

# Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys

**Tom Frisk, Ämer Bilaletdin, Heikki Kaipainen,  
Arto Paananen ja Anu Peltonen**



**PIRKANMAAN YMPÄRISTÖKESKUKSEN  
RAPORTTEJA 03 | 2007**

# Pyhäjärven kunnostarpeen selvitys

**Tom Frisk, Ämer Bilaletdin, Heikki Kaipainen, Arto Paananen ja  
Anu Peltonen**

Tampere 2007

**PIRKANMAAN YMPÄRISTÖKESKUS**



PIRKANMAAN  
YMPÄRISTÖKESKUS

PIRKANMAAN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 03 | 2007  
Pirkanmaan ympäristökeskus  
Vesienhoito-osasto

Taitto: Anu Peltonen  
Kansikuva(t): Arto Paananen

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut)

Yliopistopaino Oy, Tampere 2007

ISBN 978-952-11-2747-2 (nid.) tai (sid.)  
ISBN 978-952-11-2752-6 (PDF)  
ISSN 1796-1793 (pain.)  
ISSN 1796-1807 (verkkokj.)

## SISÄLLYS

<b>1 Johdanto</b> .....	<b>5</b>
<b>2 Alueen kuvaus ja seurantaohjelma</b> .....	<b>6</b>
<b>3 Veden laatu</b> .....	<b>10</b>
3.1 Pyhäjärvi.....	10
3.1.1 Yleistä .....	10
3.1.2 Fosfori.....	11
3.1.3 Typpi.....	18
3.1.4 Klorofylli ja muut laatutekijät .....	22
3.2 Joet.....	28
<b>4 Pyhäjärven ravinnekuormitus ja ainetaselaskelmat</b> .....	<b>30</b>
4.1 Laskentamenetelmät .....	30
4.1.1 Ravinnekuormitus.....	30
4.1.2 Järvialtaiden ainetaseiden laskenta .....	30
4.2 Hydrologia.....	33
4.3 Vesistöalueen järvialtaiden ja osavalue-alueiden systeemikuvaus .....	33
4.4 Ravinnekuormitus.....	34
4.5 Pyhäjärven ainetase .....	38
4.6 Kuormitusskenaariot ja laskentatulokset .....	39
<b>5 PCB-pitoisuudet Pyhäjärven pohjoisosassa</b>	
5.1 Yleistä .....	41
5.2 PCB-yhdisteet ja dioksiinit.....	41
5.3 Menetelmät ja aineiston käsittely .....	42
5.4 Tulokset ja niiden tarkastelu .....	44
5.4.1 PCB-yhdisteet sedimenteistä.....	44
5.4.2 PCB-yhdisteiden levinneisyys ja kertyminen.....	51
5.4.3 PCB-yhdisteet kaloissa .....	55
5.4.4 PCB-yhdisteet simpukoissa.....	56
5.5 Yhteenvedo.....	57
<b>6 Toimenpidesuositukset</b> .....	<b>59</b>
6.1 Perustoimenpiteet .....	59
6.1.1 Pistekuormitus .....	59
6.1.2 Hajakuormitus .....	59
6.1.3 Vedenotto.....	60
6.1.4 Toiminta pohjavesialueilla .....	60
6.1.5 Vesistöjen säännöstely .....	61
6.1.6 Haitalliset aineet.....	61
6.1.7 Arvio perustoimenpiteiden riittävydestä .....	61
6.2 Täydentävät toimenpiteet.....	62
6.2.1 Taloudellinen tuki.....	62

6.2.2 Vesistöön kohdistuvat suorat toimenpiteet .....	62
6.2.3 Täydentävien toimenpiteiden vaihtoehdot.....	62
6.3 PCB .....	63

# 1 Johdanto

Pyhäjärven alueella tarkoitetaan tässä selvityksessä vesialuetta Tampereen Tammerkoskesta Rauttunselälle. Tarkkaan ottaen Pyhäjärvi rajoittuu etelässä Lempäälän kanavaan, mutta tarkoituksenmukaisuussyistä em. kokonaisuus on nimetty Pyhäjärven alueeksi. Tästä alueesta ei ole tehty varsinaista vesiensuojelusuunnitelmaa eikä kunnostuksen tarveselvitystä. Kokemäenjoen vesistön vesien käytön kokonaisuunnitelmassa (Vesihallitus 1983) on vedenlaatuasioita tarkasteltu yleisesti. Alue on Tampereen ja sen monien lähikuntien keskeistä vesienkäyttö- ja virkistysaluetta. Perinteisesti se on kuitenkin koko Kokemäenjoen vesistön rehevimpiä johtuen tehokkaasta maanviljelyksestä ja jätevesikuormituksesta. Pistekuormituksen vähentäminen suuressa määrin ei näytä realistiselta lähitulevaisuudessa; poikkeuksena Tampereen ja lähikuntien jätevesien keskuspuhdistamohanke, jolloin puhdistamon purkupaikan sijainti tulee ratkaistavaksi. Tämän selvityksen painopiste on paljolti suunnattu hajakuormitukseen.

Tämän hankkeen tarkoituksena on inventoida ja määrittää kvantitatiivisesti Pyhäjärven kunnostustarpeeseen liittyvät paineet Pyhäjärven eri osavaluma-alueilla sekä Pyhäjärven osa-altailla. Tämä selvitys palvelee yhtäältä suoranaisia kunnostustarpeita, toisaalta selvitys antaa pohjan Vesipolitiikan puitedirektiivin (2000) velvoittaman vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman toteuttamiselle ko. alueella. Toimenpideohjelmat eri ongelma-alueille – kuten Pyhäjärven alueelle – tullaan laatimaan v. 2008 loppuun mennessä. Selvityksen pääpaino on ravinnekuormituksessa ja sen vaikutuksissa Pyhäjärven tilaan.

Lisäksi on selvitetty Pyhäjärven pohjoisosan erityisongelmaa, pohjasedimenttiin kertyneitä PCB-yhdisteitä. Vuosikymmeniä käytössä olleita teollisia PCB-valmisteita on kulkeutunut eri tavoin Pyhäjärveen. Järviolosuhteissa ne kulkeutuvat pääasiassa orgaanisen aineen mukana, rikastuvat ravintoketjussa ja kertyvät etenkin vesieliöihin sekä sedimentoituvat pohjaan. Tämä lisäselvitys on noussut ajankohtaiseksi viime aikoina, kun paineet erilaisista rakennushankkeista Pyhäjärven ympärillä ovat nousseet toteutusasteelle. Tie- ja asutusrakentamisen vaikutus edellyttää monissa tapauksissa Pyhäjärven pohjan kaivua erilaisten kaapeleiden tai maaperän tukitoimenpiteiden vuoksi. Tämä aiheuttaa myrkyllisten aineiden mobilisoitumista pohjasedimentistä. Monissa tapauksissa on huomioitava myös mahdollinen läjitysongelma. Lyhyesti on myös esitetty Suomen ympäristökeskuksen keräämiä tietoja Pyhäjärven kalojen haitta-ainepitoisuuksista sekä Tampereen kaupungin selvitys simpukoiden altistuskokeesta.

Pirkanmaan ympäristökeskuksen tutkimusosaston kehittämät valuma-alue- ja vedenlaatumallit (Frisk 1989, Bilaletdin ym. 1991, Bilaletdin ym. 1996) antavat erittäin hyvän lähtökohdan tarkastella eri kuormitustekijöiden vaikutuksia vesistön veden laatuun nyt ja tulevaisuudessa.

## 2 Alueen kuvaus ja seurantaohjelma

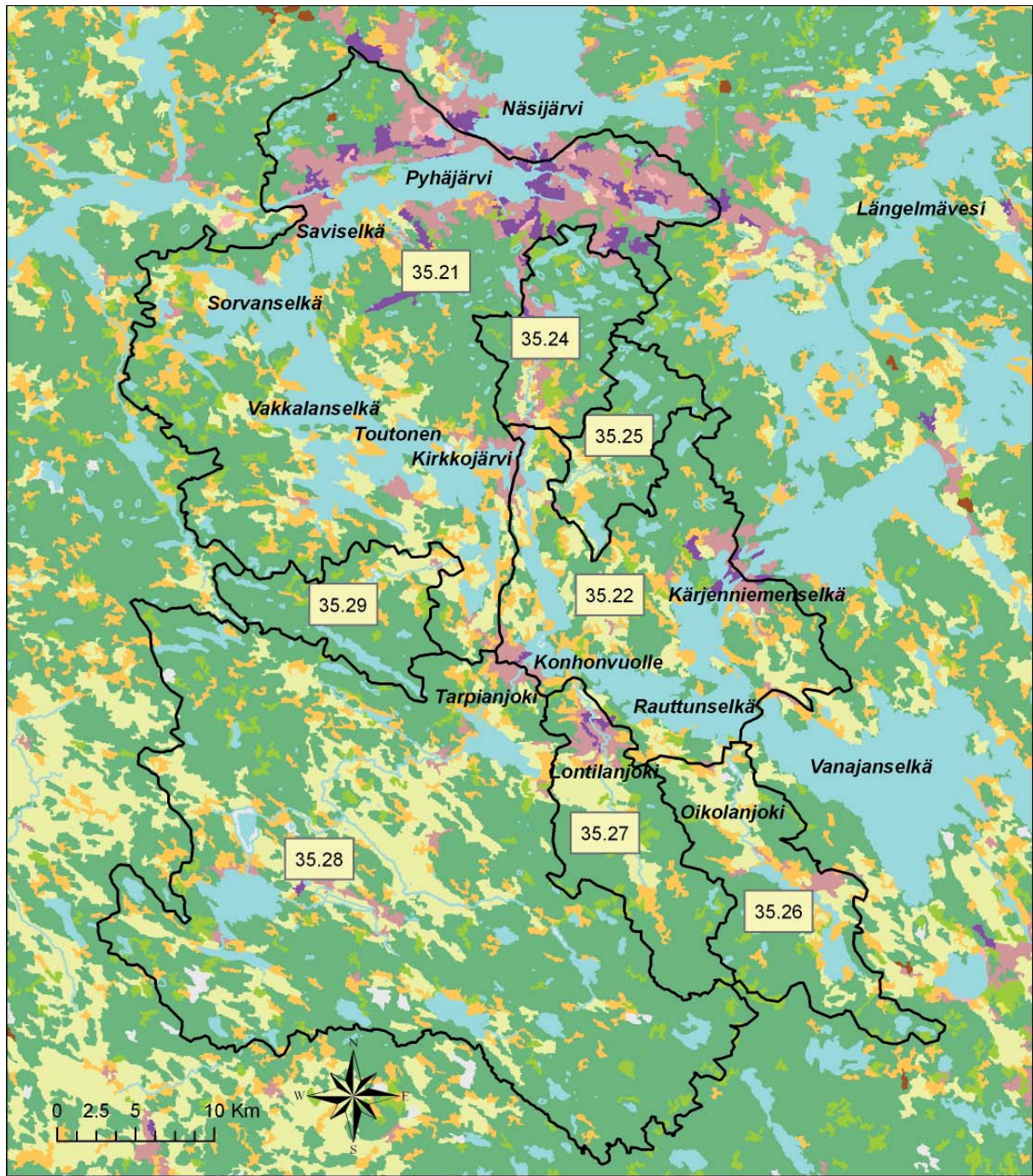
Pyhäjärven reitti on jatkoa Vanajaveden reitille, joka laskee Lepaanvirran kautta Vanajanselkään. Vanajanselän jälkeen reittiin yhtyy Valkeakosken kautta Kärjenniemenselkään laskeva Längelmäveden – Hauhon reitti. Tässä selvityksessä Pyhäjärven alueeksi on käsitetty vesistöalue Tammerkoskesta Rauttunselkään. Rauttunselkään laskee etelästä myös Oikolanjoen vesistöalue. Reitti jatkuu Konhonvuolteen kautta kohti Lempäälää. Konhonvuolteen jälkeen reittiin yhtyvät Lontilanjoen ja Tarpianjoen vesistöalueet. Reitin alaosalla ovat seuraavat selkälueet: Kirkkojärvi, Toutonen, Vakalanselkä ja Sorvanselkä. Pyhäjärven reitti laskee Sotkanvirran kautta Saviselkään ja edelleen Nokianvirtaan, jossa siihen yhtyy pohjoisesta laskeva Näsijärven reitti. Tampereen alapuolinen Pyhäjärvi on koko vesistöalueen keskusjärvi.

Suunnittelualue osavaluma-alueineen on esitetty kuvassa 2.1, jossa näkyy myös pääpiirteissään maankäyttö seuraavalla jaolla: vesialue, taajama, pellot, metsät (taulukko 2.1). Kuvassa 2.2 on esitetty Pyhäjärven suunnittelualueen koko valuma-alue.
















Vesistöalue on säännöstelty. Virtaamia säännöstellään Tammerkoskessa, Nokianvirrassa Melon voimalaitoksella ja Lempäälässä Herralanvirran padolla ja toisinaan myös itse Lempäälän kanavassa.

Pyhäjärven ja siihen laskevien jokien seuranta suoritettiin jaksolla 1.1.2003 – 28.4.2005 havaintopaikasta riippuen. Kuvassa 2.3 on esitetty järven ja jokien havaintopaikat ja taulukossa 2.2 havaintopaikkojen tarkemmat tiedot. Järvipisteiden havainnointitiheyden tavoite oli yksi havainto kuukaudessa eri syvyyksistä ja joissa yksi havainto viikossa huippuvirtaamien aikana ja yksi havainto kuukaudessa pienien virtaamien aikana. Käytännön syistä näytteenotto-ohjelma kuitenkin hieman supistui tästä tavoitteesta. Järvipisteiden määritykset olivat: lämpötila, happipitoisuus, hapen kyllästysaste, sähkönjohtavuus, pH, väriluku, kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitraatti-nitriittityppi, kokonaisfosfori, suodatettu kokonaisfosfori, rauta, näkösyvyys ja klorofylli. Jokipisteiden analyysit olivat: lämpötila, kiintoaine, sähkönjohtavuus, pH, väriluku, kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitraatti-nitriittityppi, kokonaisfosfori, suodatettu kokonaisfosfori, rauta ja näkösyvyys.

Kaikki valitut Pyhäjärven seurantaohjelman pisteet ovat myös velvoitetarkkailussa ja mm. Sorvanselän piste on valtakunnallinen havaintopiste. Tämä tarkoittaa sitä, että näitä seurantapistettä havainnoidaan jatkuvasti vuosittain vähintään kaksi kertaa vuodessa. Valittujen seurantapisteen lisäksi on myös havaintopisteitä, joita on käytetty tässä selvityksessä lähinnä taustatietoina.

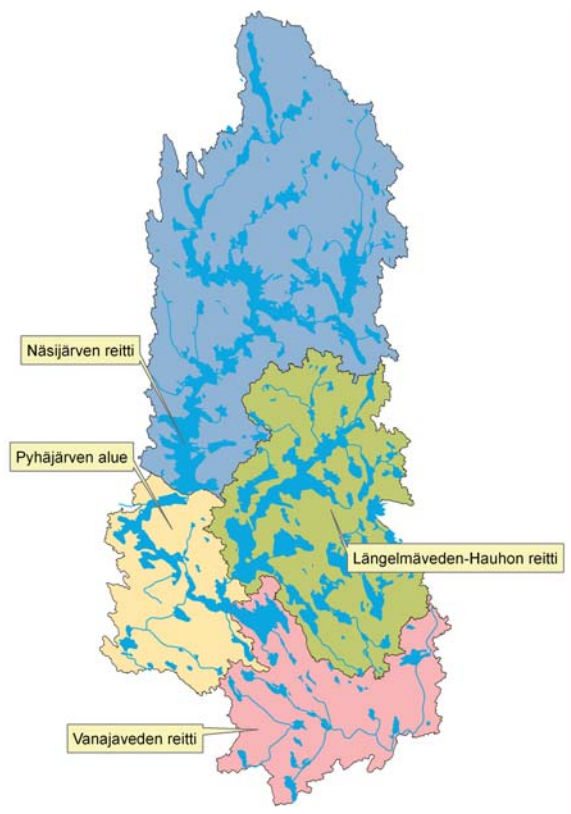


### Maankäyttömuodot

 Asuinalueet	 Heterogeeniset maatalousvaltaiset alueet
 Teollisuuden, palveluiden ja liikenteen alueet	 Sulkeutuneet metsät
 Maa-aineisten ottoalueet, kaatopaikat ja rakennustyöalueet	 Harvapuustoiset metsät ja pensastot
 Virkistys- ja vapaa-ajan toiminta-alueet	 Avoimet kankaat ja kalliomaat
 Peltomaat	 Sisämaan kosteikot ja avosuot
 Puu- ja pensasviljelmät	 Rannikon kosteikot
 Laidunmaat	 Sisävedet
	 Merivedet

Kuva 2.1. Suunnittelualue, Tammerkoski–Rauttunselkä, osavalmu-alueet ja maankäyttö.





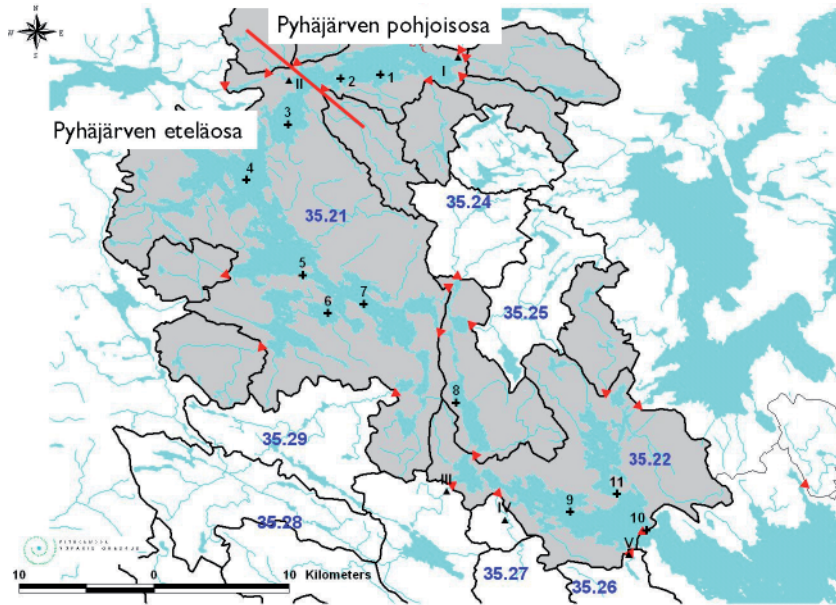
Kuva 2.2. Pyhäjärven koko vesistöalue

Taulukko 2.1. Osavaluma-alueiden maankäyttömuotojen pinta-alat ja osuudet prosentteina valuma-alueen pinta-alasta.

Numero	Pinta-ala km <sup>2</sup>	Järvisyys km <sup>2</sup>	Metsätalous- maat km <sup>2</sup>	Maatalous km <sup>2</sup>	Taajama km <sup>2</sup>
35,21	679,47	136,01	356,90	98,95	41,04
35,22	273,51	34,04	136,57	57,99	9,66
35,231	244,72	102,95	91,54	40,42	3,05
35,24	87,43	6,49	62,15	7,75	6,20
35,25	63,56	4,83	49,34	7,51	0,62
35,26	136,26	11,73	88,70	28,16	3,41
35,27	118,00	1,06	84,29	24,60	4,03
35,28	773,90	47,90	535,93	158,17	11,49
35,29	79,73	4,49	60,06	12,52	0,83

Numero	Pinta-ala km <sup>2</sup>	Järvisyys %	Metsätalous- maat %	Maatalous %	Taajama %	Muut %
35,21	679,47	20	53	15	6	7
35,22	273,51	12	50	21	4	13
35,231	244,72	42	37	17	1	3
35,24	87,43	7	71	9	7	6
35,25	63,56	8	78	12	1	2
35,26	136,26	9	65	21	3	3
35,27	118,00	1	71	21	3	3
35,28	773,90	6	69	20	1	3
35,29	79,73	6	75	16	1	2



Kuva 2.3. Pyhäjärven ja siihen laskevien jokien seurantaohjelman havaintopaikat. Harmaalla merkitty alue kuvaa Pyhäjärven lähivaluma-aluetta. Havaintopaikkojen selitykset taulukossa 2.2.

Taulukko 2.2. Seurantaohjelman Pyhäjärven ja siihen laskevien jokien havaintopaikat.

Numero	Paikka	YKP	YKI	Syvyys	Kunta	Vesistö- alue	Vesistöalueen nimi
1	Pyhäjä Selkäsaari	6823404	3321785	22.0	Pirkkala	35.211	Pyhäjärven la
2	Pyhäjä Rajasaaren silta	6823139	3318849	12.5	Pirkkala	35.211	Pyhäjärven la
3	Pyhäjä 106 Saviselkä	6819713	3314936	19.7	Pirkkala	35.211	Pyhäjärven la
4	Pyhäjä Sorvanselkä	6815607	3311892	14.9	Nokia	35.211	Pyhäjärven la
5	Pyhäjä K10b Vakkalanselkä	6808567	3316035	17.0	Vesilahti	35.211	Pyhäjärven la
6	Pyhäjä K10c Sakaselkä	6805746	3317908	4.7	Vesilahti	35.211	Pyhäjärven la
7	Pyhäjä Toutosenselkä	6806436	3320564	9.5	Vesilahti	35.211	Pyhäjärven la
8	Kortese K16 Niittysaari	6799131	3327398	7.1	Lempäälä	35.221	Vuolteen a
9	Vanaja 50 Makkaraselkä	6791055	3335800	9.2	Valkeakoski	35.222	Jumusen - Rauttunselän a
10	Vanajanse 99 Viidennumero	6789714	3341446	22.5	Valkeakoski	35.222	Jumusen - Rauttunselän a
II	Vanaja 70 Rautunniemi	6792377	3339285	7.2	Valkeakoski	35.222	Jumusen - Rauttunselän a
I	Ratinanvuolle 8010	6824661	3327531	4.0	Tampere	35.211	Pyhäjärven la
II	Nokiankoski 8100 ylävirt	6822966	3314985	3.1	Nokia	35.211	Pyhäjärven la
III	Tarpianjoki 2	6792565	3326676	1.0	Viiala	35.281	Tarpianjoen alaosan a
IV	Nahkialanjo Rättö mts	6790465	3330966	1.0	Toijala	35.271	Nahkialanjoen a
V	Oikolanjoki 6	6787881	3340140	1.8	Valkeakoski	35.261	Oikolanjoen alaosan a

## 3 Veden laatu

### 3.1

### Pyhäjärvi

#### 3.1.1

#### Yleistä

Vesien yleinen käyttökelpoisuus arvioidaan tavallisesti pintaveden perusteella virkistyskäytön kannalta oleellista kesäkautta painottaen. Vesien luokitteluperusteet muuttuvat lähivuosina vesipuitedirektiivin ja vesienhoitolain vaatimuksia vastaavaksi. Biologisia muuttujia painotetaan nykyistä enemmän, koska luokittelu tehdään vertaamalla nykyistä ekologista tilaa luonnontilaan. Veden käyttökelpoisuuden laatuoluokituksessa käytetään ympäristöhallinnossa vakiintunutta käytäntöä, jossa laatuoluokkia on viisi: erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono. Luokituksessa käytetyt keskeisimmät muuttujat ovat veden kokonaisfosforipitoisuus, aktiivisen yhteyttämispigmentin määrää kuvaava a-klorofyllipitoisuus, happipitoisuus, väri, näkösyvyys, hygienian indikaattoribakteerit, haitalliset aineet (raskasmetallit) sekä levähaitat. Vesien yleisen käyttökelpoisuusluokituksen raja-arvot ovat sisävesissä keskeisimpien muuttujien osalta seuraavat:

Laatuluokka	Kokonaisfosforipitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Klorofyllipitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
I Erinomainen	<12	<4
II Hyvä	<30	<10
III Tyydyttävä	<50	<20
IV Välttävä	50-100	20-50
V Huono	>100	>50

Pyhäjärven pohjoisosan (Ratinan suvanto – Nokianvirta) laatuluokka on keskimäärin tyydyttävä (III lk), järven keskisissä osissa ajoittain jopa hyvä (II lk). Lievä rehevyys ja ruskeavetisyys ovat tunnusomaisia järvelle; veden laatu on kohentunut 80-luvulta alkaen pistemäisen kuormituksen (Serla Oy, Viinikan puhdistamo) vähennyttyä merkittävästi. Näsijärvestä tuleva vesi on laatuluokaltaan hyvää (II lk) ja se ei ole läheskään niin maatalouden kuormittamaa kuin Pyhäjärven eteläosan vesi ja Pirkanmaan vesistöt yleensä. Valtakunnallisen leväkukintaseurannan ja levähaittarekisteriin kertyneiden tietojen mukaan Pyhäjärven pohjoisosassa on usein vähän tai runsaasti leväkukintahavaintoja vuodesta riippuen. Levä on pääasiassa sinilevää.

Pyhäjärven eteläosan (Nokianvirta – Rauttunselkä) laatuluokka on keskimääräisesti tyydyttävää (III lk), mutta varsinkin lahtialueilla laatuluokka on välttävä (IV lk) leväsiintymien vuoksi. Vanajavedeltä tuleva vesi on maatalouden kuormittamaa, mutta Mallasvedeltä tuleva vesi jonkin verran parantaa veden laatua jonkin verran sekoittuessaan Rauttunselällä. Rauttunselältä Nokianvirtaan asti rantavyöhyke on tehokkaassa viljelyksessä ja huonontaa veden laatua entisestään. Valtakunnallisen leväkukintaseurannan ja levähaittarekisteriin kertyneiden tietojen mukaan Pyhäjärven eteläosassa on vähän, runsaasti tai erittäin runsaasti levää vuodesta riippuen; leväkukintojen todennäköisyys on siis suurempi kuin Pyhäjärven pohjoisosassa. Levä on pääasiassa sinilevää.

Typen ja fosforin osuutta perustuotantoa rajoittavina tekijöinä joudutaan arvioimaan pohdittaessa jommankumman tai molempien ravinteiden poistotarvetta jäte-

vesistä, hajakuormituksesta ja kuormituksen vähentämisen vaikutuksia purkualueen rehevyytasoon. Minimiravinteiden määrittämistä vaikeuttaa mm. se, että ravinteet ja muut tekijät rajoittavat eri levälajien kasvua eri tavoin. Minimiravinne saattaa samallakin lajilla vaihdella kasvukauden eri aikoina. Tämä johtuu lajien erilaisista ravinnevaatimuksista ja ravinteiden saatavuuden, käyttökelpoisuuden sekä kiertonopeuden vaihteluista. Fosfori on useimmiten minimiravinteena Suomen sisävesistöissä.

Ravannesuhdetarkastelut antavat alustavan käsityksen vesistön minimiravinteesta. Minimiravinteiden arvioimiseksi voidaan käyttää mm. kokonaisravinteiden tai mineraaliravinteiden ravinnesuhteita. Tässä selvityksessä on verrattu kaikkien hankkeen järvihavaintopisteiden kokonaisravinteiden suhdetta kok-N / kok-P. Forsbergin ym. (1978) mukaan suhteen ollessa < 10 minimiravinne on typpi, suhteen ollessa välillä 10 – 17 minimiravinne on fosfori ja typpi ja suhteen ollessa > 17 minimiravinne on fosfori. Koko Pyhäjärven alueella fosfori on pääosin selvästi minimiravinne ja säätelee siten leväkasvua. Pyhäjärven pohjoisosassa fosfori on jatkuvasti selvästi minimiravinteena, havaintopisteiden ravinnesuhteiden keskiarvon ollessa n. 75. Typen määrää tällä alueella nostaa entisestäänkin Tampereen kaupungin jätevedenpuhdistamot, joiden kokonaistypen poisto (Viinikka n. 30 % ja Rahola n. 20%) on selvästi pienempi kuin kokonaisfosforin poisto (yli. 95 %). Pyhäjärven eteläosassa fosfori on pääosin myös minimiravinne, havaintopisteiden ravinnesuhteiden keskiarvo on n. 22. Muutamassa havaintopaikassa ravintosuhteet on heinäkuun puolivälin ja syyskuun aikana 12 – 17, jolloin minimitekijänä olisi fosfori ja typpi. Missään havaintopaikassa ravinnesuhde ei kuitenkaan laske alle 10, jolloin typpi olisi selkeä minimitekijä.

Alhaisen typpiravinteiden määrän tiedetään suosivan sinilevien esiintymistä. Osa sinilevistä kykenee sitomaan ilmakehän typpeä, kun veden typen pitoisuudet ovat alhaisia. Pyhäjärven eteläosan typpipitoisuudet ovat kuitenkin sillä tasolla, että typen sidonta ei todennäköisesti lisää merkittävästi sinilevien esiintymistä. Eteläosan hetkelliset typen suhteellisen pienet osuudet johtuvat maatalouden peltokuormituksen voimakkaasta fosforikuormasta. Typen suhteellisen osuuden laskiessa minimiravinnetasolle, tulisi vähentää voimakkaasti nimenomaan fosforin kuormitusta, jotta fosforista tulisi jatkuvasti leväkasvun minimiravinne.

Pyhäjärven järvi-altaiden tilan selvittämiseksi tarkastellaan tässä raportissa 11 järvipisteen ja kahden ns. jokipisteen veden laatua jaksolla 4/2003 – 4/2005. Järvipisteiden osalta esitetään pinnan ja pohjan läheisen veden pitoisuudet. Tässä yhteydessä esitetyt Ratinanvuolteen ja Nokiankosken ylävirran vedenlaadun havainnointi edustavat käytännössä Näsijärven ja Pyhäjärvestä Kokemäenjokeen lähtevän veden laatua.

