

**181**

OLLI MALVE, PETRI EKHOLM, TEIJA KIRKKALA, TIMO HUTTULA JA KIRSTI KROGERUS

## **SÄKYLÄN PYHÄJÄRVEN RAVINNEKUORMITUS JA REHEVYYSTASO**

TARKASTELU VUOSIEN 1980–1992 VEDENLAATUAINEISTON SEKÄ VIRTAUS- JA VEDENLAATUMALLIEN  
AVULLA

Etukannen valokuva: Säkylän Pyhäjärvi  
Kuva: Tuomo Hurme

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Painatuskeskus Oy, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 566 0266

ISBN 951-47-9419-2  
ISSN 0786- 9592

Helsinki 1994

Julkaisija  
Vesi- ja ympäristöhallitus  
Turun vesi- ja ympäristöpiiri

Julkaisun päivämäärä  
Toukokuu 1994

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Olli Malve, Petri Ekholm, Teija Kirkkala, Timo Huttula, Kirsti Krogerus

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Säkylän Pyhäjärven ravinnekuormitus ja rehevyystaso. Tarkastelu vuosien 1980–1992 vedenlaatuaineiston sekä virtaus- ja vedenlaatumallien avulla.

Näringsämnesbelastning och eutrofiering i Pyhäjärvi, Säkylä. Utredning baserad på vattenkvalitetsobservationer från 1980–1992 och flödes- och vattenkvalitetsmodeller.

Julkaisun laji

Tutkimusraportti

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispm

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää ulkoisen kuormituksen ja sisäisten tapahtumien vaikutusta Säkylän Pyhäjärven vedenlaatuun ja rehevyystasoon. Työssä käytettiin vuosien 1980–1992 havaintoaineistoa sekä laskentamalleja.

Vuosina 1980–1992 Pyhäjärveen tuli keskimäärin 3,1 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> typpeä ja 0,14 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> fosforia. Tyypestä noin 70 % ja fosforista noin 80 % tuli valuma-alueelta, loput ilmalaskeumana. Valuma-alueelta tuleva kuormitus on pitkälti peräisin maataloudesta. Jokien kuljettamasta fosforista noin viidennes ja tyypestä kolme neljäsosaa oli leville käyttökelpoista.

Pyhäjärven avovesikauden keskimääräiset kokonaisravinteiden pitoisuudet olivat vuosina 1980–1992 yli 30 % korkeampia kuin vuosina 1970–1979. Tämä voi johtua sadannan kasvusta ja maataloudessa tapahtuneista muutoksista. Ulkoisen kuormituksen muutokset näkyvät järven kokonaisravinnepitoisuuksissa vuositasolla. Ravinnepitoisuuksissa ei ole avovesikaudella selviä alueellisia eroja, mutta pitoisuudet vaihtelevat ajallisesti merkittävästi. Vaihtelut avovesikauden fosforipitoisuuksissa johtuvat sisäisestä kuormituksesta. Pohjalta resuspendoituneesta eloperäisestä aineesta vapautuu ajoittain merkittävä määrä käyttökelpoista fosforia.

Kokonaisravintesuhteiden perusteella fosfori rajoittaa kasviplanktonituotantoa enemmän kuin typpi. Mallilaskelman perusteella levien kasvua rajoittavat ensisijaisesti liunneen reaktiivisen fosforin ja nitraattitypen pitoisuudet. Kasvukauden alussa myös lämpötila ja eläinplanktonin laidunnus sekä loppukesällä säteily rajoittivat kasvua. Tyypeä sitovien sinilevien kasvua voi edistää resuspendoituneesta eloperäisestä aineksesta vapautuva fosfori sekä eläinplanktonin muihin leviin kohdistama laidunnus.

Laskelmien mukaan 40 % kokonaisfosforikuorman vähennys muuttaisi järven oligotrofiseksi ja 20 % lisäys eutrofiseksi. Mikäli ulkoinen ravinnekuormitus pysyy nykyisellä tasolla, järven tila voi sisäisen kuormituksen vuoksi huonontua. Sisäistä kuormitusta pystytään tehokkaimmin pienentämään ulkoista kuormitusta vähentämällä.

Asiasanat (avainsanat)

Rehevöityminen, ravinteet, virtaukset, hajakuormitus, mallit

Muut tiedot

Sarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja  
– sarja A 181

ISBN

951-47-9419-2

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

105

Kieli

suomi

Hinta

\*

Luottamuksellisuus

julkinen

Jakaja

Painatuskeskus oy  
PL 516, 00101 Helsinki

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus  
PL 250, 00101 Helsinki

*Utgivare*

Vatten- och miljöstyrelsen  
Åbos vatten- och miljödistrikt

*Utgivningsdatum*

maj 1994

*Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)*

Olli Malve, Petri Ekholm, Teija Kirkkala, Timo Huttula, Kirsti Krogerus

*Publikation (även den finska titeln)*

Näringsämnesbelastning och eutrofiering i Pyhäjärvi, Säkylä. Utredning baserad på vattenkvalitets- observationer från 1980-1992 och flödes- och vattenkvalitetsmodeller.

Säkylän Pyhäjärven ravinnekuormitus ja rehevyystaso. Tarkastelu vuosien 1980-1992 vedenlaatuaineiston sekä virtaus- ja vedenlaatumallien avulla.

*Typ av publikation*

Forskningsrapport

*Uppdragsgivare**Datum för tillsättandet av organet**Publikationens delar**Referat*

Målsättningen var att förklara hur yttre näringsbelastning och interna fenomen påverkar vattenkvaliteten och eutrofieringen i Pyhäjärvi, Säkylä. Utredningen baserar sig på observationer från åren 1980-1992 och modellberäkningar. Under 1980-1992 var kväveflödet till Pyhäjärvi i genomsnitt  $3,1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  och fosforflödet  $0,14 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Ungefär 70 % av kväve- och 80 % av fosforbelastningen härstammade från avrinningsområdet, resten kom från luften. Största delen av belastningen från avrinningsområdet kommer från jordbruket. Alger i sjön kan använda en femtedel av den fosfor och tre fjärdedelar av det kväve som kommer från älvarna.

Den genomsnittliga totala näringsämneskoncentrationen i öppet vatten i Pyhäjärvi var 1980-1992 över 30 % högre än 1970-1979. Det här kan bero på ökande nederbörd och förändringar i jordbruket. Den yttre belastningen inverkar på de totala näringsämneskoncentrationerna på årlig basis. Under den tid då sjön inte var isbelagd varierade näringsämneskoncentrationerna inte mellan observationslokalerna. Däremot varierade koncentrationerna mycket med tiden. Variationerna i fosforkoncentrationen i öppet vatten beror på den interna belastningen. En anmärkningsvärd mängd användbart fosfor utlakas från organiskt material som eroderas från sjöbotten.

Algproduktionen begränsas mer av fosfor än av kväve, baserat på kvoten av de totala näringsämneskoncentrationerna. Modellkalkyler anger att algproduktionen i första hand begränsas av koncentrationerna av löst reaktivt fosfor och nitratkväve. I början av växtperioden begränsas produktionen också av temperaturen och av betande djurplankton. I slutet av växtperioden begränsar strålningen produktionen. Tillväxten av blåalger som binder kväve kan gynnas av fosfor som frigörs från eroderat organiskt material. Blåalgerna gynnas också av att djurplankton betar andra algar. Enligt kalkylerna skulle en minskning om 40 % i den totala fosforbelastningen göra sjön oligotrof och en ökning om 20 % göra den eutrof. Om den yttre belastning förblir på samma nivå som i dag, kan sjöns tillstånd försämrats till följd av den interna belastningen. Den interna belastningen kan man effektivast förminska genom att förminska den yttre belastningen.

