormi = 7,2 µg l⁻¹)			
Md	0,04	0,14	0,38
80%	0,08	0,23	0,66

Pohjoismaisen kartoituksen perusteella kadmiumin, nikkelin ja lyijyn luontaiset pitoisuudet eivät ylitä ympäristölaatonormeja suomalaisissa järvissä.

Rannikko

Kadmiumin ja lyijyn pitoisuudet Itämeren pääaltaassa vaihtelevat välillä 0,010–0,030 µg l⁻¹ (taulukko 2.2). Vertailun vuoksi on esitetty myös Pohjois-Atlantilta mitattuja pitoisuuksia, sekä taulukossa 2.3 HERTTA-ympäristötietojärjestelmästä poimittuja tuloksia Suomen rannikkoalueilta.

Taulukko 2.2. Liukoisen metallin pitoisuudet Pohjois-Atlantissa ja Itämerellä µg l⁻¹.

	Pohjois-Atlanti	Itämeri
kadmium	0,004 (+-0,002) ¹	0,012-0,016 ² ; 0,010–0,020 ³
lyijy	0,007 (+-0,002) ¹	0,012-0,020 ² ; 0,010-0,030 ³

¹Kremling, K. & Streu, P. (2001); ²Pohl, ym. (2005); ³AMPS 2004

Taulukko 2.3. HERTTA – järjestelmästä poimitut rannikkoalueiden veden kadmiumin, lyijyn ja nikkelin mediaani- ja 80 prosenttipisteen pitoisuudet (2000-2008, vain plasma-MS:llä suodattamattomista näytteistä tehdyt tulokset, µg l⁻¹).

	Cd	Ni	Pb
Md	0,13	0,94	0,50
80%	0,25	1,9	0,85
n	104	608	104

HERTTA - järjestelmästä poimitut kadmiumin ja lyijyn pitoisuustulokset rannikolla ovat huomattavan suuria verrattuna näiden metallien pitoisuuksiin Itämerellä. Pitoisuudet ovat myös suurempia kuin sisävesissä. Suhteellisen suuret pitoisuudet johtunevat pääosin siitä, että näytteet edustavat likaantuneita alueita, pääosin satamia. Nikkelin pitoisuudet Itämeressä eivät oleellisesti poikkea pitoisuuksista sisävesissä. Nikkelin taustapitoisuudesta Itämeressä ei ole aiempaa arviota.

Rannikkovesien osalta ehdotetaan käytettäväksi kadmiumille ja lyijylle Itämeren pääaltaasta mitattuja pitoisuuksia. Nikkelille voitaisiin soveltaa samaa arvoa kuin sisävesissä. Laatunormin ylityksiä voi esiintyä erityisesti kadmiumilla, mutta vain likaantuneilla alueilla.

Vertailu Ruotsin vesistöissä ja rannikkoalueilla mitattuihin pitoisuuksiin

Ruotsissa on tehty selvitys sisävesien, rannikkoalueiden ja merialueiden metallien taustapitoisuuksista (Herbert ym. 2009). Raportissa tarkastellaan pitoisuuksia ns. tausta-alueilla, joihin ei ole kohdistunut pistemäistä kuormitusta. Mittausten lukumäärä on Ruotsissa huomattavasti Suomea suurempi, mikä on mahdollistanut tarkastelun osin alueittain ja vesistötyypeittäin. Sisävesien osalta vertailukelpoinen alue on Norrlandin sisämaa-alue (ekoregion 2), joka sijaitsee Pohjanlahden rannikkoalueen ja ylimmän puurajan välillä. Kadmiumin osalta näiltä alueilla mitatut pitoisuudet ovat hyvin lähellä Suomen vesistöistä järvien ja jokien sekä rannikkoalueiden vesille esitettyä taustapitoisuutta (taulukko 2.4). Nikkelin taustapitoisuudet ovat Suomen aineistossa hieman suuremmat kuin Ruotsissa. Tämä voi johtua sekä Suomen vesistöjen suuremmasta humuspitoisuudesta (esim. Skjelkvåle ym. 2001) että myös humuksen keskimäärin suuremmasta nikkelpitoisuudesta (GSF 2005a, b). Ruotsin ja Suomen vesistöjen lyijypitoisuudet ovat vähähumuksisia järviä lukuun ottamatta lähellä toisiaan.

Taulukko 2.4. Vertailu Suomen vesistöjen ja Ruotsin Norrlandin alueen vesistöjen ja rannikkoalueen raskasmetallien taustapitoisuuksien välillä. Ruotsin esittämät pitoisuudet edustavat 75 prosenttipistettä ja Suomen 75 tai 80 prosenttipistettä. Rannikkoalueen osalta on verrattu Ruotsin varsinaisen Itämeren rannikon metallien keskipitoisuutta ja Suomen tässä raportissa esittämää taustapitoisuutta.

	kadmium ($\mu\text{g l}^{-1}$) Ruotsi/Suomi	nikkeli ($\mu\text{g l}^{-1}$) Ruotsi/Suomi	lyijy ($\mu\text{g l}^{-1}$) Ruotsi/Suomi
Järvet			
Vähähumuksiset	0,015/0,015	0,28/0,53	0,57/0,08
Runsashumuksiset	0,026/0,015	0,36/0,95	0,85/0,66
Joet			
Vähähumuksiset/ kangasmaat	0,008/0,013	0,54/0,87	0,17/0,27
Runsashumuksiset/ turvemaat	0,015/0,018	0,29/0,90	0,34/0,44
Rannikkovedet	0,023/0,02	0,84/1,0	0,048/0,03

Paitsi humuspitoisuudesta ja vesistöjen kalkkipitoisuudesta johtuvia eroja, Ruotsissa havaitaan useilla metalleilla suurempia peruspitoisuuksia maan lounais- ja eteläosissa verrattuna Pohjois-Ruotsiin mukaan lukien ekoregio 2. Tämän esitetään pääosin johtuvan eteläisten alueiden suuremmasta ilmaperäisestä kuormituksesta erityisesti lyijyllä ja kadmiumilla (Herbert ym. 2009). Laskeuma-, sammal- ja sedimenttitutkimusten perusteella voidaan arvioida että vastaava tilanne on myös Suomessa (Kulmala ym. 1998, Poikolainen ym. 2004, Mannio 2001).

Metallien taustapitoisuuksissa Suomen ja Ruotsin vastaavien alueiden välillä ei näytä olevan olennaisia eroja Suomen lievästi suurempaa nikkelin pitoisuutta lukuun ottamatta.

2.5

Paikalliset luontaisesti suuret metallipitoisuudet

Vaikka vesipolitiikan puitedirektiivin ja sitä myötä ympäristölaatuunormeista annetun direktiivin 2008/105/EY yleinen tarkastelutaso on vesienhoitoalueittainen, tullaan laatuunormeja soveltamaan myös paikallisemmin, erilaisia pistemäisiä kuormituslähteitä tarkasteltaessa. Tällöin tarkasteltavaksi tulevat suuralueellisen vaihtelun lisäksi myös paikalliset luontaisesti suuret metallien taustapitoisuudet, jotka johtuvat useimmiten geologisista ja geokemiallisista tekijöistä. Luontaisesti suuria paikallisia taustapitoisuuksia saattaa olla perusteltua huomioida lisätyn riskin näkökulmasta, vaikka ne eivät välttämättä vaikuttaisikaan VPD:n mukaiseen vesistöjen luokitukseen. Suuralueellinen geokemiallinen vaihtelu tulee otetuksi huomioon koko maan kattavissa taustapitoisuusaineistoissa, joita kuvataan tämän raportin muissa kappaleissa.

Raporttia varten kerättiin tutkimustietoja viiden pienehkön malminetsintätyömaan ns. nykytilaselvityksistä. Kyseisten selvitysten tarkoituksena on kartoittaa alueen tila vertailukohtaan saamiseksi ennen kuin siellä aletaan ympäristöä muuttaviin toimiin. Tätä raporttia varten selvityksistä valittiin karttatarkastelujen perusteella purovesinäytepisteitä, joiden katsottiin sijaitsevan joko oletetun malmiesiintymän lähellä tai selvästi kauempana siitä (taulukko 2.5, kuva 2.4). Lisäksi koottiin aineisto kyseisissä tutkimuksissa otetuista järvivesinäytteistä (taulukko 2.6, kuva 2.4). Malmihavaintojen läheltä otettujen purovesinäytteiden voidaan katsoa edustavan mahdollisesti luontaisesti suuria metallipitoisuuksia. Yhteensä näitä esiintymän läheisyydestä otettuja

purovesinäytteitä oli kymmenen, kauempaa otettuja yhdeksän ja järvivesinäytteitä kahdeksan. Kaikki näytteet on suodatettu. Aineisto on koottu nykytilaselvityksistä ennen kaivostoimintaa. Taulukoihin on ryhmitelty malmion läheiset purovedet, tausta-aineistoksi kauempana mineralisaatiosta sijaitsevat purovedet sekä läheiset järvedet.

Taulukko 2.5. Kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja malminetsintäalueiden purovesissä.

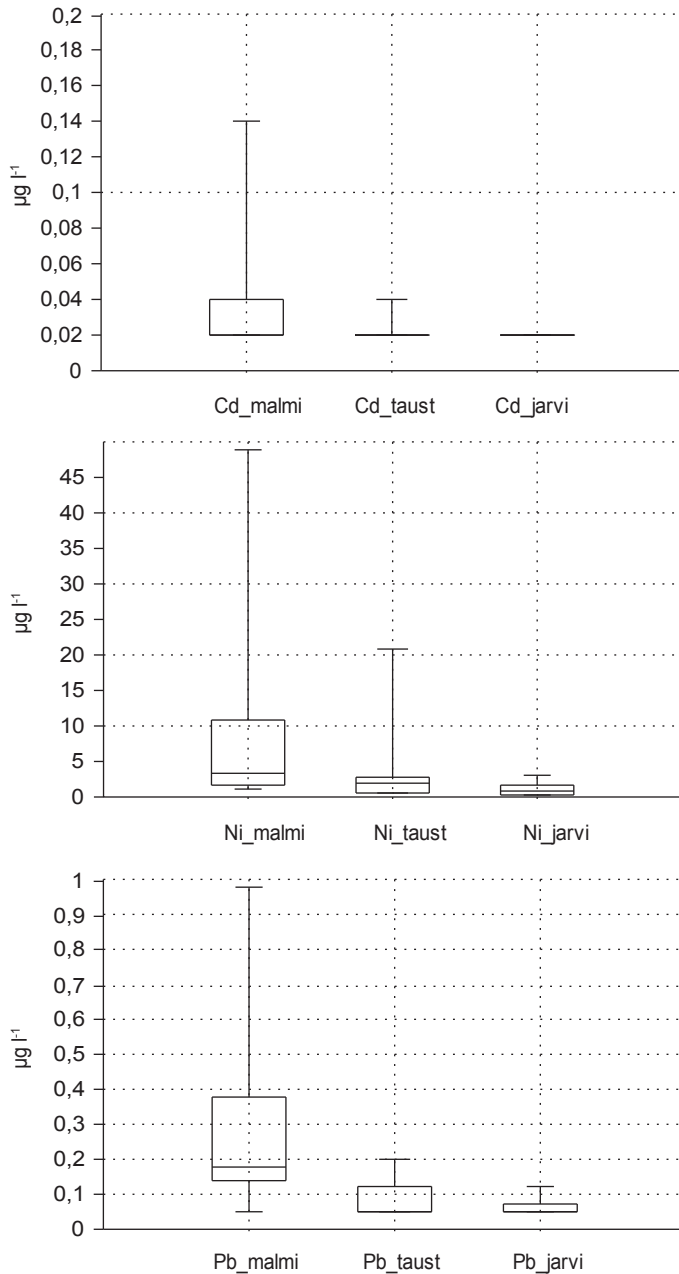
MALMI ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Cd	Ni	Pb	TAUSTA ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Cd	Ni	Pb
N	10	10	10	N	9	9	9
Min	0,02	1,17	0,05	Min	0,02	0,56	0,05
Max	0,14	48,90	0,98	Max	0,04	20,7	0,2
Mean	0,04	11,83	0,33	Mean	0,023	5,651	0,088
Std. error	0,012	5,322	0,106	Std. error	0,002	2,728	0,018
Variance	0,001	283,239	0,113	Variance	0,000	66,987	0,003
Stand. dev	0,038	16,830	0,337	Stand. dev	0,007	8,185	0,054
Median	0,02	3,31	0,18	Median	0,02	2,00	0,05
25 percentil	0,02	1,65	0,13	25 percentil	0,02	0,64	0,05
75 percentil	0,05	17,30	0,51	75 percentil	0,03	11,06	0,13
Geom. mean	0,029	5,180	0,219	Geom. mean	0,023	2,346	0,076

Taulukko 2.6. Kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja malminetsintäalueiden järvivesissä.

JÄRVI ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Cd	Ni	Pb
N	8	8	8
Min	0,02	0,33	0,05
Max	0,02	3,17	0,12
Mean	0,020	1,091	0,064
Std. error	0,000	0,355	0,009
Variance	0,000	1,009	0,001
Stand. dev	0,000	1,005	0,024
Median	0,02	0,70	0,05
25 percentil	0,02	0,35	0,05
75 percentil	0,02	1,76	0,07
Geom. mean	0,020	0,785	0,061

Tulosten perusteella varsin pienenkin metallirikkaan esiintymän lähistöllä voidaan purovedessä tavata paikallisesta taustasta kohonneita metallipitoisuuksia. Sama pätee muihinkin metallirikkaisiin kivilajeihin kuin varsinaisiin malmiesiintymiin, kuten mustaliuskeisiin. Nikkelin tapauksessa jotkut mitatut pitoisuudet ylittivät esimerkkitapauksissa myös laatumormin $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Läheisissä järvissä pitoisuudet eivät kuitenkaan olleet kohonneita.