### 3.1.2

## Fosfori

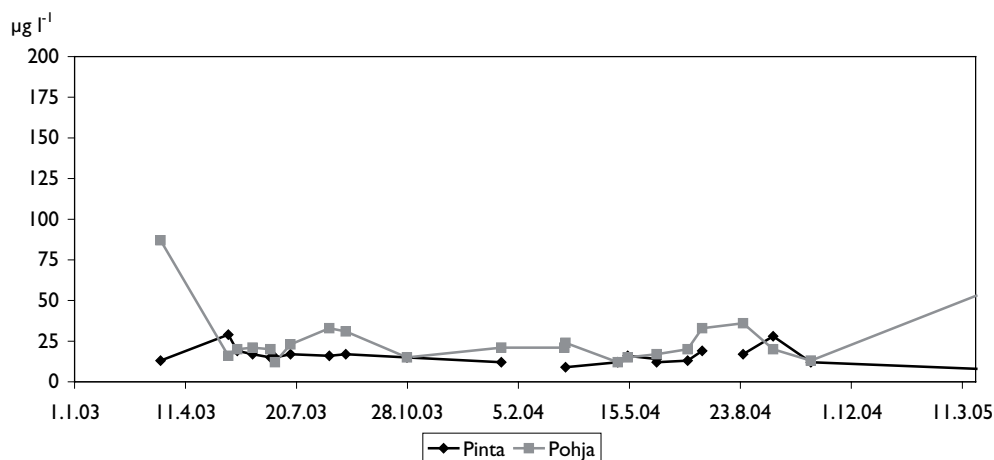
Yleisesti voidaan sanoa kokonaisravinteiden ja klorofyllin osalta, että Näsijärvestä tulevan veden pitoisuudet nousevat Pyhäjärven pohjoisosassa lähinnä Tampereen jätevedenpuhdistamoiden kuormituksen vuoksi kuvat (3.12 – 3.16). Vanajaveden ja Mallasveden suunnasta tulevan veden pitoisuudet nousevat Pyhäjärven eteläosassa ennen Nokianvirtaa lähinnä maatalouden kuormituksen vuoksi. Pohjoisosan ja eteläosan veden sekoittuessa Nokianvirran veden laatu on pitkällä aikavälillä lähellä näiden Pyhäjärven osien vedenlaadun keskiarvoa, koska pohjoisesta ja etelästä tulevat vesimäärät ovat hyvin lähellä toisiaan, toisin sanoen kokonaisvaluma-alueet ovat melkein yhtä suuret. Virtausolosuhteista riippuen – molemmista suunnista tulevat vedet ovat säännösteltyjä – lyhytaikaisesti tilanne on kuitenkin Nokianvirrassa erilainen. Tähän säännöstelyyn aiheuttamaan tilanteeseen ei kuitenkaan tässä raportissa puututa.

Pyhäjärven pohjoisosassa kokonaisfosforin keskipitoisuus Ratinanvuolteessa on havaintojaksolla 10,8 µg l<sup>-1</sup>, joka vastaa Näsijärven veden laatua. Selkäsaaren ja Ra-

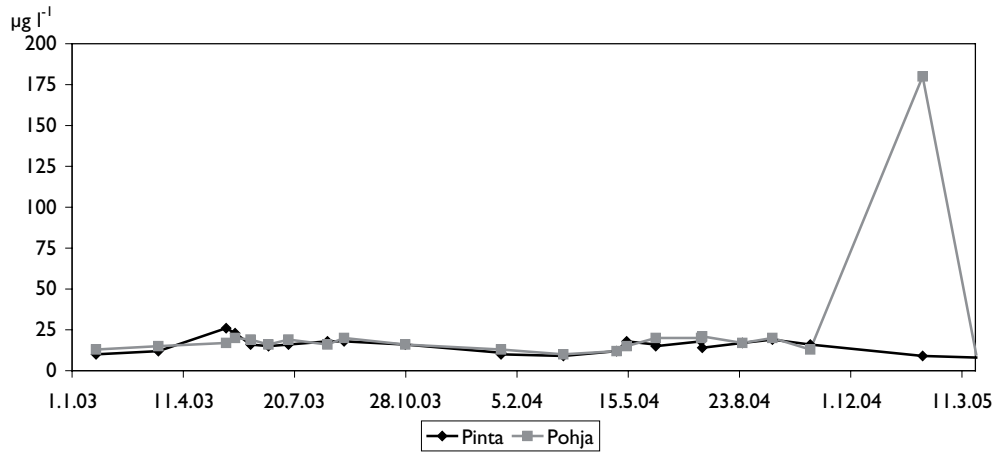
jasaaren havaintopisteiden kokonaisfosforin keskipitoisuudet ovat 15,7  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja 15,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  pintakerroksessa ( kuvat 3.1 ja 3.2). Kokonaisfosforin nousu johtuu Tampereen jätevedenpuhdistamoiden kuormituksesta. Pohjan keskipitoisuudet ovat 25,6  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja 23,7  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Selkäsaaren ja Rajasaaren suurimmat pohjanläheiset pitoisuudet ovat 87  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja 180  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Pyhäjärven eteläosan fosforipitoisuuksia seurataan tulosuunnasta, jonka ensimmäinen havaintopiste on Viidennumero. Pintakerroksen kokonaisfosforin keskipitoisuus on 28,5  $\mu\text{g l}^{-1}$  (kuva 3.11). Tämä kuvaa Vanajaveden keskipitoisuutta seurantajaksolla. Pohjan läheisen veden keskipitoisuus on 43,9  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Mallasveden suunnasta tuleva veden havaintopaikan Rauttunniemen pintakerroksen kokonaisfosforin keskipitoisuus on 20  $\mu\text{g l}^{-1}$ , mikä selvästi parantaa sekoittuessaan Pyhäjärven eteläosan laatua (kuva 3.10). Myös pohjan läheisen veden keskipitoisuus on vain 27,6  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Makkaranselän pintakerroksen kokonaisfosforin keskipitoisuus on 22,7  $\mu\text{g l}^{-1}$  (kuva 3.9). Tarpianjoen suuren valuma-alueen kuormitus näkyy seuraavissa havaintopisteissä. Korteselän ja Toutosenselän pintakerroksen kokonaisfosforin keskipitoisuudet ovat 36,9  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja 37,3  $\mu\text{g l}^{-1}$  ( kuvat 3.7 ja 3.8). Toutosenselältä löytyy koko Pyhäjärven suurin pohjanläheinen fosforipitoisuus 2500  $\mu\text{g l}^{-1}$  loppupalvelta 2003. Myös loppukesän 2003 pohjanläheinen fosforipitoisuus on 1200  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Sakaselän havaintopiste on hieman sivussa tarkastelluista järviältäista ja voidaan olettaa, että sen vedenvaihtuvuus on huonompi kuin muissa pisteissä ja siksi myös ravinnepitoisuudet suuremmat. Pintakerroksen kokonaisfosforin keskipitoisuus on 43,9  $\mu\text{g l}^{-1}$ , joka on suurin koko seurantaohjelmassa (kuva 3.6). Vakkalanselän, Sorvanselän ja Saviselän havaintopisteiden kokonaisfosforin keskipitoisuudet ovat 34,0  $\mu\text{g l}^{-1}$ , 24,2  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja 25,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  pintakerroksessa ( kuvat 3.3, 3.4 ja 3.5). Nokianvirran kokonaisfosforin keskipitoisuus on hyvin lähellä Pyhäjärven pohjoisen 15,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja etelän 25,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  keskiarvoa. Kokonaisfosforin keskipitoisuus havaintojaksolla on 20,2  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

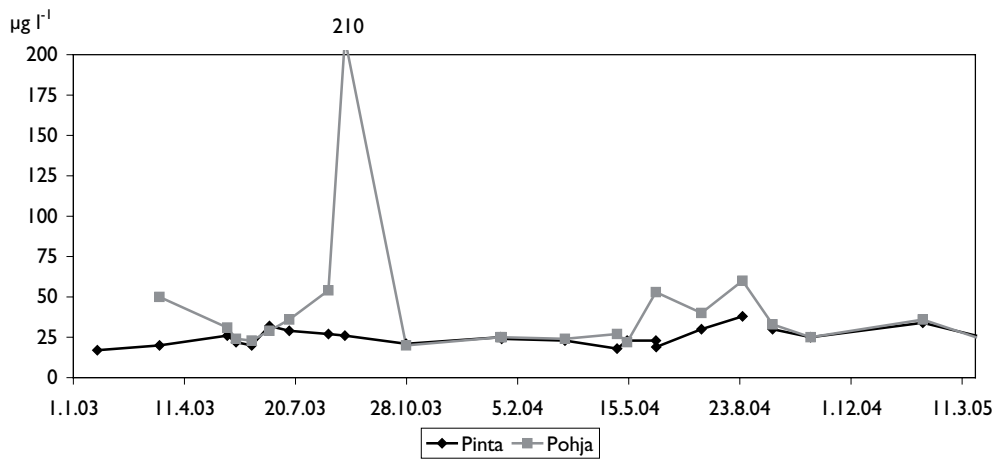
Suodatetun kokonaisfosforin pintakerroksen keskipitoisuudet koko seurantaohjelmassa eivät muutu radikaalisti: ne vaihtelevat välillä 3,6  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Ratinan vuolle) – 12,0  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Viidennumero), jotka kuvaavat paljolti Näsijärven ja Vanajaveden vettä. Selvästi peltovaltaisilla alueilla suodatetun kokonaisfosforin määrä suhteessa kokonaisfosforiin on pieni, koska suuri osa fosforista huuhtoutuu vesistöön eroosion kautta kiintoaineen mukana. Ensi katsomalta on hämmästyttävää, että vaikka kokonaisfosfori lisääntyy Pyhäjärven pohjoisosassa Tampereen jätevedenpuhdistamoiden vuoksi, niin suodatetun kokonaisfosforin osuus ei oleellisesti nouse. Tämä selittyy sillä, että Näsijärvestä tulevan veden leville käyttökelpoisen fosforin osuus on luontaisesti suhteellisen pieni ja jätevedenpuhdistamoiden päästöjen liukoinen fosfori siirtyy hyvin nopeasti leväkasvuun.



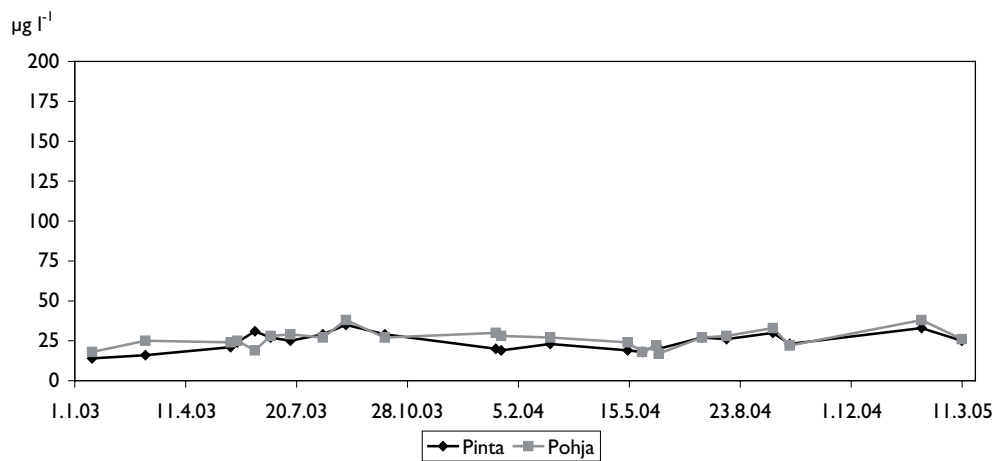
Kuva 3.1. Selkäsaari, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



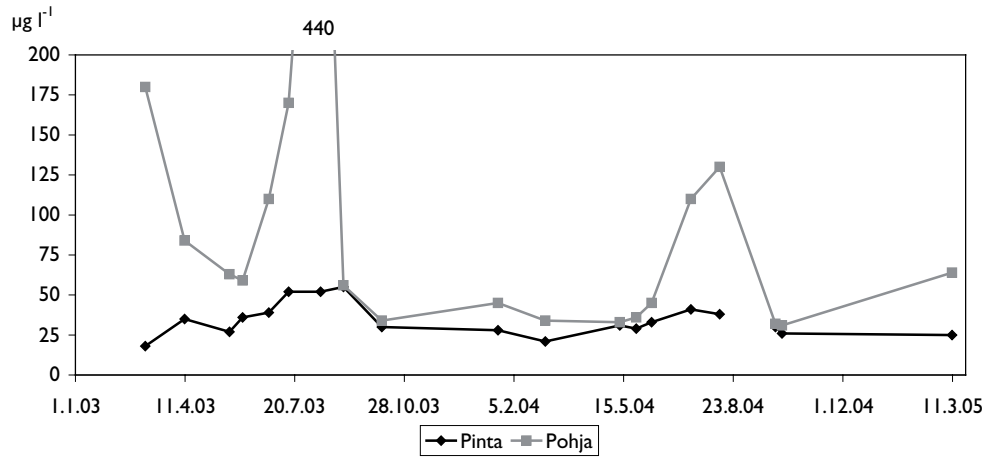
Kuva 3.2. Rajasaaren silta, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



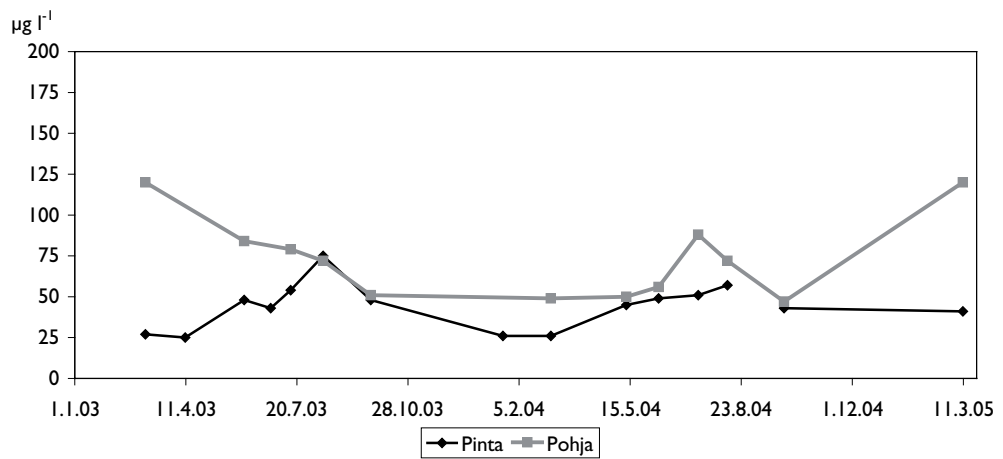
Kuva 3.3. Saviselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



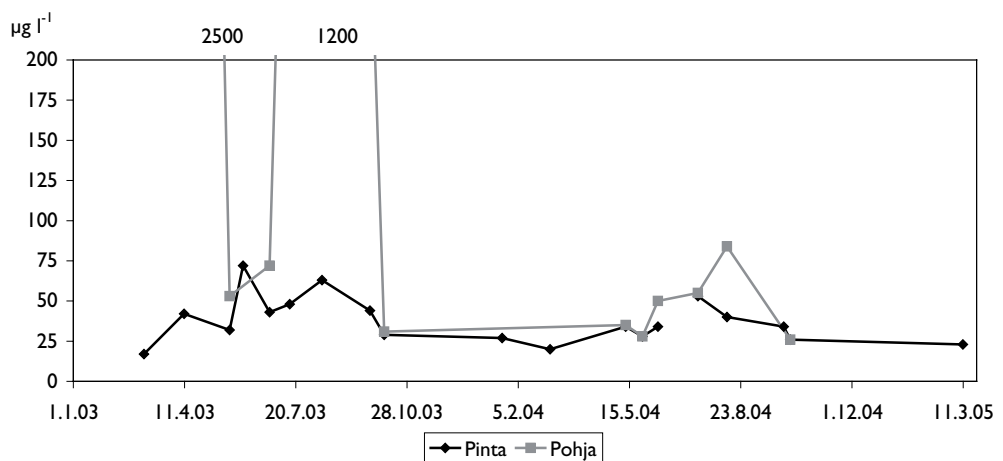
Kuva 3.4. Sorvanselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



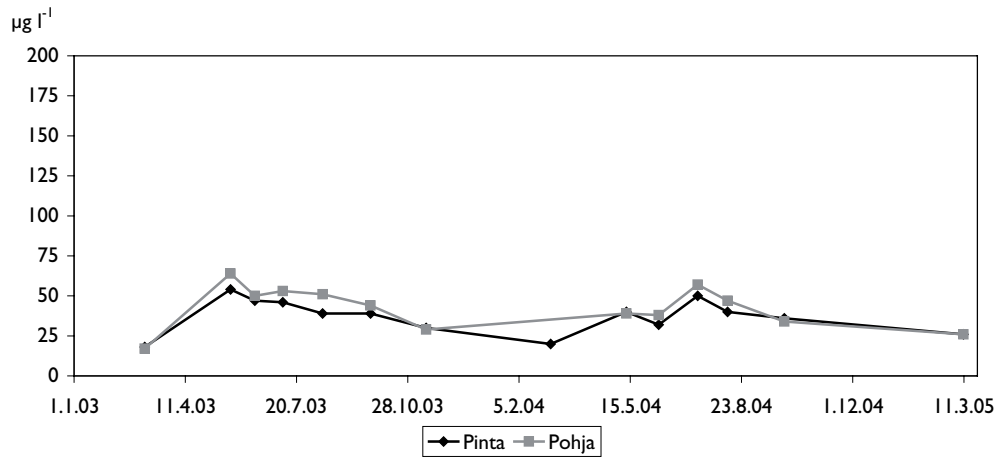
Kuva 3.5. Vakkalanselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



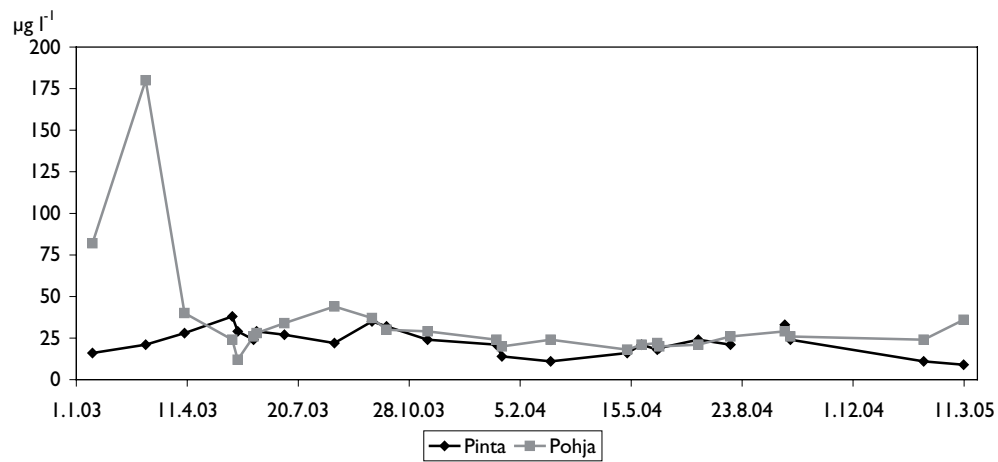
Kuva 3.6. Sakaselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



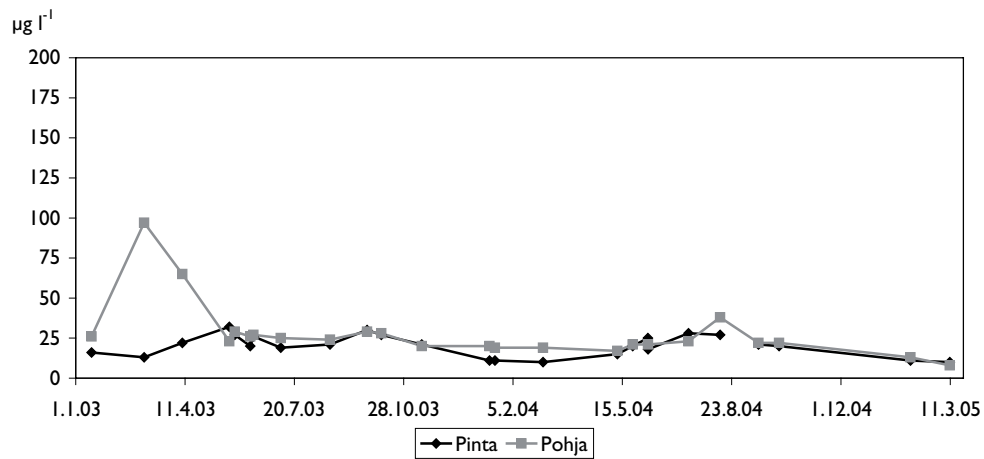
Kuva 3.7. Toutosenselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



Kuva 3.8. Kortteselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

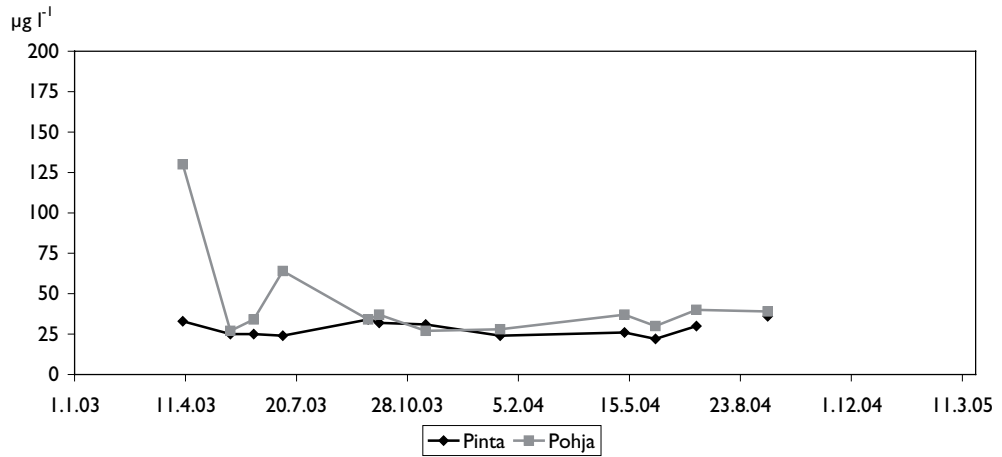


Kuva 3.9. Makkaraselkä, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

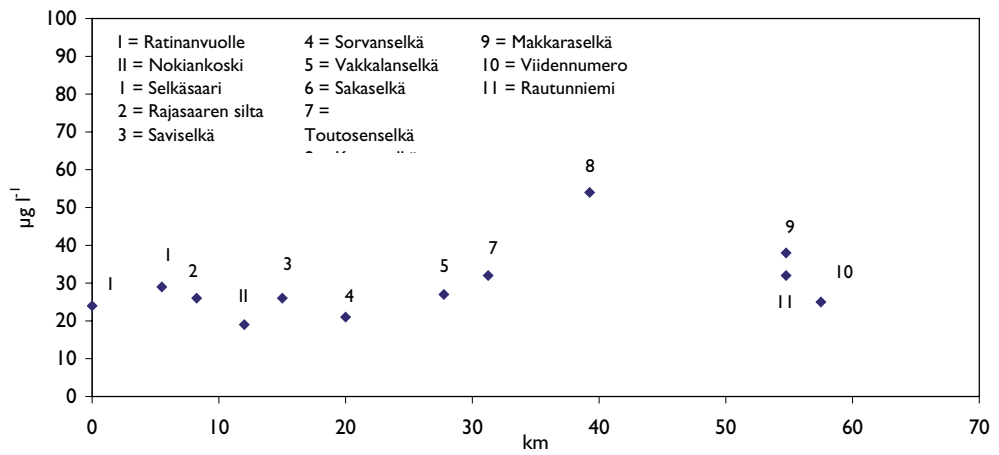


Kuva 3.10. Rautunniemi, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

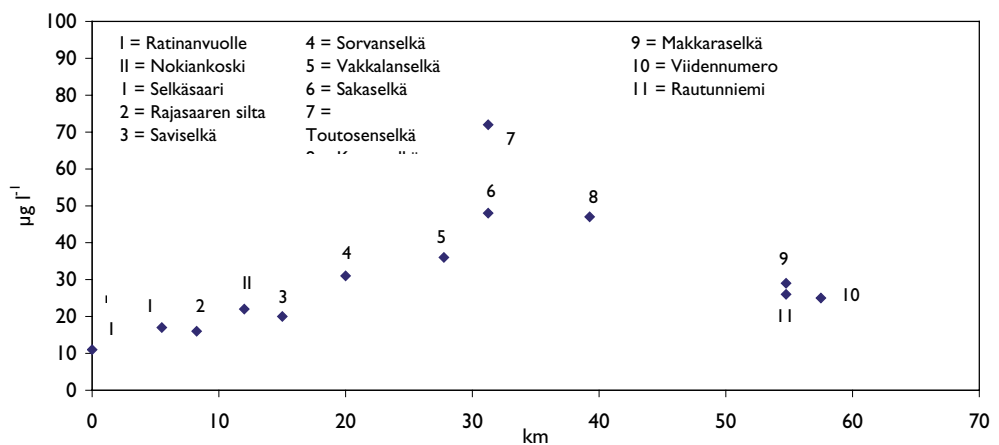




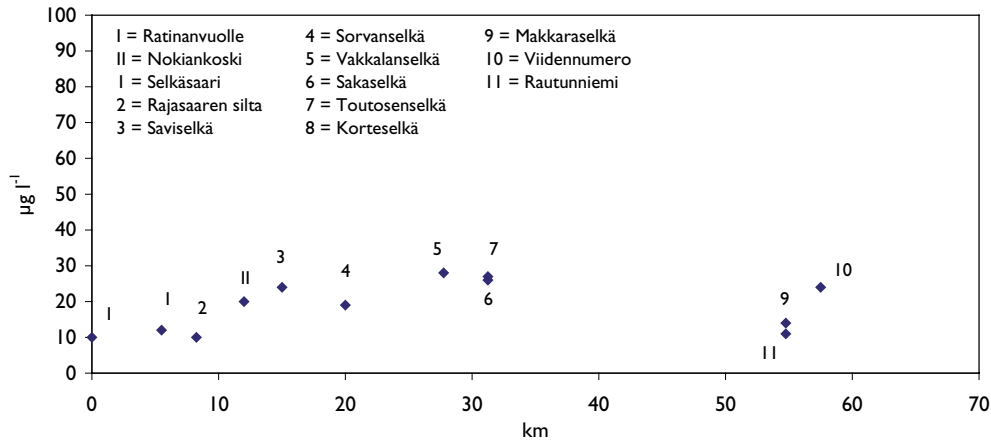
Kuva 3.11. Viidennumero, kokonaisfosforipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



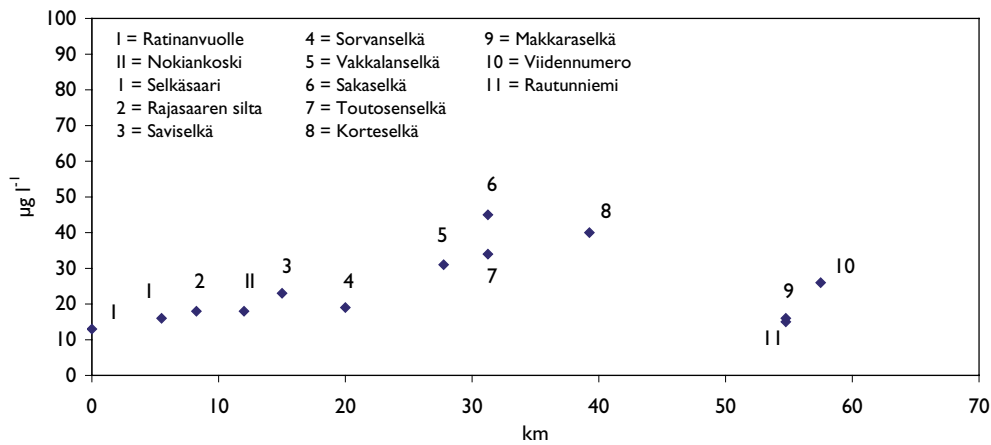
Kuva 3.12. Kokonaisfosforipitoisuudet eri havaintopisteissä 19. – 21.5.2003, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



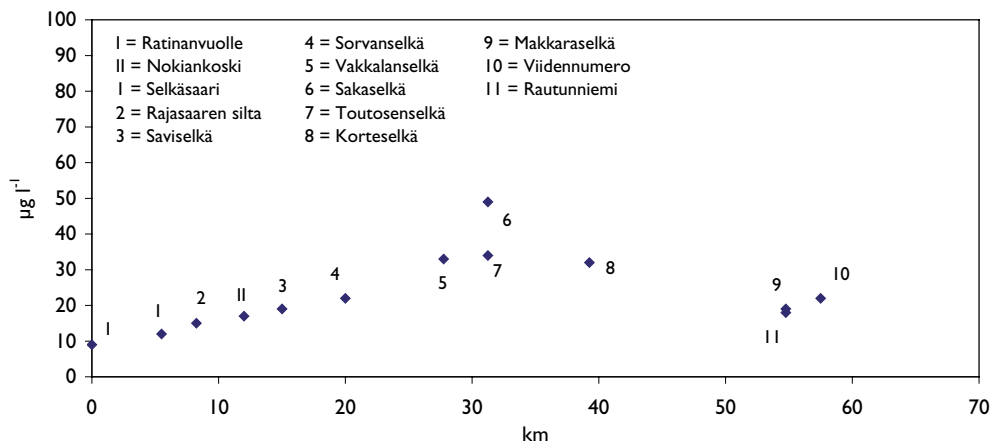
Kuva 3.13. Kokonaisfosforipitoisuudet eri havaintopisteissä 2. – 12.6.2003, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



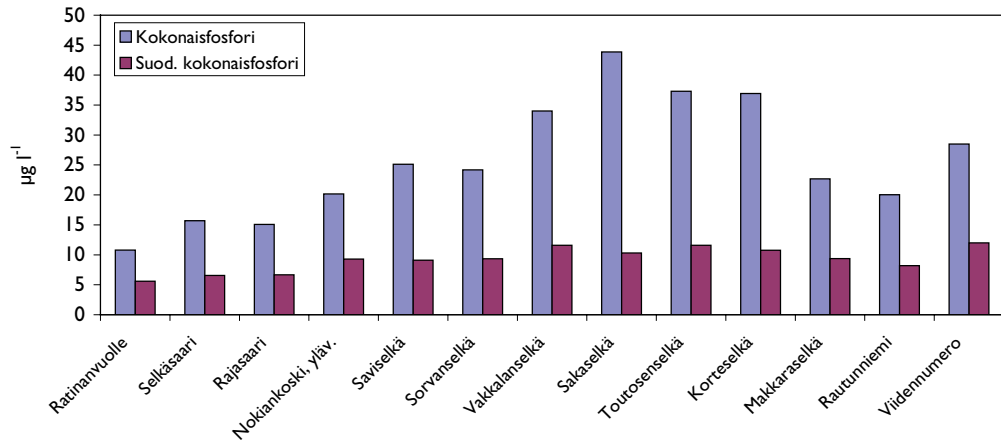
Kuva 3.14. Kokonaisfosforipitoisuudet eri havaintopisteissä 19. – 21.1.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



Kuva 3.15. Kokonaisfosforipitoisuudet eri havaintopisteissä 10. – 13.5.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



Kuva 3.16. Kokonaisfosforipitoisuudet eri havaintopisteissä 2. – 12.6.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



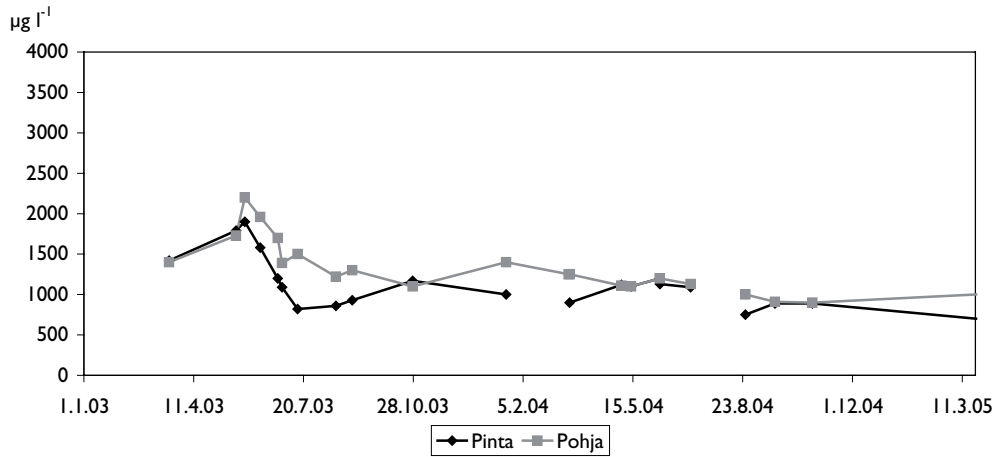
Kuva 3.17. Kokonaisfosforin ja suodatetun kokonaisfosforin keskimääräiset pitoisuudet havaintojaksolla.