*Sakord (nyckelord)*

Eutrofiering, näringsämne, flöde, diffus belastning, modell

*Ovriga uppgifter**Seriens namn och nummer*

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer  
- serie A 181

*ISBN*

951-47-9419-2

*ISSN*

0786-9592

*Sidantal*

105

*Språk*

finsk

*Pris**Sekretessgrad*

\*

*Distribution*

Tryckcentralen ab  
PB 516, 00101 Helsingfors

*Förlag*

Vatten - och miljöstyrelsen  
PB 250, 00101 Helsingfors

*Published by*  
National Board of Waters and the Environment  
Turku Water and Environment District

*Date of publication*  
May, 1994

*Author(s)*  
Olli Malve, Petri Ekholm, Teija Kirkkala, Timo Huttula, Kirsti Krogerus

*Title of publication*  
Nutrient load and trophic level of Lake Pyhäjärvi (Säkylä). A study based on the water quality data for 1980–1992 using flow and water quality models.

*Type of publication*      *Commissioned by*  
Research report

*Parts of publication*

*Abstract*

The aim of this study was to investigate the effect of external and internal load on the nutrient concentrations and trophic level of Lake Pyhäjärvi. The study is based on mathematical models and on the water quality data for 1980–1992.

The mean external load of Lake Pyhäjärvi in 1980–1992 was  $3.1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  and  $0.14 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  of nitrogen and phosphorus, respectively. About 70 per cent of the nitrogen load and 80 per cent of the phosphorus load was transported from the drainage basin. The rest came as atmospheric deposition. The load from the drainage basin was mainly agricultural in origin. About 20 per cent of the river-transported phosphorus and 75 per cent of the nitrogen was available to algae.

The mean concentration of nutrients in Lake Pyhäjärvi during the ice-free period was over 30 per cent higher in 1980–1992 than in 1970–1979. This may be due to increased precipitation and to the intensification of agriculture. The external nutrient load regulates nutrient concentrations in Lake Pyhäjärvi on a yearly basis. There is no horizontal variation in the nutrient concentrations in the ice-free period, although temporal variation is significant. The variation in phosphorus concentrations is caused by internal loading. The organic material resuspended from the bottom of the lake is a significant internal source of phosphorus.

The total nutrient ratio indicates that phosphorus is the limiting nutrient. On the basis of model calibrations, the growth of algae is limited primarily by the concentrations of dissolved reactive phosphorus and nitrate nitrogen. Growth is also limited by temperature and grazing zooplankton at the beginning of the growing season and by irradiation in the late summer. The growth of nitrogen fixing blue-green algae is favoured by phosphorus released from the resuspended organic material and also by grazing zooplankton.

According to model calculations, Lake Pyhäjärvi would become oligotrophic were the external nutrient loading to be decreased by 40 per cent. An increase in loading by 20 per cent would make the lake eutrophic. The water quality of Lake Pyhäjärvi may deteriorate if external loading is not decreased given the impact of increased internal loading. Internal loading can be decreased most efficiently by decreasing external load.

*Keywords*

Eutrophication, nutrients, currents, diffuse loading, modelling

*Other information*

| <i>Series (key title and no.)</i>   | <i>ISBN</i>   | <i>ISSN</i> |
|---|---------------|-------------|
| Publications of National Board of waters and the Environment – Series A 181 | 951-47-9419-2 | 0786-9592   |

| <i>Pages</i> | <i>Language</i> | <i>Price</i> | <i>Confidentiality</i> |
|--------------|-----------------|--------------|------------------------|
| 105          | Finnish         |              | Official               |

| <i>Distributed by</i>                                     | <i>Publisher</i>  |
|---|---|
| Painatuskeskus<br>PO Box 516, FIN-00101 Helsinki, Finland | National Board of Waters and the Environment<br>PO Box 250, FIN-00101 Helsinki, Finland |

## ALKUSANAT

Vuonna 1991 aloitettiin tutkimus ulkoisen kuormituksen ja järven sisäisten tapahtumien vaikutuksista Säskylän Pyhäjärven vedenlaatuun. Tutkimukseen osallistuivat Turun ja Tampereen vesi- ja ympäristöpiirit sekä vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos (vesi- ja ympäristöhallitus). Turun vesi- ja ympäristöpiiri otti ja määrittäi vesinäytteet. Niiden lisäksi käytettiin Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry:n tuloksia. Levätestit ja määritykset laskeutuvasta aineksesta tehtiin Tampereen vesi- ja ympäristöpiirissä. Turun yliopiston geologian laitos teki pohja-ainesmääritykset. MMK Eija Salovaara määrittäi kasviplanktonlajiston ja -biomassan. Työssä käytettiin Turun yliopiston biologian laitoksen eläinplanktonaineistoa. Ph. D. Janos Józsa ja Ph. D. Csaba Gaspar kirjoittivat kaksiulotteisen virtaus-vedenlaatumallin tietokoneohjelman.

Työn rahoittivat Turun vesi- ja ympäristöpiiri, Turun Seudun Vesi Oy, vesi- ja ympäristöhallitus (VYH) sekä Suomen Akatemia. Parhaimmat kiitoksemme FT Juha Sarkkulle (VYH/hydrologian toimisto), joka käynnisti tutkimuksen ja johti esisuunnittelua, organisointia sekä virtaustutkimuksia. Suuret kiitokset Ari Oravalle ja Jorma Elolle kenttätöistä, kemisti Helmi Kotilaiselle ja koko Turun vesi- ja ympäristöpiirin laboratorion henkilökunnalle vesimäärityksistä sekä Hertta Ilolalle levätesteistä ja pohja-ainesmäärityksistä. Kiitokset myös apulaisprofessori Jouko Sarvalle, FT Harri Helmiselle ja apulaisprofessori Veli-Pekka Saloselle hyödyllisistä keskusteluista. MMK Kari Kallio, MMK Olli-Pekka Pietiläinen, toimistopäällikkö Risto Lemmelä, ylitarkastaja Jouko Hakala, ylitarkastaja Pasi Laihon ja tekn. tri Olli Varis kommentoivat käsikirjoitusta. Päivi Blomqvistia, Kaija Tomperia, Leena Keskimäkeä ja Raili Korkeakangasta kiitämme kuvien piirtämisestä sekä Marja-Riitta Koivistoa tekstin ulkoasun viimeistelystä.

DI Olli Malve (VYH/hydrologian toimisto) vastasi mallintamisesta sekä virtausaineiston käsittelystä, MMK Petri Ekholm (VYH/vesi- ja ympäristöntutkimustoimisto) vastasi kuormituslaskelmista sekä yhdessä FK Teija Kirkkalan (Turun vesi- ja ympäristöpiiri) kanssa vedenlaatuaineiston käsittelystä. Em. tutkijat kirjoittivat raportin. FK Timo Huttula vastasi kiintoaineen mallintamisesta ja osallistui yhdessä FK, MMK Kirsti Krogeruksen (Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri) kanssa laskeutumisen- ja pohja-ainestutkimuksiin.