Mustaliuskeet ovat Suomen kallioperässä verrattain yleinen kivilaji, joka voi aiheuttaa paikallisesti kohonneita luontaisia metallipitoisuuksia pintavesiin. Loukola-Ruskeeniemi ym. (1998) tutkimuksessa otettiin Sotkamon Talvivaaran mustaliuskealueelta 57 purovesinäytettä siten, että osa näytteistä otettiin puroista mustaliuskeen kohdalta, osa ympäröivältä gneissigraniitti tai kvartsiittialueelta. Tuloksia verrattiin myös Suomen purovesien mediaanikoostumukseen (Lahermo ym. 1996). Kadmiumin ja nikkelin mediaanipitoisuudet olivat korkeammat puroissa musta-



Kuva 2.4. Kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuudet puro- ja järvivesissä malminetsintäalueilla.

liuskekallioperän kohdalla kuin viereisellä gneissialueella tai koko Suomessa: Cd: 0,18/0,02/0,02 $\mu\text{g l}^{-1}$; Ni: 13/0,8/0,52 $\mu\text{g l}^{-1}$; Pb: 0,17/0,22,/0,23 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mustaliuske/gneissi/Suomi). Lyijyn mediaanipitoisuus oli mustaliuskealueen kohdalla alhaisempi kuin gneissialueella, mutta maksimipitoisuus mustaliuskeiden kohdalla oli siltäkin korkea: Cd: 0,54; Ni: 314; Pb: 1,59 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Suuralueellisen vaihtelun lisäksi Suomessa on kohteita, joissa metallien luontaiset pitoisuudet ovat geologisista syistä suuria. Tällaisissa kohteissa on perusteltua varata mahdollisuus kohdekohtaisen taustapitoisuusarvon määrittämiseen ja käyttämiseen.

Yhteenveto

Käsiteltyjen aineistojen perusteella kadmiumin, nikkelin ja lyijyn taustapitoisuuksiin Suomessa esitetään taulukon 2.7 arvoja. Kohteissa, joissa metallien luontaiset pitoisuudet ovat geologisista syistä suuria, on perusteltua varata mahdollisuus kohdekohtaisen taustapitoisuuden määrittämiseen.

Taulukko 2.7. 80 prosenttipisteiden perusteella määritetyt tyyppikohtaiset veden taustapitoisuuksien arviot ($\mu\text{g l}^{-1}$), MPA sekä summattu lopullinen EQS. HUOM! Taulukon 2.1 ja liitteen 2 pitoisuudet on muunnettu samaan tarkkuuteen kuin direktiivin ilmoittama laatustandardi.

	kadmium	nikkeli	lyijy
MPA (sisävedet)	0,08	20	7,2
Järvet			
vähähumuksiset (Pt \leq 30)	$0,02 + 0,08 = 0,1$	$1 + 20 = 21$	$0,1 + 7,2 = 7,3$
humuksiset (Pt 30 – 90)	$0,02 + 0,08 = 0,1$	$1 + 20 = 21$	$0,2 + 7,2 = 7,4$
runsashumuksiset (Pt \geq 90)	$0,02 + 0,08 = 0,1$	$1 + 20 = 21$	$0,7 + 7,2 = 7,9$
Joet			
kangas/savimaa	$0,02 + 0,08 = 0,1$	$1 + 20 = 21$	$0,3 + 7,2 = 7,5$
turve	$0,02 + 0,08 = 0,1$	$1 + 20 = 21$	$0,5 + 7,2 = 7,7$
EQS (merivesi)	0,2	20	7,2
Rannikko	$0,02 + 0,2 = 0,22$	$1 + 20 = 21$	$0,03 + 7,2 = 7,5$

3 Elohopean taustapitoisuudet ja ympäristönlautunormit pintavesissä

3.1

Veden elohopeapitoisuudet Suomessa

Joet

Suomessa elohopeapitoisuutta vedessä on seurattu järjestelmällisimmin osana HEL-COM velvoitetta jokien mereen kuljettamien ainemäärien arvioinnissa. Joet edustavat kaikki jossain määrin suoran jätevesikuormituksen vaikutuksen alaisia vesiä. Osaan joista (Kymijoki, Kokemäenjoki) on aikaisemmin kohdistunut erittäin suurta elohopeakuormitusta kloorialkaliteollisuudesta ja elohopean käytöstä limantorjunnassa puunjalostusteollisuudessa. Mittaustuloksia atomifluoresenssilaitteistoon perustuvalla analyysimenetelmällä on v. 2001 alkaen. Vuosina 2001 ja 2003 on joitakin yksittäisiä AA-EQS (0,05 µg l⁻¹) ja maksimiarvon ylityksiä (suodattamattomat näytteet). Ei kuitenkaan enää vuosina 2004-2009 (Taulukko 3.1). Nämä on mitattu suodattamattomista näytteistä.

Suppeammassa tutkimuksessa Kymijoella mitattiin kokonaiselohopean (suodattamaton näyte) ja liuenneen elohopean (suodatettu näyte) pitoisuuksia vuosina 2001-2002 (Verta ym. 2005). Siinä liukoisen elohopean pitoisuus oli keskimäärin 27 % (0,001 µg l⁻¹) kokonaispitoisuudesta (0,003 µg l⁻¹). Pääosa elohopeasta Kymijoessa kulkeutui kiintoainekseen sitoutuneena ja on lähtöisin likaantuneiden sedimenttien eroosiosta.

Taulukko 3.1. Eri tutkimuksissa ja seurannoissa mitattuja veden elohopeapitoisuuksia Suomessa. Tulokset on määritetty atomifluoresenssimenetelmällä.

	Näytteiden lukumäärä	Analyysivuodet	Mediaani µg l ⁻¹	80 % µg l ⁻¹	Max µg l ⁻¹	
Mereen laskevat joet	1402	2004-2009	0,003	0,005	0,038	SYKE seuranta
Kalaseurantajärvet – kaikki – humusjärvet – vähähumuksiset	42 17 6	2002	0,005 0,005 0,001	0,011 0,008 0,002	0,014	Hg kalaseuranta
Valkea-Kotinen	127	2003-2009	0,006	0,008	0,025	Integroitu seuranta
Iso Hietajärvi	27	2006-2009	0,001	0,002	0,004	Integroitu seuranta
Kuusikko ennen hakkuuta, Janakkala	37	1994-1997	0,008	0,010	0,020	Porvari ym. 2010
Kuusikko hakkuun jälkeen	159	1998-2008	0,011	0,014	0,025	Porvari ym. 2010
Mäntymetsä-suo valuma-alue	159	1998-2008	0,005	0,007	0,026	Porvari ym. 2010

Järvet

Järvien osalta elohopea ei ole sisällytynyt valtakunnallisiin seurantoihin. Taulukossa 10 on esitetty kalaelohopeaseurantajärvistä v. 2002 analysoidut elohopeapitoisuudet. Järvet edustavat referenssijärviä ja siten nykyisiä taustapitoisuuksia. Humusjärvissä elohopeapitoisuus on selvästi suurempi kuin vähähumuksisissa järvissä.

Pienet valuma-alueet ja purot

Luonnontilaisen ja humuspitoisen Valkea-Kotisen sekä pienten valuma-alueiden (ml. metsänhoitotoimenpiteiden vaikutuksia koskevat tutkimukset) pitoisuudet ovat olleet samaa suuruusluokkaa humusjärvien kanssa (taulukko 3.1, mediaani 0,005-0,008 $\mu\text{g l}^{-1}$). Vähähumuksisen Iso Hietajärven veden Hg-pitoisuus on selvästi pienempi. Metsänhakkuun (avohakkuu) jälkeen on havaittu elohopeapitoisuuden suurenemista. Ilmaperäinen kuormitus on lisännyt elohopean huuhtoutumista myös ns. luonnontilaisilta alueilta ja lähes kaikissa vesistöissä on maankäytöllä (lähinnä metsänhoitotoimenpiteet, erityisesti hakkuut ja maanmuokkaus) elohopeapitoisuutta kohottava vaikutus. Pitoisuuksia 0,001-0,003 $\mu\text{g l}^{-1}$ voidaan pitää lähellä luonnontilaa olevana alueilla, joilla ei ole erityistä elohopea-anomaliaa. Pienempi arvo edustaa vähähumuksisia ja suurempi arvo humuspitoisia (väri yli 90) pintavesiä. Luonnontilaisten pitoisuuksien voidaan arvioida olevan n. 50 – 75 % nykyistä pienempiä, sillä ihmisen toiminnasta aiheutuvan ilmaperäisen elohopeakuormituksen on arvioitu suurentaneen humuskerroksen Hg-pitoisuutta noin kolminkertaiseksi Etelä-Skandinaviassa (Johansson ym. 2001). Tämä suurentaa valumavesien elohopeapitoisuutta riippuen niiden humuspitoisuudesta. Järvisedimenttien pintakerroksen ja syvempien sedimenttikerrosten elohopean pitoisuusero antaa saman tuloksen ja on luonnontilaan nähden noin viisinkertainen Etelä-Skandinaviassa ja pohjoisillakin alueilla noin kaksinkertainen (Munthe ym. 2007).

Elohopean vedenlaatunormin ylitys on epätodennäköistä Suomessa myös vanhojen kuormitettujen vesistöjen kohdalla. Tausta-alueiden elohopeapitoisuudet ovat kohonneet erityisesti kaukokulkeutuman seurauksena ja maankäytöstä johtuen. Elohopean pitoisuus esim. metsäalueiden humuspitoisissa pienissä puroissa on yleisesti suurempi kuin isoissa reittivesistöissä ja joissa.

3.2

Laatunormin tiukentaminen pitoisuudelle vedessä

Direktiivin mukainen ohjeistus

Direktiivin mukaisesti, jos eliöstölle asetettua laatunormia ei sovelleta, on tiukentettava veden laatunormia (0,05 $\mu\text{g l}^{-1}$), jotta saavutettaisiin sama suojelun taso kuin eliöille asetettu 20 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Elohopean ympäristölaatunormin tietokortissa on kerätty tietoa kenttäkokeiden perusteella määritetyistä bioakkumulaatiokertoimista (BAF). Ne vaihtelevat huomattavasti, kuten myös niiden perusteella lasketut mahdolliset veden laatunormit (taulukko 3.2).

Taulukko 3.2. Eri bioakkumulaatiokertoimilla (BAF) lasketut veden laatunormit **metyylielohopealle** ($\mu\text{g l}^{-1}$) (EC 2005).

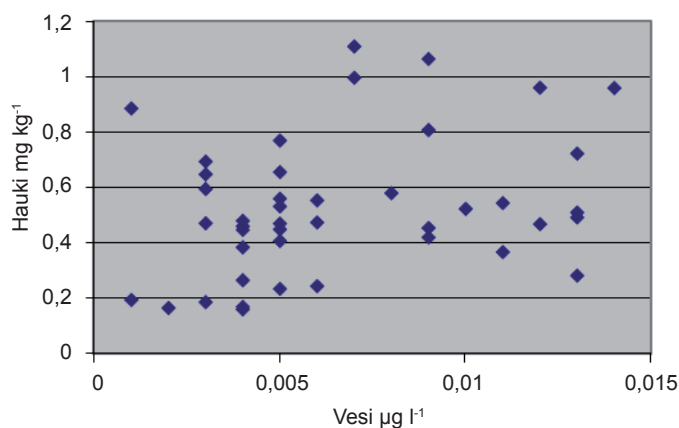
EQS – eliö $\mu\text{g kg}^{-1}$ tuorepaino	veden metyylielohopeapitoisuus eri BAF arvoilla $\mu\text{g l}^{-1}$		
	BAF=21 700	BAF=1 000 000	BAF=10 000 000
20	0,001	0,00 002	0,000 002

Ympäristölaatumormiohjeessa (EC 2005) todetaan mm.: ”Laatunormien muuttaminen pitoisuudesta eliössä pitoisuudeksi vedessä edellyttää biokonsentraatio-, bioakkumulaatio- ja biomagnifikaatioprosessien hyvää tuntemusta. Koska näiden prosessien hallintaan liittyy usein epävarmuuksia, on suositeltavaa määrittää eliöiden laatunormit pitoisuutena eliössä ja soveltaa niitä seuraamalla ympäristöpitoisuuksia eliöissä.” Tämä on ollut myös CSTE:n suositus (EC 2010a).

Näiden bioakkumulaatiokertoimien perusteella laatunormia pitoisuutena eliössä vastaava laatunormi pitoisuutena vedessä voisi vaihdella siten välillä 0,002 – 1 ng l^{-1} (0,000 002-0,001 $\mu\text{g l}^{-1}$) ja se olisi mitattava metyylielohopeapitoisuutena vedessä.

Tilanne Suomen vesistöissä

Kaloissa suurin osa elohopeasta on metyylielohopeaa. Tieteellisesti ei ole esitetty riittävän luotettavaa menetelmää, jolla voitaisiin arvioida kalan metyylielohopeapitoisuuden riippuvuus veden kokonaiselohopean pitoisuudesta. Käytävissä olevat mallit sisältävät huomattavia epävarmuuksia ja niiden soveltaminen vaatii runsaasti taustatietoja. Siten sen liukoisien kokonaiselohopeapitoisuuden määrittäminen erityyppisissä vesissä, joka takaisi pitoisuuden eliöissä jäävän alle $20 \mu\text{g kg}^{-1}$, on huomattavan vaikeaa. Lisäksi vesistön ominaisuuksista johtuen tämä vaihtelisi huomattavasti eri järvissä hyvinkin pienellä alueella. Esimerkkinä tästä on esitetty järviveden kokonaiselohopean ja samoista järvistä pyydettyjen haukien elohopeapitoisuuden välinen vertailu (Kuva 3.1).



Kuva 3.1. Hauen elohopeapitoisuuden suhde järviveden kokonaiselohopeapitoisuuteen 44 suomalaisessa referenssijärvessä (SYKE kalojen elohopeapitoisuuden seuranta-aineisto).

Kuvasta nähdään, että eri järvien kalojen elohopeapitoisuudet vaihtelevat runsaasti eivätkä riipu olennaisesti veden kokonaiselohopean pitoisuudesta. Lisäksi hauista niissä järvissä, joiden veden kokonaiselohopean pitoisuudet (suodattamattomat näytteet) ovat erittäin pieniä (0,001-0,005 µg l⁻¹), mitataan huomattavan suuria elohopeapitoisuuksia. Laatumnormi 20 µg kg⁻¹ (0,02 mg kg⁻¹) pitoisuutena eliöissä ylittyy kuvassa yleensä vähintään kymmenkertaisesti.

Kalan ja veden elohopeapitoisuuksien vähäiseen riippuvuuteen on useita syitä:

- 1) Vesieliöissä elohopea esiintyy pääosin metyylielohopeana mutta vedessä muina elohopeayhdisteinä
- 2) Epäorgaaniset elohopeayhdisteet muuttuvat ympäristössä metyylielohopeaksi rikkiä pelkistävien bakteerien välityksellä ja tämä prosessi on riippuvainen ympäristön olosuhteista eikä niinkään elohopean määrästä
- 3) Vedessä metyylielohopeaa on yleensä vain joitakin prosentteja kokonaiselohopeasta
- 4) Metyylielohopea kertyy erittäin tehokkaasti eliöihin ja jo pieni ero veden metyylielohopeapitoisuudessa voi aiheuttaa huomattavia eroja eliöstössä.