### 3.1.3

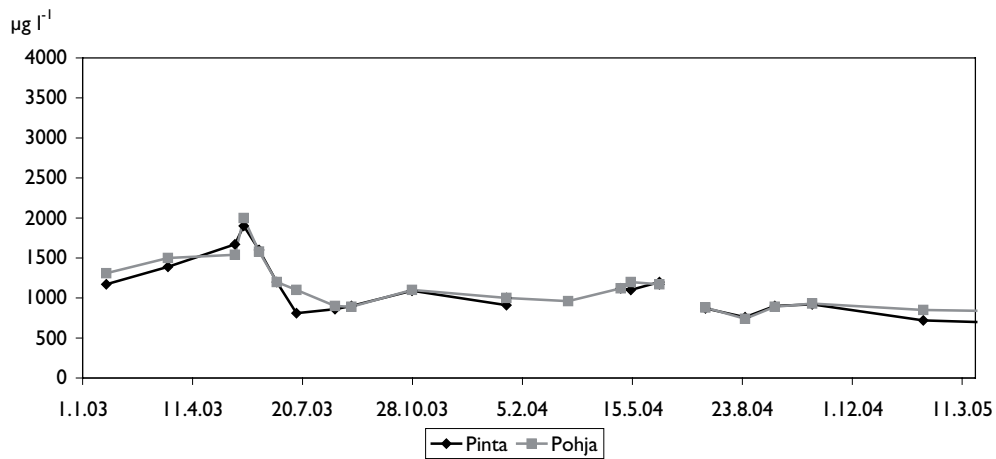
## Typpi

Typpi ei ole Pyhäjärven leväkasvun kannalta keskeinen ravinne. Se on fosforin ohella miniravinteena ainoastaan satunnaisesti. Pyhäjärven pohjoisosassa kokonaistypen keskipitoisuus Ratinanvuolteessa on havaintojaksolla 555 µg l<sup>-1</sup>, joka vastaa Näsijärven veden laatua. Selkäsaaren ja Rajasaaren havaintopisteiden kokonaisfosforin keskipitoisuudet ovat 1120 µg l<sup>-1</sup> ja 1089 µg l<sup>-1</sup> pintakerroksessa (kuvat 3.18 ja 3.19). Kokonaisfosforin nousu johtuu Tampereen jätevedenpuhdistamoiden kuormituksesta. Kokonaistypen poisto Viinikan ja Raholan jätevedenpuhdistamoissa on n. 30 % ja 20 %. Pohjan läheisen veden keskipitoisuudet ovat 1320 µg l<sup>-1</sup> ja 1129 µg l<sup>-1</sup>. Pyhäjärven eteläosan typpipitoisuuksia seurataan tulosuunnasta, jonka ensimmäinen havaintopiste on Viidennumero. Pintakerroksen kokonaistypen keskipitoisuus on 707 µg l<sup>-1</sup> (kuva 3.28). Tämä kuvaa Vanajaveden keskipitoisuutta seurantajaksolla. Mallasveden suunnasta tuleva veden havaintopaikan Rautunniemen pintakerroksen kokonaistypen keskipitoisuus on 522 µg l<sup>-1</sup>, joka selvästi parantaa sekoittuessaan Pyhäjärven eteläosan laatua (kuva 3.27). Makkaranselän pintakerroksen kokonaistypen keskipitoisuus on 607 µg l<sup>-1</sup> (kuva 3.26). Tarpianjoen suuren valuma-alueen kuormitus näkyy seuraavissa havaintopisteissä. Kortteselän ja Toutosenselän pintakerroksen kokonaistypen keskipitoisuudet ovat 778 µg l<sup>-1</sup> ja 814 µg l<sup>-1</sup> (kuvat 3.24 ja 3.25). Sakaselän pintakerroksen kokonaistypen keskipitoisuus on 926 µg l<sup>-1</sup> (kuva 3.23). Vakkalanselän, Sorvanselän ja Saviselän havaintopisteiden kokonaistypen keskipitoisuudet ovat 790 µg l<sup>-1</sup>, 722 µg l<sup>-1</sup> ja 789 µg l<sup>-1</sup> pintakerroksessa (kuvat 3.20, 3.21 ja 3.22). Nokianvirran kokonaistypen keskipitoisuus on havaintojaksolla 900 µg l<sup>-1</sup>.

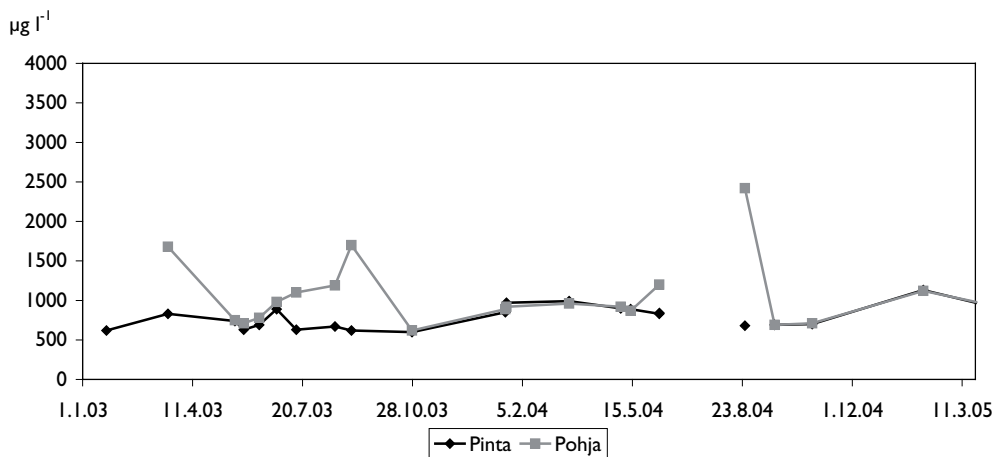
Ammoniumtyppi ja nitraatti-nitritityppi on myös analysoitu. Ratinanvuolteen NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub> -keskipitoisuus on melko suuri, 216 µg l<sup>-1</sup>, verrattuna maatalouden kuormittaman Vanajaveden Viidennumeron (193 µg l<sup>-1</sup>) ja Mallasvettä paljolti kuvaavan Rautunniemen (48 µg l<sup>-1</sup>) pitoisuuksiin. Ratinanvuolteessa tämä johtuu todennäköisesti Tammerkoskessa tapahtuvassa ilmastuksesta jonka seurauksena nitrifikaatiossa ammoniumtyppi muuttuu nitraatiksi. Ammoniumtyypin keskipitoisuus Ratinanvuolteessa on vain 7 µg l<sup>-1</sup>. Ammoniumtyypin arvot ovat myös Pyhäjärven eteläosassa pieniä, suurimman keskipitoisuuden ollessa Toutosenselällä 28 µg l<sup>-1</sup>. Tämä viittaa siihen, että karjatalouden suorat päästöt eivät ole erityisen suuria tällä alueella.



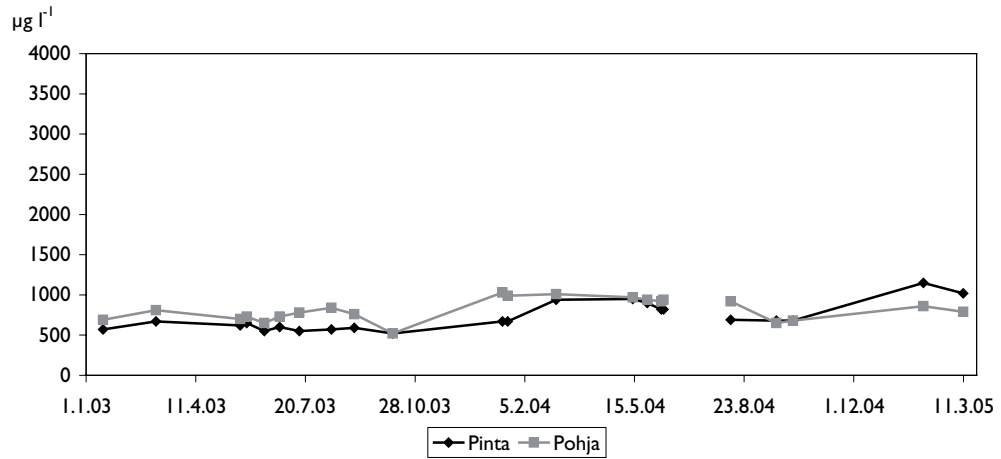
Kuva 3.18. Selkäsaari, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



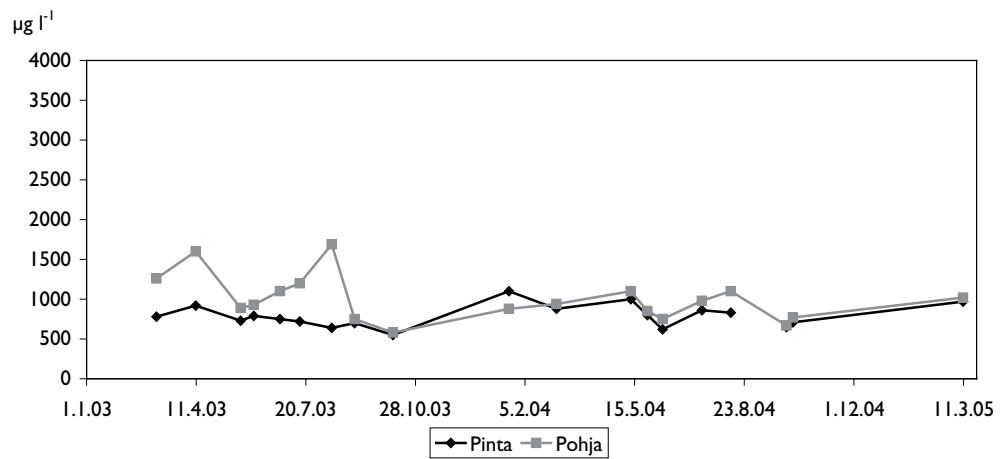
Kuva 3.19. Rajasaaren silta, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



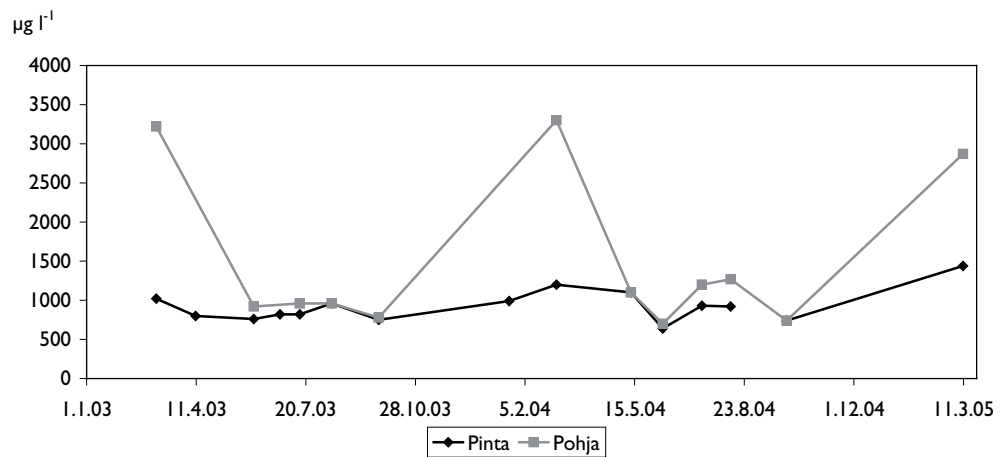
Kuva 3.20. Saviselkä, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



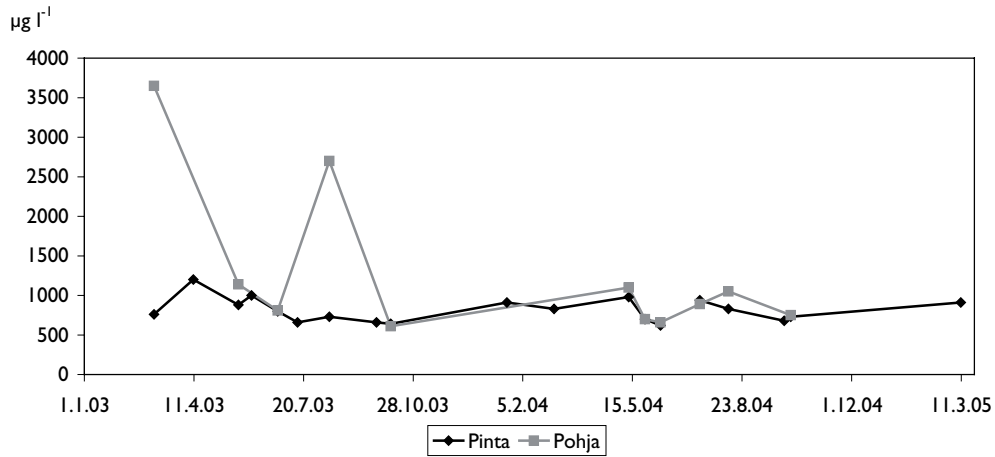
Kuva 3.21. Sorvanselkä kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



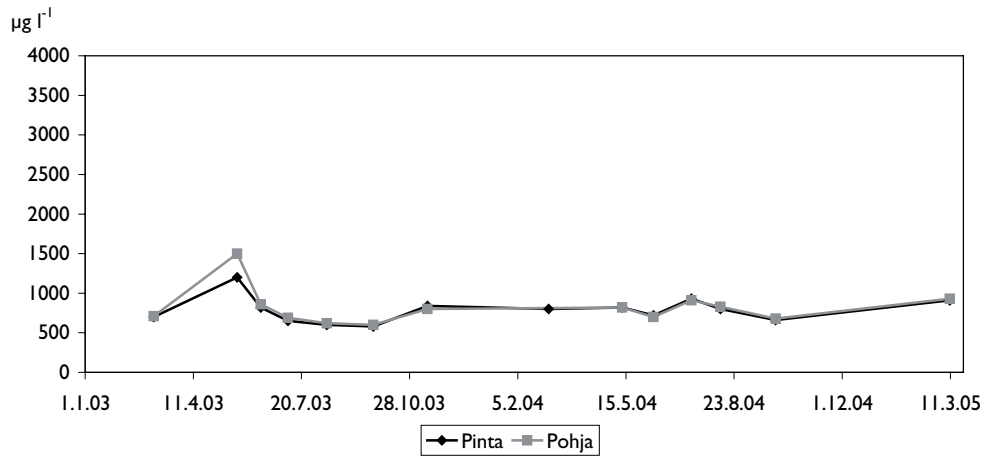
Kuva 3.22. Vakkalanselkä, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



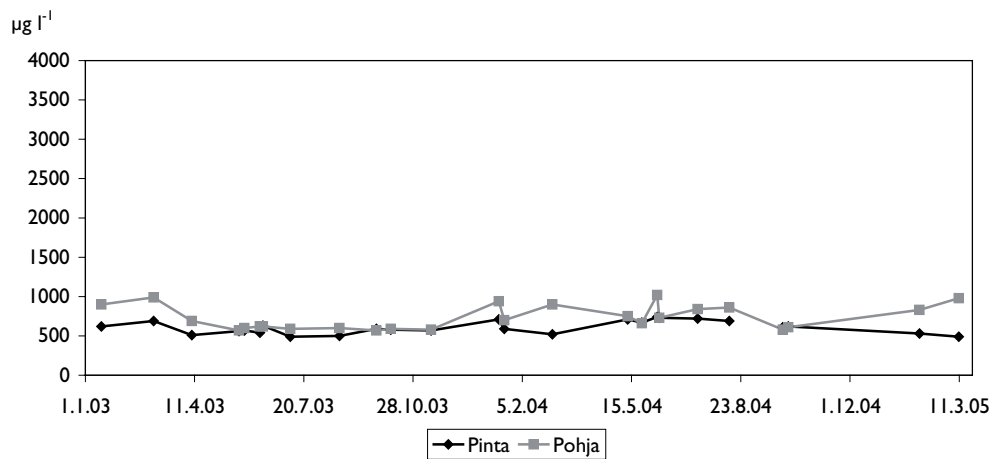
Kuva 3.23. Sakaselkä, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



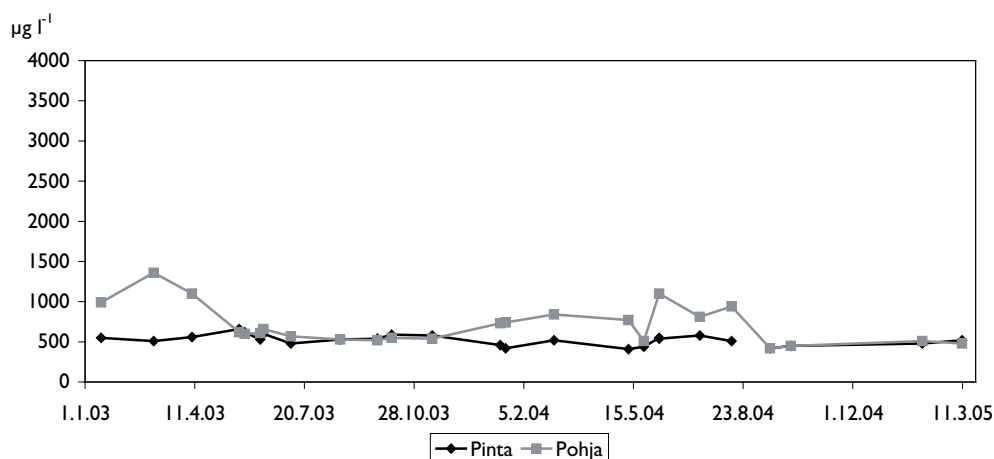
Kuva 3.24. Tautosenselkä, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



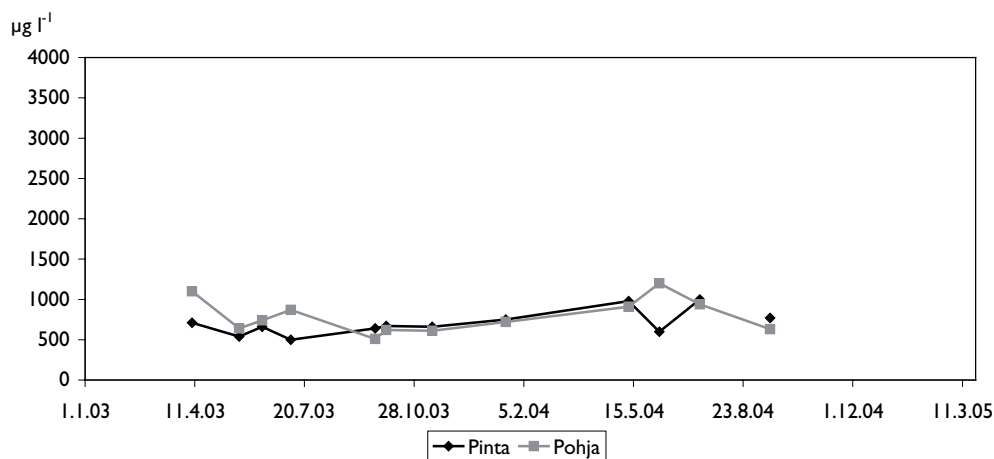
Kuva 3.25. Kortesselkä, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



Kuva 3.26. Makkaraselkä kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



Kuva 3.27. Rautunniemi, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



Kuva 3.28. Viidennumero, kokonaistyyppipitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

### 3.1.4

#### Klorofylli ja muut laatutekijät

Klorofyllin suurimmat arvot esiintyvät Pyhäjärven eteläosassa (kuvat 3.40, 3.41 ja 3.42). Ratinanvuolteen klorofyllin keskipitoisuus on vain 2,9 µg l<sup>-1</sup> ja jätevedenpuhdistamoiden kuormittamissa Selkäsaaren ja Rajasaaren havaintopisteissä pitoisuudet ovat 7,9 µg l<sup>-1</sup> ja 8,5 µg l<sup>-1</sup> (kuvat 3.29 ja 3.30). Viidennumeron ja Rautunniemen pitoisuudet ovat 12,1 µg l<sup>-1</sup> ja 12,4 µg l<sup>-1</sup>, mutta eteläosan klorofyllipitoisuudet nousevat reilusti ennen Nokianvirtaa (kuvat 3.38 ja 3.39). Suurin keskipitoisuus on Sakaselällä 32,7 µg l<sup>-1</sup>, jonka minipitoisuuskin on 20,0 µg l<sup>-1</sup> (kuva 3.34).

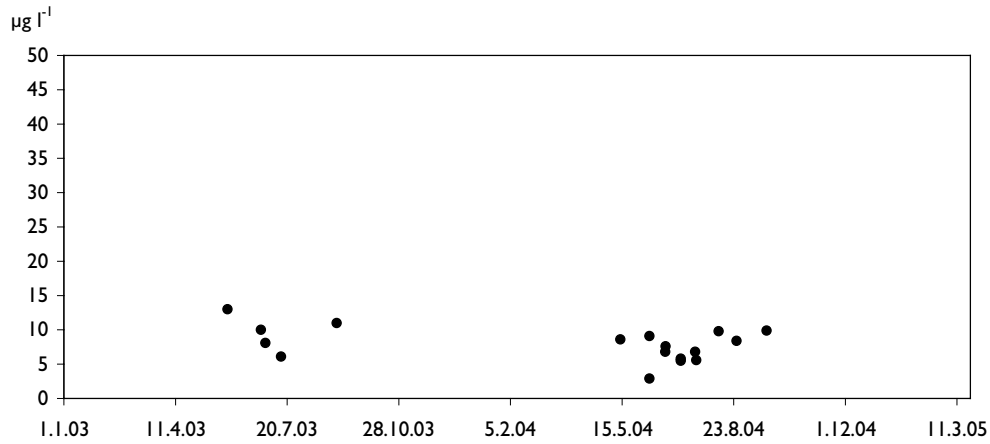
Happipitoisuudet Pyhäjärven selkävesillä ovat pohjan läheisyydessä kerrostuneisena aikana, sekä lopputalvella että loppukesällä, kauttaaltaan lähellä nollaa. Keskipitoisuuksia tarkastellessa huonoin tilanne on eteläosan Vakkalanselällä, jossa havaintojakson pohjan happipitoisuuden keskiarvo on 3,8 mg l<sup>-1</sup>. Tilanne ei ole paljon parempi muissakaan havaintopisteissä. Pohjan huono happitilanne vapauttaa liukoista fosforia sedimentistä, joka täyskierron aikana lisää entisestään leville käytökelpoisen fosforin määrää pintakerroksessa.

Veden sähkönjohtavuus kuvaa vedessä olevien suolojen määrää: mitä enemmän suoloja, sitä suurempi sähkönjohtavuus. Sähkönjohtavuuden arvot eroavat selvästi Pyhäjärven pohjois- ja eteläosassa. Pohjoisosan sähkönjohtavuuden keskipitoisuuden

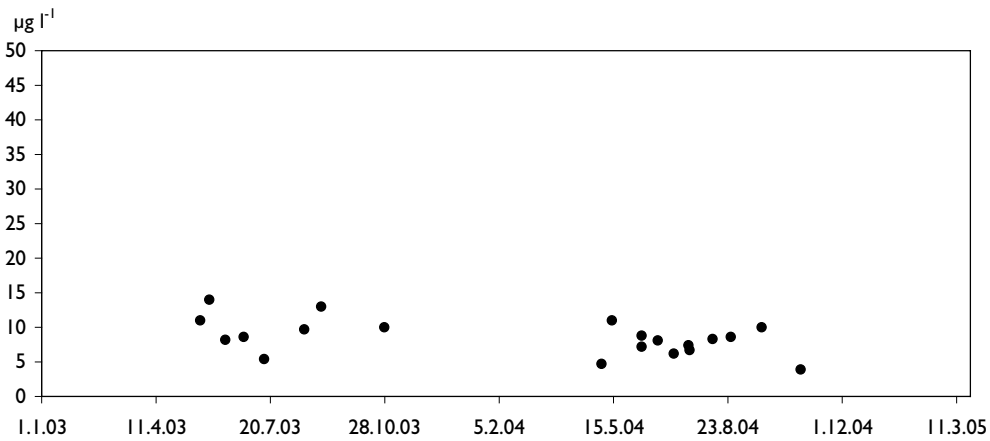
arvot vaihtelevat pintakerroksessa välillä 5,5-7,2 mS m<sup>-1</sup> ja eteläosan pitoisuudet ovat välillä 13,9 – 18,0 mS m<sup>-1</sup>. Suuremmat arvot indikoivat lannoitteiden kuormitusta järveen.

Pyhäjärven pH-arvot eivät vaihtelee merkittävästi. Havaitut keskipitoisuudet ovat koko alueella välillä 7,0 – 7,8. Suuret pH-arvot voivat olla merkinä runsaasta levä-  
tuotannosta. Suurin havaittu arvo on 8,9 Sakaselällä, jolloin myös Sakaselän kloro-  
fyllipitoisuus on isoimmillaan.

Väriluku kuvastaa veden humuspitoisuutta. Keskimääräinen veden väriluku vaihtelee koko tarkastelualueella 22 – 50 mg Pt l<sup>-1</sup>. Suurin havaittu arvo 100 mg Pt l<sup>-1</sup> on Kortteselältä.

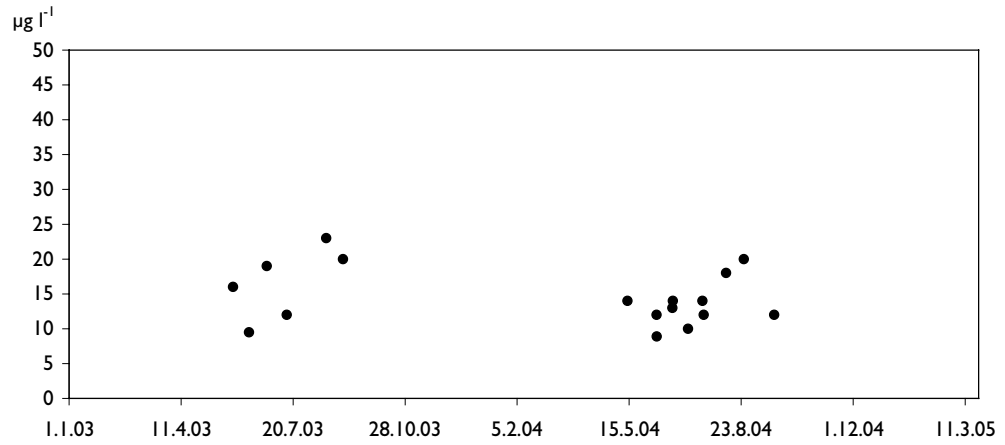


Kuva 3.29. Selkäsaari, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

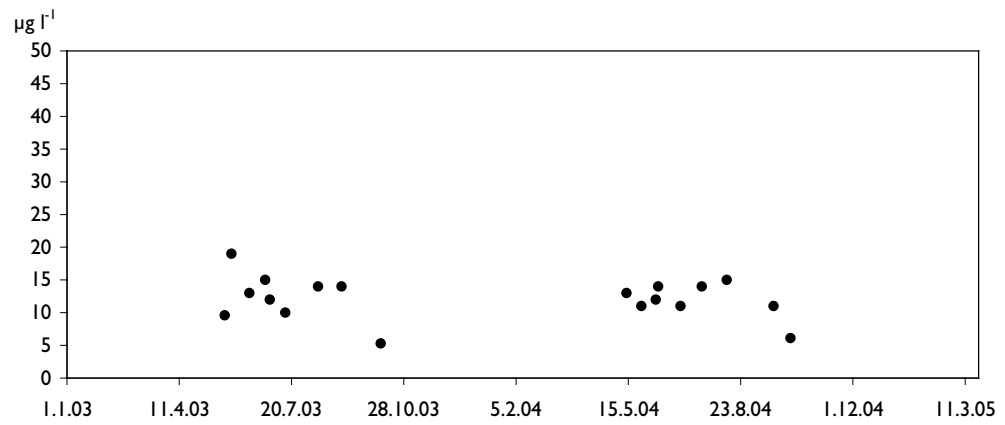


Kuva 3.30. Rajasaaren silta, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.