# SISÄLLYS

|  |    |
|--|----|
| ALKUSANAT .....  | 6  |
| 1 JOHDANTO .....   | 9  |
| 2 TUTKIMUSALUE .....   | 9  |
| 3 AINEISTO JA MENETELMÄT .....   | 14 |
| 3.1 Aikaisemmat tutkimukset .....  | 14 |
| 3.2 Vuosien 1991–1992 tutkimukset .....  | 14 |
| 3.2.1 Virtaus- ja tuulimittaukset .....  | 14 |
| 3.2.2 Vesinäytteet ja määritykset .....  | 16 |
| 3.2.3 Laskeutumismittaukset .....  | 19 |
| 3.2.4 Pohja-ainestutkimukset .....   | 19 |
| 3.2.5 Levätestit .....   | 20 |
| 3.2.6 Fosforin sitoutumiskokeet .....  | 20 |
| 3.2.7 Ainevirtaaman ja ainetaseiden laskentamenetelmät .....                                   | 20 |
| 3.3 Mallintaminen .....  | 21 |
| 3.3.1 Virtausmalli .....   | 21 |
| 3.3.2 Vedenlaatumallit .....   | 22 |
| 3.3.3 Mallien kalibrointi .....  | 27 |
| 4 TULOKSET .....   | 27 |
| 4.1 Pyhäjärven kuormitus .....   | 27 |
| 4.1.1 Ylänejoen ja Pyhäjoen vedenlaatu sekä ainevirtaamat vuosina 1980–<br>1992 .....          | 27 |
| 4.1.2 Lähivaluma-alueelta tuleva kuormitus .....   | 35 |
| 4.1.3 Ilmalaskeuma .....   | 36 |
| 4.1.4 Kokonaiskuormitus vuonna 1992 .....  | 36 |
| 4.2 Pyhäjärven virtaukset .....  | 37 |
| 4.3 Pyhäjärven vedenlaatu .....  | 42 |
| 4.3.1 Ravinteet .....  | 42 |
| 4.3.2 Biologiset muuttujat .....   | 47 |
| 4.3.3 Alueelliset vaihtelut vedenlaadussa .....  | 52 |
| 4.3.4 Vedenlaadun lyhytaikainen vaihtelu järven koillisosassa .....                            | 54 |
| 4.4 Pohja-aineksen laskeutuminen ja resuspensio .....  | 60 |
| 4.5 Ravinnetaseet .....  | 64 |
| 4.6 Pohja-aineksen fosforipitoisuus ja -jakeet sekä fosforin käyttökelpoisuus<br>leville ..... | 66 |
| 4.7 Kokonaisravinnepitoisuuksien laskenta .....  | 67 |
| 4.8 Liuenneiden ravinteiden ja kasviplanktonbiomassan laskenta .....                           | 70 |
| 5 TULOSTEN TARKASTELU .....  | 80 |
| 5.1 Pyhäjärven ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat tekijät .....                                  | 80 |
| 5.1.1 Ulkoinen kuormitus .....   | 80 |
| 5.1.2 Virtaukset .....   | 82 |
| 5.1.3 Ravinteiden pidättyminen .....   | 84 |
| 5.1.4 Sisäinen fosforikuormitus .....  | 85 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 5.1.5 | Ravinnepitoisuuksien määräytyminen . . . . .            | 89  |
| 5.2   | Pyhäjärven rehevyytason määräytyminen . . . . .         | 90  |
| 5.3   | Kuormitusmuutosten vaikutus Pyhäjärven tilaan . . . . . | 93  |
| 5.4   | Vedenoton vaikutukset Pyhäjärven tilaan . . . . .       | 95  |
| 5.5   | Pyhäjärvi raakavesilähteenä . . . . .                   | 97  |
| 6     | YHTEENVETO . . . . .                                    | 97  |
|       | KIRJALLISUUS . . . . .                                  | 100 |



# 1 JOHDANTO

Säkylän Pyhäjärvi on Lounais-Suomen suurin järvi ja merkittävä virkistys- ja kalastus-alue. Sen vedenlaatua on seurattu vuodesta 1962 lähtien. Vuosina 1982 ja 1992 järvessä oli voimakas sinileväkukinta, jonka vuoksi järven rehevöitymiseen on viime aikoina kiinnitetty erityistä huomiota.

Pyhäjärveen ei johdeta suoraan jätevesiä, mutta siihen kohdistuu maa- ja metsätalouden ja haja-asutuksen aiheuttamaa kuormitusta. Pyhäjärvi on matala ja avoin. Siten järven pohjalle laskeutuneet ravinteet voivat tuulen vaikutuksesta siirtyä uudelleen veteen. Tämä yhdessä muun sisäisen kuormituksen ja veden pitkän viipymän kanssa vaikeuttaa ulkoisen ravinnekuormituksen vaikutusten arviointia. Pyhäjärven muikkukanta saattaa myös säädellä eläinplanktonin ja siten kasviplanktonin määrää.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää ulkoisen kuormituksen ja sisäisten tapahtumien vaikutus Pyhäjärven ravinnepitoisuuteen ja rehevyytasoon. Tämän lisäksi arvioitiin suunnitellun vedenoton vaikutusta vedenlaatuun. Työssä käytettiin lähinnä vuosien 1980–1992 vedenlaatuaineistoa. Vuonna 1992 vesinäytteitä otettiin aikaisempaa tiheämmin ja näytteistä määritettiin mm. liuenneiden fosforijakeiden pitoisuudet. Samana vuonna tutkittiin myös ravinteiden laskeutumista sekä pohja-aineksen fosforijakeita. Tutkimuksessa hyödynnettiin aikaisempia virtausmittauksia. Vuosina 1991 ja 1992 tehtiin tarkentavia mittauksia järven pohjoispäässä.

Aineistoa tulkittiin kuvailevasti. Matemaattisia malleja käytettiin järven virtauksia ja vedenlaatua koskevan teoreettisen tietämyksen testaamiseen ja havainnollistamiseen. Mallien avulla laskettiin lisäksi kuormitusmuutosten vaikutus järven kokonaisravinnepitoisuuksiin.

Työssä arvioitiin Pyhäjärven kuormituksen kehitys vuosina 1980–1992 ja sen yhteys järven kokonaisravinnepitoisuuksiin. Ainetasemallilla laskettiin ulkoisten kuormitusmuutosten vaikutus kokonaisravinnepitoisuuksiin. Vuoden 1992 aineiston perusteella tutkittiin liuenneiden ravinteiden kuormituksen ja muiden säätelytekijöiden vaikutusta eri kasviplanktonryhmien biomassaan. Tähän tarkoitukseen kehitettiin pistemäinen vedenlaatumalli. Vedenlaadun alueellisia eroja sekä kiintoaineen laskeutumista ja resuspensiota selvitettiin havaintoaineiston ja kaksiulotteisen virtaus- ja vedenlaatumallin avulla.