Suomessa veden **metyylielohopeapitoisuuksia** on mitattu joissakin tutkimuksissa ja lähinnä pieniltä valuma-alueilta tulevassa vedessä sekä pienissä metsäjärvissä sekä joissakin tekoaltaissa sekä Kymijoessa. Niissä metyylielohopeapitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 0,01 ng l⁻¹ - 14 ng l⁻¹ (taulukko 3.3). Vuodenajasta ja olosuhteista riippuen pitoisuudet ovat vaihdelleet runsaasti samalta valuma-alueelta tulevassa vedessä sekä samassa järvessä. Suurimmat pitoisuudet on mitattu metsäjärvien happottomissa alusvesissä kesä- ja talvikerrostuneisuuden lopulla sekä avohakatulta valuma-alueelta tulevassa vedessä, ja ne ovat ylittäneet taulukon 3.2 laskennallisen ylä-arvion 0,001 µg l⁻¹ (1 ng l⁻¹).

Joissakin tutkimuksissa on ollut tuloksia sekä metyylielohopean pitoisuuksista vedestä että kaloissa. Kun metyylielohopeapitoisuus on vaihdellut jokialueilla välillä 0,01-0,52 ng l⁻¹ (Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki) ja metsäjärvissä välillä 0,05-3,8 ng l⁻¹ (neljä metsäjärveä Evon alueella), on kalojen pitoisuus ylittänyt eliöiden laatustandardin 20 µg kg⁻¹ kaikissa tapauksissa.

Taulukko 3.3. Eri tutkimuksissa mitattuja veden metyylielohopeapitoisuuksia Suomessa.

	ka tai Md ng l ⁻¹	vaihteluväli ng l ⁻¹	MeHg osuus %	Viite
purovedet (kivennäismaat)	0,18	0,03-0,68	3,9 (0,34-11)	Porvari ja Verta 2003
purovedet (kivennäis-suomaat)	0,30	0,06-1,18	6,5 (1,1-16,7)	Porvari ja Verta 2003
suovedet	0,77	0,20-3,8	19 (3,4-56)	Porvari ja Verta 2003
Kuusikko ennen hakkuuta	0,15	0,04-1,93		Porvari ym. 2010
Kuusikko hakkuun jälkeen	0,84	0,03-14		Porvari ym. 2010
Mäntymetsä-suo	0,35	0,04-1,02		Porvari ym. 2010
metsäjärvi pinta (kirkas)		0,05-0,31	3,7-30	Verta ym. 1995
metsäjärvi alusvesi, kirkas		0,07-2,95	7,7-82	Verta ym. 1995
metsäjärvi pinta (humus)		0,38-3,83	6,2-66	Verta ym. 1995
metsäjärvi alusvesi (humus)		1,9-6,0	25-89	Verta ym. 1995
Kemijoki		0,04-0,18	1,3-15	Porvari ja Verta 1998
Kokemäenjoki		0,01-0,52	0,9-6,5	Porvari ja Verta 1998
Kymijoki		<0,06-1,68		Salo ym. 2005

Käytettävissä olevan tiedon perusteella laatunormia pitoisuutena eliössä vastaava laatunormi pitoisuutena vedessä olisi siten todennäköisesti suuruusluokkaa tai alle $0,0001 \mu\text{g l}^{-1}$ ($0,1 \text{ ng l}^{-1}$) metyylielohopeaa, mikä ylittyy yleisesti suomalaisissa vesissä. Edellä mainituista syistä johtuen ei laatunormin määrittäminen kuitenkaan ole mahdollista käytössä olevilla tiedoilla.

3.3

Kalojen elohopeapitoisuudet Suomessa

Laatustandardi verrattuna eliöstön tasoon

Eliöstön osalta ehdotetulla raja-arvolla $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ ($0,02 \text{ mg kg}^{-1}$) pyritään erityisesti suojaamaan niitä vesieliöitä (nisäkkäät ja linnut), jotka käyttävät pääasiallisena ravintonaan kalaa (EC 2005). Arvoon $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ on päädytty kokeellisista tutkimuksista saadun NOEC-pitoisuudesta (non observed effect concentration) ($0,22 \text{ mg kg}^{-1}$) käyttäen arviointikerrointa 10, jolloin on pyöristäen päädytty pitoisuuteen $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ ($0,02 \text{ mg kg}^{-1}$) tuorepainoa kohti. NOEC on normaali luonnossa tavattava pitoisuus, joka ylittyy helposti etenkin isoilla petokaloilla mutta myös ravintoketjun alemmilla tasoilla. Arviointikertoimen käytöstä johtuen laatustandardin taso on siten n. kymmenesosa luonnossa kaloilla yleisesti esiintyvistä pitoisuuksista.

Taulukkoon 3.4 on koottu Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksia eri kalalajeille. Mittaukset on tehty kokonaiselohopeana, mutta kaloissa yleensä lähes kaikki elohopea on metyyli muodossa.

Tutkituissa aineistoissa ainoastaan silakan elohopeapitoisuudet ovat osassa aineistoa olleet alle laatustandardin. Kilohailista ja muikusta mitatut pienimmät elohopeapitoisuudet ovat laatustandardin suuruusluokkaa. Kaikista muista kalalajeista mitattu pienin elohopeapitoisuus ylittää raja-arvon ja joissakin kalalajeissa elohopean keskipitoisuus on yli kymmenen kertaa suurempi kuin esitetty raja-arvo. Lapin kaloissa elohopeapitoisuus on lievästi pienempi.

Huomattavaa on lisäksi, että ns. likaisilla vesialueilla (eli järvi- ja jokialueilla, joihin aikanaan on johdettu elohopeapitoisia jätevesiä) kalojen elohopeapitoisuudet kaloissa eivät ole suurempia kuin hajakuormitettujen järvien kaloissa. Jälkimmäiset ovat pääosin metsävaltaisilla valuma-alueilla (metsää tai suota keskimäärin yli 80 %) sijaitsevia järviä. Kuvassa 3.2 on esitetty hauen elohopeapitoisuuden kehittyminen n. 60 seuranta-alueella teollisuuden alapuolisissa vesissä 1960-luvun lopulta alkaen verrattuna metsäjärvien haukien elohopeapitoisuuteen. Teollisuuden alapuolisissa vesissä on tapahtunut huomattava pieneneminen haukien elohopeapitoisuudessa.

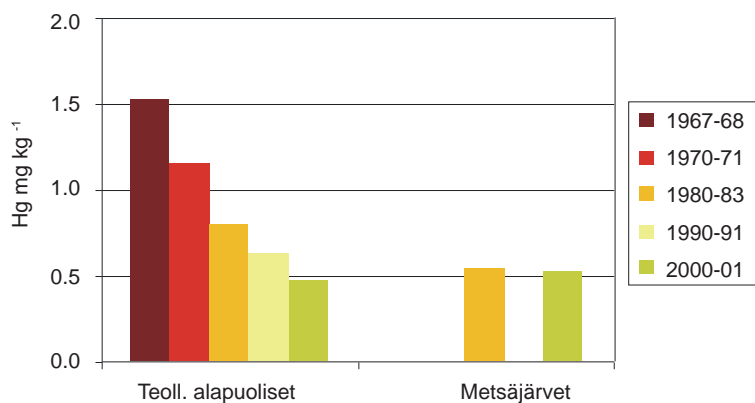
Muiden vesieliöiden kuin kalojen osalta uutta elohopeapitoisuustietoa on niukasti lähinnä erityistutkimusten tuottamana. Tämä tutkimusaineisto on yleensä ilmoitettu kuiva-ainetta kohti ja vertailu raja-arvoon on vaikeaa.

Pohjoismaisessa yhteistutkimuksessa kerättiin yhteen koko pohjoismainen elohopean laskeuma-, sedimentti- sekä kala-aineisto (Munthe ym. 2007). Aineiston perusteella arvioitiin ilmaperäisen laskeuman suurentaneen järvien elohopeakuormituksen Skandinaviassa noin nelinkertaiseksi verrattuna teollistumista edeltäneeseen aikaan. Vastaavasti suurimmat elohopeapitoisuudet kaloissa esiintyivät yleensä alueilla, joilla oli suurin laskeuma. Myös maaperästä ja humuspitoisuudesta johtuvia eroja havaittiin. Kalojen luontaista elohopeapitoisuutta ei arvioitu, mutta pääteltiin pitoisuuksien suurentuneen merkittävästi pääosin ilmaperäisestä kuormituksesta johtuen.

Elohopean kaukokulkeutumaa Euroopassa on onnistuttu pienentämään UNECE:n kaukokulkeutumissopimuksella. Sopimuksen toimeenpanon yhteydessä on arvioitu, että vielä v. 2000 ilmalaskeuman elohopeapitoisuus ylitti kalan elohopeapitoisuuden

Taulukko 3.4. Eri seurannoissa ja kartoituksissa 2000-luvulla mitattuja kalojen elohopeapitoisuuksia (mg kg⁻¹).

	N	vuodet	keskipit.	vaihteluväli	
Hauki					
likaiset alueet	274	2000-2002	0,47	0,1-1,41	SYKE seuranta, 2000-2002
hajakuormitetut	774	2000-2002	0,45	0,08 - 1,6	SYKE seuranta, 2000-2002
sisävedet	6	2001-2003	0,38	0,27 – 0,58	Evira 3/2004
rannikko	95	2000-2002	0,37	0,09-1,42	SYKE seuranta, 2000-2002
rannikko	6	2001-2003	0,40	0,15-0,85	Evira 3/2004
Lappi			0,33	0,1-1,10	SYKE AMAP-seuranta
Ahven					
likaiset alueet	69	2000-2002	0,37	0,09 - 1,47	SYKE seuranta, 2000-2002
hajakuormitetut	181	2000-2002	0,41	0,09 - 1,42	SYKE seuranta, 2000-2002
sisävedet	8	2001-2003	0,14	0,06 – 0,31	Venäläinen ym. 2004
rannikko	32	2000-2002	0,30	0,10 – 0,53	SYKE seuranta, 2000-2002
rannikko	9	2001-2003	0,14	0,06 – 0,31	Venäläinen ym. 2004
Lappi			0,20	0,10 – 0,37	SYKE AMAP-seuranta
Kuha					
sisävedet	6	2001-2003	0,30	0,22 - 0,37	Venäläinen ym. 2004
rannikko	4	2001-2003	0,11	0,06 - 0,18	Venäläinen ym. 2004
Made					
sisävedet	4	2001-2003	0,22	0,12 – 0,37	Venäläinen ym. 2004
rannikko	3	2001-2003	0,26	0,20 – 0,35	Venäläinen ym. 2004
Siika					
sisävedet	5	2001-2003	0,08	0,06 – 0,10	Venäläinen ym. 2004
rannikko	3	2001-2003	0,03	0,02 – 0,03	Venäläinen ym. 2004
Lappi			0,08	0,04 – 0,16	SYKE AMAP-seuranta
Lahna , sisäv.	6	2001-2003	0,06	0,04- 0,09	Venäläinen ym. 2004
Muikku , sisäv.	7	2001-2003	0,08	0,02- 0,14	Venäläinen ym. 2004
Nieriä , Lappi			0,07	0,04 – 0,44	SYKE AMAP-seuranta
Lohi	8	2001-2003	0,07	0,05 – 0,10	Venäläinen ym. 2004
Kampela	2	2001-2003	0,05	0,04 – 0,05	Venäläinen ym. 2004
Kilohaili	6	2001-2003	0,02	0,02 – 0,03	Venäläinen ym. 2004
Silakka	55	2001-2003	0,03	<0,005 – 0,11	Venäläinen ym. 2004



Kuva 3.2. Haukien elohopeapitoisuuden kehitys Suomessa teollisuuden alapuolisissa ja metsäjärvisissä (SYKE, seuranta-aineisto).

perusteella asetetun laskeuman kriittisen elohopeapitoisuuden suurimmassa osassa Skandinaviaa (Slootweg ym. 2005). Sopimuksen puitteissa EMEP arvio määräajoin eri sopimusosapuolten osuuksia päästöissä ja laskeumassa. Viimeisin arvio on vuodelta 2006 (Ilyin ym. 2008). Sen mukaan Suomen alueelle kaikista sopimusmaista (50 maata) peräisin oleva elohopealaskema oli 355 kg, josta Suomen omien päästöjen osuus oli 36 prosenttia. Vaikka muiden maiden päästöistä peräisin oleva elohopeakuorma on kotimaista suurempi, on omien päästöjen osuus laskeumassa huomattava. Toisaalta pääosa Suomen päästöistä kulkeutuu maan rajojen ulkopuolelle. Lisäksi osa Suomen maaperään kohdistuvasta elohopealaskemasta on luontaista taustakuormitusta, osa muista kuin sopimusmaiden päästöistä tullutta (mm. Yhdysvallat, Kiina) ja osa johtuu vanhojen päästöjen (jätealueet, vesistöt, maaperä) uudelleen haihtumisesta. Kaikkiaan 5-10 % Suomen elohopealaskemasta voidaan arvioida olevan peräisin kotimaisista päästölähteistä.

Kuten aiemmin on todettu, joissakin tutkimuksissa on havaittu veden metyylielohopeapitoisuuden huomattavaa kohoamista ja metyylielohopeakuormituksen lisääntymistä metsähakkuiden ja maan muokkauksen jälkeen. SYKEN Janakkalan tutkimusalueella kuormituksen kasvu on kestänyt tähän mennessä yli kymmenen vuotta, eikä olennaista vähenemistä ole tapahtunut (Porvari ym. 2003, 2010). Pohjoismaissa on karkeasti arvioitu, että metsähakkuut ja maan muokkaus voivat olla vastuussa noin 10-25 prosentista kalojen elohopeapitoisuudesta (Bishop ym. 2009).