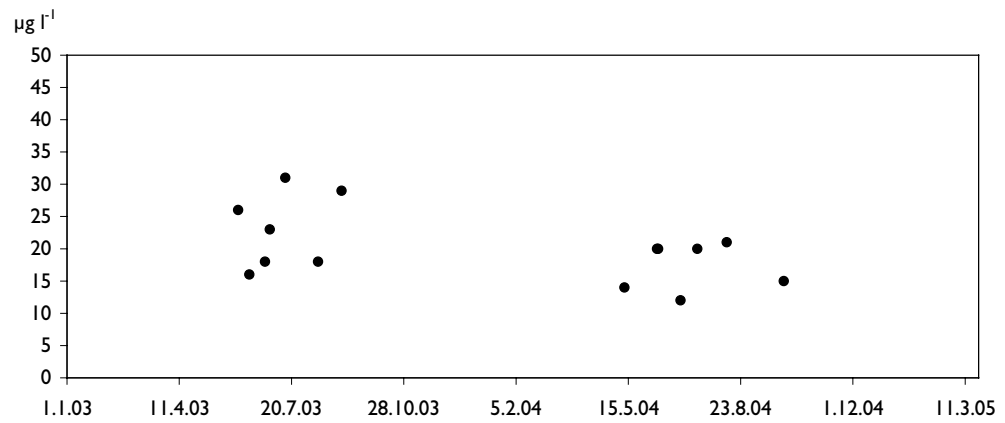




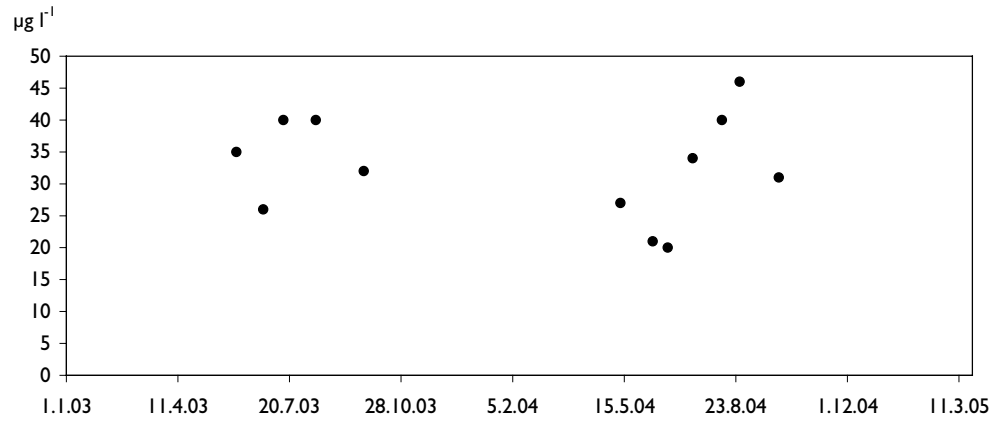
Kuva 3.31. Saviselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



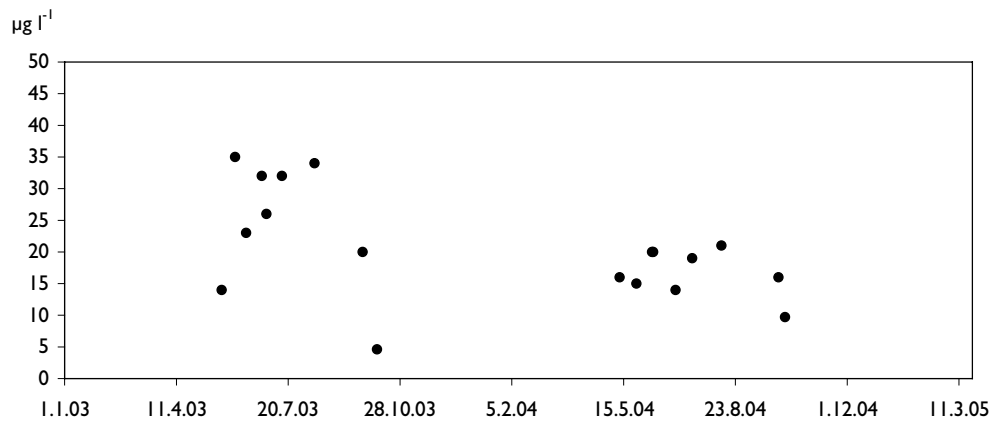
Kuva 3.32. Sorvanselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



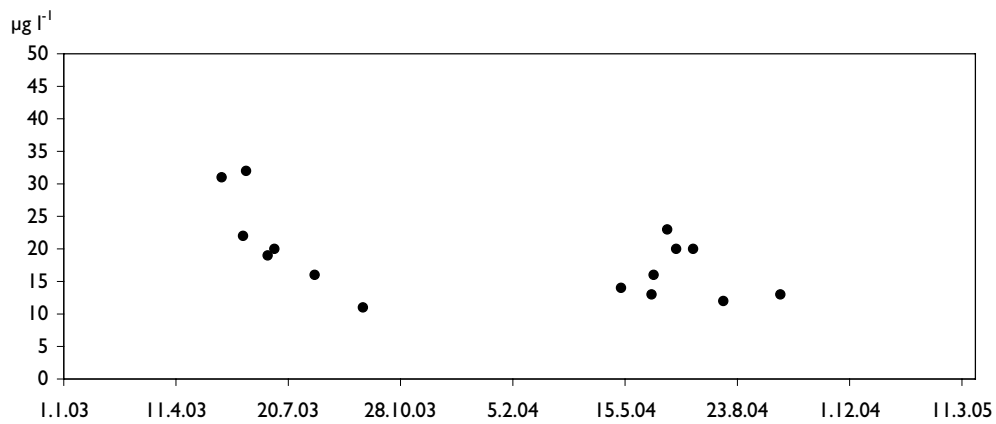
Kuva 3.33. Vakkalanselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



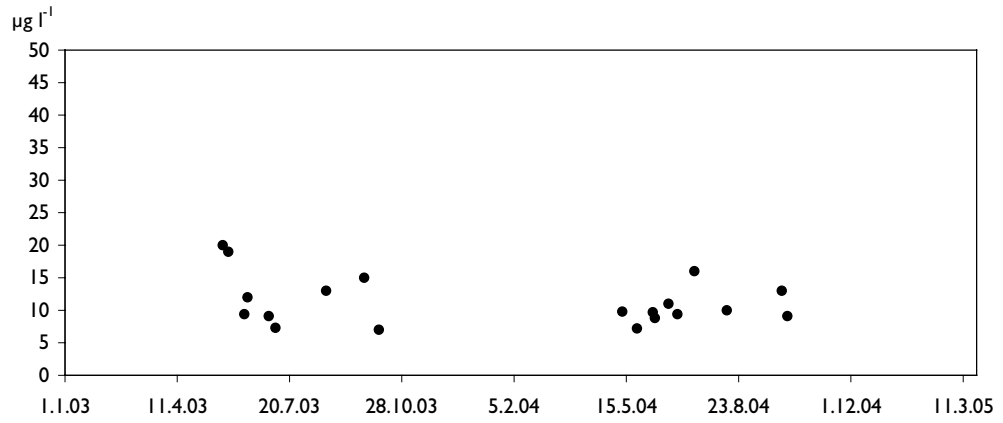
Kuva 3.34. Sakaselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



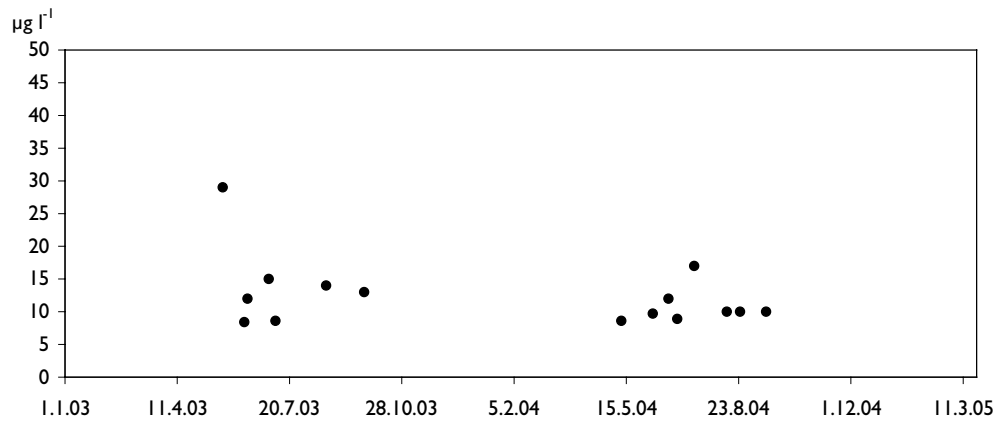
Kuva 3.35. Toutosenselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



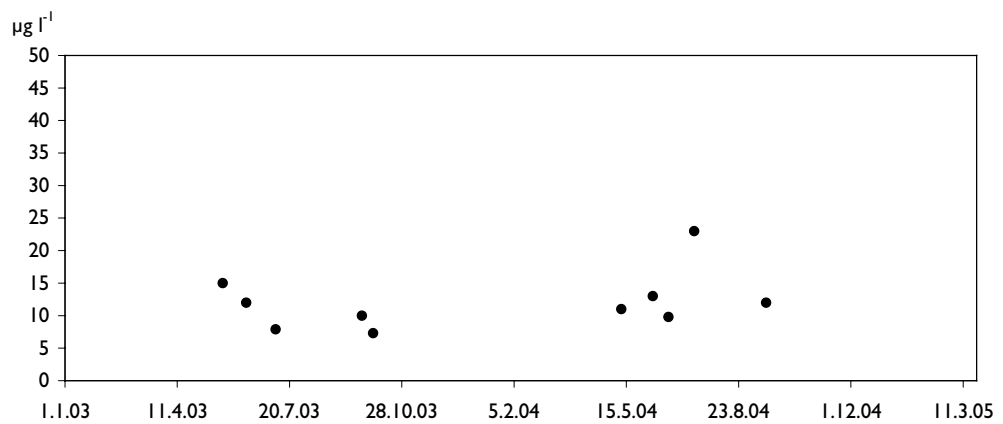
Kuva 3.36. Kortesselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



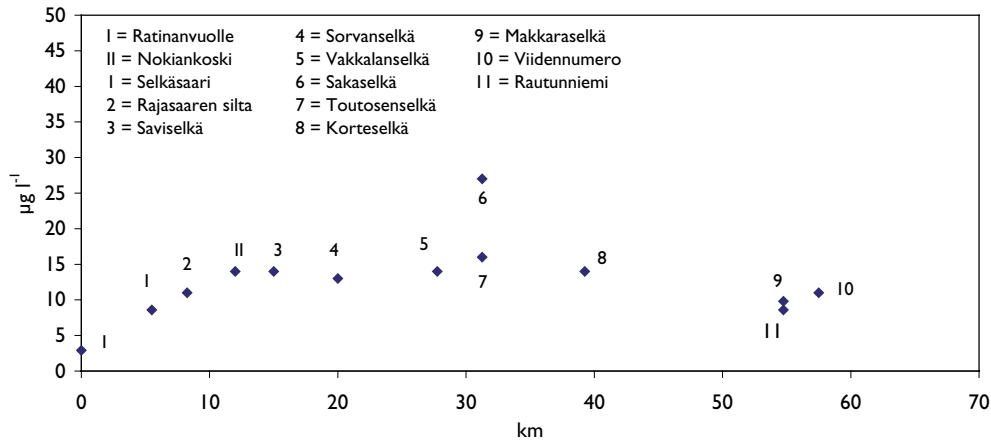
Kuva 3.37. Makkaraselkä, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



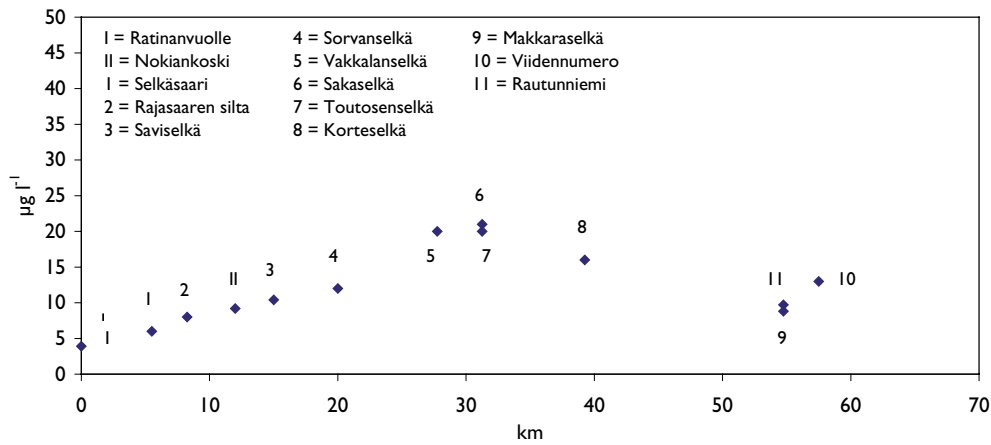
Kuva 3.38. Rautunniemi, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



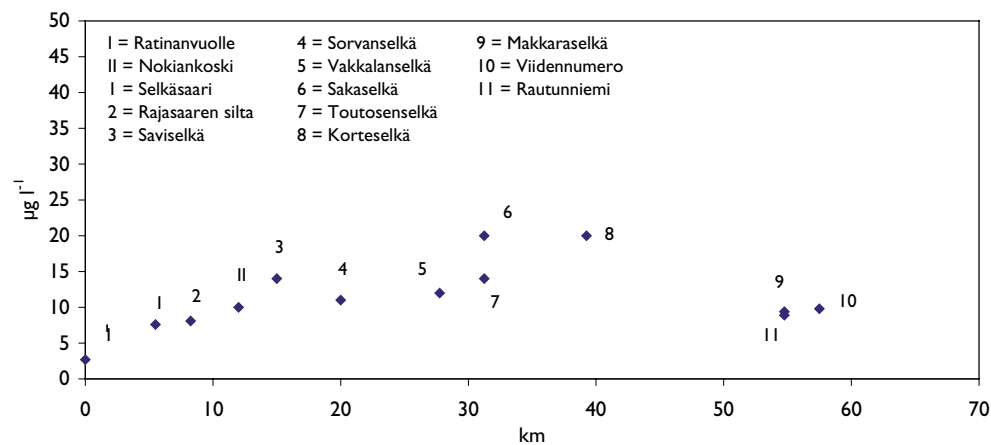
Kuva 3.39. Viidennumero, chl-a pitoisuus 1.1.2003 – 19.6.2005.



Kuva 3.40. Chl-a pitoisuudet eri havaintopisteissä 10. – 13.5.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



Kuva 3.41. Chl-a pitoisuudet eri havaintopisteissä 2. – 9.6.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.



Kuva 3.42. Chl-a pitoisuudet eri havaintopisteissä 21. – 30.6.2004, x-akselilla etäisyys Ratinanvuolteesta.

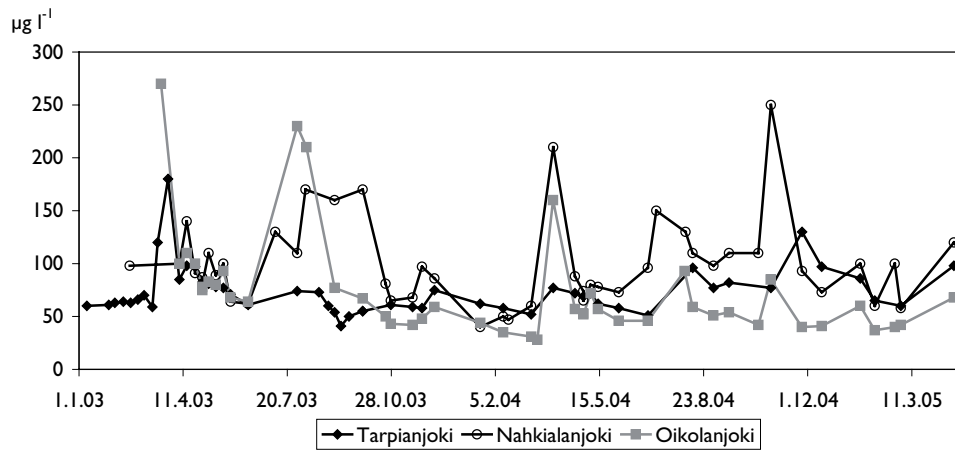
## Joet

Pyhäjärven havainto-ohjelmassa on seurattu yhteensä viittä jokea. Ratinanvuolteen ja Nokianvirran veden laatua on kuitenkin kuvattu edellä, joten tässä keskitytään vain Tarpianjoen, Nahkialanjoen (Lontilanjoen) ja Oikolanjoen havaintoihin.

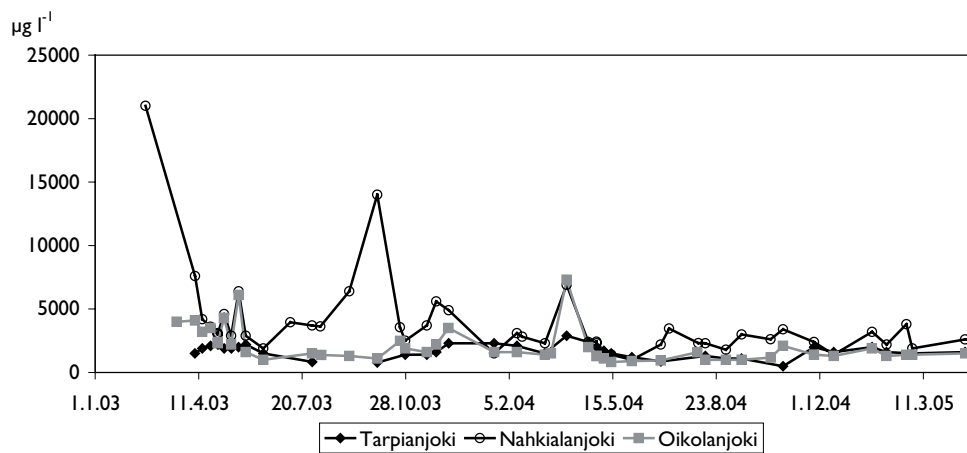
Oikolanjoen alueella oleva Äimäjärvi rehevöityi aikoinaan ilmeisesti jätevesipäästöjen takia. Rehevyystaso on edelleen erittäin korkea hajakuormituksen ja sisäisen kuormituksen takia. Järvestä purkautuva vesi heikentää myös Oikolanjoen tilaa. Kalvolan kunnan jätevedet vaikuttavat veden laatuun erityisesti alivirtaamien aikana. Alajuoksulla olevan Päivölän Opiston jätevedet eivät vaikututa merkittävästi vesistön tilaan. Oikolanjoen veden yleislaatu vaihtelee tyydyttävästä välttävään. Pienten alivirtaamien aikana veden laatu voi olla väliaikaisesti jopa huono hygieenisen likaantumisen takia. Happitilanne on kuitenkin koko ajan vähintään tyydyttävä. Alajuoksulla oleva Saarioisjärvi on umpeen kasvamassa ja sillä on arvoa lähinnä lintuvetenä (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1991). Kokonaisfosforin keskipitoisuus on  $74 \mu\text{g l}^{-1}$ , joka on tyypillinen jokiveden fosforipitoisuus (kuvat 3.43 ja 3.44). Kokonaistypen korkeahko keskipitoisuus  $2000 \mu\text{g l}^{-1}$  viittaa jätevesikuormitukseen. Väriluvun keskiarvo  $84 \text{ mg Pt l}^{-1}$  ja kiintoaineen keskipitoisuus  $9,9 \text{ mg l}^{-1}$ .

Lontilanjokeen johdetaan Toijalan puhdistamon jätevedet. Viialan kunnan (vuoden 2007 alusta Viiala ja Toijala yhdistyivät Akaan kunnaksi) jätevedet on johdettu Toijalaan vuodesta 1993 lähtien. Lontilanjoen veden laatu oli 1970-luvun alkuvuosina huono ennen jätevesien käsittelyn tehostumista. Nykyisin yläjuoksun veden laatu on hajakuormituksen takia tyydyttävä ja alajuoksun välttävä, koska jätevedet vaikuttavat selvästi veden laatuun varsinkin alivirtaamien aikana. Happitilanne on joessa nykyisin tyydyttävä (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1991). Pyhäjärven joki laskee Nahkialanjoen kautta. Nahkialanjoen veden laatu on havaituista huonoin. Kokonaisfosforin keskipitoisuus on  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  (kuvat 3.43 ja 3.44). Kokonaistypen korkea keskipitoisuus  $3762 \mu\text{g l}^{-1}$  (maksimi  $21\,000 \mu\text{g l}^{-1}$ ), johtuu selvästi jätevesikuormituksesta. Väriluku on  $178 \text{ mg Pt l}^{-1}$  ja kiintoaineen keskipitoisuus  $18,0 \text{ mg l}^{-1}$ .

Tarpianjoen veden laatuun vaikuttaa myös merkittävästi hajakuormitus. Veden laatu vaihtelee tyydyttävästä välttävään valumatilanteesta riippuen. Nuutajärven taajaman jätevedet johdetaan Nuutajokeen, joka laskee Rutajärveen. Jätevedet eivät vaikuta merkittävästi Nuutajoen veden laatuun. Nuutajärvi, josta Nuutajoki laskee, on hajakuormituksen takia rehevöitynyt. Aikaisemmin joessa esiintyi voimakkaita sinileväkukintoja. Myös Rutajärvi on rehevöitynyt ja samentunut lähinnä Nuutajoen heikon veden laadun takia. Sen veden laatu on tyydyttävä. Hakkarinjokeen laskevan Urjalan kirkonkylän jätevesien vaikutus on selvä alivirtaamien aikana. Muutoin veden laadun määrää hajakuormitus. Myös alajuoksulla oleva Jalantijärvi kärsii rehevyydestä, johon on pääsyynä hajakuormitus. Kylmäkosken jätevesien vaikutus havaitaan vain alivirtaamien aikana (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1991). Tarpianjoen veden laatu on havaitusta paras, varsinkin typen osalta. Pyhäjärven kuormittajana se on kuitenkin merkittävä ison valuma-alueensa vuoksi. Jätevesikuormituksen merkitys ei ole niin selvä kuin muissa joissa. Kokonaisfosforin keskipitoisuus on  $74 \mu\text{g l}^{-1}$  (kuvat 3.43 ja 3.44). Kokonaistypen keskipitoisuus on  $1666 \mu\text{g l}^{-1}$  (maksimi  $2900 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Väriluku on  $122 \text{ mg Pt l}^{-1}$  ja kiintoaineen keskipitoisuus  $7,8 \text{ mg l}^{-1}$ .



Kuva 3.43. Tarpianjoen, Nahkialanjoen ja Oikolanjoen kokonaifosforipitoisuudet 1.1.2003 – 28.4.2005.



Kuva 3.44. Tarpianjoen, Nahkialanjoen ja Oikolanjoen kokonaistyyppipitoisuudet 1.1.2003 – 28.4.2005.

# 4 Pyhäjärven ravinnekuormitus ja ainetaselaskelmat

## 4.1

### Laskentamenetelmät

#### 4.1.1

##### Ravinnekuormitus

Fosforikuormituksen arvioinnissa on käytetty ympäristöhallinnossa kehitettyä vesistökuormituksen arviointijärjestelmää VEPS (Suomen ympäristökeskus 2004). VEPS-järjestelmä arvioi pistekuormituksen, maatalouden, metsätalouden, luonnonhuuhtouman, hulevesien, loma-asutuksen, turvetuotannon, laskeuman ja haja-asutuksen aiheuttaman kuormituksen. VEPS:llä voidaan arvioida kokonaistypen ja -fosforin kuormat vuositasolla ( $\text{kg km}^{-2} \text{v}^{-1}$ ). Vaikka VEPS ei huomioi valuma-alueella tapahtuvaa pidättymistä, järjestelmän käyttö oli perusteltua pienten vähäjärvisien osavalmu-alueiden sekä kohdevesistön lähivaluma-alueiden kuormituksen arvioinnissa joissa pidättymistä ei tapahdu. Kuormitukset sellaisilta valuma-alueilta, joilla pidättymistä tapahtuu, laskettiin vuotuisena ainevirtaamana vuoden 2004 vedenlaatuhaavaintojen sekä Suomen ympäristökeskuksessa kehitetyn hydrologisen vesistömallin laskennallisten virtaamien avulla. Ainevirtaamalla tarkoitetaan joen tietyssä kohdassa virtaavan aineen määrää aikayksikössä. Ainevirtaama lasketaan virtaaman ja pitoisuuden tulona, yksikkönä esimerkiksi kiloa vuorokaudessa. Käytännössä yleisin tilanne on se, että käytettävissä on päivittäiset (esim. laskennalliset) virtaamatiedot, mutta pitoisuusmittauksia on tehty harvemmin. Näin oli myös Pyhäjärven reitin vesistöalueella. Tietyn jakson (esim. vuoden) ainevirtaamia laskettaessa voidaan menettellä siten, että lasketaan pitoisuuksien virtaamapainotettu keskiarvo ja kerrotaan se jakson keskivirtaamalla. Laskukaava (1) on muotoa (Frisk ja Kylä-Harakka 1981):

$$L = \frac{\sum c_i q_i}{\sum q_i} \bar{Q} \quad (1)$$

missä:

$L$  = ainevirtaama ( $\text{M T}^{-1}$ )

$c_i$  = näytteenottohetken pitoisuus ( $\text{M L}^{-3}$ )

$q_i$  = näytteenottohetken virtaama ( $\text{L}^3 \text{T}^{-1}$ )

$Q$  = laskentajakson keskivirtaama ( $\text{L}^3 \text{T}^{-1}$ )

#### 4.1.2

##### Järvialtaiden ainetaseiden laskenta

Monet ihmisen toiminnot sekä vesien- ja maankäyttömuodot, kuten asutus, maa- ja metsätalous, teollisuus ja kalankasvatus aiheuttavat vesistöihin kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Seurauksena on usein ollut vesistön rehevöityminen lukuisine haittoineen. Jotta vesiensuojelutoimenpiteitä kyettäisiin kohdentamaan tehokkaasti, on tunnettava ravinnekuormituksen aiheuttavat kuormituslähteet sekä ravinnekuormituksen ja vesistön tilan välinen riippuvuus.

Järven rehevöityminen tapahtuu yleensä pitkän ajan kuluessa. Myös kokonaisfosforin keskipitoisuuden muutokset tapahtuvat vähitellen. Fosfori on useimmissa Suomen vesistöissä osoittautunut perustuotannon minimitekijäksi, joten rehevöitymisiongelmat ovat suurimmaksi osaksi johtuneet fosforipitoisuuden kasvusta. Vesistön rehevyytason ennustamiseksi muuttuvassa kuormitusolanteessa on kehitetty yksinkertaisia fosfori- ja typpimalleja. Lähtökohtana näissä malleissa on ainetasetarkastelu. Ainetasemallien lähtökohtana on massatasapainoyhtälö, jossa tarkastellaan järveen tai tiettyyn vesistöosaan tulevia ja siitä lähteviä ainevirtaamia sekä aineen sedimentoitumista tai jotain muuta vesistön sisäistä prosessia. Yksinkertaisimmissa malleissa on mukana vain yksi tilamuuttuja, esimerkiksi kokonaisfosfori, ja yksi prosessi, fosforin sedimentoituminen. Tällaisilla malleilla voidaan ennustaa keskimääräistä fosforipitoisuutta vakiintuneissa kuormitusoloissa. Ainetasemallien perusyhtälö voidaan kirjoittaa muodossa (kaava 2):

$$\frac{dm}{dt} = I - O - S \quad (2)$$

missä

$m$  = tarkasteltavan aineen kokonaismäärä järvessä

$t$  = aika

$I$  = tarkasteltavan aineen järveen tuleva kokonaisainevirtaama

$O$  = tarkasteltavan aineen kokonaislähtövirtaama

$S$  = vesistön sisäisten prosessien vaikutus tarkasteltavan aineen määrään järvessä

Yhtälön (2) vasemman puolen derivaatta ilmaisee tarkasteltavan aineen kokonaismäärän muutosnopeutta. Ainetasetarkastelua sovellettaessa joudutaan usein oletamaan tasapainotila, jolloin em. derivaatta merkitään nolllaksi. Tasapainotilassa siis (kaava 3):

$$I - O = S \quad (3)$$

Järvien ainetasemalleissa käytetään yleensä ns. CSTR-hydrauliikkaa, jossa tarkasteltava allas oletetaan koko ajan täysin sekoittuneeksi. Tällainen kuvaus soveltuu vesistöissä vain pitkäaikaiskeskiarvojen ennustamiseen. Koska mallioletusten mukaan vesi on homogeenista, poistuvan veden pitoisuus on sama kuin pitoisuus altaassa, jolloin luusuan kautta poistuva ainevirtaama voidaan laskea järvioltaan pitoisuuden ja lähtövirtaaman tulona (kaava 4):

$$O = Qc \quad (4)$$

missä

$Q$  = lähtövirtaama

$c$  = tarkasteltavan aineen pitoisuus

Sisäisten prosessien vaikutus  $S$  on vaikeimmin kuvattava termi. Ravinteille  $S$  määritellään bruttosedimentaation ja sedimentistä vapautumisen erotuksena, mikä tarkoittaa nettosedimentaatiota. Yleisimmin kuitenkin yhtälössä käytetään vain nettosedimentaatiotermejä seuraavasti (kaavat 5 ja 6):



$$S = R I \quad (5)$$

missä

R = pidättymiskerroin, joka ilmaisee sen, mikä osuus tulevasta ainevirtaamasta pidättyy järvestä

I = tuleva kokonaisainevirtaama

tai

$$S = \sigma c V \quad (6)$$

missä

$\sigma$  = ensimmäisen kertaluvun sedimentaatiokerroin

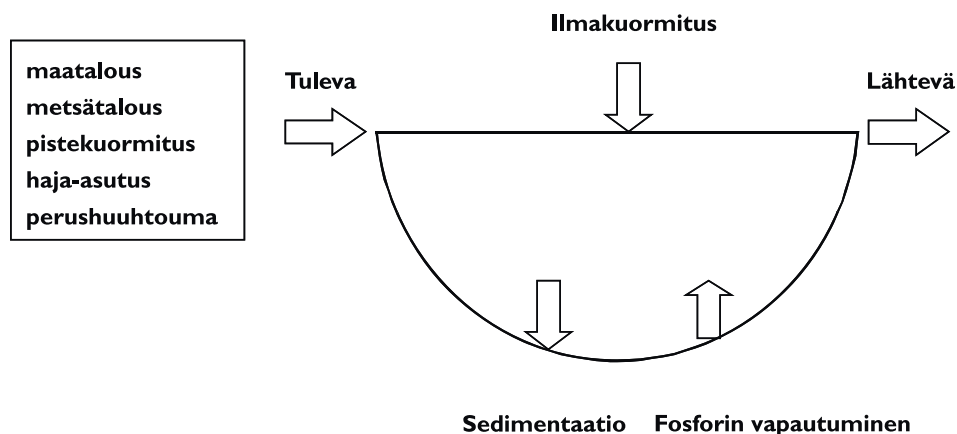
c = pitoisuus järvestä

V = järven tilavuus

Yhtälöiden (3), (4) ja (6) avulla saadaan yhtälö (7) pitoisuuden laskemiseksi, joka on tunnettu Vollenweiderin (1969) malli.

$$c = \frac{I}{Q + \sigma V} \quad (7)$$

Käytetty tasapainotilan ainetasekaavio ravinteille voidaan esittää myös yksinkertaisella kuvalla (kuva 4.1). Kaava (7) kalibroidaan asettamalla ensimmäisen kertaluvun sedimentaatiokerroin vakioksi niin, että havaitut ja lasketut pitoisuudet ovat mahdollisimman lähellä toisiaan. Kalibroidulla kaavalla voidaan arvioida veden keskimääräisiä ainepitoisuuksia useiden kuormittajien systeemissä. Kuormitustietoja muuttamalla voidaan ennustaa pitoisuuksien pitkäaikaiskeskiarvojen kehitystä.