## 2 TUTKIMUSALUE

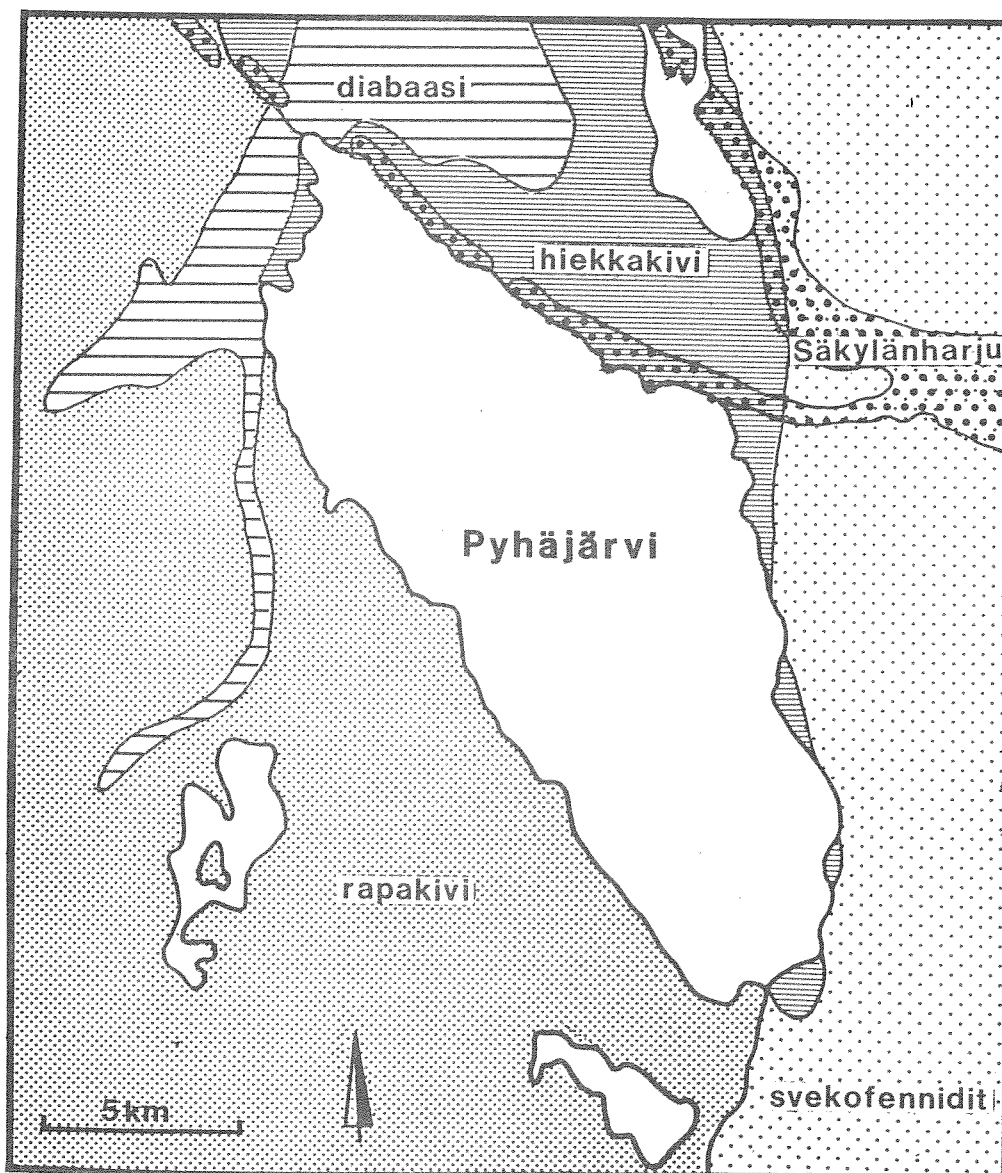
Pyhäjärvi sijaitsee Säkylän, Euran ja Yläneen kuntien alueella. Järvellä kalastaa kymmeniä ammattikalastajia sekä suuri joukko virkistys- ja kotitarvekalastajia. Vuotuinen kalansaalis ( $63 \text{ kg ha}^{-1}$ ) on moninkertainen verrattuna Suomen järvien keskimääräiseen saaliiseen. Saalis koostuu pääosin muikusta ja siiasta.

Pyhäjärvi kuroutui Litorinamerestä noin 5600 vuotta sitten maankohoamisen seurauksena. Maa kohoaa luusuassa voimakkaammin kuin eteläpäässä. Järvi sijaitsee Satakunnan hiekkakivialueella (kuva 1). Itälaidassa on svekofennisiä metamorfoituneita gneissejä ja vanhoja syväkiviä. Kallioinen länsiranta on rapakivigraniittia. Diabaasijuoni leikkaa hiekkakiveä ja rapakiveä pohjois- ja länsipuolella.

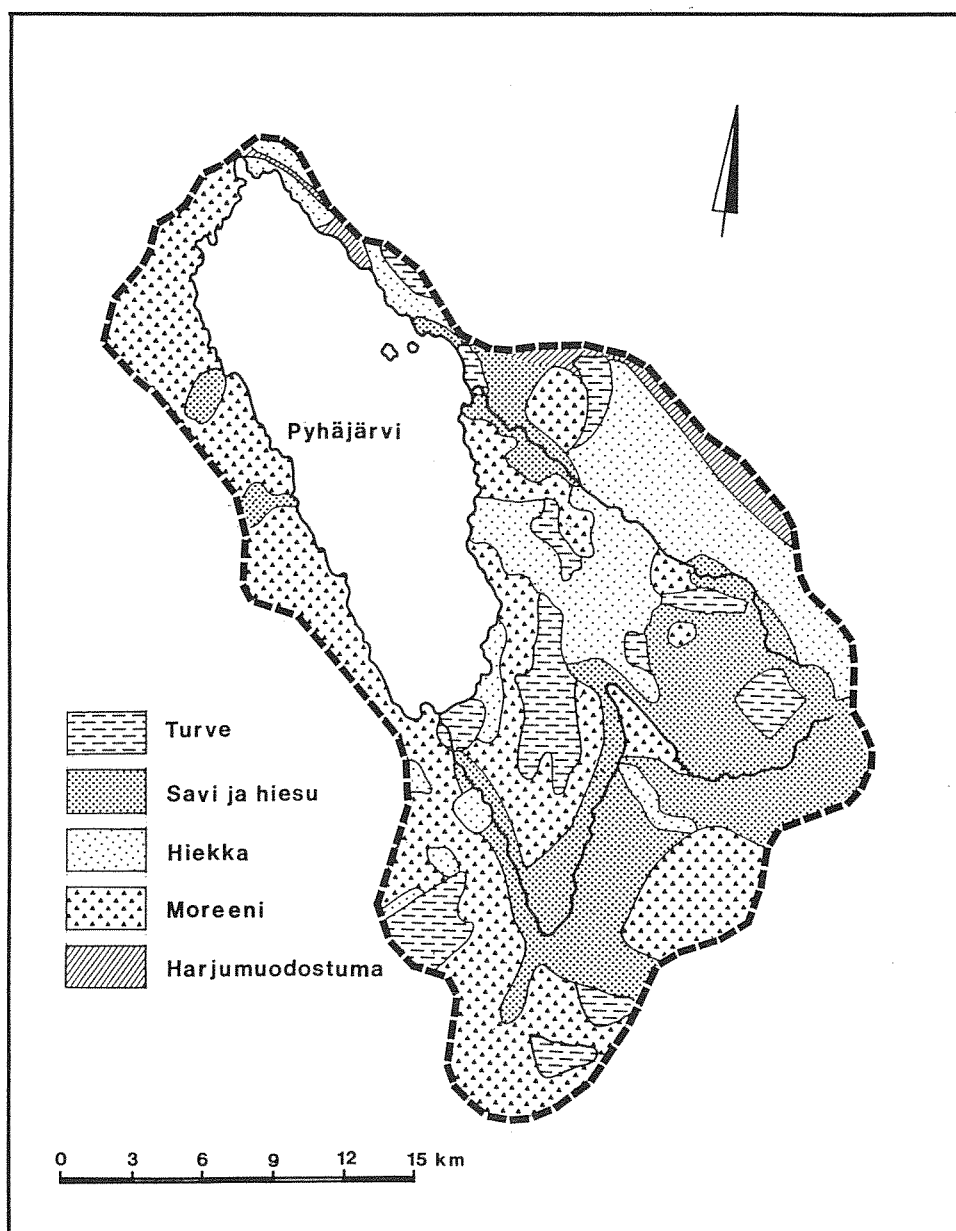
Pyhäjärven pinta-ala on keskivedenkorkeudella 154 km<sup>2</sup>. Järvi on yhtenäinen ja avoin ja siinä on 93 saarta (yhteispinta-ala 0,7 km<sup>2</sup>). Yläneenjoen alajuoksuun liittyvä kallioperän ruhje jatkuu syvänteenä länsirannan lähellä, mutta muutoin pohja on varsin tasainen. Pyhäjärven vesitilavuus on 840 milj. m<sup>3</sup>, keskisyvyys 5,4 m ja suurin syvyys 25 m (kuva 3). Veden teoreettinen viipymä on noin kolme vuotta. Veden pintaa laskettiin vuonna 1852 lähes kaksi metriä. Veden korkeutta on säännöstelty Kauttuan padolla 1930-luvulta lähtien ja ylärajaksi on määrätty  $N_{43} + 45,12$  ja alarajaksi  $N_{43} + 44,54$  (taulukko 2).