Elohopean laatu­normi pitoisuutena eliössä, $20 \mu\text{g kg}^{-1}$, on huomattavan pieni verrattuna mitattuihin elohopeapitoisuuksiin kaloissa. Edes laatu­normin laskutavassa käytetyn arviointikertoimen jättäminen pois ei kaikkien lajien (petokalat) osalta muuttaisi tilannetta. Ekotoksikologisesti katsoen ei kuitenkaan ole perustelua vaatia arviointikertoimen poistamista, sillä nykyisin vallitsevissa elohopeapitoisuuksissa pystytään osoittamaan metyylielohopeasta johtuvia haitallisia vaikutuksia sekä kaloissa, vesilinnuissa että nisäkkäissä (Scheuhammer ym. 2007). Kaloissa havaitut vaikutukset ovat hormonaalisia vaikuttaen sukutuotteiden kehitykseen, mädintuotantoon, kutukäyttäytymiseen ja kudun onnistumiseen. Joillakin kalaa syövillä linnuilla (erityisesti kuikka) on havaittu lisääntymistuloksen huonontumista myös populaatioiden harvenemisena. Nisäkkäistä esimerkiksi minkissä, luonnon populaatioissa tai tarhattuna, on havaittu neurokemiallisia vaikutuksia elohopeapitoisuuksissa, joita nykyisin todetaan ravinnossa metyylielohopeapitoisuutena mitattuna.

Kalojen nykyinen elohopeapitoisuus ylittää noin kymmenkertaisesti eliöille asetetun laatu­standardin. Tämä johtuu osin kalojen luontaisesti suuremmista elohopeapitoisuuksista verrattuna laatu­standardiin ja osin kalojen elohopeapitoisuuden suurenemisesta ilmaperäisen elohopeakuormituksen sekä maankäytön (metsätaloustoimenpiteet) johdosta.

3.4

Ahvenen nykyinen elohopeapitoisuus Suomessa ja luonnontilaisen elohopeapitoisuuden määrittäminen

Ahvenen nykyinen elohopeapitoisuus

Alustavasti pohjoismaisissa kokouksissa on sovittu, että ahven on pääasiallinen indikaattori ja elohopean seurantakohte sisävesissä Ruotsissa ja Suomessa (katso luku 4.3). Direktiivi antaa mahdollisuuden seurantaorganismien luonnontilaisen elohopeapitoisuuden käyttöön laatu­standardia määritettäessä, jolloin direktiivin mukainen standardi $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ lisätään arviointuun ahvenen luonnontilaiseen pitoisuuteen. Koska

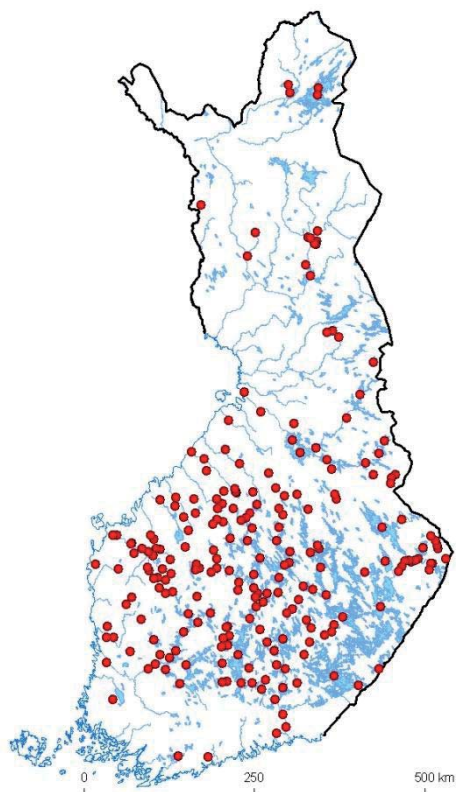
ahvenen elohopeapitoisuus vaihtelee huomattavasti vesistötyypeittäin, seuraavassa on käsitelty ahvenen elohopeapitoisuutta karkeasti järvityypeittäin.

Ahvenen nykyisen elohopeapitoisuuden arvioimiseksi kerättiin saatavissa oleva tieto pitoisuuksista SYKEN seurantatiedoista ja useista erillisistä tutkimuksista osana yhteispohjoismaista tutkimusta (Munthe ym. 2007, Hedman ym. 2010). Kuvassa 4.3 on esitetty tämän aineiston ahventen keruupaikat Suomessa. Aineisto kattaa varsin hyvin koko maan Lappia ja etelän rannikkoalueita lukuun ottamatta.

Aineistosta lasketut tunnusluvut on esitetty taulukossa 3.5. Aineistosta poistettiin yli 26 cm ja tai yli 250 g painavat yksilöt, jotta aineisto vastaisi mahdollisimman hyvin seurantaan valittavaa kalakokoa (ks. luku 4.3). Aineisto osoittaa myös monissa tutkimuksissa jo todetun havainnon, että ahvenen elohopeapitoisuus on suurempi humus- ja runsashumuksissa järvissä verrattuna kirkasvetisiin järviin. Runsaushumuksisten järvien ahventen elohopeapitoisuus oli keskimäärin yli kaksinkertainen vähähumuksisiin järviin verrattuna.

Taulukko 3.5. Koko ahvenaineistosta lasketut tunnusluvut (mg kg^{-1}).

	N	Min	Md	80%
Vähähumuksiset	238	0,04	0,17	0,35
Humusjärvet	155	0,03	0,23	0,36
Runsaashumuksiset	233	0,05	0,37	0,56
Koko aineisto	638	0,03	0,26	0,44
Lappi	44	0,03	0,20	0,29



Kuva 3.3. Ahvenaineisto järvien maantieteellinen sijainti

Periaate luonnontilaisen elohopeapitoisuuden arvioimiseksi

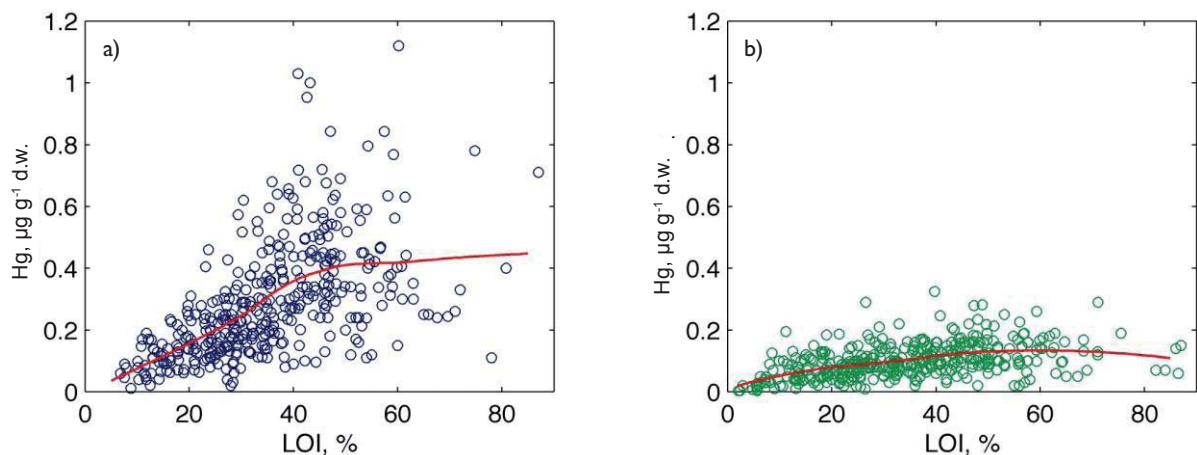
Elohopeapitoisuus korreloi orgaanisen aineen (humuksen) kanssa sekä vedessä, sedimenteissä että kaloissa. Kuvassa 3.4 on esitetty sedimentin elohopeapitoisuuden riippuvuus orgaanisesta aineksestä pohjoismaisessa vertailussa (Munthe ym. 2007).

Sedimentti 30 - 35 cm:n syvyydessä edustaa tyypillisissä järvissä 1700 - 1800 luvulla sedimentoitunutta ainetta ja siten varsin luonnontilaista tilannetta ennen ihmisen voimakasta vaikutusta. Kuva 3.4 osoittaa elohopean ja orgaanisen aineksen välisen suhteen muuttuneen historiallisesti niin, että elohopean ja orgaanisen aineen välinen kulmakerroin on pintasedimentissä n. neljä kertaa suurempi kuin syvemmillä. Tämä vastaa hyvin maan humuksen pintakerroksen elohopeapitoisuuden arvioitua suurenemista.

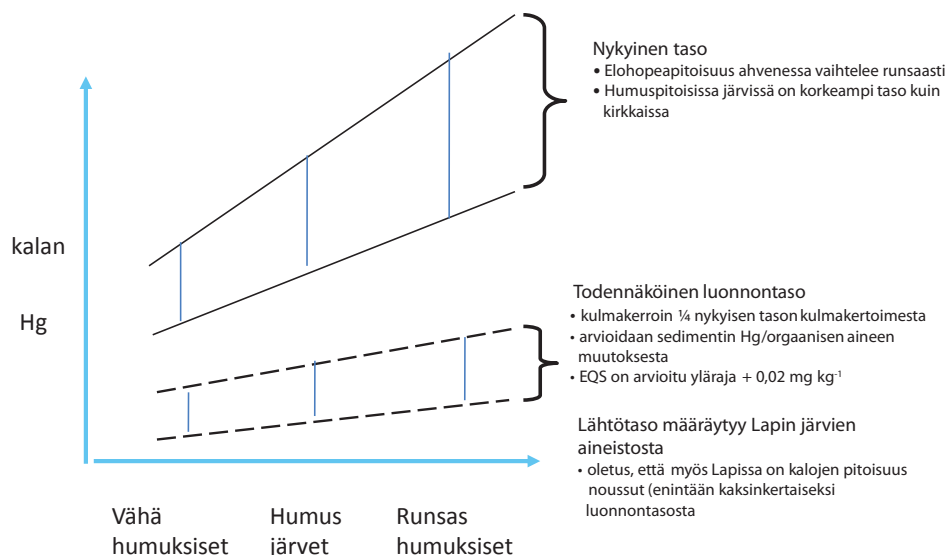
Jos oletetaan, että myös luonnontilassa järvien kalojen elohopeapitoisuus on riippunut järvien humuspitoisuudesta, voidaan havaittua kulmakertoimen muutosta nelinkertaiseksi käyttää hyväksi ja arvioida ahvenen elohopeapitoisuuden ja humuspitoisuuden välisen riippuvuuden luonnontilassa olleen yksi neljäsosa nykyisestä.

Kala-aineistojen mukaan pohjoismaiden pienimmät kalojen elohopeapitoisuudet mitataan Pohjois-Skandinaviassa (Munthe ym. 2007), minkä myös Suomen ahvenaineisto osoittaa. Kuitenkin myös siellä on arvioitu kalojen elohopeapitoisuuden jossain määrin suurentuneen ilmaperäisen elohopeakuormituksen nousun johdosta. On perusteltua olettaa, että nykyinen Lapin mediaanipitoisuus vastaisi varsin hyvin järvien kalojen suurimpia elohopeapitoisuuksia ennen ihmisen vaikutusta koko Suomessa. Vaikka alueellisia eroja on voinut olla ilmastollisista, geologisista ja maaperäominaisuuksista johtuen, niitä ei ole mahdollista arvioida numeerisesti.

Periaate ahvenen luonnontilaisen elohopeapitoisuuden arvioimiseksi on esitetty kuvassa 3.5. Tällä periaatteella ja käyttäen humuspitoisuusluokkien keskipitoisuuksia (vähähumuksiset, veden väri 15 mg Pt l⁻¹, humuspitoiset 60 mg l⁻¹ ja runsashumuksiset 120 mg l⁻¹) lasketut luonnontilaiset ahvenen elohopeapitoisuudet on ilmoitettu taulukossa 3.6. Koska nykyinen Lapin ahventen järviaineisto sijoittuu vedenlaadultaan luokkaan humuspitoiset, Lapin ahventen mediaanipitoisuus kuvaa koko Suomen humuspitoisten järvien kalojen luonnontilaisen elohopeapitoisuuden ylärajaa (80 prosenttipistettä).



Kuva 3.4. Sedimentin elohopeapitoisuuden riippuvuus orgaanisesta aineesta (Munthe ym. 2007). (a = pintasedimentti, b = sedimentti 30-35 cm:n syvyydessä, LOI = hehkutushäviö).



Kuva 3.5. Periaatekuva ahvenen luonnontilaisen elohopeapitoisuuden arvioimiseksi.

Taulukko 3.6. Nykyiset ahvenen elohopean mediaanipitoisuudet ja 80 prosenttipisteen pitoisuudet, arvioidut luonnontilaiset 80 prosenttipisteen pitoisuudet sekä lopullinen ahvenen laatustandardi eri humuspitoisissa järvissä (mg kg^{-1} tuorepainoa kohti).