Kuva 4.1. Tasapainotilan ainetasekaavio altaassa. Sedimentaation ja sedimentistä vapautuvan fosforin erotus tarkoittaa nettosedimentaatiota, jota käytetään esim. yhtälössä (7).

## Hydrologia

Vuosi 2004 oli keskimääräistä lämpimämpi ja sateisempi. Vuotuinen sademäärä kohosi koko maassa keskiarvoa suuremmaksi. Koko vuoden sademäärä oli keskiarvoa suurempi. Vuotuinen sadanta oli yleisesti 600 – 900 mm eli pääosin 15 – 25 % tavanomaista suurempi. Huhtikuussa satoi selvästi vähiten. Suurin osa eli 70 – 80 % vuoden sademäärästä saatiin touko – syyskuussa. Heinäkuussa satoi paikoin ennätysellisen paljon. Myös joulukuussa satoi lähes koko maassa keskimääräistä enemmän. Etelä- ja Lounais-Suomen virtaamat olivat ajankohtaan nähden hyvin suuria joulukuussa. Suurimpien jokien vuotuiset keskivirtaamat olivat keskimääräistä suurempia tai sen tuntumassa lukuun ottamatta Kokemäenjokea. (Hydrologinen yleiskatsaus 2004.) VEPS-järjestelmän antamat vuosikuormitukset kuvaavat keskimääräistä tilannetta, joten virtaamasta riippuvien kuormitustekijöiden osalta käytettiin korjauskerrointa, jotta kokonaiskuormitus saatiin vastaamaan vuoden 2004 tilannetta. Virtaamasta riippuvien kuormitustekijöiden arvioitiin olevan vuonna 20 % keskimääräistä suurempia.

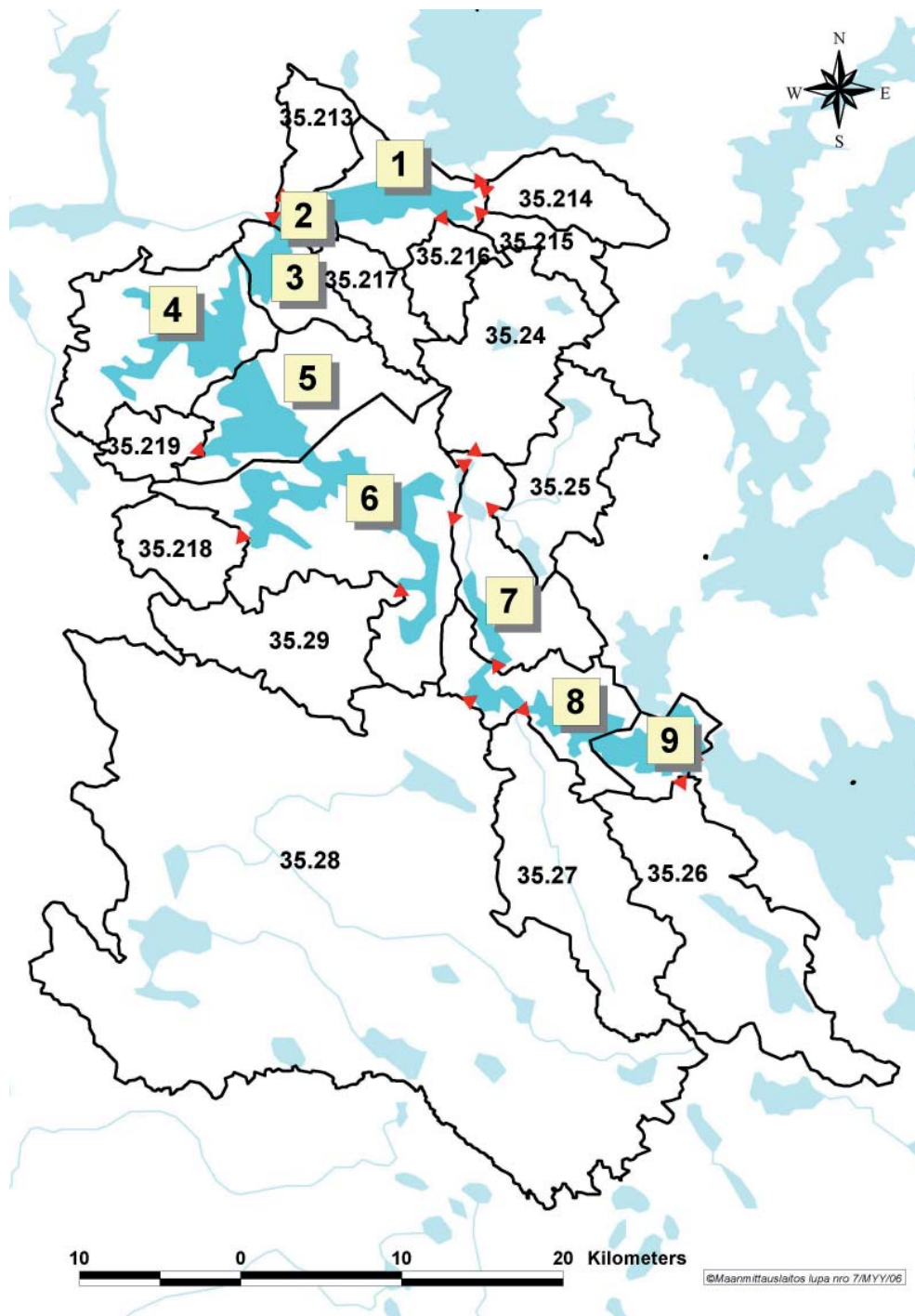
## Vesistöalueen järvialtaiden ja osavaluma-alueiden systeemikuvaus

Pyhäjärvi jaettiin kuuteen osa-altaaseen kuormitus- ja ainetaselaskelmia varten. Tarkasteluun on lisäksi otettu Vanajavedestä Lempäälän ja Viidennumeron välinen osa joka on jaettu kolmeen osa-altaaseen. Osa-allas jako on esitetty kuvassa 4.2. Alue on rajattu siten että Näsijärven reitin suunnalta Tammerkosken kautta tuleva kuormitus lasketaan virtaamahavaintojen ja vedenlaatumittausten avulla. Rauttunselälle tuleva kuormitus on arvioitu pohjoisesta Mallasveden kautta tulevan kuormituksen osalta Rauttunniemessä olevan vedenlaatumittauspisteen ja keskimääräisen virtaaman avulla. Vanajaveden suunnasta tuleva ainevirtaama on laskettu virtaama- ja vedenlaatumittauksista. Taulukossa 4.1. on esitetty kunkin osa-altaan pinta-ala sekä tilavuus.

Taulukko 4.1. Tutkimusalueen osa-aitaiden pinta-alat (A) ja tilavuudet (V).

Nro	Allas	A (km <sup>2</sup> )	V (106 m <sup>3</sup> )
9	Rauttunselkä E	15,4	85,7
8	Makkaraselkä	13,0	28,8
7	Liponselkä	7,3	8,0
6	Toutosonselkä	30,1	72,0
5	Vakkalanselkä	21,1	105,2
4	Sorvanselkä	26,8	176,0
3	Saviselkä E	8,4	62,3
2	Saviselkä P	4,9	20,6
1	Tampere-Rajasaari	20,0	175,9

Tarkasteltavan vesistön valuma-alue jaettiin osavaluma-alueisiin, mikä mahdollistaa ravinnekuormituksen kohdentamisen vesistön eri osiin. Valuma-aluejako on esitetty kuvassa 4.2.



Kuva 4.2. Tutkimusalueen osa-altaat sekä osavaluma-alueet.

#### 4.4

### Ravinnekuormitus

Rauttunselkää (allas 9) kuormittaa Oikolanjoen valuma-alue. Oikolanjoen vedenlaatua on havainnoitu ja kuormitus on laskettu virtaama- ja vedenlaatuhavainnoista. Makkaraselkään (8) purkavat Lontilanjoen ja Tarpianjoen valuma-alueiden kuormitukset, jotka on laskettu virtaama- ja vedenlaatuhavainnoista. Tarpianjoen vedet eivät päävirtaussuunnasta johtuen sekoitu Makkaraselkään, joten ainetaselaskelmissa Tarpianjoen valuma-alueelta tuleva fosforikuormitus on kohdennettu Liponselkään.

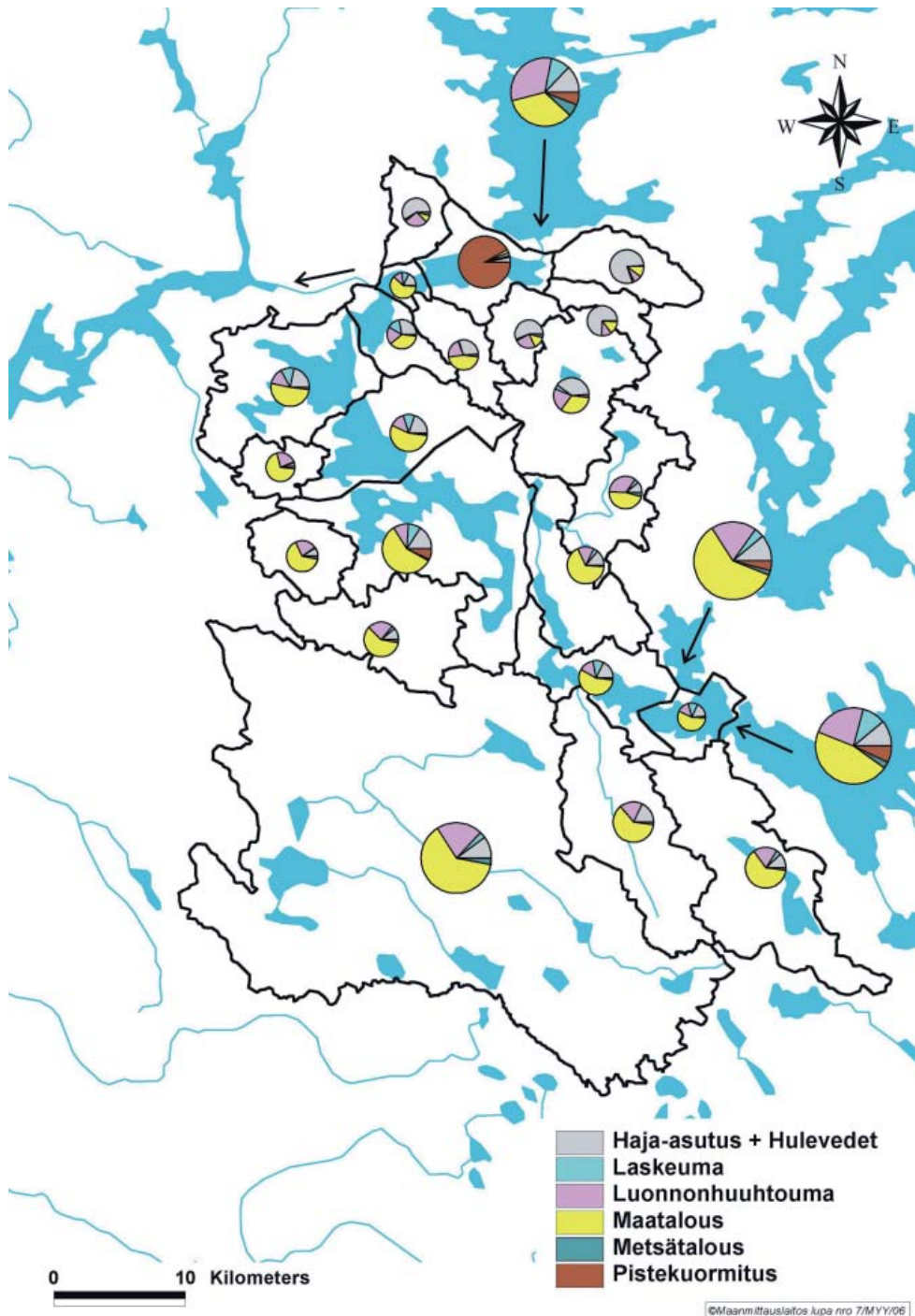
Lisäksi Liponselkää (7) kuormittavat Moisionojan ja Myllyojan valuma-alueet. Toutosenselkää (6) kuormittaa Naarvanjoen ja Koskenojan valuma-alueet. Vakkalanselkää (5) kuormittaa Vastinojan valuma-alue. Sorvanselkään (4) ei kohdistu kuormitusta kaukovaluma-alueilta. Saviselkä on jaettu kahteen altaaseen. Eteläistä osaa (3) kuormittaa vain altaan oma lähivaluma-alue. Pohjoista allasta (2), missä Vanajaveden suunnalta ja pohjoisesta Näsijärven reitin vedet sekoittuvat ja virtaavat Nokianvirran kautta Kuloveteen, kuormittavat Vihnusjärven ja Sikojärven valuma-alueet. Tammerkoskesta Rajasaaren siltaan rajoittuvan järvioltaan (1) kuormitus muodostuu Viinikanojan, Vihiojan ja Härmälänojan valuma-alueiden kuormituksista. Taulukossa 4.2. on esitetty altaiisiin purkavat valuma-alueet, vesistöaluenumerot, pinta-alat sekä vuotuinen kokonaisfosforikuormitus.

Lisäksi kuhunkin altaaseen tulee ravinnekuormitusta kunkin altaan omalta lähivaluma-alueelta sekä yläpuolisesta vesistöstä. Niiden valuma-alueiden kuormitukset joista ei ole vedenlaatuhavaintoja, on arvioitu käyttäen ympäristöhallinnossa kehitettyä VEPS-järjestelmää käyttäen (2000-2002 ka.).

Taulukko 4.2. Järvisysteemiin valuma-alueelta tuleva laskennallinen kokonaisfosforikuormitus vuonna 2004 (kg a<sup>-1</sup>) osavaluma-alueittain. Symboli (L) tarkoittaa järvioltaan lähivaluma-aluetta jonka pinta-alasta on vähennetty altaan pinta-ala. Tähdellä (\*) merkityt kuormitukset on laskettu kaavan I mukaisesti. Lisäksi Mallasveden kautta Rauttunselälle (va 35.7) tuleva kuormitus on arvioitu Rauttunniemen vedenlaatuhavaintojen ja keskimääräisen virtaaman avulla. Tämä kuormitus on merkitty kahdella tähdellä (\*\*).

Allas nro	Nimi	Valuma-alue nro	Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	Kokonaisfosforikuormitus (kg a <sup>-1</sup> )
1	Tampere-Rajasaari (L)	35.211	29	8469
1	Viinikanojan va	35.214	40	1656
1	Vihiojan va	35.215	23	869
1	Härmälänojan va	35.216	26	555
1	Tammerkoski	35.311	7672	18016 *
			7790	29564
2	Saviselkä I (L)	35.211	5	256
2	Vihnusjärven va	35.213	28	531
2	Sikojoen va	35.217	31	941
			64	1728
3	Saviselkä II (L)	35.211	23	772
4	Sorvanselkä (L)	35.211	75	3339
5	Vakkalanselkä (L)	35.211	59	2874
5	Vastinojan va	35.219	23	750
			82	3624
6	Toutosenselkä (L)	35.211	135	8277
6	Naarvanojan va	35.218	37	1205
6	Koskenojan va	35.29	80	2131
			252	11613
7	Liponselkä (L)	35.221	58	2856
7	Moisionjoen va	35.24	87	2318
7	Myllyojan va	35.25	64	1411
			209	6585
8	Makkaraselkä (L)	35.222	46	2040
8	Lontilanjoen va	35.27	118	7710 *
8	Tarpianjoen va	35.28	774	17205 *
			938	26955
9	Rauttunselkä (L)	35.222	12	603
9	Oikolanjoen va	35.26	136	2929 *
9	Vanajavesi	35.231	2739	25364 *
	Rauttunniemi		4571	23664 **
			7459	52560

Kokonaiskuormitus jaettiin kuormituslähteisiin VEPS-järjestelmän antamien kuormitusten mukaisesti. Kuormitustekijöiden suhteelliset osuudet osavaluma-alueittain on esitetty kuvassa 4.3 ja taulukossa 4.3.



Kuva 4.3. Kokonaisfosforin kuormituslähteiden suhteelliset osuudet osavaluma-alueittain (VEPS).

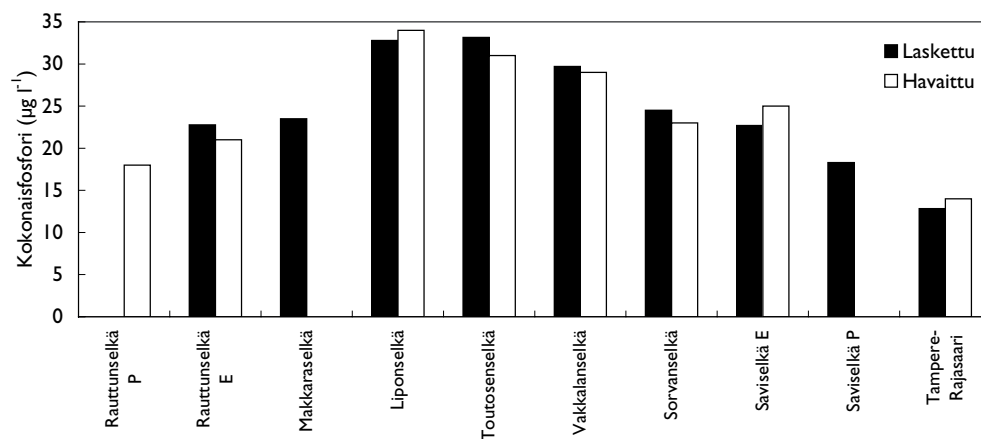
Taulukko 4.3 Kokonaisfosforin kuormituslähteiden suhteelliset osuudet osavaluma-alueittain (VEPS).

Tunnus	Haja_hule	Laskeuma	Luonnon- huuhtouma	Maatalous	Metsätalous	Piste
35.222_8	18 %	10 %	14 %	56 %	1 %	0 %
35.222_9	18 %	11 %	14 %	56 %	2 %	0 %
35.211_1	3 %	1 %	2 %	2 %	0 %	91 %
35.211_4	22 %	11 %	14 %	51 %	2 %	0 %
35.211_2	18 %	9 %	11 %	61 %	1 %	0 %
35.211_3	28 %	14 %	19 %	37 %	2 %	0 %
35.211_6	16 %	8 %	10 %	58 %	1 %	6 %
35.211_5	20 %	10 %	13 %	55 %	1 %	0 %
35.213	59 %	2 %	27 %	8 %	4 %	0 %
35.214	80 %	2 %	8 %	10 %	1 %	0 %
35.215	74 %	0 %	11 %	14 %	1 %	0 %
35.216	56 %	2 %	24 %	14 %	4 %	0 %
35.217	30 %	1 %	21 %	46 %	3 %	0 %
35.25	11 %	4 %	34 %	47 %	4 %	0 %
35.219	5 %	1 %	23 %	69 %	3 %	0 %
35.221_7	14 %	4 %	14 %	67 %	1 %	0 %
35.218	9 %	1 %	22 %	65 %	3 %	0 %
35.29	11 %	3 %	24 %	59 %	3 %	0 %
35.28	10 %	3 %	21 %	63 %	3 %	1 %
35.27	18 %	0 %	18 %	62 %	2 %	0 %
35.26	12 %	4 %	19 %	63 %	2 %	0 %
35.24	40 %	4 %	21 %	33 %	3 %	0 %
Näsijärvi	13 %	9 %	32 %	34 %	6 %	6 %
Rauttu	11 %	4 %	19 %	60 %	2 %	3 %
Vanaja	11 %	10 %	23 %	46 %	3 %	7 %

#### 4.5

### Pyhäjärven ainetase

Pyhäjärven osa-altaiden (kuvan 4.2. mukainen allasjako) vedenlaatua, altaisiin kohdistuvaa kuormitusta ja vedenlaadun muutosta mahdollisten kuormitusmuutosten tilanteessa tarkasteltiin tasapainotilan ainetasetarkastelun avulla. Altaisiin tulee kuormitusta kaukovaluma-alueilta, altaan omalta lähivaluma-alueelta, yläpuolisesta vesistöstä sekä suoraan ilmasta laskeuman mukana. Järvisysteemin altaat kytkettiin yhteen ja kunkin altaan keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus arvioitiin samalla soveltamalla ensimmäisen kertaluvun sedimentaatiokinetiikkaa (kaava 7). Sedimentaatiokerroin kalibroitiin käyttäen vuoden 2004 havaintoja. Havainnoista laskettiin jokaisen osa-altaan keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus tilavuus- ja aikapainotteisesti. Kalibrointitulokset on esitetty kuvassa 4.4. ja taulukossa 4.4. Pylväskaavionkin perusteella voi todeta, että kalibrointi on varsin onnistunut. Tarpianjoen valuma-alueen kuormitus on merkittävä, ja vaikka valuma-alueen purkupiste on Makkaraselän länsiosassa, ravinnekuormitus ei sekoitu Makkaraselän altaaseen, mistä johtuen ainetaselaskelmissa Tarpianjoen kuormitusvaikutus on kohdistettu Liponselkään.



Kuva 4.4. Ainetasemallin kalibrointi.

Taulukko 4.4. Osa-aitaiden havaitut ja lasketut kokonaisfosforipitoisuudet ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ), sekä pidättymisprosentit (R).

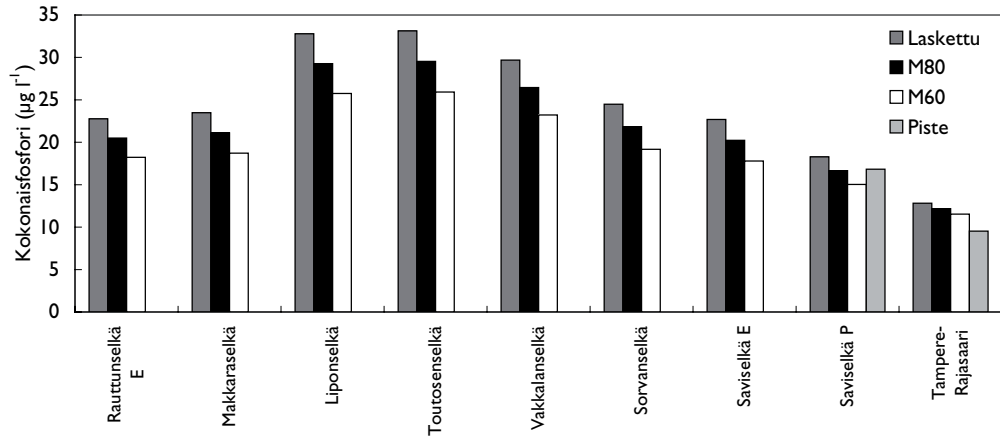
Nro	Allas	Laskettu	Havaittu	R
	Rauttonselkä P		18	
9	Rauttonselkä E	23	21	13 %
8	Makkaraselkä	23		4 %
7	Liponselkä	33	34	1 %
6	Toutosonselkä	33	31	10 %
5	Vakkalanselkä	30	29	14 %
4	Sorvanselkä	24	23	21 %
3	Saviselkä E	23	25	8 %
2	Saviselkä P	17		2 %
1	Tampere-Rajasaari	13	14	11 %

#### 4.6

### Kuormitusskenaariot ja laskentatulokset

Ennustelaskelmissa tarkasteltiin miten maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden aikaansaama fosforikuormituksen väheneminen tulisi vaikuttamaan alueen vedenlaatuun. Laskelmat tehtiin kahdella eri oletuksella. Maatalouden aiheuttaman kuormituksen oletettiin vähenevän vaihtoehtoisesti 20% tai 40%. Kuormitusvähennyksiä verrattiin vuoden 2004 tilanteeseen. Lisäksi on selvitetty tulevan keskuspuhdistamohankkeen vaikutuksia Pyhäjärven pohjoisosan tilaan. Keskuspuhdistamon purkputken sijainti tulee olemaan puhdistamon sijainnista riippumatta muualla kuin Pyhäjärven pohjoisosassa. Tässä skenaariossa on oletettu, että Viinikan ja Raholan puhdistamoiden jätevedet johdetaan joko Nokianvirtaan tai Kuloveteen.





Kuva 4.5. Kuormitusskenaarioiden vaikutus osa-altaiden fosforipitoisuuteen. Kalibrointi = vuoden 2004 tilanne. M80 = Maatalouden kuormitusta vähennetty 20%. M60 = Maatalouden kuormitusta vähennetty 40%. Piste = Pitoisuusmuutos, mikäli keskuspuhdistamohankkeen toteutuessa Viinikanlahden ja Raholan jätevedet johdetaan joko Nokianvirtaan tai Kuloveteen.

Taulukko 4.5. Kuormitusskenaarioiden vaikutus osa-altaiden fosforipitoisuuteen. Kalibrointi = vuoden 2004 tilanne. M80 = Maatalouden kuormitusta vähennetty 20%. M60 = Maatalouden kuormitusta vähennetty 40%. Piste = Pitoisuusmuutos, mikäli keskuspuhdistamohankkeen toteutuessa Viinikanlahden ja Raholan jätevedet johdetaan Kuloveteen.

Allas	Kalibrointi	M80	M60	Piste
Rauttunselkä E	23	21	18	
Makkaraselkä	23	21	19	
Liponselkä	33	29	26	
Toutosenselkä	33	30	26	
Vakkalanselkä	30	26	23	
Sorvanselkä	24	22	19	
Saviselkä E	23	20	18	
Saviselkä P	18	17	15	17
Pyhäjärvi	13	12	12	10

# 5 PCB-pitoisuudet Pyhäjärven pohjoisosassa

5.1

## Yleistä

Lokakuussa 2004 Pirkanmaan ympäristökeskus (PIR) otti sedimenttinäytteitä Tampereen Pyhäjärvestä ja elokuussa 2005 tehtiin simpukkakokeet yhteistyössä Tampereen kaupungin kanssa. Ympäristöhallinnon kalaseurantatietoja PCB-pitoisuuksista on 1970-luvulta lähtien ja simpukkaseurantatietoja vuodesta 1988. Aikaisempien tutkimusten perusteella tiedettiin Viinikanlahden sedimenteissä olevan suuria pitoisuuksia PCB-yhdisteitä. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää PCB-yhdisteiden levinneisyys ja pitoisuudet laajemmin Pyhäjärven alueella. Vuonna 2004 ympäristöministeriö julkaisi sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2004). Oppaassa on esitetty laatuksiteerit ruoppausmassojen haitta-aineiden normalisoiduille pitoisuuksille.

5.2

## PCB-yhdisteet ja dioksiinit

Polyklooratut bifenyylit eli PCB-yhdisteet ovat synteettisiä organoklooriyhdisteitä. Ne on teollisesti tuotettuja, hitaasti hajoavia ja ne on luokiteltu ihmiselle syöpävaarallisiksi aineiksi. Yhdisteet ovat veteen niukkaliukoisia ja niiden olomuoto vaihtelee öljymäisestä lähes kiinteään. Yhdisteitä on käytetty esimerkiksi kondensaattoreissa, muuntajissa, saumausaineissa, laivamaaleissa, lakoissa ja liimoissa.

PCB-yhdisteiden pitkäaikaisen ja laajan käytön vuoksi pitoisuuksia havaitaan laskeumasta ja siten myös miltei kaikkialta ympäristöstä. PCB-yhdisteet eli kongenerit ovat rasvaliukoisia ja ne kulkeutuvat järviolosuhteissa pääasiassa orgaanisen aineksen mukana, rikastuvat ravintoketjussa ja kertyvät etenkin vesieliöihin. Osa PCB:stä sedimentoituu pysyvästi pohjasedimenttiin ja hajoaa siellä hitaasti.

PCB voi aiheuttaa nisäkkäille lisääntymis- ja kehityshäiriöitä sekä haitallisia aineenvaihdunnan muutoksia. PCB-yhdisteiden vaikutukset vaihtelevat kloorausasteen mukaan ja niillä on alhainen akuutti myrkyllisyys, mutta vaikutukset voimistuvat altistusajan kasvaessa. PCB-yhdisteet pyrkivät varastoitumaan elimistön rasvakudosiin ja esimerkiksi maksaan. Niiden on todettu aiheuttavan syöpää koe-eläimillä, mahdollisesti myös ihmisellä.

PCB-yhdisteitä on kaiken kaikkiaan 209 kappaletta. Ne eroavat toisistaan klooriatomien lukumäärän sekä kloori- ja hiiliatomien liittymisjärjestyksen perusteella. Suurin osa (93 %) PCB-yhdisteiden kokonaistuotannosta on Monsato-yhtiön tuottamia Aroclor-valmisteita. Nämä kaupalliset valmisteet koostuvat 60-90 eri PCB-yhdisteestä (Zwiernik *et al.* 1998). Aroclor 1242 -tuotetta on käytetty mm. kondensaattoreissa ja sähkölaitteissa, ja tuotetta Aroclor 1260 on käytetty mm. saumausmassoissa.

PCB-yhdisteiden pysyvyys ja vesiliukoisuus vaihtelee riippuen klooriatomien lukumäärästä ja yhdisteen rakenteesta. Matalan kloorausasteen, eli vähiten klooriatomeja sisältävät PCB-yhdisteet liukenevat paremmin veteen kuin korkeamman kloorausasteen yhdisteet. Korkeamman klooraustason ja tasomaisen avaruusrakenteen yhdisteet ovat pysyvimpiä.

PCB-yhdisteet hajoavat luonnossa kahdella tavalla: hapettomissa olosuhteissa vetyatomi syrjäyttää klooriatomin ja hapellisissa olosuhteissa klooriatomi irtoaa muodostaen matalamman kloorausasteen yhdisteen (Abramowicz 1996). Suotuisissa

happiolosuhteissa molemmat hajoamisreaktiot saattavat olla mahdollisia (VanBriesen ym. 2004).

Dioksiineihin kuuluu 210 erilaista yhdistettä, joista 17 on myrkyllisiä. PCB-yhdisteistä neljä on samankaltaisia kuin dioksiinit, kahdeksan vähemmän dioksiinien kaltaisia ja loput terveystaikutusmekanismeiltaan erilaisia kuin dioksiinit. Useimmiten kalan dioksiini- ja PCB-pitoisuudet kulkevat käsi kädessä siten, että PCB-yhdisteitä on noin 1 000 kertaa enemmän kuin dioksiineja. Dioksiineja ei ole tehty tarkoituksellisesti, mutta niitä syntyy monissa klooraus- ja polttoprosesseissa. Suomessa suurimmat määrät dioksiineja on syntynyt kloorifenolien valmistuksessa. Polttoprosesseista ilmaan ja sitä kautta ympäristöön tapahtuva leviäminen on havaittu dioksiinien ja PCB-yhdisteiden tärkeimmäksi kulkeutumisreitiksi ravintoketjuihin (Hallikainen 2004).