Valuma-alue on suhteellisen pieni (615 km<sup>2</sup>) järven pinta-alaan nähden. Suurin osa valuma-alueesta sijaitsee järven itä- ja kaakkoispuolella. Pohjoisosassa ja länsirannalla vedenjakaja on vain 1–5 km etäisyydellä rannasta. Pyhäjoki ja Yläneenjoki ovat tärkeimmät Pyhäjärveen laskevat joet. Niiden valuma-alueet kattavat 68 % koko valuma-alueesta. Yläneenjoen ja Pyhäjoen valuma-alueella graniitti ja gneissi ovat yleisimmät kivilajit. Pyhäjärven vedet purkautuvat järven pohjoispäässä Eurajokeen.

Yläneenjoen valuma-alueen maaperä on savea ja hiesua sekä moreenia ja turvetta. Pyhäjoen valuma-alueella on hiekkaa ja harjumuodostumia (kuva 2). Valtaosa Pyhäjärven valuma-alueesta on 50–100 m merenpintaa korkeammalla.



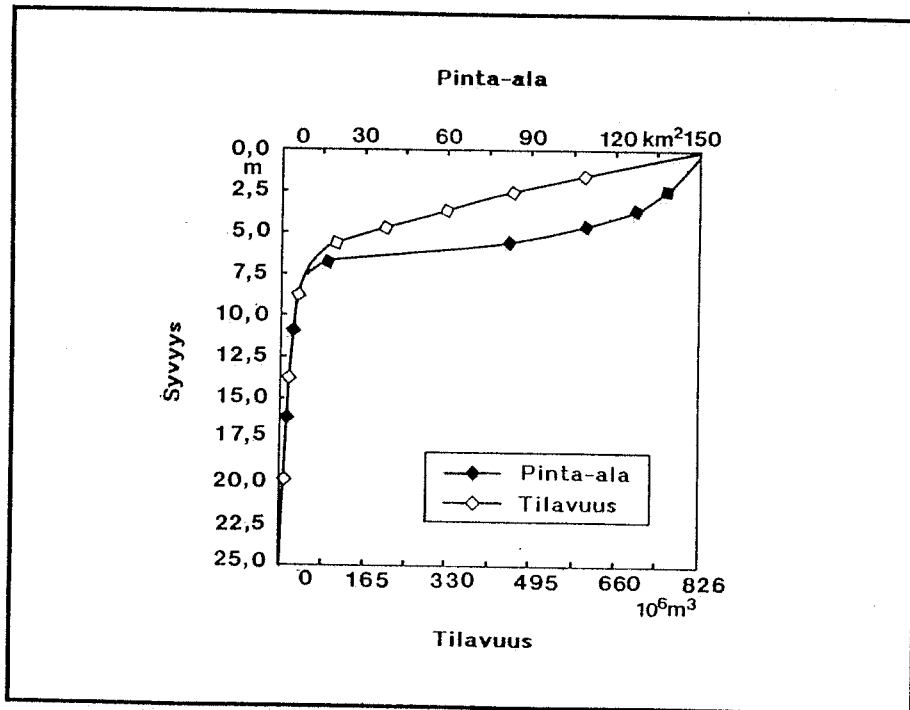
Kuva 1. Pyhäjärven alueen geologiaa. (Kuusisto 1975)



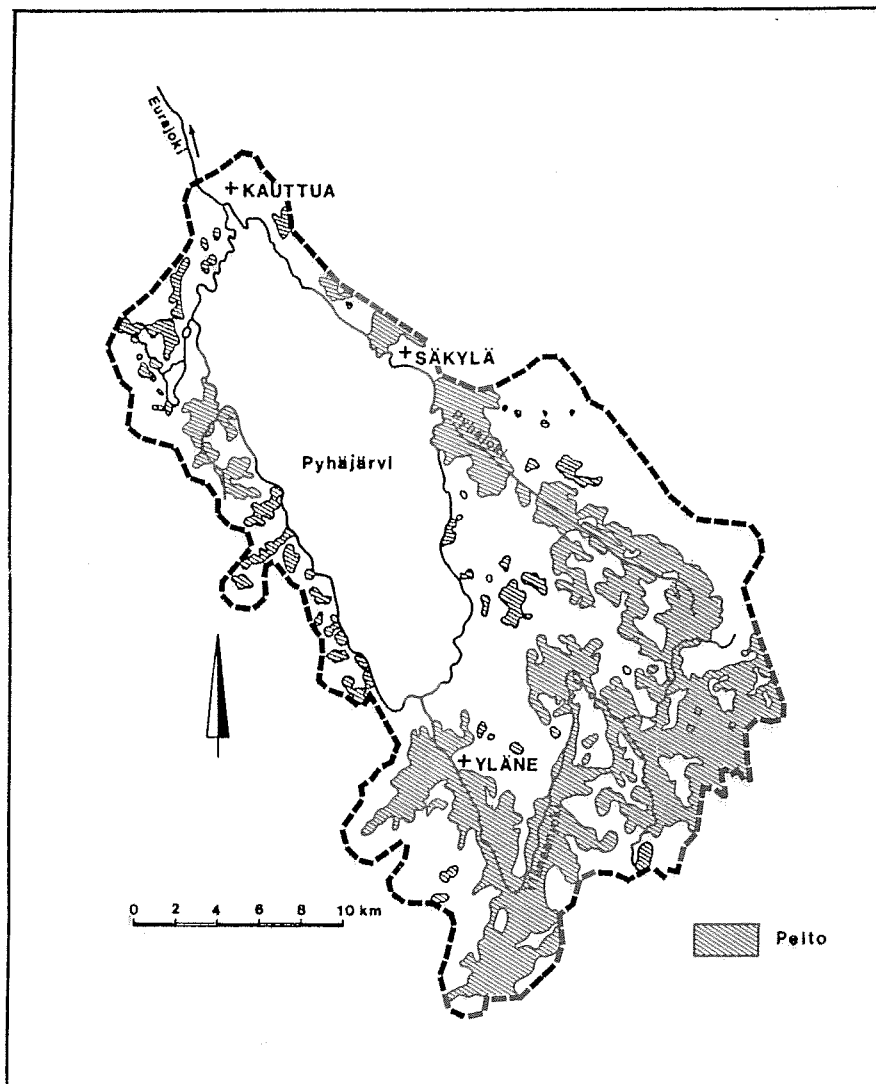
Kuva 2. Pyhäjärven valuma-alueen maalajit. (Kuusisto 1975)

Taulukko 1. Pyhäjärven osavaluma-alueiden ominaisuuksia.

| Osavaluma-alue                  | Pinta-ala       |     | Peltoa<br>% | Metsää<br>% | Suota<br>% |
|---------------------------------|-----------------|-----|-------------|-------------|------------|
|                                 | km <sup>2</sup> | %   |             |             |            |
| Yläneenjoki                     | 234,0           | 51  | 27          | 48          | 21         |
| Pyhäjoki                        | 77,5            | 17  | 23          | 56          | 16         |
| Lähivaluma-alue                 | 149,5           | 32  | 14          | —           | —          |
| Yhteensä<br>(ei sisällä järveä) | 461,0           | 100 | 22          | —           | —          |



Kuva 3. Pyhäjärven pinta-ala ja tilavuus eri syvyyksillä.



Kuva 4. Peltojen sijainti Pyhäjärven valuma-alueella.

Pyhäjärven valuma-alueesta lähes puolet on metsää ja noin viidennes on peltoa (taulukko 1, kuva 4). Lähivaluma-alue on 32 % koko valuma-alueesta. Eteläisellä lähivaluma-alueella peltoja on suhteellisen vähän (alle 15 %), mutta esimerkiksi Luhtojan ja Luvalahdenojan osavaluma-alueilla yli 25 %.