	Vähä-humuksiset	Humus-pitoiset	Runsas-humuksiset
Nykyinen Md	0,17	0,23	0,37
Nykyinen 80%	0,35	0,36	0,56
Luonnontilainen 80%	0,18	0,20	0,23
Luonnontilainen 80% lisättyä MPA_{eliöstö}	0,20	0,22	0,25

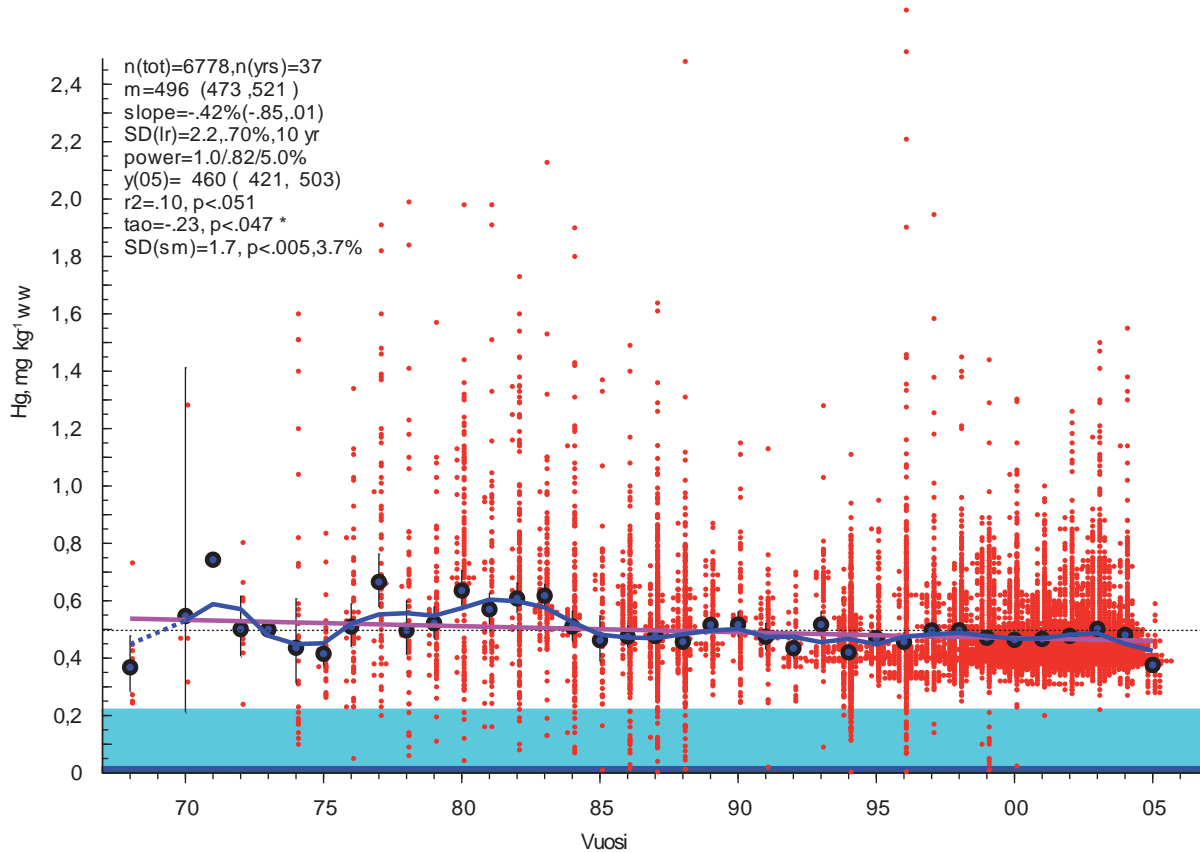
Kun taulukon 3.6. laskettuihin luonnontilaisiin pitoisuuksiin lisätään laatustandardi $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$, saadaan lopulliseksi ahvenen laatustandardiksi: **vähähumuksiset järvet $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$, humusjärvet $0,22 \text{ mg kg}^{-1}$, runsashumuksiset järvet $0,25 \text{ mg kg}^{-1}$.**

Ahvenen nykyinen elohopeapitoisuus suhteessa laatustandardiin

Kala-aineistojen perusteella vähähumuksisista järvistä 44 %:ssa ylittyy ahvenen laatustandardi, humusjärvistä 52 %:ssa ja runsashumuksisista järvistä 75 %:ssa. Mitä humuspitoisempi järvi on, sitä todennäköisemmin laatustandardi ylittyy. Nykytietämyksen perusteella suurin syy ylitykseen on aiemmin todettu ilmaperäisen elohopeakuormituksen lisääntyminen teollisena aikana, mikä on suurentanut maan pintakerroksen elohopeapitoisuutta yleisesti pohjoisella pallonpuoliskolla. Myös arktisella alueella arvioidaan eliöiden elohopeapitoisuuden suurentuneen (mm. AMAP 2002).

Kuvan 3.2 mukaan haukien elohopeapitoisuudessa metsäjärvissä ei ole tapahtunut olennaista muutosta 1980-luvun ja 2000-luvun alun välisenä aikana. 66 järven aineiston tarkemmassa analysoinnissa havaittiin kuitenkin, että joka toisessa hauen elohopeapitoisuus oli pienentynyt, yhdessä kolmasosassa pysynyt ennallaan ja joka kuudennessa pitoisuus oli suurentunut. Pitoisuus siten pieni useammin kuin suureni. Pitoisuus pieni erityisesti vähähumuksisissa ja suurissa järvissä. Järvet, joissa pitoisuus suureni, olivat yleensä humuspitoisia ja pieniä metsäjärviä (Paloheimo 2005).

Koko pohjoismaista aineistoa tarkasteltaessa ei havaittu tilastollisesti merkittävää ahvenen elohopeapitoisuuden muutosta pohjoismaissa (kuva 3.6).



Kuva 3.6. Ahvenen elohopeapitoisuuden (mg kg^{-1}) (standardisoitu 300 g ahvenen ja 1 kg hauen pitoisuutta vastaavaksi) kehittyminen pohjoismaisissa referenssijärvisä, joihin ei ole kohdistunut suoraa elohopeakuormitusta 70-luvulta lähtien (Hedman ym. 2010). Kuvaan on sinisellä merkitty keskimääräinen arvioitu luontainen taustapitoisuus ($0,2 \text{ mg kg}^{-1}$) lisätynä laatustandardiin ($0,02 \text{ mg kg}^{-1}$).

4 Pitoisuuksien pitkäaikaismuutosten seuraaminen eliöissä ja sedimentissä

4.1

Yleistä

Vesipuitedirektiivin ja velvoitetarkkailuja ohjaavan kansallisen asetuksen mukaisesti haitallisten aineiden esiintymistä tulee seurata vesistöissä, joihin ainetta voi joutua. Tämä tieto tarvitaan vesistöjen kemiallisen ja ekologisen tilan arvioimiseksi. Sedimentistä (ja eliöstä) mitattuna voidaan saada etenkin partikkelihakuisten ja kertyvien yhdisteiden osalta käsitys vesiympäristön laaja-alaisesta, pitkän aikavälin kemikalisoitumisesta paremmin kuin mittaamalla näitä aineita vedestä. Euroopan meristrategiadirektiivin ja Itämeren toimintaohjelman taholta nousee samanlaisia seurannan tehostamisen paineita.

Ympäristölaatuormidirektiivi velvoittaa järjestämään sedimenttiin ja /tai eliöstön kerääntyvien tiettyjen aineiden seurannan kyseisten aineiden pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien arvioimiseksi. Toteutettavin toimenpitein on varmistettava, että kyseisten aineiden pitoisuudet sedimentissä ja /tai eliöstössä eivät nouse merkittävästi.

Eliöstöön ja /tai sedimenttiin kertyvien aineiden seurantatiheyden on oltava sellainen, että saadaan riittävästi tietoja luotettavaa pitkän aikavälin arviointia varten. Seuranta olisi ohjeellisesti toteutettava kolmen vuoden välein, jollei muu aikaväli ole teknisen tietämyksen ja asiantuntija-arvioiden johdosta perusteltu.

4.2

Seurattavat aineet

Laatuormidirektiivi asettaa vesifaasin lisäksi nyt velvoitteen arvioida direktiivin liitteessä 1 A lueteltujen aineiden pitoisuuksien pitkäaikaisia muutossuuntia sedimentissä ja /tai eliöstössä (mm. Hg, Cd, TBT, HCB, DDT, DEHP, PBDE, PAH-yhdisteet). Monet näistä aineista ovat nk. vaarallisia prioriteettiaineita (myrkyllisiä, hitaasti hajoavia ja kertyviä), joiden päästöt pyritään lopettamaan kokonaan. Koska useimmat näistä aineista on jo kielletty, oleellista on varmistaa, etteivät aineiden pitoisuudet sedimentissä (ja /tai eliöstössä) nouse merkittävästi ("no deterioration" -periaate).

Kertyvien aineiden pitkäaikaisten muutossuuntien arviointiin on asiaan kuuluvat aineet valittava vesienhoitoalueilla laaditun seurantaohjelman tulosten perusteella. Tekninen ohjeistus seurannan järjestämisestä on saatavilla (EC 2010b). Ohjeistus perustuu paljolti olemassa oleville kansainvälisten sopimusten seurantakäsikirjoille (mm. OSPAR, HELCOM) siten että ne on harmonisoitu myös sisävesille soveltuviksi.

Seurantalajin valinta

Ohje eliöiden kemiallisesta seurannasta suosittelee, että seurantalajin valinta perustuisi seuraaville kriteereille:

- eläimet tai ihmiset käyttävät eliötä ravinnokseen
- laji ei ole vaeltava, vaan paikallinen
- ko. aineita kertyy sen kudoksiin
- laji on laajalle levinnyt ja yleinen
- laji on riittävän pitkäikäinen vuosittaiseen näytteenottoon
- laji on riittävän kookas kudosten analysoinnille
- laji on helppo kerätä ja kestää kuljetusolosuhteet
- laji on helppo tunnistaa

Mikäli halutaan seurata useampia lajeja, suositellaan että niiden tulisi olla eri trofia-
tasoilta.

Työryhmä ehdottaa, että elohopean, kuten myös muidenkin kertyvien yhdisteiden, pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien arviointi toteutetaan pääosin käyttäen ahventa seurantalajina (15-20 cm). Joissakin vesimuodostumissa on perusteltua käyttää muita lajeja, esimerkkinä taimen (n. 1 kg) Pohjois-Lapissa ja tunturialueilla ja silakka rannikkoalueella (HELCOM seuranta).

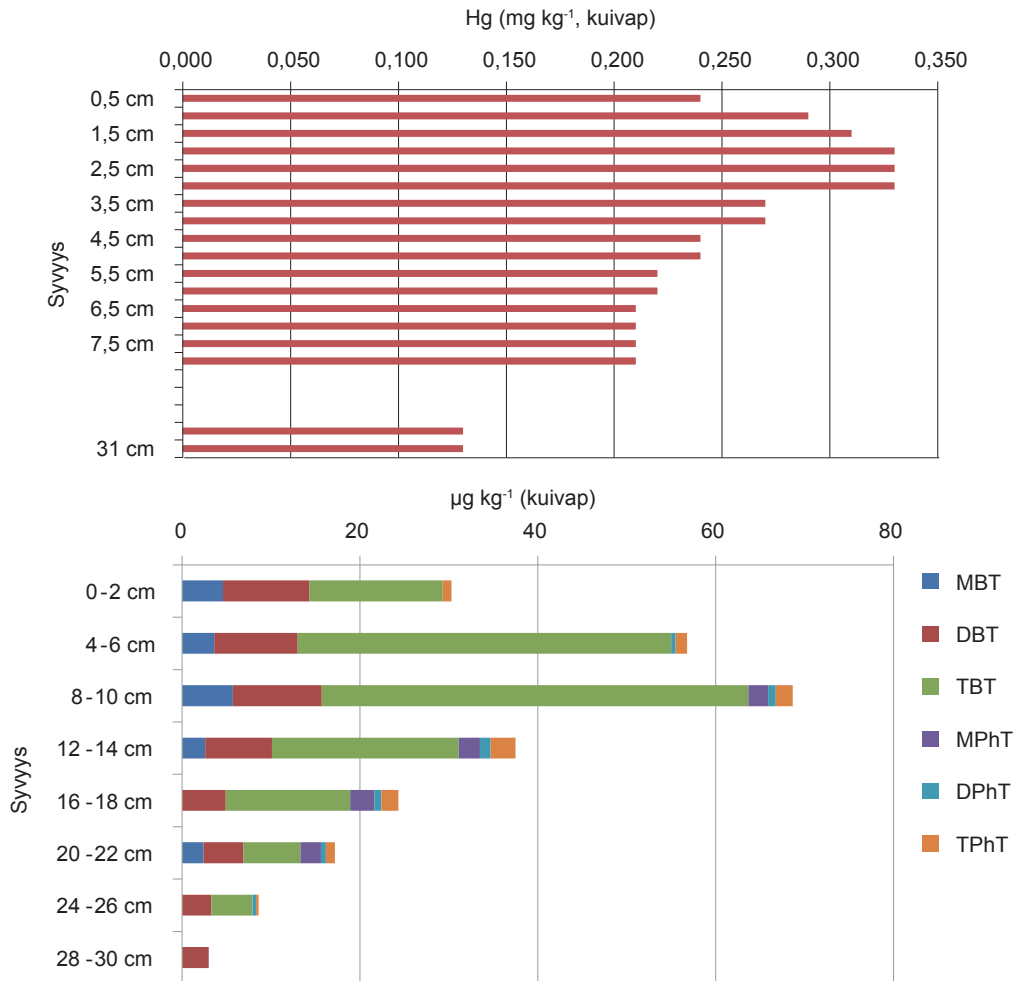
Perusteet ahvenen valinnalle ovat seuraavat:

- ahven on yleinen koko maassa ja laajemminkin Euroopassa. Pohjoismaissa ahvenen esiintymistäajuus yli 0,04 km²:n suuruisissa järvissä on Suomessa 83,5 %, Ruotsissa 65,9 % ja Norjassa 13 % (Rask ym. 2000).
- Ruotsissa on siirrytty pääsääntöisesti elohopean seuraamiseen ahvenessa
- ahven esiintyy lähes kaikissa vesistöissä, sekä sisävesistöissä että rannikolla
- ahventa on käytetty aiemminkin seurantalajina, joten tietoa elohopeapitoisuuksista on saatavilla (ks. luku 3.4)
- ahventa käyttävät ravinnokseen niin ihmiset, petolinnut ja -kalat kuten myös nisäkkäät (minkki, saukko), joten se sopii hyvin ympäristöindikaattoriksi.

Pitkäaikaismuutosten seurannan kohdentaminen

Suomalaisissa järvissä, hyvissä sedimentaatio-olosuhteissa voidaan tutkia viimeaikainen kehitys tekemällä lyhyitä (10-30 cm) syvyysprofiileja (kuva 3.7) joista analysoidaan noin 3-6 viipaletta (0,5 – 3 cm) kolmesta rinnakkaisesta profiilista. Mikäli päällimmäisissä kerroksissa pitoisuus vähenee, niin ko. ainetta ei tarvitse seurata jatkossa sedimenteissä. Jos aineen pitoisuudessa ei havaita muutosta tai se lisääntyy pintaa kohti, on seuranta jatkettava. Tällöin voidaan pintakerroksen näytteenotto (1-3 cm) uusina 3 vuoden jälkeen. Tämän tiheämpi seuranta suomalaisten järvien sedimentistä ei ole mielekäästä pienen vuotuisen sedimentaation (1 – 10 mm/v) vuoksi. Yhtenä vaihtoehtona näissä tapauksissa on siirtyä kalaston seurantaan.

Jokiolosuhteissa ja järviketjuissa pitoisuuden tulkinta sedimentissä on hankalampaa, koska sedimentit liikkuvat eivätkä kerrostu ajan suhteen yksiselitteisesti.



Kuva 3.7 Esimerkit sedimenttiprofiilin hyödyntämisestä vaarallisen prioriteettiaineen viimeaikaisen pitoisuuskehityksen tarkastelussa. a) Elohopea Evon Valkea-Kotisessa (tumma alue vastaa Cs-ajoituksen mukaan noin vuosia 1986-1999) (Mannio 2001) b) TBT ja sen hajoamistuotteet Loviisan edustalla (Hallikainen ym. 2008).