5.3

## Menetelmät ja aineiston käsittely

Sedimenttinäytteet otettiin viipaloivalla Limnos-näytteenottimella ja ne viipaloitiin 4–10 cm:n paksuisiin kerroksiin. Näytteet analysoitiin Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa. Niistä määritettiin 13 eri yhdisteen pitoisuudet ja Aroclor-valmisteiden (nro 1242 ja 1260) pitoisuudet sekä hehkutushäviö eli orgaanisen aineksen määrä. PCB-pitoisuudet normalisoitiin vertailukelpoisiksi orgaanisen aineksen määrän avulla.

PCB-yhdisteille, joiden IUPAC-numerot ovat 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180, on esitetty laatukriteerit ruoppaushankkeissa. Normalisoinnilla haitta-ainepitoisuudet muutetaan vertailukelpoisiksi arvoiksi. Orgaanisia haitta-aineita, kuten PCB-yhdisteitä normalisoitaessa, pitoisuudet muutetaan vertailukelpoisiksi sedimentin orgaanisen aineen määrän mukaan. Standardi- eli vertailusedimentiksi on valittu sedimentti, jossa orgaanisen aineksen kuivapaino-osuus on 10 %.

Tässä raportissa tarkastellaan kahdeksaa PCB-yhdistettä (18, 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180), teollisia Aroclor -tuotteita 1242 ja 1260 sekä PCB:n kokonaismääriä. PCB-yhdisteiden kokonaismäärän arvioimiseen on useita toisistaan poikkeavia tapoja, joten vain samoilla metodeilla määritetyt kokonaismäärät ovat vertailukelpoisia.

Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa (Ympäristöministeriö 2004) on esitetty laatukriteerit ruoppausmassojen arvioinnissa (taulukko 5.1). Arviointia varten esitetään kaksi haitta-ainetasoa: taso 1 ja taso 2. Laatukriteerien perusteella ruoppausmassan läjityskelpoisuus luokitellaan seuraavasti:

Haitaton ruoppausmassa eli haitta-ainepitoisuuksiltaan alemman tason (taso 1) alittava ruoppausmassa, josta aiheutuvia haittoja voidaan yleisesti pitää kemiallisen laadun puolesta meriympäristölle merkityksettöminä. Ruoppausmassa on mereen läjityskelpoista.

Mahdollisesti pilaantunut ruoppausmassa, jonka haitta-ainepitoisuudet asettuvat tasojen 1 ja 2 väliin (ns. ”harmaalle alueelle”). Mahdollisesti pilaantuneen sedimentin läjityskelpoisuus on arvioitava tapauskohtaisesti.

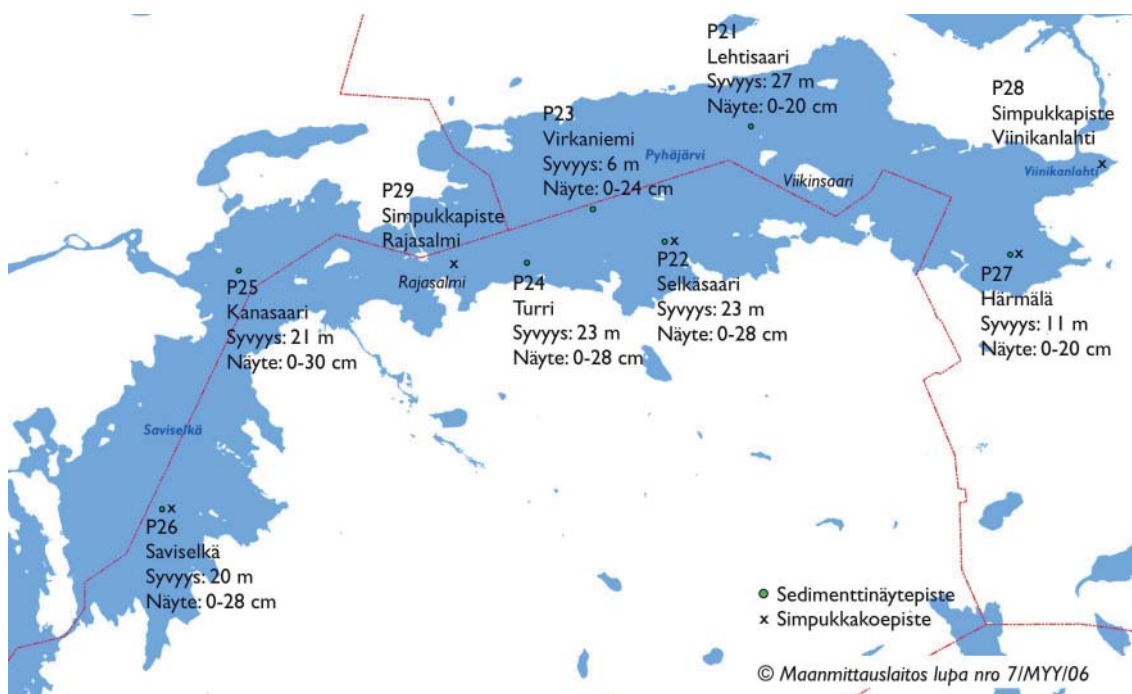
Pilaantunut ruoppausmassa eli haitta-ainepitoisuuksiltaan ylemmän tason (taso 2) ylittävä ruoppausmassa, jota pidetään haitallisuuden takia pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomana (voidaan sijoittaa mereen, jos maalle sijoittamisen vaihtoehto on ympäristön kannalta huonompi ratkaisu).

Ruoppausmassan meriläjitystä koskevia laatukriteerejä ei voida sellaisinaan soveltaa sisävesiin. Läjityskelpoisuus tulisi määrittää tapauskohtaisesti, mikäli orgaanisten aineiden pitoisuudet ylittävät tason 1.

Taulukko 5.1. Ruoppausmassojen laatuksiteerit normalisoiduille PCB-pitoisuuksille (Ympäristöministeriö 2004).

PCB (IUPAC –numero)	Taso 1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ kuiva-ainetta	Taso 2 $\mu\text{g kg}^{-1}$ kuiva-ainetta
28	1	30
52	1	30
101	4	30
118	4	30
138	4	30
153	4	30
180	4	30

Sedimenttinäytteitä otettiin seitsemästä näytepisteestä alkaen Härmälän edustalta ja päättyen Saviselän syvänteeseen (kuva 5.1 ja taulukko 5.2). Näytepisteiksi valittiin pääsääntöisesti syvännepisteitä, joissa sedimentoituminen on pysyvää.



Kuva 5.1. Sedimenttinäytteenotto- ja simpukkakoepisteet, vesisyvydet ja näytteiden paksuus Pyhäjärven pohjoisosassa.

Taulukko 5.2. Pyhäjärven PCB-näytteenottopisteiden koordinaatit (WGS 85; dd°mm mmm)

Näytteenottopiste		Lat	Lon
P21	Lehtisaari	61°29.523'	23°40.432'
P22	Selkäsaari	61°28.638'	23°39.182'
P23	Virkaniemi	61°28.850'	23°38.051'
P24	Turri	61°28.429'	23°37.073'
P25	Kanasaari	61°28.258'	23°32.624'
P26	Saviselkä	61°26.466'	23°31.631'
P27	Härmälä	61°28.672'	23°44.545'
P28	Viinikanlahti	61°29.368'	23°45.942'
P29	Rajasalmi	61°28.318'	23°35.791'

Syvännepisteiden PCB-pitoisuuksien avulla tarkasteltiin PCB-yhdisteiden levinneisyyttä Pyhäjärven ja Nokianvirran välisellä alueella. Levinneisyystarkastelussa käytettiin absoluuttisia PCB-pitoisuuksia (ei normalisoituja) ja kulkeutumisreitteinä päävirtauksen reittiä, jonka alkupisteeksi valittiin Viinikanlahti. Tarkasteluun valittiin kustakin syvännepisteestä kerrokset, joissa PCB-pitoisuudet ovat korkeimmat. Niissä tarkasteltiin kunkin PCB-yhdisteen leviämistä etäisyyden suhteen. Nykytilanteen selvittämiseksi tarkasteltiin myös pintasedimenttiin (0-4 cm) kertyneitä PCB-pitoisuuksia.

Elokuussa 2005 toteutettiin simpukkakokeet yhteistyössä Tampereen kaupungin kanssa. Laboratoriossa viljellyt järvisimpukat asetettiin neljäksi viikoksi yhden metrin syvyyteen pinnasta (16 simpukka/piste). Tutkimuspisteet olivat Viinikanlahti (P28), Härmälä (P27), Selkäsaari (P22), Rajasalmi (P29) ja Saviselkä (P26). Simpukoista analysoitiin samat PCB-yhdisteet kuin sedimenttinäytteistäkin. Rajasalmen pisteen simpukoista määritettiin vain PCB-yhdisteiden kokonaismäärä. Lisäksi tarkasteltiin aikaisempien ympäristöhallinnon simpukkanäytteiden PCB-pitoisuuksia.

Kalanäytteistä tarkasteltiin PCB-pitoisuuksien kokonaismäärien kehitystä 1970-luvulta sekä dioksiini- ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuuksia ja niiden toksisuusekvivalenttisummia nykyisen arviointimenetelmien mukaisesti.

#### 5.4

### Tulokset ja niiden tarkastelu

#### 5.4.1

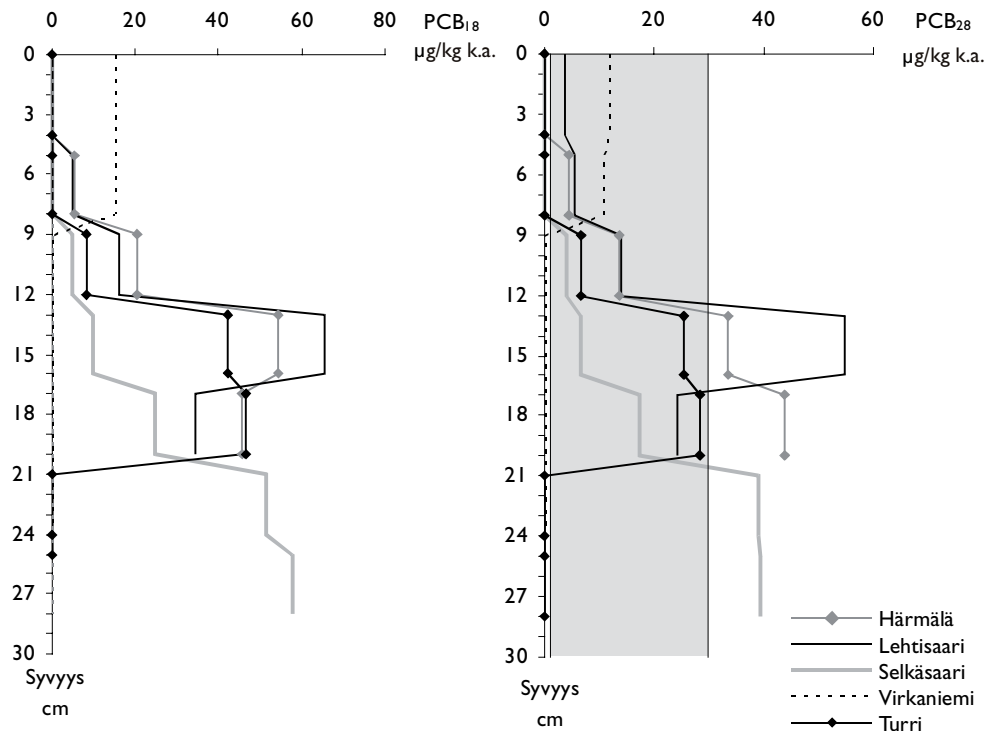
#### PCB-yhdisteet sedimenteissä

##### PCB 18 -yhdisteen pitoisuudet

Korkeimmat PCB 18 -pitoisuudet havaittiin Lehtisaaren (P21) pisteessä syvyydellä 12–16 cm (kuva 5.2). Pitoisuus oli yli 60 mikrogrammaa kilossa kuiva-ainetta  $\mu\text{g}$  (kg k. a.)<sup>-1</sup>. Härmälän (P27), Selkäsaaren (P22) ja Turrin (P24) pisteissä pitoisuudet olivat 40–60  $\mu\text{g}$  (kg k. a.)<sup>-1</sup>. PCB 18 -yhdisteen pitoisuuksille ei ole määritetty rajoja.

##### PCB 28 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 28 pitoisuudet ylittivät tason 2 Härmälän (P27), Lehtisaaren (P21) ja Selkäsaaren (P22) sedimenttinäytteissä (kuva 5.2). Korkeimmat pitoisuudet, 54,7  $\mu\text{g}$  (kg k. a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren näytteessä syvyydellä 12–16 cm. Härmälän näytteessä korkein pitoisuus, 43,8  $\mu\text{g}$  (kg k. a.)<sup>-1</sup> havaittiin syvyydeltä 16–20 cm. Selkäsaaren näytteessä pitoisuus kasvoi koko syvyysprofiilissa syvemmälle mentäessä. Syvyydellä 22–30 cm pitoisuus oli noin  $\mu\text{g}$  (kg k. a.)<sup>-1</sup>. Virkaniemen (P23) ja Turrin (P24) näytteissä havaittiin tason 1 ja tason 2 väliin jääviä pitoisuuksia. Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) näytteissä ei havaittu määrittämissä ylittäviä pitoisuuksia.



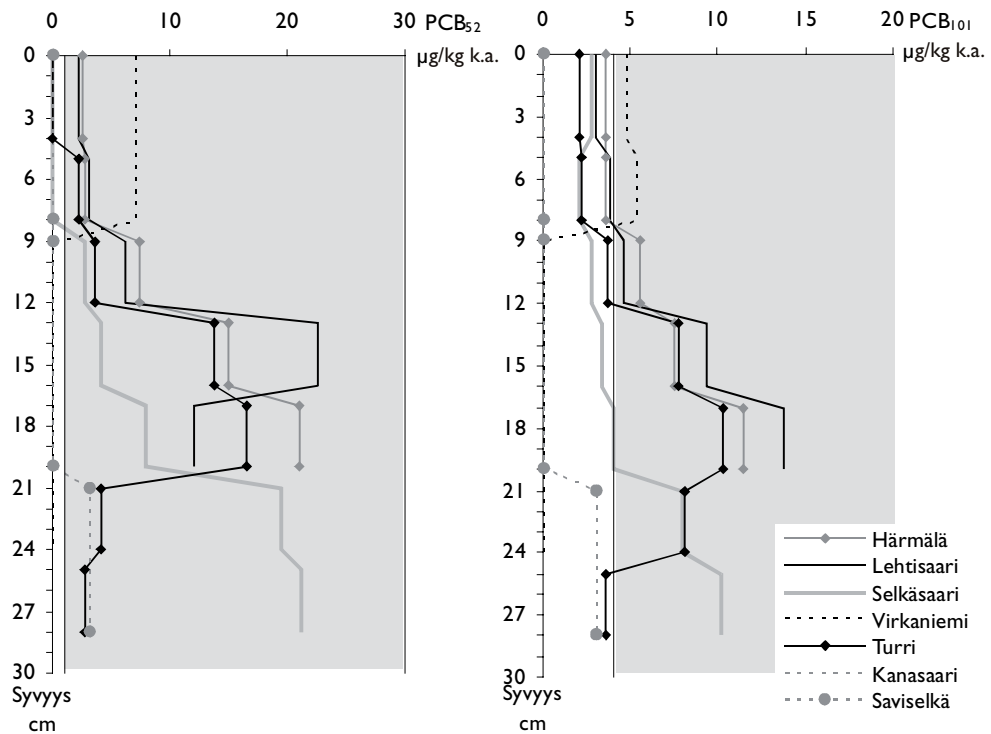
Kuva 5.2. Pyhäjärven sedimenttien PCB 18 ja PCB 28 -yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja PCB 28 -yhdisteen laatukriteerit (harmaa alue).

#### PCB 52 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 52 pitoisuudet ylittivät tason 1 kaikissa muissa näytepisteissä, paitsi Kanasaaren (P25) pisteessä (kuva 5.3). Korkeimmat pitoisuudet, yli 20 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren (P21) näytteessä syvyydellä 12–16 cm, Härmälän (P27) näytteessä syvyydellä 16–20 cm ja Selkäsaaren (P22) näytteessä syvyydellä 24–28 cm. Missään pisteessä ei havaittu tason 2 ylittäviä pitoisuuksia.

#### PCB 101 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 101 pitoisuudet ylittivät tason 1 kaikissa muissa näytepisteissä, paitsi Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) pisteissä (kuva 5.3). Korkeimmat pitoisuudet, yli 10 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren (P21), Härmälän (P27) ja Turrin (P24) näytteissä syvyydellä 16–20 cm sekä Selkäsaaren (P22) näytteessä syvyydellä 24–28 cm.



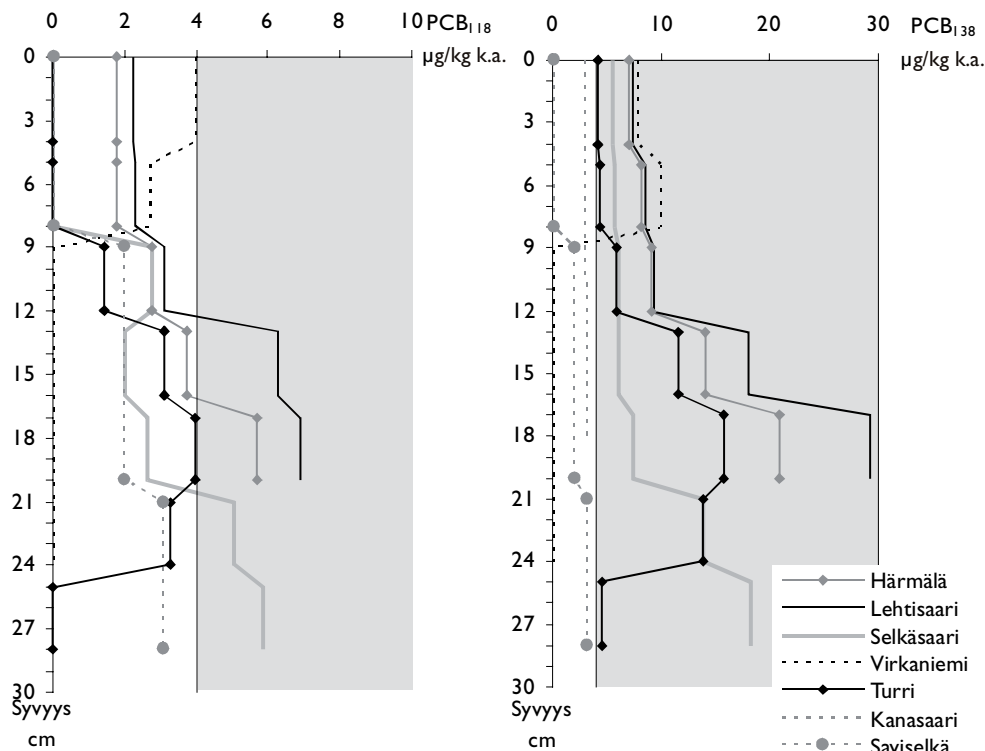
Kuva 5.3. Pyhäjärven sedimenttien PCB 52 ja PCB 101 -yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja laatuksiteerit (harmaa alue). Huom. PCB 101-yhdisteelle tason 2 arvo on 30 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup>.

#### PCB 118 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 118 pitoisuudet ylittivät tason 1 Härmälän (P27), Lehtisaaren (P21) ja Selkäsaaren (P22) sedimenttinäytteissä (kuva 5.4). Korkeimmat pitoisuudet, noin 7,5 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren näytteessä syvyydellä 16–20 cm. Härmälän ja Selkäsaaren korkein havaittu pitoisuus oli noin 6 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup>. Virkaniemen (P23), Turrin (P24) ja Saviselän (P26) havaitut pitoisuudet pysyivät tason 1 rajalla tai sen alapuolella. Kanasaaren (P25) näytteissä ei havaittu määrittämissä pitoisuuksia.

#### PCB 138 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 138 pitoisuus saavuttaa miltei tason 2 Lehtisaaren (P21) näytteessä syvyydellä 16–20 cm (kuva 5.4). Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) pitoisuudet jäävät alle tason 1. Muissa näytepisteissä pitoisuudet jäävät ns. ”harmaalle alueelle” eli tasojen 1 ja 2 väliin.



Kuva 5.4. Pyhäjärven sedimenttien PCB 118 ja PCB 138 -yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja laatukriteerit (harmaa alue). Huom. PCB 118-yhdisteelle tason 2 arvo on 30 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup>.

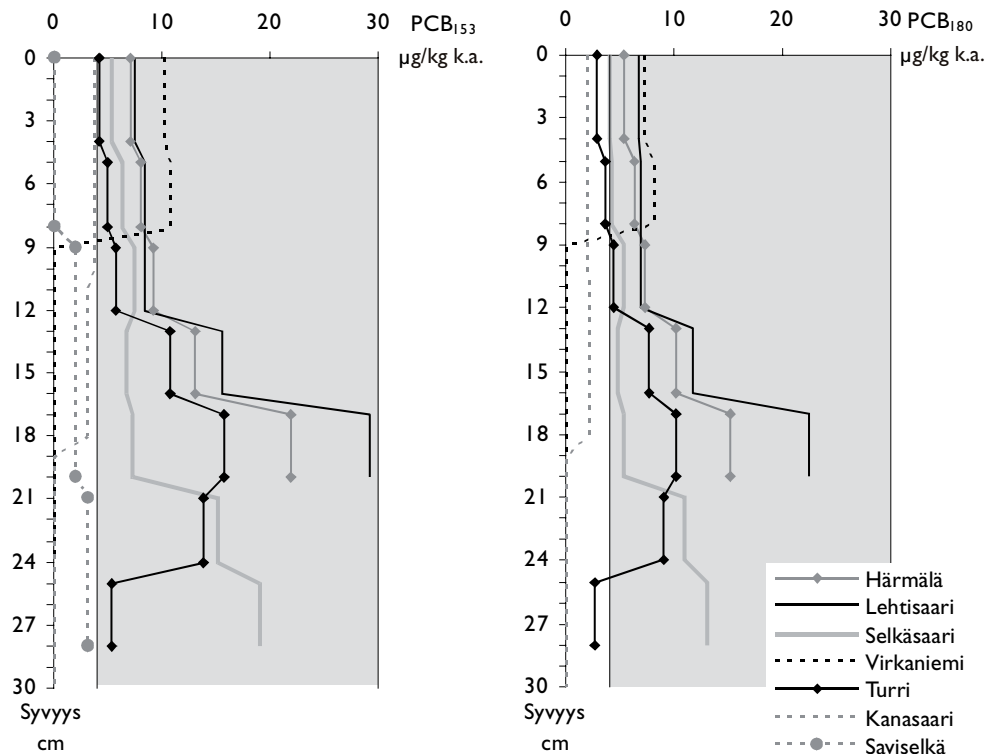
#### PCB 153 -yhdisteen pitoisuudet

Yhdisteen PCB 153 pitoisuuksista piirretty kuvaaja on saman kaltainen PCB 138:sta piirretyyn kuvaajaan kanssa (kuvat 5.5). Korkeimmat pitoisuudet, miltei 30 µg (kg k. a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren (P21) näytteestä syvyydellä 16–20 cm. Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) pitoisuudet jäävät alle tason 1. Muissa näytepisteissä pitoisuudet jäävät ns. ”harmaalle alueelle” eli tasojen 1 ja 2 väliin.

#### PCB 180 -yhdisteen pitoisuudet

Korkeimmat PCB 180 -pitoisuudet, noin 20 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup> havaittiin Lehtisaaren (P21) näytteestä syvyydellä 16–20 cm. Kanasaaren (P25) pitoisuudet jäävät alle tason 1 ja Saviselän (P26) alle määrittäysrajan. Muissa näytepisteissä pitoisuudet jäävät ns. ”harmaalle alueelle” eli tasojen 1 ja 2 väliin.



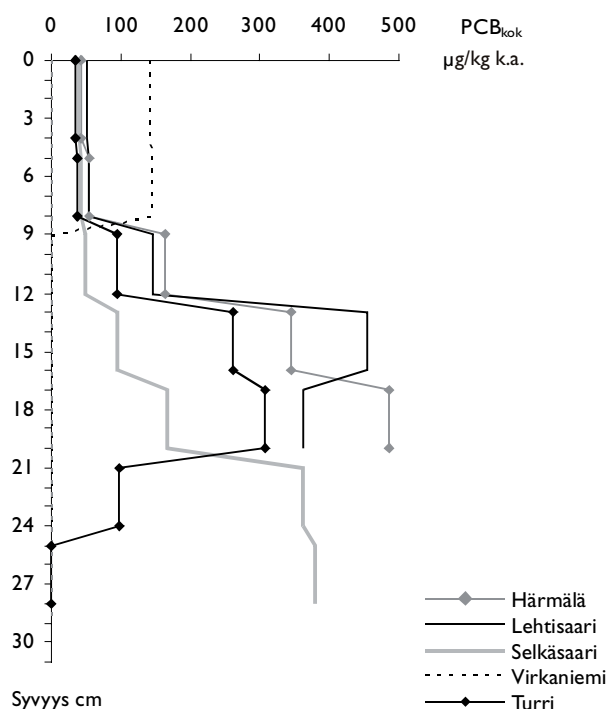


Kuva 5.5. Pyhäjärven sedimenttien PCB 153 ja PCB180 -yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja laatukriteerit (harmaa alue).

### PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuus

PCB-yhdisteiden kokonaismäärän laskemisessa verrataan näytematriisin profiilia tunnettuihin kaupallisiin PCB-standardeihin. Laskennassa valitaan 5–7 piikkiä, jotka edustavat standardia hyvin. Tulos lasketaan näytteestä samojen piikkien summavasteen avulla. Kokonaismäärän laskennassa on käytössä myös muita menetelmiä, joten tulokset eivät aina ole vertailukelpoisia. Vuonna 2001 otettujen näytteiden perusteella tiedetään Viinikanlahden pintasedimentissä olevan korkeita PCB-pitoisuuksia, jopa  $900\text{--}6900\ \mu\text{g}\ (\text{kg k.a.})^{-1}$  ja syvemmissä sedimenteissä jopa kymmenkertaisia pitoisuuksia. Korkeimmat Viinikanlahden sedimentin pitoisuudet ylittävät ongelmajätteelle asetetut raja-arvot.

Kuvassa 5.6 on esitetty PCB-yhdisteiden kokonaismäärät eri näytepisteissä. Suurimmat pitoisuudet, noin  $500\ \mu\text{g}\ (\text{kg k.a.})^{-1}$  havaittiin Härmälän (P27) pisteessä syvyydellä 16–20 cm. Lukuun ottamatta Virkaniemen (P23) pistettä kokonaispitoisuudet olivat pintasedimenteissä alhaisempia kuin syvemmissä sedimenteissä. Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) näytepisteissä ei havaittu analyysirajan ylittäviä pitoisuuksia.

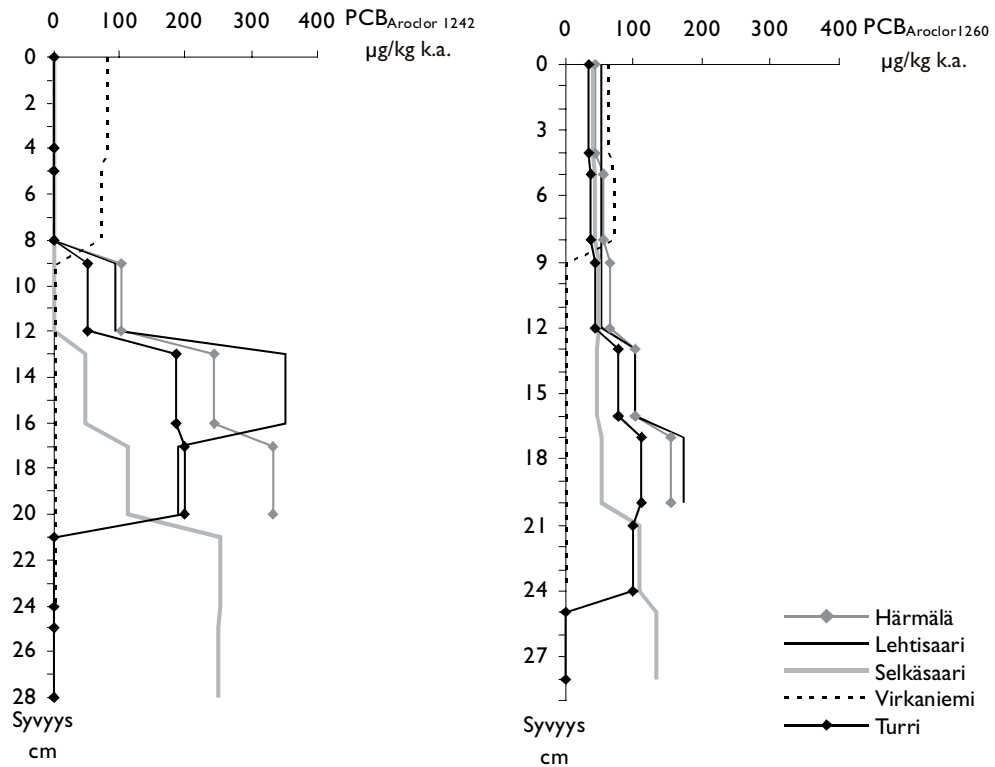


Kuva 5.6. Pyhäjärven sedimentin PCB-yhdisteiden normalisoidut kokonaispitoisuudet.

#### Teollisten PCB-tuotteiden Aroclor 1242 ja Aroclor 1260 pitoisuudet

Aroclor 1242 ja Aroclor 1260 -tuotteiden valmistuksessa on käytetty useita kymmeniä eri yhdisteitä. Niistä tyypillisiä Aroclor 1242-tuotteelle on alemman kloorausasteen yhdisteet PCB 28 ja PCB 18. Aroclor 1260 -tuotteelle tyypillisiä yhdisteitä ovat korkeamman kloorausasteen yhdisteet PCB 180, PCB 153 ja PCB 138. Molemmat yhdisteet liukenevat huonosti veteen, mutta Aroclor 1242 on noin sata kertaa liukoisempi kuin Aroclor 1260.