Suurin osa Yläneenjoen pääuoman rantapelloista on suhteellisen kaltevia (39 % on kaltevuudeltaan yli 5 % ja 11 % on kaltevuudeltaan yli 10 %, Turun vesi- ja ympäristöpiiri 1991). Pyhäjoen ja lähivaluma-alueen peltojen kaltevuuksia ei ole arvioitu.

Taulukko 2. Sääolot ja Pyhäjärven hydrologiset tiedot. Hydrologinen vuosikirja 1990 (1993), hydrologinen rekisteri.

|   | 1961–1990        | 1980–1992          | 1992  |
|---|------------------|--------------------|-------|
| Keskisadanta [mm a <sup>-1</sup> ] <sup>2</sup>   | 630              | 747 <sup>3</sup>   | 635   |
| Keskiahaidunta [mm a <sup>-1</sup> ] <sup>2</sup> | 522              | 499 <sup>3</sup>   | 561   |
| Jääpeitteen kesto [d]                             | 149              | 148 <sup>3</sup>   | 136   |
| Keskivedenkorkeus N <sub>43</sub>                 | 44,85            | 44,90 <sup>3</sup> | 44,90 |
| Ylivedenkorkeus N <sub>43</sub>                   | 45,28            | 45,26 <sup>3</sup> | 45,11 |
| Alivedenkorkeus N <sub>43</sub>                   | 44,36            | 44,55              | 44,66 |
| Keskivirtaamat [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ): |                  |                    |       |
| Yläneenjoki                                       | 2,5 <sup>4</sup> | 2,5                | 2,6   |
| Pyhäjoki  | –                | 0,78               | 0,78  |
| Eurajoki  | 4,9 <sup>5</sup> | 5,8                | 5,4   |

<sup>1</sup> = Pyhäjärven valuma-alueella

<sup>2</sup> = Jokioisissa

<sup>3</sup> = vuodet 1981–1990

<sup>4</sup> = vuodet 1970–1990

<sup>5</sup> = vuodet 1965–1990

## Sääolot vuonna 1992

Talvi 1991/1992 oli normaalia leudompi. Joulukuun 1991–maaliskuun 1992 keskilämpötila Etelä-Satakunnassa (–0,9°C) oli 4,0°C pitkäaikaista keskiarvoa korkeampi. Touko- ja kesäkuu olivat melko lämpimiä ja vähäsateisia, samoin syyskuu. Heinä- ja elokuu olivat keskimääräistä sateisempia. Touko–lokakuun keskilämpötila (11,2°C) oli hieman matalampi kuin pitkäaikainen keskiarvo (11,5°C) (Jumppanen 1993).

### 3 AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1 Aikaisemmat tutkimukset

Pyhäjärven virtauksia on tutkittu useita kertoja vedenottohankkeeseen liittyen (Sarkkula ym. 1977, 1979, 1980). Vesi- ja ympäristöhallitus sekä Turun vesi- ja ympäristöpiiri ovat seuranneet Pyhäjärven vedenlaatua vuodesta 1962 lähtien. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. seurasi Pyhäjärven, Yläneenjoen ja Pyhäjoen vedenlaatua vuosina 1980–1992. Turun vesi- ja ympäristöpiiri on tutkinut vuodesta 1963 lähtien Yläneenjoen ja vuodesta 1968 lähtien Pyhäjoen vedenlaatua. Vuonna 1991 aloitettiin Yläneen- ja Pyhäjoen tehostettu vedenlaadun tarkkailu. Vesiensuojeluyhdistys tutkii Pyhäjärvestä Eurajokeen virtaavan veden laatua velvoitetarkkailun yhteydessä. Pyhäjärven luusuassa on myös vesi- ja ympäristöhallituksen valtakunnallinen virtahavaintopaikka.

Vuonna 1977 tehtiin useita järven tilaan liittyviä biologisia selvityksiä (kalasto, pohja-eläimet, eläinplankton, kasviplankton) vedenottokatselmusta varten (Eklund 1978, Mölsä 1978a, Mölsä 1978b, Niemi 1978). Turun yliopiston biologian laitos on vuodesta 1980 lähtien selvittänyt vedenoton ja säännöstelyn vaikutusta järven kalakantoihin, kalojen ravintoeläimiin ja kalastukseen (mm. Hirvonen ym. 1990, 1991, Helminen 1993).

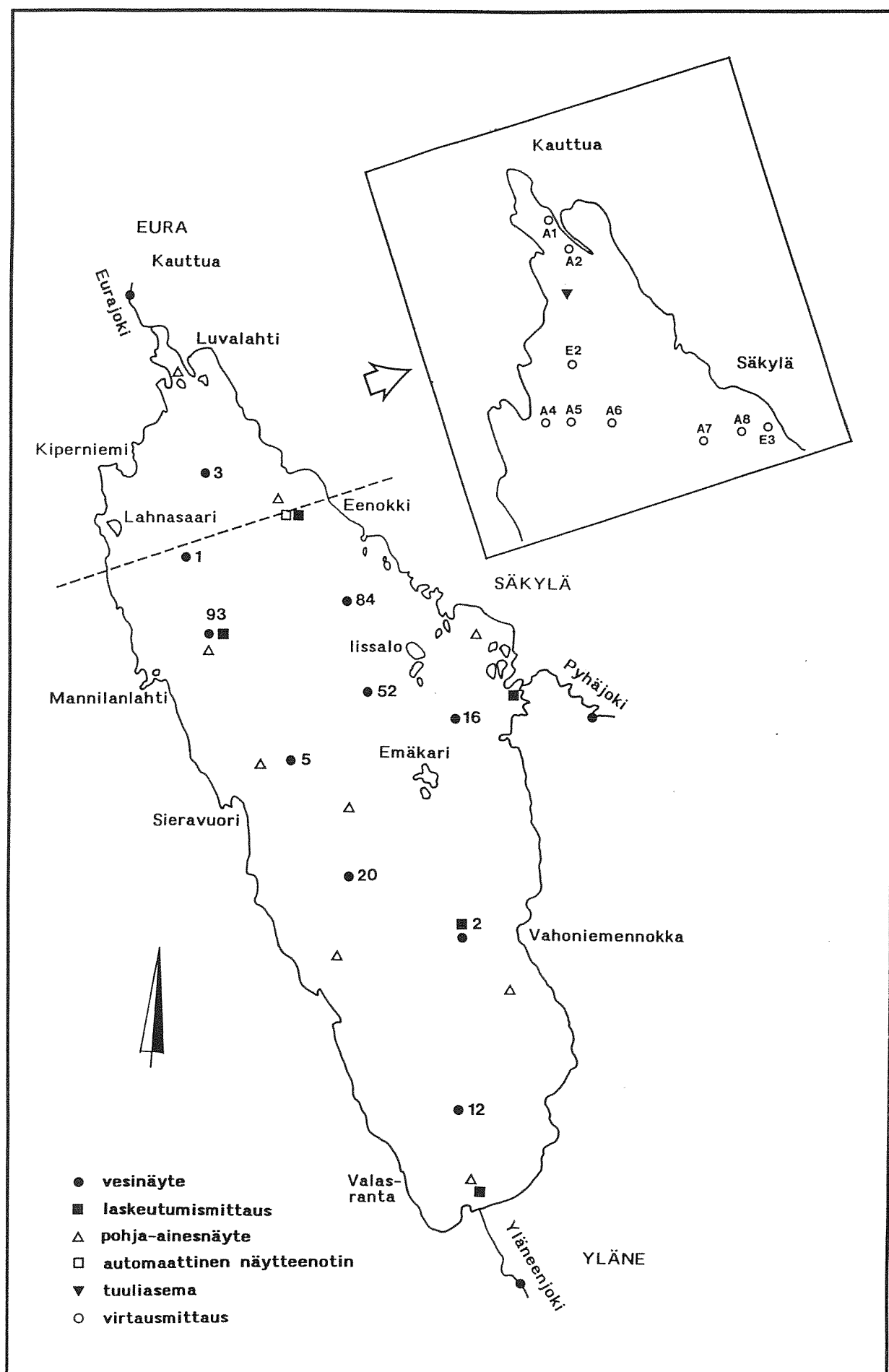
Pyhäjärven kasvillisuutta on kartoitettu vuosina 1965–1966 (Huovari 1967). Suurkasvillisuuden perustuotantoa ja ravinnetaloutta on tutkittu vuonna 1980 (Aulio 1981, 1985). Järven paleolimnologista kehitystä ja pohja-aineksen laatua on selvitetty viime vuosina (Räsänen ym. 1992).