Pitkäaikaisten muutossuuntien seurantojen kannalta olennaiset sedimenttiin ja/ tai eliöihin kertyvät direktiivissä luetellut aineet on esitetty taulukossa 4.1. Sekä ympäristöhallinnon seurannoissa että tarkkailuihin liittyvissä kartoituksissa ehdotetaan seuraavia matriiseja näille aineille:

- | | |
|------------------------------|--------------------------------|
| • Hg, Cd, Pb | ahven tai sedimentti |
| • HCB, HCH, HCBD, PeCB | ahven tai sedimentti |
| • TBT | sedimentti tai ahven |
| • PBDE | sedimentti tai ahven |
| • PAH-yhdisteet | sedimentti tai simpukka |
| • Ftalaatit (DEHP, BBP, DBP) | sedimentti |

Lyhytkestuisista kloorialkaaneista (C10-13; SCCP) ei ole riittävästi luotettavaa analyysitietoa matriisiin suosittelemiseksi.

Ympäristöhallinnon seuranta- ja kartoitustulosten perusteella sekä HCB:n että HCBD:n pitoisuudet ovat selkeästi ympäristönormien alapuolella (taulukko 4.2).

Taulukko 4.1. VPD:n prioriteettiaineet, joita on ehdotettu seurattavaksi eliöstössä ja/tai sedimenteissä. P = suositeltava seurantamatriisi, O= vaihtoehtoinen seurantamatriisi
Direktiivin 2008/105/EY artiklassa 3(3) mainitut aineet on tummennettu.

Prioriteettiaine	Sedimentti	Biota
Alakloori	O	---
Antraseeni	P	O
Atratsiini	---	---
Bentseeni	---	---
Bromatut difenylieetterit^a (PBDE)	P	P
Kadmium (Cd)	O	O
C10-13-kloorialkaanit	P	P
Klorfenvinfossi	O	---
Klorpyrifossi (-etyyli, -metyyli)	O	---
1,2-Dichloorietaani	---	---
Dikloorimetaani	---	---
Di(2-etyyliheksyyliftalaatti) xyl)phthalate (DEHP)	O	O
Diuroni	---	---
Endosulfaani	O	---
Fluoranteeni	P	O
Heksaklooribentseeni (HCB)	P	P
Heksaklooributadieeni (HCBd)	O	O
Heksakloorisykloheksaani^b (HCH)	O	P
Isoproturoni	O	---
Lyijy (Pb)	O	O
Elohopea (Hg)	O	P
Naftaleeni	O	O
Nikkeli (Ni)	O	O
Nonyylifenolit	O	O
Oktyylifenolit	O	O
Pentaklooribentseeni (PeCB)	P	O
Pentakloorifenoli	O	---
Polyaromaattiset hiilivedyt^c (PAH)	P	P ^d
Simatsiini	---	---
Tributyylitinayhdisteet (TBT)	P ^e	P ^e
Triklooribentseenit	---	---
Trikloorimetaani	---	---
Trifluraliini	O	---
DDT (including DDE, DDD)	P	P
Aldriini	O	O
Endriini	O	O
Isodriini	O	O
Dieldriini	O	O
Tetrakloorietyleeni	---	---
Tetrakloorimetaani	---	---
Trikloorietyleeni	---	---

^a mkl Bis(pentabromophenyl)ether, tri-, tetra-, penta- heksa-, okta- ja dekabromidifenyylietteri
^b gamma-HCH (Lindane);
^c mkl- Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoroanthene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)fluoroanthene, Indeno(1,2,3-cd)-pyrene;
^d mieluiten simpukassa
^e meriympäristö

Taulukko 4.2. Heksaklooribentseenin ja heksaklooributadieenin pitoisuudet eliöissä

	HCB, $\mu\text{g kg}^{-1}$ tuorep heksaklooribentseeni	HCBd, $\mu\text{g kg}^{-1}$ tuorep heksaklooributadieeni	Huom
VESKA kartoitus, hauki	0,1 - 0,41	0,01 – 0,04	10 kaupunkipaikkaa, sisävedet, rannikko
SYKE seuranta 2003-2005 hauki/muikku	<0,02 – 0,82	ei määritetty	15 näytepaikkaa, sisävedet
SYKE seuranta 2003-2005 silakka, hauki	0,02 – 1,4	ei määritetty	9 näytepaikkaa, rannikko
EQS	10	55	

Seurannan tarve eliöstössä ja sedimenteissä voi osoittautua vaarallisten prioriteetti-aineiden osalta tilanteen kartoittamisen jälkeen arvioitua pienemmäksi, mutta vastaavasti uusia aineita on tarkoitus esittää prioriteettilistalle jo vuonna 2011.

4.5

Seurannan ja tarkkailun kustannukset

Ympäristölaatuormidirektiivi ja VPD:n tekniset ohjeet seurannasta (EC 2009, EC 2010b) aiemmat n. viiden vuoden aikana toteutetut seurannat ja kartoitukset Suomessa mahdollistavat seurannan kustannusten karkean arvioinnin. Yksittäisen kohteen osalta puutteita on lähes aina päästötiedoista, joten määritettävien aineiden lista ja havaintopaikkojen lukumäärä tarkentuu vasta ensimmäisten havaintokertojen jälkeen. Sitä vastoin näytepisteiden, näytteiden ja rinnakkaisten määritysten lukumääriä on helpompi arvioida yleisellä tasolla, vaikka ne täsmällisissä suunnitelmissa riippuvat paikallisolosuhteista.

Taulukossa 4.3. esitetään valtionhallinnon sedimentti- ja eliöstöseurantojen asema- ja näytelukumäärät kustannusarvioineen, taulukossa 4.4. on vastaavat tiedot vesiseurannoista.

Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden seuranta toiminnallisessa ja tutkinnallisessa seurannassa perustuu tarkkailuvelvoitteisiin, joissa määritellään ne aineet joita on seurattava laatuormin mahdollisen ylittymisen perusteella. Erityisesti kertyvien ja sedimenttihakusten aineiden osalta kartoittavat kala- tai sedimenttiselvitykset voivat edeltää ja todentaa varsinaisen seurannan tarvetta. Taulukossa 4.5. esitetään arvio ja vertailu kustannuksista yhdelle kohteelle, jossa seurattaisiin vuoden aikana vesinäytteillä (12 krt), sedimenteistä (3 paikkaa x 3 syvyyttä + 1 referenssi) tai kaloista (4 puulia) samaa ainekokoelmaa (raskasmetallit ja 2 orgaanista ryhmää). Yksikköhinnoissa on arvioitu erilaiset näytteenotto- ja esikäsitelykulut. Olosuhteista riippuen tutkimusasetuksia tulisi olla 1-3 kutakin kohdetta kohden. Yhteensä vesienhoitoalueilla arvioidaan olevan noin 150 toiminnanharjoittajaa, joita selvitysvelvoite koskisi. Näin ollen kohteita voisi 6 vuoden jaksolla olla noin 25 kohdetta vuodessa. Jatkuva seuranta tulisi koskemaan todennäköisesti huomattavasti pienempää joukkoa toimijoita.

Taulukko 4.3. Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden (raskasmetallit ja pysyvät orgaaniset yhdisteet) pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien viranomaisseurannan vuosittaisten kustannusten arvio eliöstössä ja sedimenteissä koko Suomessa (€/a). Useimmat asemat ja osa analyysistä vaihtuvat eri vuosina seurantakaudella (3v rotaatiossa).

	asemia	näytteitä/v	näytteitä / paikka	yhteensä	Analyysikustannukset	
Kalat, sedimentit, simpukat						yhteensä
Kalat /järvet	9	1	4	36	650	23400
Kalat/joet	6	1	4	24	650	15600
Kalat /järvet Hg	30	1	4	120	100	12000
Kalat/ rannikkoalueet	6	1	4	24	850	20400
HELCOM-seuranta	4	1	10	40	850	34000
Sedimentit	6	1	15	90	1000	90000
Sedimentaatio	2	1	3	6	1000	6000
Simpukkasamputus	10	1	2	20	850	17000
näytteenotto	73				700	51100
				360		269500

Taulukko 4.4. Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden (torjunta-aineet, raskasmetallit, PAH-yhdisteet, alkyylifenolit, ftalaatit) viranomaisseurannan vuosittaisten kustannusten arvio vesifaasissa koko Suomessa (€/a). Torjunta-aineilla paikat voivat vaihtua seurantakaudella, teollisuus- ja kuluttaja-aineilla eri aineryhmät voivat vaihdella seurantakaudella.

	asemia	näytteitä/v	näytteitä / paikka	yhteensä	Analyysikustannukset	
Vesiseurannat						yhteensä
VPD torj aineet (MaaMet ja mereen laskevat joet)	18	12	1,1	238	400	95040
VHA seuranta (teoll&kulutt aineet)	10	12	1,1	132	350	46200
				370		141240

Taulukko 4.5. Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden seuranta toiminnallisessa ja tutkinnallisessa seurannassa (raskasmetallit ja 1-2 orgaanista aineryhmää) yhdellä asemalla (€/a). Kala- ja sedimenttiselvitykset voivat olla vaihtoehtoisia ja ne voivat edeltää ja todentaa varsinaisen seurannan tarvetta.

	asemia	näytteitä/v	näytteitä / paikka	yhteensä	Analyysikustannukset	
Toiminnallinen seuranta						yhteensä
vesifaasi	1	12	1,1	13	800	10560
sedimentti	1	1	10	10	600	6000
kala	1	4	1	4	700	2800

5 Johtopäätökset

Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn taustapitoisuudet pintavesissä

Pohjoismaisen kartoituksen perusteella kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuudet ovat suomalaisissa järvissä pääsääntöisesti pienempiä kuin ympäristölaatumormit. Paikallisesti (geologiset anomaliat) ja jokivesissä (rannikon alunamaat) ylityksiä voi esiintyä. Mm. kadmiumin pitoisuudet ylittävät laatumormin useissa jokivesistöissä. Metallien taustapitoisuuksissa Suomen ja Ruotsin vastaavien alueiden välillä ei näytä olevan olennaisia eroja lukuun ottamatta Suomen lievästi suurempaa nikkelin pitoisuutta vedessä.

Järvivesien metallien taustapitoisuuksina ehdotetaan käytettäväksi pohjoismaisen aineiston perusteella humusluokittain määritettyjä arvoja. Virtavesien metallien taustapitoisuuksina ehdotetaan käytettäväksi GTK:n purovesikartoituksen perusteella määritettyjä arvoja. Metallien taustapitoisuudet vedessä on määritetty erikseen turvemaiden ja kangas/savi-maiden vesityypeille. Turvemaiden tyyppin aineistoista on poistettu kohteet, jotka ovat peräisin happamien sulfaattimaiden kohteista. Happamien sulfaattimaiden vesistöille ehdotetaan käytettäväksi turvemaiden vesistöjen vesistä mitattuja metallipitoisuuksia (taulukko 5.1).

Rannikkovesille ehdotetaan käytettäväksi Itämeren pääaltaasta mitattuja kadmiumin ja lyijyn pitoisuuksia. Nikkelille ehdotetaan sovellettavaksi samaa arvoa kuin sisävesissä (taulukko 5.1).

Suuralueellisen vaihtelun lisäksi Suomessa on vesistökohteita, joissa metallien luontaiset pitoisuudet ovat geologisista syistä suuria. Tällaisissa kohteissa voi olla perusteltua varata mahdollisuus kohdekohtaisen taustapitoisuusarvon määrittämiseen ja käyttämiseen.

Taulukko 5.1. 80-persentiilipisteiden perusteella (Cd, Ni, Pb) määritetyt tyyppikohtaiset taustapitoisuuden arviot vedessä ($\mu\text{g l}^{-1}$). Elohopean osalta on käytetty asiantuntija-arvioita. Arvioitu taustapitoisuus + MPA = EQS.

	kadmium	nikkeli	lyijy	elohopea
Järvet				
vähähumuksiset (Pt \leq 30)	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 20 = 21	0,1 + 7,2 = 7,3	0,001 + 0,05 = 0,051
humuksiset (Pt 30 – 90)	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 20 = 21	0,2 + 7,2 = 7,4	0,002 + 0,05 = 0,052
runsashumuksiset (Pt \geq 90)	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 20 = 21	0,7 + 7,2 = 7,9	0,003 + 0,05 = 0,053
Joet (valuma-alueen tyyppin mukaan)				
kangas/savimaa	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 20 = 21	0,3 + 7,2 = 7,5	0,001 + 0,05 = 0,051
turve	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 20 = 21	0,5 + 7,2 = 7,7	0,003 + 0,05 = 0,053
Rannikko	0,02 + 0,2 = 0,22	1 + 20 = 21	0,03 + 7,2 = 7,23	0,001 + 0,05 = 0,051

Elohopean taustapitoisuudet ja seurantakohte pintavesissä

Elohopean vedenlaatunormin ylitys on epätodennäköistä Suomessa myös vanhojen kuormitettujen vesistöjen kohdalla. Tausta-alueiden elohopeapitoisuudet ovat suurentuneet erityisesti kaukokulkeutuman seurauksena ja maankäytöstä johtuen. Elohopean pitoisuudet esim. metsäalueiden humuspitoisissa pienissä puroissa ovat yleisesti suurempia kuin isoissa reittivesistöissä ja joissa. Elohopean taustapitoisuus on esitetty humuspitoisuudesta riippuvaisena taulukossa 5.1.

Kalojen nykyinen elohopeapitoisuus ylittää noin kymmenkertaisesti eliöille asetetun laatustandardin. Tämä johtuu osin kalojen luontaisesti suurista elohopeapitoisuuksista verrattuna laatustandardiin ja osin kalojen elohopeapitoisuuden suurenmisesta ilmaperäisen elohopeakuormituksen sekä maankäytön (metsätaloustoimenpiteet) enenemisen johdosta.

Käytettävissä olevan tiedon perusteella eliön laatunormia vastaava vesipitoisuuden laatunormi olisi todennäköisesti suuruusluokkaa tai alle $0,0001 \mu\text{g l}^{-1}$ metyylielohopeaa, mikä ylittyy yleisesti suomalaisissa vesissä. Laatunormin määrittäminen siten, että se vastaisi vähintään eliöstölle asetettua laatunormia, ei kuitenkaan ole mahdollista käytössä olevilla tiedoilla.

Pintaveden kemiallisen tilan määrittäväksi eliöksi ehdotetaan ahventa (15–20 cm) tai sitä vastaavalla ravintoketjutasolla olevaa kalalajia (taimen Lapin joissakin vesissä). Elohopean laatunormiksi ehdotetaan taulukossa 5.2 esitettyjä pitoisuuksia.