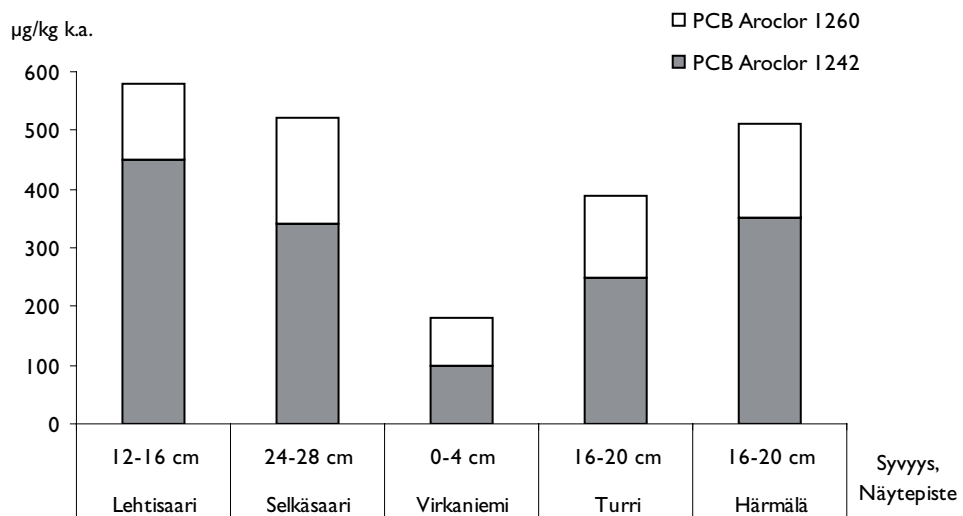
Aroclor 1242 pitoisuudet on esitetty kuvassa 5.7. Suurimmat arvot havaittiin Lehtisaaren (P21) näytepisteessä syvyydellä 12–18 cm ja Härmälän (P27) pisteessä syvyydellä 16–20 cm. Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) näytepisteissä ei havaittu analyysirajan ylittäviä pitoisuuksia. Aroclor 1242 -tuotetta on käytetty mm. kondensaattoreiden ja sähkölaitteiden valmistuksessa.



Kuva 5.7. Pyhäjärven sedimentin Aroclor 1242 ja Aroclor 1260 -tuotteiden normalisoidut pitoisuudet.

Aroclor 1260-pitoisuudet on esitetty kuvassa 5.7. Suurimmat arvot havaittiin Lehtisaaren (P21) näytepisteessä syvyydellä 16–20 cm ja Härmälän (P27) pisteessä syvyydellä 16–20 cm näytteissä. Kanasaaren (P25) ja Saviselän (P26) näytepisteissä ei havaittu analysirajan ylittäviä pitoisuuksia. Aroclor 1260-tuotteita on käytetty mm. saumaussmassojen valmistuksessa.

Kuvassa 5.8 on esitetty kustakin näytepisteestä sedimenttikerros, jossa PCB-yhdisteiden normalisoimattomat kokonaispitoisuudet ovat korkeimmat. Kokonaispitoisuudet koostuvat teollisista Aroclor 1242 ja Aroclor 1260 -tuotteista. Kaikissa näytepisteissä suurin osa (64–78 %) PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuudesta muodostuu Aroclor 1242 -tuotteesta ja loput Aroclor 1260 -tuotteesta.



Kuva 5.8. Pyhäjärven sedimenttien PCB:n suurimmat kokonaispitoisuudet sekä Aroclor 1260 ja Aroclor 1242 -tuotteiden osuudet.

### PCB-yhdisteiden levinneisyys ja kertyminen

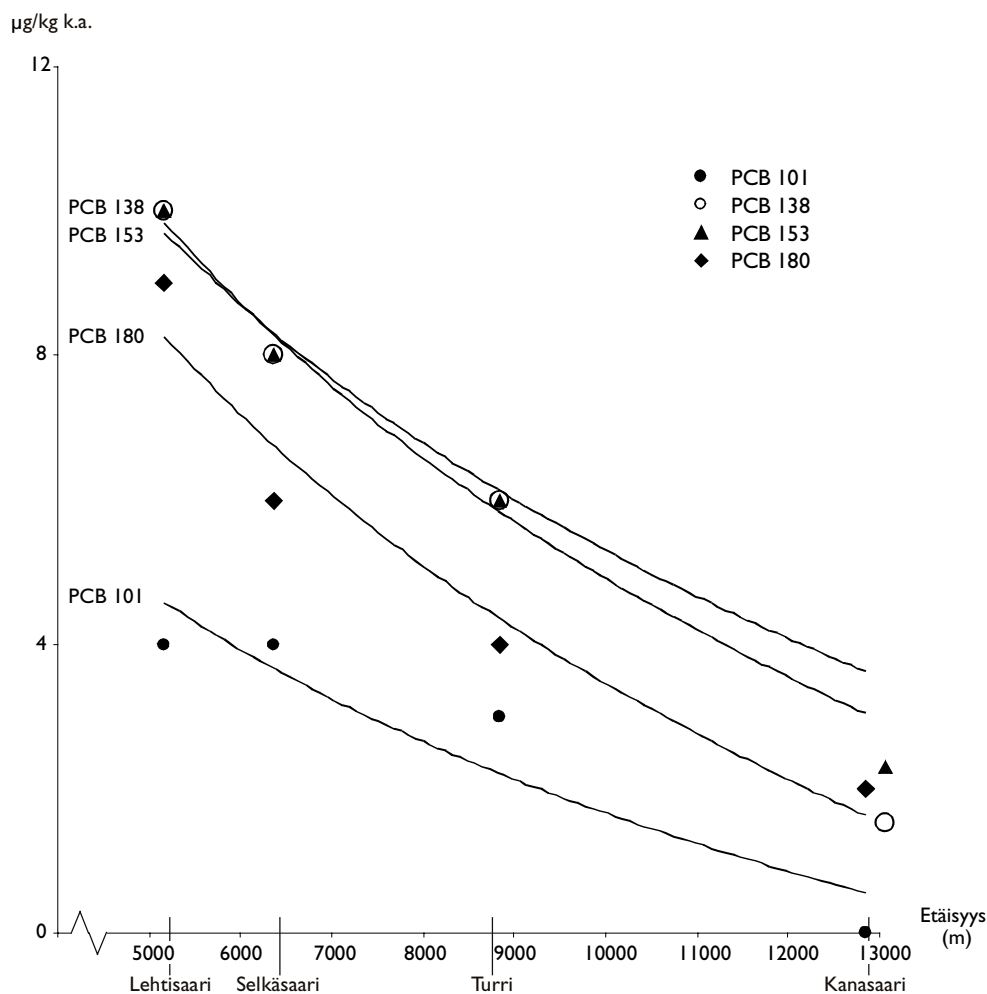
PCB-yhdisteiden kulkeutumista Pyhäjärven pohjoisosassa ja kertymistä pohjasedimenttiin tarkasteltaessa valittiin päävirtausreitiltä vertailukelpoiset sedimentaatiopohjat eli syvänteet, joissa sedimentoituminen on pysyvää. Viime vuosien kulkeutumista ja levinneisyyttä tarkasteltiin vertailemalla PCB-pitoisuuksia pintasedimenteissä.

Syvemmissä sedimenteissä havaitut korkeimmat PCB-pitoisuudet ajoittuvat korkeimman kuormituksen aikaan, joka oli todennäköisesti 1960–1970 -luvulla. Sen aikaista kuormitusta arvioitaessa valittiin kustakin pisteestä tarkasteluun sedimenttikerrokset, joissa pitoisuudet ovat korkeimmat. Lisäksi tarkasteltiin analysoitujen PCB-yhdisteiden kokonaismääriä ja Aroclor 1242 ja Aroclor 1260 tuotteiden levinneisyyttä.

PCB:n levinneisyyttä ja kulkeutumista tarkasteltiin etäisyyden funktiona, jonka alkupisteeksi valittiin Viinikanlahti, jossa on havaittu korkeita PCB-pitoisuuksia. Yhdisteet ovat veteen niukkaliukoisia ja niiden kulkeutumisen ja hajoamisen eri prosesseja järviympäristössä ei täysin tunneta. Eri yhdisteiden kulkeutumiseen ja kertymiseen sedimentteihin vaikuttavat mm. niiden määrä, vesiliukoisuus, hajoamisnopeus ja kulkeutuvuus ravintoketjuissa. Tässä tehty tarkastelu pätee vain tutkimusalueen olosuhteille.

#### PCB-yhdisteiden kertyminen pintasedimentteihin

Neljän PCB-yhdisteen (PCB 101, 138, 153 ja 180) pitoisuudet ylittivät määritysrajan pintasedimenteissä (0–4 cm). Kuvasta 5.9 havaitaan näiden PCB-yhdisteiden pitoisuuksien laskevan lineaarisesti etäisyyden suhteen.



Kuva 5.9 Pyhäjärven pintasedimenttien (0–4 cm) PCB-yhdisteiden pitoisuudet etäisyyden suhteen Viinikanlahdesta. Huom. etäisyyssakseli alkaa 5000 m:stä.

Piirrettyjen käyrien jyrkkyyden perusteella voidaan arvioida kunkin PCB-yhdisteen kulkeutumista ja kertymistä sedimenttiin viime vuosien aikana. Tuloksista nähdään, että korkeamman kloorausasteen PCB-yhdisteitä kulkeutuu ja kertyy edelleen näytepisteissä. Tulosten mukaan niiden pääasiallinen lähde on Viinikanlahdessa. Taulukossa 5.3 on esitetty kunkin PCB-yhdisteen pitoisuuden riippuvuus etäisyydestä Viinikanlahteen.

Taulukko 5.3. Pintasedimenteissä havaittujen PCB-yhdisteiden pitoisuuksien riippuvuus etäisyydestä Viinikanlahteen.

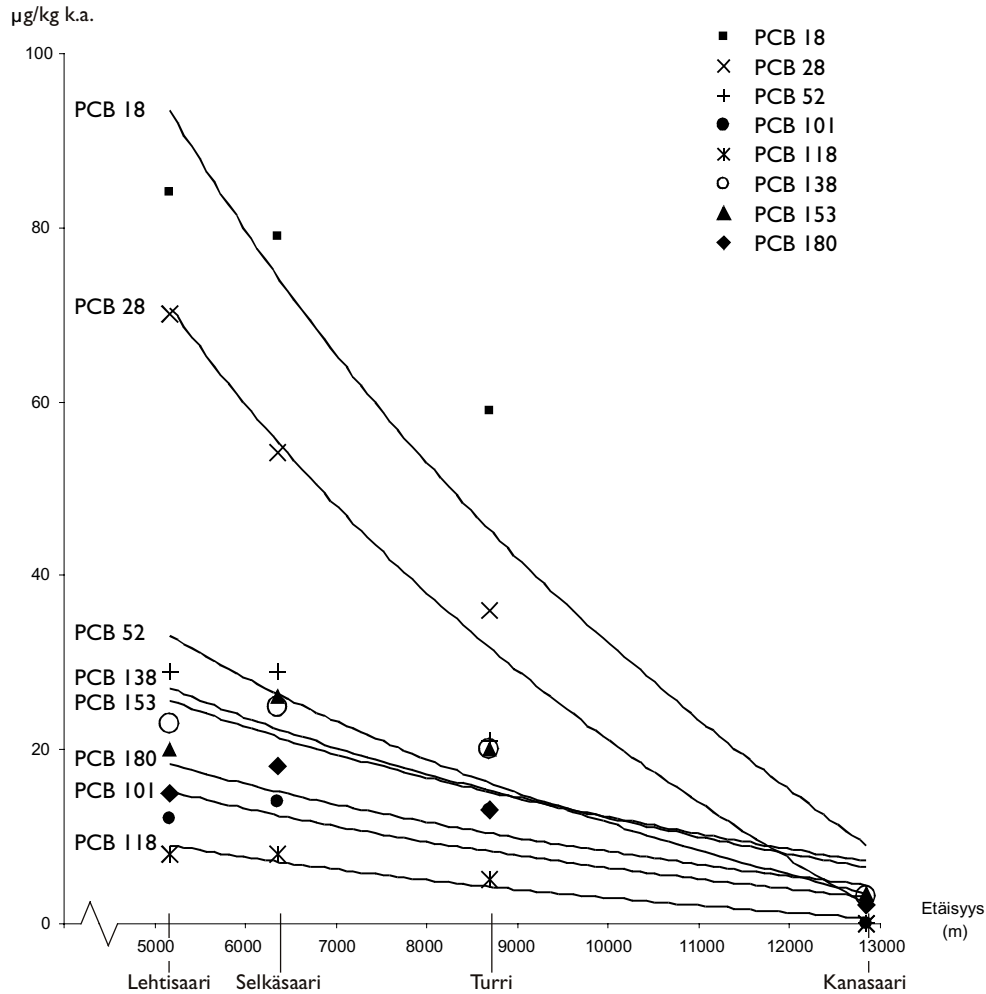
PCB	Riippuvuusfunktio
PCB 101	$y = -4,4801 \ln(x) + 42,893$
PCB 138	$y = -7,5133 \ln(x) + 74,071$
PCB 153	$y = -6,7016 \ln(x) + 66,988$
PCB 180	$y = -7,3196 \ln(x) + 70,835$

### PCB-yhdisteiden kertyminen syvempiin sedimentteihin

Tarkasteltaessa kunkin pisteen PCB-yhdisteiden maksimipitoisuuksia havaitaan, että kaikkien yhdisteiden pitoisuudet pienenevät etäisyyden kasvaessa Viinikanlahdesta (kuva 5.10). Matalamman kloorausasteen yhdisteiden PCB 18 ja PCB 28 kuvaajat las-

kevat jyrkimmin eli niiden kertyminen sedimenttiin on vähäisintä. Tähän vaikuttanee myös matalamman kloorausasteiden yhdisteiden nopeampi hajoaminen.

Lähimpään sedimenttipisteeseen (Lehtisaari) PCB 18 ja PCB 28 -yhdisteitä on kertynyt eniten. Kauimmaisessa pisteessä (Kanasaari) näiden yhdisteiden pitoisuudet ovat alle määrittäysrajan. Suuremman kloorausasteen PCB-yhdisteiden (52, 101, 118, 138, 153 ja 180) pitoisuudet ovat Lehtisaaren pisteessä matalampia kuin PCB 18 ja PCB 28 -yhdisteiden pitoisuudet. Kanasaaren pisteessä korkeamman kloorausasteen yhdisteiden pitoisuudet ovat korkeammat kuin matalamman kloorausasteen yhdisteiden.



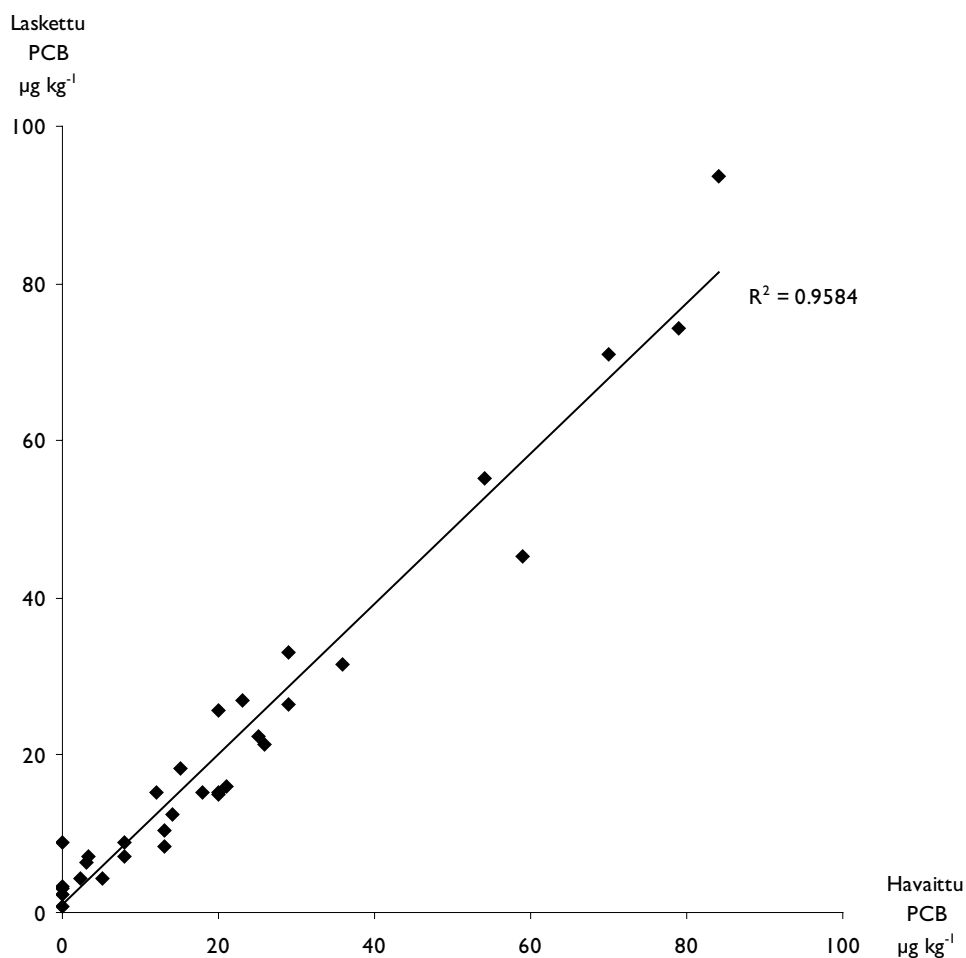
Kuva 5.10. Pyhäjärven syvänpisteiden sedimenttien PCB-yhdisteiden maksimipitoisuudet etäisyyden suhteen Viinikanlahdesta. Huom. etäisyysakseli alkaa 5000 m:stä.

Käyrien jyrkkyys riippuu yhdisteen kloorausasteesta eli klooriatomien määrästä. Alhaisemman klooraustason yhdisteiden pitoisuudet laskevat nopeammin etäisyyden kasvaessa kuin korkeamman klooraustason yhdisteiden. Tähän vaikuttaa yhdisteiden erilaiset hajoamisnopeudet, kulkeutumismekanismit järviluonnossa sekä hajoamismekanismit hapellisissa ja hapettomissa oloissa. Yleisesti ottaen alhaisemman klooraustason yhdisteet ovat vesiliukoisempia ja ne hajoavat nopeammin kuin korkeamman klooraustason yhdisteet. Taulukossa 5.4 on esitetty kunkin PCB-yhdisteen maksimipitoisuuksien riippuvuus etäisyydestä Viinikanlahteen.

Taulukko 5.4. PCB-yhdisteiden maksimipitoisuuksien riippuvuus etäisyydestä Viinikanlahteen.

PCB	Riippuvuusfunktio
PCB 18	$y = -92,901\ln(x) + 887,91$
PCB 28	$y = -75,438\ln(x) + 715,94$
PCB 52	$y = -32,664\ln(x) + 312,42$
PCB 101	$y = -13,361\ln(x) + 129,47$
PCB 118	$y = -6,0719\ln(x) + 60,391$
PCB 138	$y = -22,606\ln(x) + 220,35$
PCB 153	$y = -20,3\ln(x) + 199,22$
PCB 180	$y = -15,253\ln(x) + 148,74$

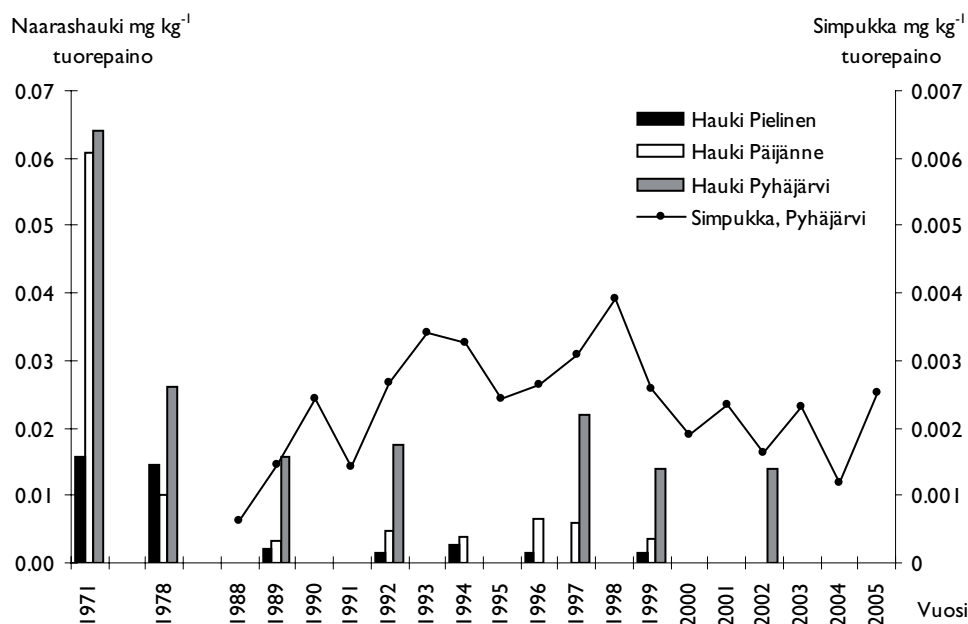
Kuvasta 5.11 nähdään, että riippuvuusfunktioilla lasketut PCB-pitoisuusarvot vastaavat hyvin analysoituja arvoja. Riippuvuusfunktioiden avulla laskettujen PCB-pitoisuuksien ja analysoitujen arvojen selitysaste on noin 96 % ja F-testin mukaan tulos on tilastollisesti erittäin merkitsevä.



Kuva 5.11. Riippuvuusfunktioiden avulla lasketut PCB-pitoisuudet ja analysoidut eli havaitut pitoisuudet sekä selitysaste.

## PCB-yhdisteet kaloissa

Kalanäytteiden avulla voidaan arvioida PCB-yhdisteiden kertymistä kalan rasvakudokseen sen elinaikana. Suomen ympäristökeskuksen ympäristömyrkköjen seurantatietojen perusteella nähdään, että PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuudet ovat Pyhäjärven naarashauissa pudonneet noin kolmannekseen vuonna 1971 havaituista arvoista (kuva 5.12). Pitoisuudet näyttävät viimeisissä seurantatuloksissa vakiintuneet noin  $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$  tuorepainoa tasolle. Tämä on nelinkertainen arvo verrattuna Päijänteen haukien pitoisuuksiin ja noin kymmenkertainen verrattuna Pielisen tuloksiin.



Kuva 5.12 PCB-pitoisuudet<sup>a</sup> Pyhäjärven, Pielisen ja Päijänteen naarashauissa sekä Pyhäjärven simpukoissa seurantavuosina 1971-2005.

<sup>a</sup> PCB-yhdisteiden (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) yhteismäärä.

Nykyisin dioksiinin kaltaisten PCB-yhdisteiden (12 kpl) myrkyllisyyttä tarkastellaan vertaamalla niitä myrkyllisimpään dioksiiniin. Tarkastelu tehdään laskemalla myrkyllisyyttä kuvaava kokonaispitoisuus eli toksisuusekvivalenttisuus PCB-TEQ. Kunkin yhdisteen pitoisuudet kerrotaan TEF-arvolla, joka kuvaa niiden myrkyllisyyttä verrattuna myrkyllisimpään dioksiiniin (EU 2006).

EU on asettanut raja-arvot elintarvikkeiden dioksiini- ja dioksiinin kaltaisille PCB-yhdisteille käyttäen PCB-TEQ -arvoa. Kaloissa dioksiini- ja dioksiinin kaltaisten PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuus saa olla enintään  $8,0 \text{ pg-TEQ g}^{-1}$  tuorepainoa.

Lisäksi näiden yhdisteiden suurimmalle suositeltavalle vuorokausiannokselle (TDI = tolerable daily intake) on esitetty raja-arvo. Pohjoismaissa käytössä oleva TDI-arvo on  $5,0 \text{ pg/kg ruumiinpaino/vrk}$ . Tämä tarkoittaa, että 75 kiloa painavan ihmisen dioksiinin ja dioksiinin kaltaisten PCB-yhdisteiden suurin suositeltu vuorokausiannos on  $375 \text{ pg-TEQ}$ .

Taulukossa 5.5 on esitetty Pyhäjärven pohjoisosan muikku- ja haukinäytteiden dioksiini- ja PCB-pitoisuudet TEQ-arvoina ja TDI-arvon avulla laskettu suositeltava enimmäisannos, jos 86 % vuorokausiannoksesta saadaan kalasta (Elintarvikevirasto 2007). Taulukossa on esitetty Suomen ympäristökeskuksen ympäristömyrkköseuran tulokset, joissa on tehty toksisuusekvivalenttisuuden laskemiseen tarvittavat analyysit.



Taulukko 5.5. Pyhäjärven pohjoisosan kalojen saalis- ja toksisuustiedot (Korhonen 2007).

Paikka	Vuosi	Lkm	Laji	Pituus cm	Paino	TEQ-pitoisuus <sup>b</sup> pg/g	vrk-annos <sup>c</sup> g tuorepainoa
Hatanpää ja Rahola	2002	6	naarashauki	49-56 cm	670-1300 g	0,8	410
Rajasalmi	1998	19	muikkukoiras	19,5-22,5 cm	55-73 g	4,6	70
Rajasalmi	1993	5	muikkukoiras	18-21 cm	40-74 g	1,7	190

<sup>b</sup> Dioksiinien ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden kokonaismäärä (WHO<sub>PCDD/F-PCB</sub>-TEQ)

<sup>c</sup> Suositeltava vuorokausiannos (tuorepainoa) havaituilla haitta-ainepitoisuuksilla.

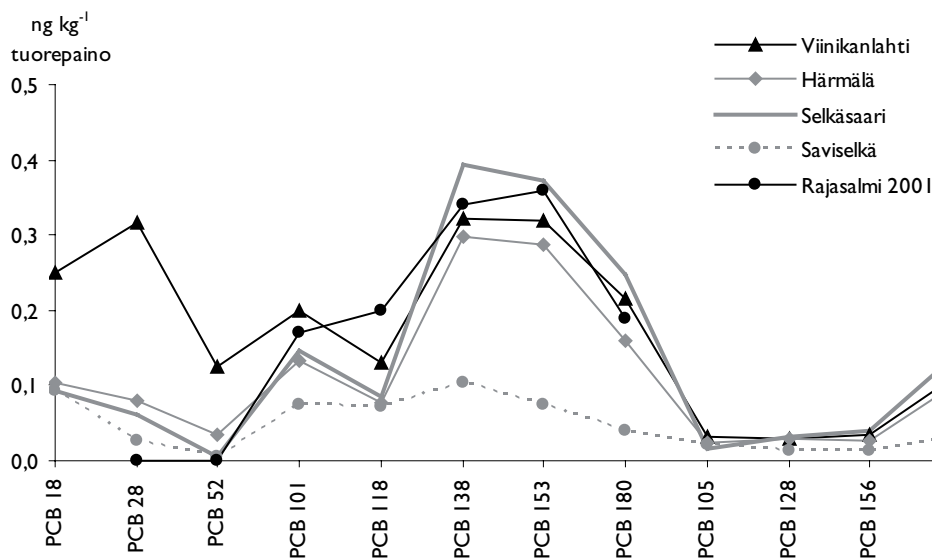
Vuonna 1998 Rajasalmen läheisyydestä pyydettyjen muikkujen dioksiinien ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden toksisuusekvivalenttisuuma oli 4,6 pg g<sup>-1</sup>-TEQ. Pitoisuus jää alle EU-raja-arvon ja suositusten mukainen vuorokausiannos täyttyi kun 75 kg painava henkilö syö muikkua 70 g. Vuonna 1993 pyydettyjen muikkujen toksisuusekvivalenttisuuma oli 1,7 pg g<sup>-1</sup>-TEQ ja vuonna 2002 pyydettyjen naarashaukien 0,8 pg g<sup>-1</sup>-TEQ. Vastaavat vuorokausiannokset ovat vuoden 1993 muikuille 410 grammaa ja vuoden 2002 naarashauille 410 grammaa. Haitta-ainepitoisuudet vaihtelevat suurestikin eri kalalajien ja ikäryhmien välillä (Hallikainen 2004).

#### 5.4.4

#### PCB-yhdisteet simpukoissa

Simpukkatestien avulla saadaan selvitettyä tarkastelujakson aikana liikkeellä olevat PCB-yhdisteet. Simpukat kasvatetaan laboratorio-oloissa ja ne asetetaan neljän viikon ajaksi metrin syvyydelle pinnasta. PCB-kokonaispitoisuudet simpukoissa näyttäisivät korreloivan melko hyvin haukien PCB-pitoisuuksien kanssa (kuva 5.12). Neljän viikon järvessäolojakson aikana simpukoihin kertyy PCB-yhdisteitä<sup>a</sup> noin 2,4 ng kg<sup>-1</sup>. Vuonna 1998 tehtyjen simpukkatestien perusteella PCB-pitoisuudet ovat noin nelinkertaiset verrattuna Päijänteessä suoritettuihin testeihin (Nakari ym. 2002).

Kuvasta 5.13 havaitaan, että Viinikanlahden näytepisteen simpukoihin kertyi enemmän matalan kloorausasteen PCB-yhdisteitä (PCB 18, 28 ja 52) kuin muiden näytepisteiden simpukoihin. Tuloksen perusteella voidaan arvioida, että Viinikanlahdessa olleiden simpukoiden PCB on peräisin molemmista Aroclor-tuotteista (1242 ja 1260).



Kuva 5.13. PCB-yhdisteiden pitoisuudet Pyhäjärven pohjoisosan simpukoissa.

Härmälän, Selkäsaaren ja Rajasalmen (2001) PCB-yhdisteiden kertymäkuvaajat ovat keskenään samankaltaisia. Määrällisesti eniten simpukoihin kertyy PCB 138 ja PCB 153 -yhdisteitä. Näitä yhdisteitä on käytetty ainakin Aroclor 1260 ja 1254 -tuotteiden valmistuksessa. Saviselän näytepisteen pitoisuudet ovat huomattavasti pienemmät ja vastaavat muilta Suomen sisävesiltä tehtyjä analyysituloksia.

## 5.5

### Yhteenveto

Pyhäjärven pohjoisosasta otettujen sedimenttinäytteiden korkeimmat PCB-pitoisuudet havaittiin syvemmistä sedimenteistä. Nämä maksimipitoisuudet ajoittuvat korkeimman PCB-kuormituksen aikaan, joka lienee ollut 1960–1970 -luvulla. Kuormituksen pienentyessä ja osan PCB-yhdisteiden hajotessa, sedimentin pintaosiin on kertynyt pienempiä pitoisuuksia kuin syvempiin sedimentteihin.

PCB-yhdisteistä suurimmat pitoisuudet havaittiin matalan kloorausasteen yhdisteillä (PCB 18 ja PCB 28). Lehtisaaren, Selkäsaaren ja Härmälän näytepisteissä PCB 28 -yhdisteen normalisoidut pitoisuudet ylittivät tason 2, eli pilaantuneen ruoppausmassan kriteerin. Lehtisaaren pisteessä arvot ovat kaksinkertaiset verrattuna raja-arvoon. Turrin näytepisteessä PCB 28 -pitoisuus on lähellä pilaantuneen ruoppausmassan raja-arvoa. Lehtisaaren näytepisteessä myös PCB 138, 153 ja 180 -yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ovat lähellä pilaantuneen ruoppausmassan raja-arvoa.