#### 3.2 Vuosien 1991–1992 tutkimukset

##### 3.2.1 Virtaus- ja tuulimittaukset

Vuosina 1991–1992 selvitettiin Pyhäjärven luusuan ja pohjoispään rannan läheisiä virtauksia. Virtauksia mitattiin Aanderaa- ja Endeco-mittareilla. Ne tallentavat virtauksen suunnan ja nopeuden 10 minuutin välein. Vuonna 1991 virtauksia mitattiin loka-marraskuussa aivan luusuan läheisyydessä (havaintopaikat A1, A2, E2, kuva 5) ja vuonna 1992 kesä-elokuussa järven pohjoisosassa linjalla Eenokki-Kiperniemi (A4, A5, A6, A7, A8, E3, kuva 5).

Tuulen suuntaa ja nopeutta mitattiin Kauttuanlahden ulkopuolella vuonna 1992 toukuusta elokuuhun (kuva 5). Tuulimittari tallentaa tuulen suunnan ja nopeuden 20 minuutin välein. Elokuun puolivälin jälkeiset tuulihavainnot ovat peräisin ilmatieteen laitoksen Jokioisten säähavaintoasemalta (kolmen tunnin keskiarvot).



Kuva 5. Pyhäjärven virtaus- ja vedenlaatututkimuksen havaintopaikat v. 1991–1992.

### 3.2.2 Vesinäytteet ja määritykset

Pyhäjoesta, Yläneenjoesta ja Eurajoesta otettiin vesinäytteitä vuoden 1992 keväällä ja syksyllä kaksi kertaa viikossa. Kesällä näytteitä otettiin kerran viikossa. Marraskuussa otettiin näyte 13 lähivaluma-alueelta järveen laskevasta ojasta.

Pyhäjärven syvänteestä (havaintopaikka 93) ja eteläiseltä selältä (havaintopaikka 2) otettiin vuonna 1992 vesinäytteitä toukokuusta lähtien 3–4 kertaa kuukaudessa. Näytteet otettiin vesimassan tuottavasta kerroksesta kokoomanäytteenä (pinnasta syvyyteen näkösyvyys kerrottuna kahdella) ja metri pohjan yläpuolelta sekä syvänteestä lisäksi 1, 5, 10 ja 20 metrin syvyydeltä. Vedenlaadun alueellisten erojen selvittämiseksi otettiin kesällä neljä kertaa kokoomanäytteet (0–2 m ja 2–5 m) kymmeneltä havaintopaikalta (taulukko 3, kuva 5).

Vesinäytteet otettiin ja määritettiin vesi- ja ympäristöhallinnon standardimenetelmien mukaisesti.

Eenokin edustalta kerättiin elo–syyskuun vaihteessa (31.8.–4.9. ns. intensiivitutkimusviikolla) automaattisella näytteenottimella (Isco) vesinäytteitä neljän tunnin välein. Näytteistä määritettiin fosfori- ja kiintoainepitoisuus. Intensiiviviikolla mitattiin myös veden sameutta sekä virtaussuuntaa ja -nopeutta (Endeco).

Turun yliopiston biologian laitos tutki Pyhäjärven eläinplanktonlajistoa ja -biomassaa. Järveltä otettiin näytteet kerran viikossa 10 havaintopaikasta.

Taulukko 3. Yläneenjoen, Pyhäjoen ja Eurajoen sekä Pyhäjärven havaintopaikat. (Koordinaatit kkj-järjestelmässä).

| Havaintopaikan nimi      | Koordinaatit  |
|--------------------------|---------------|
| Joet:                    |               |
| Yläneenjoki P2 Vanhakart | 675219–157676 |
| Pyhäjoki P1              | 676830–157599 |
| Eura 12 Kautt yp va6700  | 677804–156326 |
| Järvi:                   |               |
| Pyhäjärvi 1              | 677132–156592 |
| Pyhäjärvi 12             | 675800–157400 |
| Pyhäjärvi 16             | 676727–157329 |
| Pyhäjärvi 2              | 676232–157174 |
| Pyhäjärvi 20             | 676600–157000 |
| Pyhäjärvi 3              | 677530–156530 |
| Pyhäjärvi 5              | 676700–156900 |
| Pyhäjärvi 52             | 676940–157106 |
| Pyhäjärvi 84             | 677250–156750 |
| Pyhäjärvi 93             | 676908–156534 |



Taulukko 4. Pyhäjärven, Yläneenjoen, Pyhäjoen ja Eurajoen vedenlaatumääritykset vuonna 1992.

| Määrittäminen                     | Järvi | Joet |
|-----------------------------------|-------|------|
| lämpötila                         | x     | x    |
| sameus                            | x     | x    |
| kiintoaine                        | x     | x    |
| pH                                | x     | x    |
| sähkönjohtavuus                   | x     | x    |
| kokonaisfosfori                   | x     | x    |
| liuennut reaktiivinen fosfori     | x     | x    |
| kokonaistyyppi                    | x     | x    |
| NO <sub>x</sub> -typpi            | x     |      |
| NH <sub>4</sub> -typpi            | x     | x    |
| a-klorofylli                      | x     |      |
| kasviplanktonlajisto ja -biomassa | x     |      |
| hiukkaskoko                       |       | x    |
| levätestit                        |       | x    |

### Fysikaaliset ja kemialliset määrittämenetelmät

**Kiintoainepitoisuus** kuvaa hajakuormitetussa vesistössä lähinnä jokien tuoman tai pohjalta resuspendoituneen kivennäisaineksen määrää. Kiintoainemäärityksessä vesinäyte suodatetaan kalvon läpi ja kalvolle kertynyt ainesmäärä punnitaan kuivauksen jälkeen. Suodatinkalvon materiaali ja huokoskoko vaikuttavat ratkaisevasti saatuun tulokseen. Turun vesi- ja ympäristöpiirissä käytettiin Whatmanin GF/C lasikuitukalvoa (SS<sub>gl/c</sub>, huokoskoko noin 1 µm) sekä vuodesta 1990 lähtien myös Nucleporen polykarbonaattikalvoa (SS<sub>nucl</sub>, huokoskoko 0,4 µm). Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksessä käytettiin Sartoriuksen kalvoa (SS<sub>sart</sub>, huokoskoko 0,65 µm).

**Sameus** mitataan valon sirontana näytteessä. Kasviplankton ja muu eloperäinen hiukkasmaisen aines näkyy selkeämmin sameusarvoissa kuin kiintoainepitoisuudessa.

**Kokonaisfosforipitoisuus (TP)** kuvaa näytteen fosforin kokonaismäärää. Se määritetään hajottamalla eri fosforiyhdisteet peroksidisulfaattilla fosfaatiksi ja mittaamalla tämän jälkeen fosfaattipitoisuus. Ilman hajotusta määritettyä fosfaattifosforipitoisuutta kutsutaan **reaktiivisen fosforiksi (RP)**.