Taulukko 5.2. Ahvenen tyyppikohtaiset taustapitoisuuden arviot. Arvioitu taustapitoisuus + MPA = EQS.

Rannikkoalue	Vähähumuksiset järvet ja joet	Humusjärvet ja joet	Runsahumuksiset järvet ja joet
$0,18 + 0,02 = 0,20 \text{ mg kg}^{-1}$ (200 $\mu\text{g kg}^{-1}$)	$0,18 + 0,02 = 0,20 \text{ mg kg}^{-1}$ (200 $\mu\text{g kg}^{-1}$)	$0,20 + 0,02 = 0,22 \text{ mg kg}^{-1}$ (220 $\mu\text{g kg}^{-1}$)	$0,23 + 0,02 = 0,25 \text{ mg kg}^{-1}$ (250 $\mu\text{g kg}^{-1}$)

Pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien seuraaminen eliöissä ja sedimentissä

Järvien syvänteissä, hyvissä sedimentaatio-olosuhteissa voidaan arvioida prioriteettiaineiden pitkäaikaiset muutossuunnat tekemällä lyhyitä syvyysprofiileja. Mikäli päällimmäisissä kerroksissa pitoisuus vähenee, niin ko. ainetta ei tarvitse seurata jatkossa sedimenteissä. Mikäli pitoisuudessa ei havaita muutosta tai se lisääntyy pintaa kohti, on seuranta jatkettava. Tällöin voidaan pintakerroksen näytteenotto uusia 3 vuoden jälkeen. Yhtenä vaihtoehtona näissä tapauksissa on siirtyä kalaston seurantaan.

Elohopean lisäksi muidenkin kertyvien yhdisteiden pitoisuuksien pitkäaikaisseuranta toteutetaan pääosin käyttäen ahventa seurantalajina. Joissakin vesimuodotumissa on perusteltua käyttää muita lajeja, esimerkkinä taimen Pohjois-Lapissa ja tunturialueilla sekä silakka rannikkoalueella.

LÄHTEET

- AMAP 2002. AMAP Assessment 2002, Heavy metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2002.
- AMPS 2004. Draft Final Report of the Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS). 10.6.2004
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Höglblom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen R., Zetterberg, T. & Åkerblom S. 2009. The effect of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38, 373-380.
- EC 2009. Guidance document No.19. Guidance on surface water chemical monitoring under the water framework directive (2000/60/EC). Technical report – 2009-025, (http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidance_monitoringpdf/_EN_1.0_&a=d)
- EC 2005. Environmental Quality Standards (EQS), Substance Data Sheet. Priority Substance No. 21, Mercury and its compounds. Final version, Brussels, 15 January 2005. (http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/priority_substances/supporting_background/substance_sheets/eqsdatasheet_150105pdf_6/_EN_1.0_&a=d)
- EC 2010a. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Draft 23 February 2010.
- EC 2010b. Guidance document No. 25 on chemical monitoring of sediments and biota under the Water framework Directive. Technical report – 2010.3991, (http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidance_monitoring/_EN_1.0_&a=d)
- GSF 2005a. Geochemical atlas of Europe. Part 1, Background information, methodology and maps. Geological Survey of Finland 2005,
- GSF 2005b. Geochemical atlas of Europe. Part 2, Interpretation of geochemical maps, additional tables, figures, maps, and related publications. Geological Survey of Finland 2005
- Hallikainen, A., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Vuorinen, P.J., Mannio, J., Lappalainen, A., Vihervuori, A. ja Vartiainen, T. 2008. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet Itämeren kalassa ja kotimaisessa järvikalassa. *Eviran tutkimuksia* 6/2008. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira, 69s.
- Hedman, J., Danielsson, S., Bignert, A., Fjeld, E., Rognerud, S., Porvari, P., Verta, M. 2010. Mercury in perch from Norway, Sweden and Finland – Geographical patterns and temporal trends. (käsikirjoitus).
- Herbert, R., Björkvald, L., Wällstedt, T., Johansson, K. 2009. Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2009:12.
- Ilyin, I., Rozovskaya, O., Travnikov, A., Aas, W., Hettelingh, J.P., Reinds, G.J. 2008. Heavy Metals: Trans-boundary Pollution of the Environment. EMEP Status Report 2/2008.
- Johansson, K., Bergbäck, B. & Tyler, G. 2001. Impact of atmospheric long range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment. *Water, Air & Soil Pollut.: Focus* 1, 279-297.
- Kulmala A, Leinonen L, Ruoho-Airola T, Salmi T, Waldén J. 1998. Air quality trends in Finland. *Air Qual Meas* 1998, Finnish Meteorological Institute, 91 pp.
- Kremling, K., Streu, P. 2001. Behaviour of dissolved Cd, Co, Zn, and Pb in North Atlantic near-surface waters (30°N/60°W to 60°N/2°W). *Deep Sea Research I*; 48/12; 2541-2567.
- Lahermo, P, Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. (toim.) 1996: Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 149 s.
- Loukola-Ruskeeniemi, K., Uutela, A., Tenhola M. & Paukola T. 1998. Environmental impact of metaliferous black shales at Talvivaara in Finland, with indication of lake acidification 9000 years ago, *Journal of Geochemical Exploration* 64: 395-407
- Mannio, J. 2001. Responses of headwater lakes to air pollution changes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* 18, 48pp.
- Munthe, J., Wängberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P. and Meili, M. 2007. Mercury in Nordic ecosystems. IVL Report B1761.
- Paloheimo 2005. Hauen (*Esox lucius* L.) elohopeapitoisuuteen ja -pitoisuuden muutokseen vaikuttavat ympäristötekijät. Pro-gradu tutkielma. Helsingin yliopisto, Biotieteellinen tiedekunta, Bio- ja ympäristötieteen laitos/limnologia.
- Pohl, C.; Hennings, U., Leipe, T. (2005) Die Schwermetallsituation in der Ostsee im Jahre 2004. *Marine Science Reports*, 62; Baltic Sea Research Institute, Warnemünde, Germany; pp. 117.
- Poikolainen J, Kubin, E., Piispanen, J., Karhu, J. 2004. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *The Science of the Total Environment* 318; 171–185.
- Porvari, P. & Verta, M. 1998. Elohoepä ja metyylielohopea tekoaltaissa ja Kemijoen vesistössä. *Suomen ympäristö* 175.
- Porvari, P., Verta, M. 2003. Total and methyl mercury concentrations and fluxes from small boreal forest catchments in Finland. *Environmental Pollution* 123(2): 181-191. ISSN 0269-7941.
- Porvari, P., Verta, M., Linjama, L. & Munthe, J. 2010. Forestry practices have long term effects on mercury and methylmercury output from boreal forest catchment. (käsikirjoitus)
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J., Haapanen, M. 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Env. Sci. Technol.* 37(11): 2389-2393.

- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish Status Survey of Nordic Lakes - species composition, distribution, effects of environmental changes. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. TemaNord 508. 58 p. (Ahvenen levinneisyysprosentit: Prosentit löytyvät NMR:n raportista taulukosta 4: NO 13%, SE 65,9% FI 83,5%.)
- Salo, S., Verta, M., Malve, O., Korhonen, M., Isosaari, P., Kiviranta, H., Ruokojärvi, P. 2005. Kymijoen sedimentteihin varastoituneet PCDD/F- ja elohopeayhdisteet sekä niiden kulkeutuminen. Moniste 27.1.2005. 27s.
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich M.B. & Murray, M.W. 2009. Effect of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* 36, 12-18.
- Skjelkvåle, B.L., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T. 2001. Heavy metal surveys in nordic lakes; concentrations, geographical patterns and relation to critical limits. *Ambio* 30(1):2-10.
- Slootweg, J., Hettelingh, J-P., Posch, M., Dutchak, S, Ilyin, I. 2005. Critical loads of cadmium, lead and mercury in Europe. Working Group on Effects of the Convention on the Long-range Transboundary Air Pollution. Report 259101015/2005. Netherland Environmental Assessment Agency 2005.
- Tenhola M. ja Tarvainen, T. 2008. Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 172.
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. FAO Fisheries Synopsis 113, 138 p.
- Venäläinen, E-R., Hallikainen, A., Parmanne, R. & Vuorinen, P. 2004. Kotimaisen järvi- ja merikalan raskasmetallipitoisuudet. Elintarvikeviraston julkaisuja 3/2004.
- Verta, M. & Matilainen, T. 1995. Methylmercury distribution and partition in stratified Finnish forest lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 80:585-588.
- YM 2006. Haitallisista aineista aiheutuvan kuormituksen vähentäminen. Taustaselvitys osa II. Vesien-suojelun suutnaviivat vuoteen 2015. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23/2006.

LIITE I.



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

Päiväys
Datum

Dnro
Dnr

3.4.2009

YM008:00/2009

Jakelussa mainituille

Viite
Hänvisning

Asia Työryhmän asettaminen valmistelemaan ympäristölaatonormeista vesipolitiikan alalla
Ärende Annetun direktiivin 2008/105/EY toimeenpanoa

Asettaminen ja toimikausi

Ympäristöministeriö on tänään asettanut työryhmän valmistelemaan ympäristölaatonormeista vesipolitiikan alalla annetun direktiivin 2008/105/EY toimeenpanoa.

Työryhmän toimikausi on 15.4.2009 - 30.4.2010.

Työryhmän tehtävät

Ympäristölaatonormeista vesipolitiikan alalla annettu direktiivi 2008/105/EY tuli voimaan 13.1.2009. Direktiivi edellyttää, että jäsenmaat antavat tämän direktiivin noudattamisen edellyttämät lait, asetukset ja hallinnolliset määräykset viimeistään 13.7.2010. Ympäristölaatonormeista annetun direktiivin kansalliseen lainsäädäntötyöhön asetettavan ympäristöministeriön työryhmän tehtävänä on laatia ehdotukset direktiivin toimeenpanemiseksi tarpeellisista muutoksista mm vesienhoidon lainsäädäntöön ja vesiympäristölle vaarallisiin ja haitallisiin aineisiin liittyvään asetukseen 2006/1022.

Lainsäädäntötyön valmistelua tukemaan työryhmään nimetään asiantuntijat, joiden tehtävänä on erityisesti laatia ehdotukset mm

- metallien; kadmiumin, lyijyn, nikkelin ja elohopean pintaveden taustapitoisuuksista
- eliöstä, jonka elohopeapitoisuutta seurattaisiin ja seurantatiheys
- vaihtoehtoinen elohopean vedenlaatonormi, joka vastaisi eliön ympäristölaatonormia 20 µg/kg kudosta tuorepainoa kohti ja mihin pintavesiin sitä sovellettaisiin
- pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien analysoimiseksi ja seuraamiseksi aineista, joita kerääntyy sedimenttiin ja/tai eliöstöön kiinnittäen erityistä huomiota direktiivin liitteen I A osan aineisiin nro 2, 5, 6, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28 ja 30.

2/3

Asiantuntijoiden tulee ehdotustaan laatiessaan järjestää tiedonvaihto Ruotsin ja Norjan viiranomaisten kanssa ja ottaa huomioon mahdollisuuksien mukaan vastaavan ehdotuksen valmistelu näissä maissa. Asiantuntijoiden tulee säännöllisesti raportoida työryhmälle työn edistymisestä ja luovuttaa ehdotus viimeistään 31.12.2009.

Työryhmän kokoonpano

Puheenjohtaja	neuvotteleva virkamies Airi Karvonen Ympäristöministeriö
Jäsenet	maatalousylitarkastaja Tove Jern Maa- ja metsätalousministeriö
	hallitussihteeri Satu Räsänen Ympäristöministeriö
	vanhempi suunnittelija Susan Londesborough Suomen ympäristökeskus
	ylitarkastaja Virpi Virtanen Suomen ympäristökeskus
	yli-insinööri Heli Antson Uudenmaan ympäristökeskus
	asiantuntija Meeri Palosaari Elinkeinoelämän keskusliitto
	ympäristöjohtaja Johanna Ikävalko Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto MTK r.y.
	vesihuoltoinsinööri Saijariina Toivikko Vesi- ja viemärlaitosyhdistys
	luonnonsuojelupäällikkö Ilpo Kuronen varalla vesiensuojelukoordinaattori Hannele Arponen Suomen Luonnonsuojeluliitto
Asiantuntijajäsenet	johtava tutkija Matti Verta Suomen ympäristökeskus
	erikoistutkija Jaakko Mannio Suomen ympäristökeskus
	Johtava tutkija Tommi Kauppila Geologian tutkimuskeskus
	erikoistutkija Martti Rask varalla erikoistutkija Pekka Vuorinen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Työryhmä voi jakaantua alatyöryhmiin. Työryhmän tulee kuulla tarvittaessa muita asiantuntijoita. Työryhmää avustaa tarvittaessa sihteeri Krista Thauvón.

Kustannukset

Työryhmän menot maksetaan momentilta 350101023 . Asiantuntijajäsen Tommi Kauppilan kokousmatkat ilman päivärahoja (noin 4 matkaa) maksetaan kyseiseltä momentilta.

Kansliapäällikkö

Hannele Pokka

Hallitusneuvos

Ulla Kaarikivi-Laine

Jakelu Työryhmän puheenjohtaja
 Työryhmän jäsenet, varajäsenet, avustaja
 Ministeriön osastot ja yksiköt
 Maa- ja metsätalousministeriö
 Suomen ympäristökeskus
 Uudenmaan ympäristökeskus
 Alueelliset ympäristökeskukset
 Ympäristölupavirastot
 Elinkeinoelämän keskusliitto
 Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto MTK ry
 Vesi- ja viemärlaitosyhdistys
 Suomen Luonnonsuojeluliitto
 Geologian tutkimuskeskus
 Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

LIITE 2. GTK:n purokartoituksen (1990) aineisto

Taulukko 1. Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn liukoisten pitoisuuksien vaihtelu kangas-/savimaiden puroissa (väri < 90, suo-% < 25, n=122) ($\mu\text{g l}^{-1}$). Savimaiden puroja ei aineiston perusteella pystytty erottamaan. Aineistona GTK:n purokartoituksen (1990) 1026 purokohdetta, joista kustakin yksi havainto.