Päällimmäisissä sedimenttikerroksissa (0–12 cm) kaikkien PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat hieman kohonneita, mutta lähellä haitattoman ruoppausmassan raja-arvoa. Aivan viimeisimpänä kerrostuneissa sedimenteissä (0–4 cm) havaittiin vain korkeamman kloorausasteen PCB-yhdisteitä (PCB 101, 138 153 ja 180).

Korkeimmat PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuudet havaittiin Härmälän ja Lehtisaaren näytepisteissä, noin 500 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup>. Selkäsaaren näytepisteessä PCB-yhdisteiden korkein kokonaispitoisuus havaittiin syvyydellä 21–28 cm, pitoisuus oli noin 400 µg (kg k.a.)<sup>-1</sup>.

Analyysitulosten mukaan kaikkien näytepisteiden maksimikokonaispitoisuuksista Aroclor 1242 -tuotteesta peräisin on noin kaksi kolmasosaa, ja loput Aroclor 1260 -tuotetta. Molempien tuotteiden korkeimmat pitoisuudet havaittiin syvemmässä sedimenteissä, syvyyksillä 12–28 cm.

Saviselän näytepisteen syvemmissä sedimenteissä havaittiin määrittämissä PCB-pitoisuuksia. Kuitenkaan pintasedimenteissä minkään analysoidun PCB-yhdisteen pitoisuudet eivät ylittäneet määrittämissä. Kanasaaren pisteessä havaittiin kohonneita pitoisuuksia pintasedimenteissä, mikä viittaa alueelle nykyisinkin kulkeutuviin PCB-yhdisteisiin.

Simpukoiden ja pintasedimenttien analyysitulosten perusteella nähdään, että PCB-yhdisteiden levinneisyysalue rajoittuu Pyhäjärven pohjoisosaan, Viinikanlahden ja Nokianvirran väliselle alueelle. Tulokset osoittavat myös, että PCB-yhdisteitä kulkeutuu edelleenkin tällä alueella ja että niiden pääasiallinen lähde on Viinikanlahti.

Aikaisempien tutkimusten perusteella tiedetään Viinikanlahden sedimenteissä olevan todella korkeita PCB-pitoisuuksia. Tammerkosken juoksutuksen vaihtelut aiheuttavat jatkuvia muutoksia Viinikanlahden virtauksiin, joten on mahdollista, että aikaisemmin sedimentoituneet kerrokset vapautuvat uudelleen järven kiertoon. Viinikanlahden valuma-alueella on ollut teollista toimintaa, jonka seurauksena PCB-yhdisteitä on voinut joutua maaperään ja edelleen kulkeutua valumavesien mukana lahteen.

Pyhäjärven pohjoisosan kalanäytteiden analyysitulokset osoittavat, että PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuus on laskenut 1970-luvun korkeista pitoisuuksista noin kolmannekseen. Se on kuitenkin edelleen noin nelinkertainen Päijänteen vastaaviin arvoihin. Kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet ovat kohonneita, mutta arvot alittavat elintarvikkeille asetetut raja-arvot. Suurempia määriä syödessä saattavat suositeltavat vuorokausiannokset täytyä.

## 6 Toimenpidesuosituksset

Toimenpidesuosituksia on esitetty lähinnä ongelmakohtaisesti painottuen ravinnekuormitukseen ja Pyhäjärven alueen erityiskysymyksiin. Toimenpidesuosituksset on kuitenkin ryhmitelty pääosin vesipuidedirektiivin vesienhoidonsuunnittelun edellyttämän toimenpideohjelman mukaisesti, jossa keskeisenä tarkastelukriteerinä on; täyttääkö vesistöalue hyvän ekologisen tilan vaatimukset.

### 6.1

#### Perustoimenpiteet

##### 6.1.1

##### Pistekuormitus

Yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedenpuhdistamot ovat suurimmat pistekuormittajat Pyhäjärven vaikutusalueella. Niillä on ympäristönsuojelulain mukaiset luvat, jotka sisältävät lupaehdot fosforille, COD:lle, BHK:lle ja uusimmissa luvissa myös kiintoaineelle. Yli 10 000 asukkaan puhdistamoilla tulisi olla lisäksi jätevedidirektiivin mukaan 70 % typenpoistovelvoite. Tämä tulee vaikuttamaan selvästi tulevaisuuden typpikuormitukseen. Noin vuoteen 2020 suunniteltu Tampereen keskuspuhdistamo tulee keräämään lähikuntien ja teollisuuden jätevedenpuhdistuksen keskitetysti. Jos uuden puhdistamon purkupaikka tulee sijaitsemaan muualla kuin Pyhäjärven pohjoisosassa, Tampereen Pyhäjärven veden laatu tulee parantumaan selvästi vesistöaluetta rehevöittävä fosforin poiston ansiosta. Myös alueen hygieeninen tila tulee parantumaan, vaikka tälläkään hetkellä ei Tampereen puhdistamoiden päästöt ole aiheuttaneet varsinaista hygieenistä haittaa mm. virkistyskäytölle.

Pyhäjärven alueella ei ole merkittävää turvetuotantoa eikä kalankasvatusta.

##### 6.1.2

##### Hajakuormitus

##### Maatalous

Peltoviljely:

Peltoviljelyssä lakisääteiset perustoimenpiteet ovat lähinnä nitraattidirektiiviin, asetukseen hyvästä viljelykäytännöstä sekä lannoitelakiin perustuvat toimenpiteet. Nitraattidirektiivi on toimeenpantu Suomessa valtioneuvoston asetuksella maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta (931/2000), joka sääntelee mm. typpilannoitusta. Kunnittain voi olla myös tarkempia ympäristönsuojelumääräyksiä esim. lannan levitykseen liittyen. Vuodesta 2007 alkaen täydentävien ehtojen noudattaminen korvaa tavanomaisen hyvän maatalouskäytännön vaatimukset uusissa ympäristötukisitoumuksissa ja erityistukisopimuksissa.

Maatalouden perustoimenpiteet vähentävät jonkin verran vesistöihin kohdistuvaa ravinne- ja kiintoainekuormitusta, mutta eivät yksistään riitä takaamaan vesien hyvää tilaa Pyhäjärven alueella. Peltoviljelyn osalta tarvitaan siis täydentäviä toimenpiteitä. Yleisesti toimenpiteistä keskeisellä sijalla ovat korkein sallittu lannoitustaso, suoja-kaistat, oikein mitoitettut lantalat, lannan käytön tehostaminen, suojavyöhykkeet, kosteikot ja säätösalaajitus.

Karjatalous:

Eläinsuojat tarvitsevat ympäristösuojelulain (86/2000) mukaan ympäristöluvan, mikäli ne on tarkoitettu esimerkiksi vähintään 30 lypsylehmälle, 60 emakolle, 10 000 broilerille tai 60 hevoselle. Määräys koskee vuodesta 2000 lähtien tarpeellisin osin myös vanhoja eläinsuojia. Näiden osalta lupaviranomainen harkitsee tapauskohtaisesti, onko ympäristölupa tarpeellinen. Lupaehdot tarkistetaan noin 10 vuoden välein. Kun lupavelvolliset tilat toimivat niille asetettujen lupaehtojen mukaisesti, ei niiden pitäisi olla esteenä vesistöjen hyvän ekologisen tilan saavuttamiselle suunnittelualueella. Yleinen suuntaus karjataloudessa on yhä suurempiin tuotantoyksiköihin ja pienten eläintilojen määrä vähenee merkittävästi tulevina vuosina, mikä osaltaan vähentää mahdollisia kuormitusvaikutuksia.

**Metsätalous:**

Metsälaki (1093/1996) edellyttää kestävä metsien hoitoa ja ympäristöasioiden huomioonottamista metsätaloudessa. Ympäristönsuojelulaki ja vesilaki koskevat vain vähäisiltä osin metsätalouden vesiensuojelua. Metsätalouden toimenpiteet eivät yleensä edellytä ympäristölupaa, vaan esim. valtion tuen saamiseksi metsäojituksiin edellytetään ilmoitusmenettelyä ympäristöviranomaiselle.

Haja-asutus:

Asetus talousvesien käsittelystä haja-asutusalueella tuli voimaan vuonna 2004 (542/2003). Asetus koskee sekä pysyvää asutusta että loma-asutusta ja sen mukaan vuoteen 2014 mennessä haja-asutuksen jätevesistä tulee poistaa 85 % fosforista, 40 % typestä ja 90 % orgaanisesta aineksesta.

Mikäli haja-asutuksen jätevesien käsittely saatetaan asetuksen mukaiselle tasolle, ne eivät estä hyvän ekologisen tilan saavuttamista Pyhäjärven suunnittelualueella.

6.1.3

### Vedenotto

Vesilain (1961) mukaan on lupa aina haettava vedenottoon, joka on suurempi kuin 250 kuutiometriä vuorokaudessa. Luvat sisältävät määräyksiä mm. suurimmasta sallitusta ottomäärästä ja tarkkailusta. Luvat ovat yleensä pysyviä, mutta uusien lupahakemusten yhteydessä lupaehdot voidaan ottaa uudelleen käsittelyyn.

Pyhäjärven varsinaisen valuma-alueen (kuva 1) merkittäville pohjavedenottajilla on vesilain mukaiset luvat. Kun vedenottajat noudattavat heitä koskevia lupapäätöksiä, vedenoton ei pitäisi olla esteenä vesien hyvälle tilalle Pyhäjärven alueella. Pyhäjärven valuma-alueen vedenottamot ovat Messukylän, Hyhkyn, Mustalammen ja Maatialanharjun vedenottamot.

6.1.4

### Toiminta pohjavesialueilla

Vesilain (1961) mukaan pohjavesien muuttaminen on kiellettyä, mutta tietyin edellytyksin lupa muuttamiseen voidaan myöntää. Ympäristönsuojelulain (2000) mukaan pohjavesien pilaaminen on kiellettyä eikä pilaavaan toimintaan myöskään voida myöntää lupaa. Pohjavesialueilla on kuitenkin toimintaa, joka saattaa aiheuttaa riskiä pohjavedelle.

Vesilain mukaan vedenottamoille voidaan määritellä suoja-alue, jolla rajoitetaan alueen käyttöä. Pyhäjärven alueella ei pohjavedenottamoille ole määritetty suoja-alueita.

Periaatteessa lainsäädännölliset keinot riittävät takaamaan pohjaveden hyvän kemiallisen tilan.

#### 6.1.5

### Vesistöjen säännöstely

Vesilain (1961) mukaan vesien tilaan vaikuttaviin rakentamishankkeisiin tarvitaan ympäristölupaviraston lupa. Säännöstelyä koskevat luvat ovat yleensä pysyviä, mutta niitä voidaan vesilain muutoksen (1994) mukaan tarvittaessa muuttaa. Säännöstelyä voidaan lieventää, jos siitä aiheutuu kohtuutonta haittaa. Tällä hetkellä Pyhäjärven alueeseen liittyvää säännöstelyä suoritetaan Tampereen Tammerkossa, ja Lempäälässä on kaksi virtausreittiä: Lempäälän veneilykanava ja Koivunokan uoma. Kanavaa käytetään säännöstelyyn suurten virtaamien aikana ja Kuokkalankosken kautta juoksetetaan tasaisempaa virtaamaa. Vuonna 2004 (Marttunen ym. 2004) valmistuneen säännöstelyselvityksen takia on vuodesta 2005 alkaen pyritty säännöstelyä suorittamaan siten, että ns. kevätkuopan haitalliset vaikutukset rantakasvillisuuteen, kutualueisiin sekä laitureihin ja muihin rakenteisiin jäisivät aikaisempaa vähäisemmiksi.

#### 6.1.6

### Haitalliset aineet

Suomessa on asetuksella (363/1994) kielletty ympäristölle ja terveydelle vaarallisten aineiden päästöt vesiin ja viemäriin. Lisäksi haitallisia aineita koskevia säädöksiä on annettu useilla muilla valtioneuvoston päätöksillä. EU:n vesipuitteidirektiivin tarkoittamien haitallisten aineiden ja prioriteettiaineiden osalta toimeenpanoa on valmisteltu työryhmässä, joka luovutti mietintönsä kesäkuussa 2005. Työryhmä ehdottaa, että ympäristönsuojelulain perusteella annettaisiin asetus vesiympäristölle vaarallisista aineista ja vahvistettaisiin eräiden aineiden ympäristönormit ja kynnysarvot. Pyhäjärven valuma-alueella on melko paljon laitoksia, jossa käsitellään ympäristölle haitallisia aineita. Lainsäädännöllisten keinojen pitäisi olla riittäviä takaamaan vesien hyvän tilan tältä osin. Sedimentissä olevat vanhat haitalliset aineet ovat suurempi uhka vesistölle uusien rakentamistoimenpiteiden aiheuttamien Pyhäjärven pohjasedimentin kaivauksien tai häirinnän takia.

#### 6.1.7

### Arvio perustoimenpiteiden riittävydestä

Perustoimenpiteet eivät riitä hyvän ekologisen tilan saavuttamiseen Pyhäjärven alueella. Perustoimenpiteiden avulla voidaan vaikuttaa vesistöihin kohdistuvaan ulkoiseen kuormitukseen todennäköisesti riittävällä tasolla lähinnä pistekuormituksen, kuten teollisuuden ja yhdyskuntien osalta sekä hajakuormittajista asutuksen osalta. Nämäkin toimet edellyttävät joiltakin osin lupaehtojen tiukkaa noudattamista. Esim. haja- ja loma-asutuksen osalta perustoimenpiteiden riittävyys vaatii tehokasta tiedotusta ja neuvontaa kiinteistönomistajille sekä naapurien välistä yhteistyötä ja rahallista tukea.

Täydentäviä toimenpiteitä tarvitaan erityisesti maatalouden osalta, jotta tavoitteet voitaisiin saavuttaa. On nähtävissä, että hankalimmilla alueilla eivät edes täydentävät toimenpiteet ilmeisesti riitä hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi. Esimerkiksi Liponselän, Toutosenselän ja Vakkalanselän skenaariolaskelmien uudet kokonaisfosforipitoisuudet (yli 20 µg l<sup>-1</sup>) antavat edelleen edellytyksen satunnaisesti leväkukintoihin, vaikka maatalouden kuormituksesta tai vaikkapa kokonaiskuormituksesta onnistuttaisiin poistamaan 40 %, joka on ehdottomasti teoreettinen maksimi maankäytön ja maatalouden intensiteetin pysyessä lähellä nykytilaa.

## Täydentävät toimenpiteet

### Taloudellinen tuki

Taloudellinen tuki on merkittävä täydentävä toimenpide maa- ja metsätalouden ravinne- ja kiintoainekuormituksen vähentämisessä. Tältä osin oleellisia tukimuotoja ovat maatalouden ympäristötukijärjestelmän mukaiset tuet ja kestävä metsätalouden rahoituslain mukainen luonnonhoitohankkeiden rahoitus. Myös haja-asutuksen jätevesien käsittelyssä taloudellisella tuella, esimerkiksi vesihuoltoavustuksilla, voidaan oleellisesti täydentää perustoimenpiteitä.

Maatalouden ympäristötuki on ollut ja on toivottavasti jatkossakin keskeinen lainsäädäntöä täydentävä toimenpide peltoviljelyn ja karjatalouden aiheuttaman ravinne- ja kiintoainekuormituksen vähentämisessä.

### Vesistöön kohdistuvat suorat toimenpiteet

Tässä yhteydessä vesistöön kohdistuvilla suorilla toimenpiteillä tarkoitetaan valuma-alueella tehtyjä tai tehtäviä kunnostustoimenpiteitä. Pyhäjärven valuma-alueella on tehty ja on edelleen suunnitteilla virtavesipaikkojen pienimuotoisia kunnostushankkeita. Näiden hankkeiden hyöty on pääasiassa paikallinen, eivätkä ne varsinaisesti paranna Pyhäjärven vesistöalueen tilaa.

### Täydentävien toimenpiteiden vaihtoehdot

Ravinnekuormitusta on vähennettävä, jotta Pyhäjärven alueen rehevöityminen vähenisi. Pistekuormituksen osalta tärkein tekijä tulee olemaan uuden keskuspuhdistamon perustaminen, joka vähentää alueen pistemäistä ravinnekuormitusta entisestään. Pyhäjärven pohjoisosan kannalta tärkeää on keskuspuhdistamon purkupisteen valinta.

Koko vesistöalueen kannalta tuloksellisimmat ravinnekuormituksen vähentämistoimenpiteet voidaan toteuttaa maatalouden kuormitusta pienentämällä. Peltoviljelyä ajatellen tehokkaimmat vesiensuojelutoimenpiteet ovat lannoituksen tarkentaminen ja täsmentäminen, säätösaloituksen lisääminen, suojavyöhykkeiden perustaminen tulvaherkille alueille ja vesistöön viettäville pelloille sekä kosteikkojen perustaminen esimerkiksi purojen ja ojien notkelmiin. Kevennetty muokkaus ja viherkesannointi tukevat näitä toimenpiteitä. Jotta toimenpiteet johtaisivat toivottuun tulokseen, vesiensuojelua on tehostettava koko valuma-alueella kaikissa soveltuviissa kohteissa. Myös vähemmän kuormittavia tuotantomuotoja tulee suosia.

Eri toimenpiteiden vaikutuksista ravinnehuuhtoutumaan ei ole riittävästi tutkimustietoa, jotta voitaisiin luotettavasti arvioida niiden vaikutukset peltoviljelyn kuormitukseen. Valtakunnallisten selvitysten perusteella näyttää siltä, että merkittävä kuormitusvähenemä on peltoviljelyssä vaikeasti saavutettavissa.

Karjatalouden kuormitusta voidaan pienentää eläinten optimaalisella ruokinnalla, vähentämällä suoria päästöjä ja tarkentamalla lannan käyttöä ja levitystä sekä käsittelemällä maitohuoneiden pesuvedet sekä jaloittelutarhojen valumavedet. Isoimmat yksiköt ovat ympäristölupajärjestelmän piirissä, jolloin lupamääräykset tekevät toimenpiteistä pakollisia.

Vuonna 2007 (2007-2013) alkava uusi maatalouden ympäristötukijärjestelmä tulee parantamaan jonkin verran ympäristönsuojelutoimenpiteiden käyttöönottoa, mutta periaatteessa eri vesiensuojelutoimenpiteet eivät tule oleellisesti muuttumaan.

Metsätalouden kuormituksen vähentäminen edellyttää riittävien vesiensuojelutoimenpiteiden toteuttamista ojitus-, hakkuu- ja lannoituskohteissa. Yleisempien toimenpiteiden, kuten laskeutusaltaiden ja -kuoppien lisäksi tulee soveltuvissa kohteissa ottaa käyttöön myös pintavalutuskenttiä ja kosteikkoja. Luonnonhoitohankkeilla voidaan tehostaa myös vanhojen ojitusalueiden vesiensuojelua.

Haja-asutuksen jätevesiä koskeva asetus vauhdittaa seuraavan kymmenen vuoden aikana jätevesien käsittelyä myös Pyhäjärven valuma-alueella. Tämä tapahtuu viemäriverkostoja laajentamalla sekä rakentamalla kyläkohtaisia yhteispuhdistamoja ja kiinteistökohtaisia järjestelmiä.

6.3

## **PCB**

Pyhäjärven pohjoisosassa tehtävissä vesirakennushankkeissa tulisi PCB-pitoisuudet tapauskohtaisesti selvittää ja ottaa huomioon mahdollisia vesirakennustoimia suunniteltaessa. Varsinkin syvänealueilla PCB-pitoisuudet saattavat ylittää ohjearvot ja ruoppausmassat vaativat erityiskäsittelyn. Myös muutokset virtauksissa saattavat aiheuttaa sedimentoituneiden PCB-yhdisteiden uudelleenmobilisoitumisen. Kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet ovat kohonneita, mutta arvot alittavat elintarvikkeille asetetut raja-arvot.



## LÄHTEET

- Abramowicz, D. A. 1996. Aerobic and anaerobic biodegradation of PCBs - A Review. *Critical Reviews in Biotechnology* 1996, 10: 241-249.
- Bilaletdin, Ä., Koskinen, K. & Frisk, T. 1991. Statistical assessment of different contributions to nutrient loading from a drainage basin. *Aqua Fennica* 21 (2): 117-126. (ISSN 0356-7133)
- Bilaletdin, Ä., Frisk, T., Vehviläinen, B., Kallio, K., Huttunen, M. & Kaipainen, H. 1996. Modeling the effects of climate change on nutrient transport from large drainage basins. In Roos, J. (Ed.): *The Finnish Research Programme on Climate Change - Final Report*. Publications of the Academy of Finland 4/96: 173-178.
- Elintarvikevirasto. 2007. Tietoa elintarvikkeista. <http://Elintarvikkeet> >Elintarviketietoa >Vierasaineet >Dioksiinin saanti. [Viitattu 30.1.2007]
- EU. 2006. Amending Regulation (EC) No 466/2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs as regards dioxins and dioxin-like PCBs. Commission Regulation (EC) No 199/2006. 3.2.2006.
- Forsberg, C., Ryding, S-O, Claesson, A. & Forsberg, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? -Sewage effluent and polluted lake water studies. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21: 352-363.
- Frisk, T. & Kylä-Harakka, T. 1981. Vedenlaatuennusteiden laadinnan perusteet. Helsinki, Vesihallitus 65 s. Vesihallituksen monistesarja 1981: 53.
- Frisk T. 1989. Development of mass balance models for lakes. Publications of the Water and Environment Research Institute, vol. 5. National Board of Waters and the Environment, Finland, Helsinki.
- Hallikainen, A. 2007. Kotimaisen järvi- ja merikalan dioksiinien, furaanien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja polybromattujen difenyyliettereiden pitoisuudet, EU-KALAT. Elintarvikeviraston julkaisuja 1/2004.
- Hydrologinen yleiskatsaus 2004. [www.ymparisto.fi/](http://www.ymparisto.fi/)
- Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys. 1991. <http://www.kvvy.fi/>.
- Korhonen, M. 2007. Suomen Ympäristökeskus, Tutkimusosasto (TO/HTO). [sähköposti 23.1.2007. Ympäristömyrkköjen seurantatietoja.]
- Marttunen, M., Nieminen, H., Keto, A., Suomalainen, M., Tarvainen, A., Moilanen, S. & Järvinen, E. A. 2004. Pirkanmaan keskeisten järvien säännöstelyjen kehittäminen. Suomen ympäristö 689. 192 s.
- Metsäläki, Suomen asetuskokoelma 1093/1996.
- Nakari, T., Suortti, A-M. & Järvinen, O. 2002. Sisä- ja rannikkovesien ympäristömyrkköjen seuranta v. 1997-1999. Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 271.
- Suomen ympäristökeskus. 2004. Vesistökuormituksen arviointi- ja hallintajärjestelmä VEPS. [www.ymparisto.fi/](http://www.ymparisto.fi/)
- Valtioneuvoston asetus eräiden ympäristölle ja terveydelle vaarallisten aineiden johtamisesta vesiin (363/1994).
- Valtioneuvoston asetus maataloudesta peräisin olevien nitraattien pääsyn rajoittamisesta (931/2000).
- Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä haja-asutusalueella (542/2003).
- VanBriesen, J.M., Blough, M.S., Brown, W.E. & Minkley, E.G. 2004. Critical oxygen concentrations for biodegradation of PCBs – Symposia Paper. Carnegie Mello University, Pittsburgh.
- Vesilain muutos (553/1994).
- Vesilaki, Suomen asetuskokoelma 264/1961.
- Vollenweider, R. A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch. Hydrobiol.*, 66 (1): 1-36.
- Yhdyskuntajätevesien käsittelystä annettu direktiivi 91/271/ETY
- Ympäristöministeriö. 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysopas. Ympäristöopas 117.
- Ympäristönsuojelulaki, Suomen asetuskokoelma 86/2000.
- Zwiernik, M. J., Quensen III, J. F. & Boyd, S. A. 1998. FeSO<sub>4</sub> Amendments Stimulate Extensive Anaerobic PCB Dechlorination, *Environ. Sci. Technol.* 32.

## KUVAILEHTI

Julkaisija	Pirkanmaan ympäristökeskus			Julkaisu-aika Kesäkuu 2007
Tekijä(t)	Tom Frisk, Amer Bileletdin, Heikki Kaipainen, Arto Paananen ja Anu Peltonen			
Julkaisun nimi	<b>Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys</b>			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Pirkanmaan ympäristökeskuksen raportteja 3/2007			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Pyhäjärven vesistöalueella tarkoitetaan tässä selvityksessä vesialuetta Tampereen Tammerkoskesta Rauttinselälle. Vesistöalue on Tampereen ja sen monien lähikuntien keskeistä vesienkäyttö- ja virkistysaluetta. Perinteisesti se on kuitenkin koko Kokemäenjoen vesistön rehevimpiä johtuen maatalouden kuormituksesta ja jätevesikuormituksesta. Pyhäjärven alueen pohjoisosan eli Tampereen Pyhäjärven kuormitus muodostuu pääosin asutuksen ja teollisuuden pistekuormituksesta. Veden laatu on kuitenkin parantunut viime vuosikymmeninä lähinnä Näsijärven puunjalostusteollisuuden tuotantomuutosten seurauksena. Pyhäjärven eteläosa on taas tyypiltään hyvin erilainen. Se on pääosin hajakuormituksen, etupäässä maatalouden kuormittama ja voidaan luokitella selvästi reheväksi.</p> <p>Tämän hankkeen tarkoituksena on inventoida ja määrittää kvantitatiivisesti Pyhäjärven kunnostustarpeeseen liittyvät paineet Pyhäjärven eri osavalmu-alueilla sekä Pyhäjärven osa-altailla. Tämä alustava selvitys palvelee yhtäältä suoranaisia kunnostustarpeita, toisaalta selvitys antaa pohjan Vesipolitiikan puitedirektiivin (2000) velvoittaman vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman toteuttamiselle ko. alueella. Toimenpideohjelmat eri ongelma-alueille - kuten Pyhäjärven alueelle – tullaan laatimaan v. 2008 loppuun mennessä. Selvityksen pääpaino on ravinnekuormituksessa ja sen vaikutuksissa Pyhäjärven tilaan. Laskelmien pohjalta on esitetty yleiset toimenpidesuosituksset. Toimenpidesuosituksia on esitetty lähinnä ongelmakohtaisesti painottuen ravinnekuormitukseen ja Pyhäjärven alueen erityiskysymyksiin. Toimenpidesuosituksset on kuitenkin ryhmitelty pääosin vesipuitedirektiivin vesienhoidonsuunnittelun edellyttämän toimenpideohjelman mukaisesti.</p> <p>Raportissa on myös tarkasteltu Pyhäjärven pohjoisosan erityisongelmaa, pohjasedimenttiin kertyneitä PCB-yhdisteitä. Vuosikymmeniä käytössä olleita teollisia PCB-valmisteita on kulkeutunut eri tavoin Pyhäjärveen. Järviolosuhteissa ne kulkeutuvat pääasiassa orgaanisen aineen mukana, rikastuvat ravintoketjussa ja kertyvät etenkin vesieliöihin sekä sedimentoituvat pohjaan. Pyhäjärven pohjoisosasta otettujen sedimentinäytteiden korkeimmat PCB-pitoisuudet havaittiin syvemmistä sedimenteistä. Nämä maksimipitoisuudet ajoittuvat korkeimman PCB kuormituksen aikaan, joka lienee ollut 1960–1970 luvuilla. Kuormituksen pienentyessä ja osan PCB yhdisteiden hajotessa, sedimentin pintaosiin on kertynyt pienempiä pitoisuuksia kuin syvempiin sedimentteihin. Kalojen dioksiini- ja PCB pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet ovat kohonneita, mutta arvot alittavat elintarvikkeille asetetut raja-arvot.</p>			
Asiasanat	Pyhäjärvi, kunnostus, kuormitus, rehevöityminen, PCB-yhdisteet, vesienhoito			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Pirkanmaan ympäristökeskus			
	ISBN 978-952-11-2747-2 (nid.)	ISBN 978-952-11-2752-6 (PDF)	ISSN 1796-1793 (pain.)	ISSN 1796-1807 (verkkoj.)
	Sivuja 65	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 14 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere, puh. 020 490 104			
Julkaisun kustantaja	Pirkanmaan ympäristökeskus			
Painopaikka ja -aika	Yliopistopaino, Tampere 2007			

Pyhäjärven vesistöalueella tarkoitetaan tässä selvityksessä vesialuetta Tampereen Tammerkoskesta Rauttunselälle. Vesistöalue on Tampereen ja sen monien lähikuntien keskeistä vesienkäyttö- ja virkistysaluetta. Perinteisesti se on kuitenkin koko Kokemäenjoen vesistön rehevimpiä johtuen maatalouden kuormituksesta ja jätevesikuormituksesta. Pyhäjärven alueen pohjoisosan eli Tampereen Pyhäjärven kuormitus muodostuu pääosin asutuksen ja teollisuuden pistekuormituksesta. Veden laatu on kuitenkin parantunut viime vuosikymmeninä lähinnä Näsijärven puunjalostusteollisuuden tuotantomuutosten seurauksena. Pyhäjärven eteläosa on taas tyypiltään hyvin erilainen. Se on pääosin hajakuormituksen, etupäässä maatalouden kuormittama ja voidaan luokitella selvästi reheväksi.

Tämän hankkeen tarkoituksena on inventoida ja määrittää kvantitatiivisesti Pyhäjärven kunnostustarpeeseen liittyvät paineet Pyhäjärven eri osavaluma-alueilla sekä Pyhäjärven osa-altailla. Selvityksen pääpaino on ravinnekuormituksessa ja sen vaikutuksissa Pyhäjärven tilaan. Laskelmiin pohjalta on esitetty yleiset toimenpidesuosituksiset.

Raportissa on myös tarkasteltu Pyhäjärven pohjoisosan erityisongelmaa, pohjasedimenttiin kertyneitä PCB-yhdisteitä ja niiden levinneisyyttä. Pyhäjärven pohjoisosasta otettujen sedimenttinäytteiden korkeimmat PCB-pitoisuudet havaittiin syvemmistä sedimenteistä. PCB-kuormituksen pienentyessä ja osan PCB yhdisteiden hajotessa, sedimentin pintaosiin on kertynyt pienempiä pitoisuuksia kuin syvempiin sedimentteihin. Kalojen dioksiini- ja PCB pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet ovat kohonneita, mutta arvot alittavat elintarvikkeille asetetut raja-arvot.



**ISBN 978-952-11-2747-2 (nid.)**

**ISBN 978-952-11-2752-6 (PDF)**

**ISSN 1796-1793 (pain.)**

**ISSN 1796-1807 (verkkok.)**