	Cd_140m	Ni_140m	Pb_140m
N of Cases	349	349	349
Minimum	0.000	0.027	0.029
Maximum	0.371	13.400	8.780
Arithmetic Mean	0.013	0.800	0.264
Standard Deviation	0.027	1.216	0.516
Method = CLEVELAND			
1.000 %	0.000	0.051	0.044
5.000 %	0.000	0.120	0.061
10.000 %	0.001	0.159	0.074
20.000 %	0.004	0.214	0.105
25.000 %	0.004	0.236	0.114
30.000 %	0.005	0.257	0.123
40.000 %	0.007	0.329	0.144
50.000 %	0.008	0.400	0.166
60.000 %	0.010	0.503	0.194
70.000 %	0.012	0.717	0.234
75.000 %	0.013	0.874	0.268
80.000 %	0.016	1.091	0.311
90.000 %	0.022	1.786	0.457
95.000 %	0.030	2.711	0.694
99.000 %	0.096	6.185	1.550

Taulukko 2. Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn liukoisten pitoisuuksien vaihtelu turvemaiden puroissa (väri > 90, suo-% > 25, n=235) ($\mu\text{g l}^{-1}$). Aineistona GTK:n purokartoituksen (1990) 1026 purokohdetta.

	Cd_140m	Ni_140m	Pb_140m
N of Cases	580	580	580
Minimum	0.000	0.009	0.044
Maximum	1.360	10.100	4.000
Arithmetic Mean	0.016	0.757	0.362
Standard Deviation	0.057	0.889	0.341
Method = CLEVELAND			
1.000 %	0.000	0.069	0.078
5.000 %	0.001	0.148	0.108
10.000 %	0.003	0.199	0.126
20.000 %	0.005	0.265	0.154
25.000 %	0.006	0.299	0.176
30.000 %	0.007	0.328	0.195
40.000 %	0.009	0.406	0.232
50.000 %	0.011	0.494	0.272
60.000 %	0.013	0.611	0.327
70.000 %	0.016	0.784	0.406
75.000 %	0.018	0.899	0.444
80.000 %	0.020	1.030	0.489
90.000 %	0.026	1.535	0.657
95.000 %	0.031	2.160	0.889
99.000 %	0.057	3.887	1.729

Taulukko 3. Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn liukoisten pitoisuuksien vaihtelu happamien sulfaattimaiden purokohteissa (n=97, $\mu\text{g l}^{-1}$). Purojen valintaperusteena sulfaatin ja/tai sähkönjohtavuuden korkeat tasot ja vesistöalueen sijainti.

	Cd_140m	Ni_140m	Pb_140m
N of Cases	97	97	97
Minimum	0.004	0.356	0.022
Maximum	0.879	190.000	2.340
Arithmetic Mean	0.049	9.961	0.313
Standard Deviation	0.109	24.848	0.306
Method = CLEVELAND			
1.000 %	0.004	0.408	0.032
5.000 %	0.006	0.684	0.072
10.000 %	0.007	0.916	0.098
20.000 %	0.010	1.375	0.130
25.000 %	0.011	1.570	0.148
30.000 %	0.012	1.754	0.165
40.000 %	0.015	2.383	0.195
50.000 %	0.018	3.540	0.233
60.000 %	0.022	4.686	0.272
70.000 %	0.034	7.048	0.321
75.000 %	0.041	8.680	0.344
80.000 %	0.057	10.810	0.402
90.000 %	0.091	14.620	0.589
95.000 %	0.131	24.540	0.840
99.000 %	0.711	164.150	1.818

LIITE 3.

Taulukko 1. Metallien mediaanipitoisuuksien persentiilit ympäristöhallinnon MaaMet-seurannan (maa- ja metsätalouden kuormitusvaikutukset) jokikohteissa vuosina 2007-2008 ($\mu\text{g l}^{-1}$). Näytteenotto pääosin 2-4 tai yli 13 kertaa vuodessa. Pitoisuudet mitattu suodattamattomissa näytteissä.

	Kok_Cd	Kok_Ni	Kok_Pb
N of Cases	9	9	8
Minimum	0.030	0.900	0.350
Maximum	0.285	53.500	2.000
Arithmetic Mean	0.093	11.519	0.864
Standard Deviation	0.100	17.392	0.627
Method = CLEVELAND			
1.000 %	0.030	0.900	0.350
5.000 %	0.030	0.900	0.350
10.000 %	0.030	1.140	0.395
20.000 %	0.030	1.620	0.500
25.000 %	0.030	1.800	0.500
30.000 %	0.034	2.257	0.500
40.000 %	0.050	3.736	0.500
50.000 %	0.050	4.190	0.530
60.000 %	0.050	4.914	0.632
70.000 %	0.058	7.399	0.890
75.000 %	0.108	12.250	1.250
80.000 %	0.193	19.900	1.610
90.000 %	0.271	42.100	1.910
95.000 %	0.285	53.500	2.000
99.000 %	0.285	53.500	2.000

Taulukko 2. Metallien mediaanipitoisuuksien persentiilit ympäristöhallinnon vedenlaa-tuseurannan vertailujokikohteissa vuosina 1972-2008 ($\mu\text{g l}^{-1}$). Jokikohtainen näytemäärä vaihteleva (yhteensä yli 1600 havaintoa).

	Kok_Cd	Kok_Ni	Kok_Pb
N of Cases	36	25	27
Minimum	0.005	0.100	0.020
Maximum	0.250	3.300	4.100
Arithmetic Mean	0.051	0.778	0.366
Standard Deviation	0.073	0.838	0.766
Method = CLEVELAND			
1.000 %	0.005	0.100	0.020
5.000 %	0.006	0.145	0.020
10.000 %	0.011	0.220	0.030
20.000 %	0.015	0.300	0.049
25.000 %	0.015	0.337	0.060
30.000 %	0.015	0.370	0.102
40.000 %	0.015	0.433	0.113
50.000 %	0.018	0.500	0.200
60.000 %	0.032	0.500	0.250
70.000 %	0.050	0.575	0.366
75.000 %	0.050	0.637	0.412
80.000 %	0.050	1.125	0.500
90.000 %	0.230	1.930	0.500
95.000 %	0.250	3.075	1.040
99.000 %	0.250	3.300	4.100

LIITE 4.

Standardimenetelmiä ja määrittämissrajot. Määrittämissraja riippuu mm. kenttänolettien tuloksista ja on laboratorionkohtainen. Taulukossa on annettu menetelmästandardeissa ilmoitettuja todennäköisesti saavutettavissa olevia määrittämissrajot.

	laatuormi ¹ (sisältäen taustapitoisuuden arvion)	menetelmästandardi	määrittämissraja
Elohopea ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,051 – 0,053	EN 1483 EN 12338 EN 13506 EN ISO 17852:2008	0,1 – 10 0,01 – 1 0,002 ² 0,001 ^{2,3}
Elohopea	0,20 – 0,25 (mg kg ⁻¹ ahventa)		
Kadmium ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,1 – 0,22	EN ISO 5961 ISO 17294-2:2004 EN ISO 11885 ISO DIS 15586	0,3 - 3 0,005 10 0,4 - 4 0,1 - 001 ⁴
Lyijy ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7,2 – 7,9	ISO 17294-2 ISO 17294-2:2004 EN ISO 11885 ISO DIS 15586	0,1 - 1 0,01 ³ 70 ³ 10 – 100
Nikkeli ($\mu\text{g l}^{-1}$)	21	ISO 17294-2 EN ISO 17294-2:2004	0,02 ³ 0,1 – 1,0
¹ määrittämissmenetelmän määrittämissraja saa olla enintään 30 %:ia laatuormin arvosta, ² atomifluoresenssimenetelmä, ³ SYKEN laboratorion määrittämissraja, ⁴ ICP-MS, Labtium,			

KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			Julkaisuaika Syyskuu 2010
Tekijä(t)	Matti Verta, Tommi Kauppila, Susan Londesborough, Jaakko Mannio, Petri Porvari, Martti Rask, Kari-Matti Vuori ja Pekka J. Vuorinen			
Julkaisun nimi	Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta.</p> <p>Ympäristöministeriö asetti 3.4.2009 työryhmän valmistelemaan ympäristölaaturmeista vesipolitiikan alalla annetun direktiivin 2008/105/EY toimeenpanoa. Lainsäädäntötyön valmistelua tukemaan nimettiin asiantuntijaryhmä, jonka tehtävänä oli laatia ehdotukset mm:</p> <ul style="list-style-type: none"> – metallien; kadmiumin, lyijyn, nikkelin ja elohopean taustapitoisuuksista pintavesissä, – eliöstä, jonka elohopeapitoisuutta seurattaisiin, – pitoisuuksien pitkäaikaismuutosten seuraamiseksi sedimenttiin ja eliöstöön kertyvistä aineista. <p>Metallien taustapitoisuuksia selvitettiin kansallisten ja pohjoismaisten tietoaaineistojen ja erillistutkimusten pohjalta. Annetut suositukset taustapitoisuuksiksi perustuvat seuraavista tutkimus- ja seuranta-aineistoista saatuihin tietoihin: Pohjoismainen aineisto vuodelta 1995 (järvet, pitoisuus vedessä); GTK- puroaineisto vuodelta 1990 (joet, pitoisuus vedessä); SYKE:n kala-aineisto vuosilta 1968-2002 (ahven, elohopeapitoisuus). Aineisto tyypiteltiin veden humuspitoisuuden ja valuma-alueen mukaan sekä erikseen rannikkoalueille. Seurattavaksi eliöksi kertyville aineille esitetään ahventa ja joissakin Lapin vesissä taimenta. Ahvenen luonnontilaiseksi elohopeapitoisuudeksi (80 %) Suomessa arvioitiin Lapin järvien nykyinen mediaanipitoisuus ja laskettiin sedimenttiaineiston perusteella luonnontilainen elohopeapitoisuus humustyypeittäin. Työssä arvioitiin myös seurannan toteuttamisesta aiheutuvat lisäkustannukset.</p>			
Asiasanat	vesipuitedirektiivi, laatunormidirektiivi, metallit, kertyvät aineet, seuranta			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN	ISBN 978-952-11-3779-2 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (verkkokj.)
	Sivuja 45	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %) –
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), asiakaspalvelu PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 690 183, faksi (09) 5490 2190 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE) PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 610 123 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi, www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum September 2010
Författare	Matti Verta, Tommi Kauppila, Susan Londesborough, Jaakko Mannio, Petri Porvari, Martti Rask, Kari-Matti Vuori och Pekka J. Vuorinen			
Publikationens titel	Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta (Metallernas bakgrundshalter och uppföljningen av skadliga ämnen i Finska ytvatten – Förslag till verkställandet av miljö kvalitetsnormdirektivet)			
Publikationsserie och nummer	Finlands miljöcentrals rapporter 12/2010			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt				
Sammandrag	<p>Metallernas bakgrundshalter och uppföljningen av skadliga ämnen i Finska ytvatten – Förslag till verkställandet av miljö kvalitetsnormdirektivet</p> <p>Miljöministeriet tillsatte 3.4.2009 en arbetsgrupp som hade till uppgift att förbereda verkställandet av direktiv 2008/105/EY rörande miljö kvalitetsnormerna i vattenpolitiken. Till stöd för lagstiftningsarbetet utnämndes en expertgrupp, som bland annat hade till uppgift att föreslå:</p> <ul style="list-style-type: none"> – bakgrundshalter för metaller i ytvatten; kadmium, bly, nickel och kvicksilver, – organismer, vars kvicksilverhalter skall uppföljas, – en uppföljning av den långsiktiga utvecklingen av koncentrationen av ämnen som ackumuleras i sediment och/eller biota. <p>För att utreda bakgrundshalterna för metaller använde man sig av nordiskt kunskapsmaterial och enskilda forskningsresultat. Givna rekommendationer till bakgrundshalter baserar sig på följande data: Nordiskt material från 1995 (sjöar; halter i vatten); GTK material från 1990 om bäckar (älvar; halter i vatten); data från Finlands miljöcentral om fisk från 1968-2002 (abborre, kvicksilverhalt). Materialet typiserades enligt vattnets humushalt och avrinningsområdet i fråga och skilt för sig för kusttrakterna. Till kontrollorganism för ackumulerande ämnen föreslås abborre och i några vattendrag i Lappland laxöring. Abborrens kvicksilverhalt (80 %) i naturtillstånd i Finland beräknades vara medianhalten i lapska sjöar uträknat på basen av sedimentmaterial i naturtillstånd enligt humustyper. I arbetet värderades även tilläggskostnaderna för den tilltänkta uppföljningen.</p>			
Nyckelord	vattenramdirektiv, miljö kvalitetsnormdirektiv, metaller, ackumulerande ämnen, uppföljning			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN	ISBN 978-952-11-3779-2 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (online)
	Sidantal 45	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) –
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), kundservice PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 690 183, fax +358 9 5490 2190 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE) PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi, www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> September 2010
<i>Author(s)</i>	Matti Verta, Tommi Kauppila, Susan Londesborough, Jaakko Mannio, Petri Porvari, Martti Rask, Kari-Matti Vuori and Pekka J. Vuorinen			
<i>Title of publication</i>	Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatu- ja toimintadirektiivin toimeenpanosta (Background levels for metals and monitoring of priority substances in Finnish surface waters – Proposal for the implementation of Directive on Environmental Quality Standards)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of the Finnish Environment Institute 12/2010			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>				
<i>Abstract</i>	<p>Natural background levels for four metals (mercury, nickel, cadmium, lead) were estimated based on monitoring data from Finland and other Nordic countries. Recommendations were made for the implementation of Directive 2008/105/EC on environmental quality standards under the Water Framework Directive (WFD). The recommendations are based on 80-percentiles calculated from the Nordic lake dataset 1995 (water concentrations), stream water survey data 1990 of the Geological Survey of Finland (water concentrations) and SYKE's fish monitoring data 1968-2002 (perch mercury concentrations). The data was classified according to the content of humic acids and the characteristics of the water shed. WFD lake and river characterization criteria were used. For coastal waters background levels were estimated separately. The natural background of mercury in perch (80-percentile) was estimated to equal the current median of perch mercury levels in Lapland. The natural mercury background levels for different lake types were calculated based on sediment data. In addition, monitoring costs were estimated.</p>			
<i>Keywords</i>	Water Framework Directive, Directive on Environmental Quality Standards, metals, bioaccumulating substances, monitoring			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN 978-952-111- (pbk.)	ISBN 978-952-111- (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 45	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> –
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), Customer service P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 690 183, fax +358 9 5490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE) P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 610 123, fax +358 20 490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>				



ISBN 978-952-11-3779-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)