Suodatetusta näytteestä määritetty kokonaisfosfori on **liuennutta fosforia (DP)** ja vastaava fosfaattifosfori **liuennutta reaktiivista fosforia (DRP)**. Liuenneen fosforin määrityksessä käytettiin Turun vesi- ja ympäristöpiirissä Nuclepore-kalvoa (DP<sub>nucl</sub>). Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksessä käytettiin Sartoriuksen kalvoa (DP<sub>sart</sub>, huokoskoko 0,45 µm). Liuennutta fosforia määritettiin lähinnä vain jokivesinäytteistä. Liuennut reaktiivinen fosfori määritettiin Nuclepore-kalvolla saadusta suodoksesta.

Liuenneen fosforin ja liuenneen reaktiivisen fosforin erotus, **liuennut ei-reaktiivinen fosfori (DUP)**, on lähinnä liuenneeseen eloperäiseen aineeseen sitoutunutta fosforia.

Kokonaisfosforin ja liuenneen fosforin erotus kuvaa **hiukkasmaisen fosforin (PP)** määrää. Hiukkasmaisen fosfori voidaan jakaa eliöihin (kasvi- ja eläinplankton, bakteerit ym.), kuolleeseen eloperäiseen aineeseen ja kivennäisainekseen sitoutuneeseen fosforiin (kuva 6). **Kiintoaineen fosforisisältö (SSP)** voidaan laskea hiukkasmaisen fosforin ja kiintoainepitoisuuden suhteen avulla. Tässä työssä hiukkasmaisen fosforin eri jakeet arvioitiin olettamalla kasviplanktonin ja kivennäisaineksen fosforisisältö vakioksi. Detritusfosfori laskettiin vähentämällä hiukkasmaisen fosforin pitoisuudesta kasviplanktonin ja kivennäisaineksen fosforipitoisuus (kaava 1).

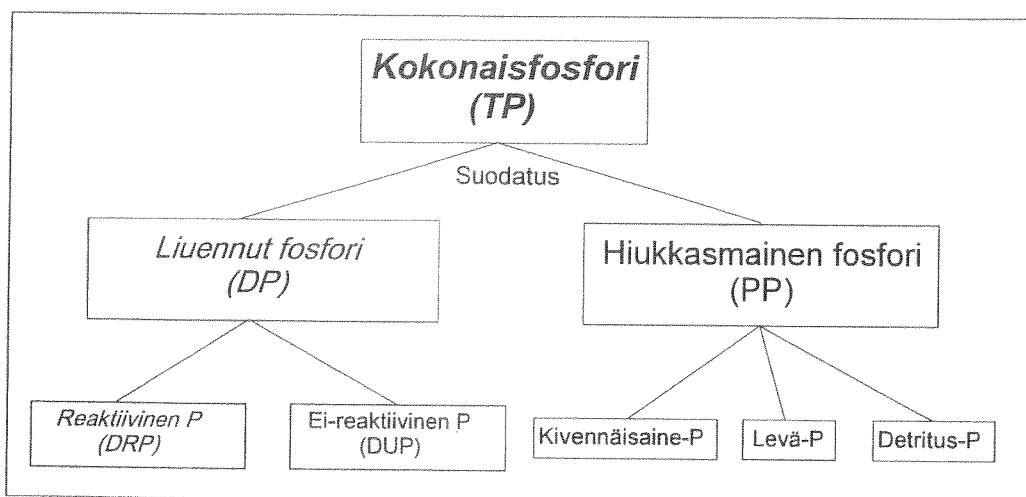
$$c_{DETP} = c_{TP} - c_{DP} - AP * c_A - SSIP * c_{SS} \quad (1)$$

$c_{DETP}$ =detritusfosforipitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )  
 $c_{TP}$ =kokonaisfosforipitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )  
 $c_{DP}$ =liuenneen fosforin pitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )  
 $AP$ =kasviplanktonin fosforisisältö ( $\mu\text{g } \mu\text{g}^{-1}$ )  
 $c_A$ =kasviplanktonin biomassa ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )  
 $SSIP$ =kivennäisaineksen fosforisisältö ( $\mu\text{g mg}^{-1}$ )  
 $c_{SS}$ =kiintoainepitoisuus ( $\text{mg l}^{-1}$ )

Liunnut reaktiivinen fosfori kuvaa fosforimääryksistä parhaiten vesistön perustuottajille välittömästi käyttökelpoisen liuenneen ortofosfaatin määrää ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ). Liunnut reaktiivinen fosfori usein yliarvioi jonkin verran ortofosfaattipitoisuutta. Toisaalta monet vesistön fosforimuodot voivat vähitellen muuttua ortofosfaatiksi. Leville käyttökelpoisen fosforin määrää ei voida tarkasti arvioida kemiallisin määryksin vaan se on määritettävä levätestein.

Tässä tutkimuksessa näytteistä määritettiin **kokonaistypen (TN)**, **nitraatti- ja nitriittityypen** summan ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) ja **ammoniumtypen** ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) pitoisuudet. Ennen vuotta 1990 määritettiin nitraatti- ja nitriittityppi erikseen. Nitraatti- ja ammoniumtyppi ovat leville suoraan käyttökelpoista tyyppiä.

Kiintoaineen hiukkaskoko määritettiin volymetrisesti (tilavuuteen perustuen).



Kuva 6. Fosforijakeet. Kursivoidut jakeet saadaan suoraan fosforimääryksistä. Muut jakeet ovat laskennallisia.

## Biologiset muuttujat

Veden rehevyytensä mitattiin useilla biologisilla muuttujilla. **Kasviplanktonlajisto** määritettiin käänteismikroskoopilla. Suurikokoisten lajien yksilömäärä laskettiin 100-kertaisella ja pienikokoisten 400-kertaisella suurennoksella. Kasviplanktonin **biomassa** mitattiin märkäpainona veden tilavuusyksikköä kohti.

**A-klorofylli** on yhteyttävälle kasveille, kuten kasviplanktonille, välttämätön väriaine. Veden a-klorofyllipitoisuus kuvaa lehtivihreällisten planktonlevien määrää. Sen pitoisuus vaihtelee vuosittain, vuodenajoittain ja jopa vuorokauden sisällä voimakkaasti. Siihen vaikuttaa mm. vedessä olevien ravinteiden määrä, valaistus, levälajisto, levien ikä ja koko.

**Perustuotantokyvyllä** mitataan levien kasvuaktiiviteettia laboratorio-oloissa vakiovalossa ja -lämpötilassa. Näyte otetaan kokoomanäytteenä (0–2 m). Vettä laitetaan kahteen pulloon, joihin lisätään <sup>14</sup>C-liuosta. Toinen pulloista peitetään alumiinifoliolla ja näytteitä inkuboidaan laboratoriossa 24 tuntia 20±2°C lämpötilassa.

**Perustuotanto** mitataan luonnonoloissa (in situ). Vettä otetaan kustakin näytteenotto-syvyydestä kahteen pulloon ja pulloihin lisätään <sup>14</sup>C-liuosta. Toinen kunkin näytteenotto-syvyyden pulloista pimennetään ja pulloja inkuboidaan 24 tuntia syvyydessä, josta ne on otettu. Inkuboinnin jälkeen näytteistä määritetään epäorgaanisen hiilen pitoisuus ja radioaktiivisuus tulosten laskemiseksi. Perustuotanto ja perustuotantokyky lasketaan valossa ja pimeässä tapahtuneen hiilen sitoutumisen erotuksena. Perustuotantotulos ilmoitetaan yhteytetyn hiilen määränä pinta-ala- tai tilavuusyksikköä ja perustuotantokyky tilavuusyksikköä kohti vuorokaudessa.

### 3.2.3 Laskeutumismittaukset

Järvelle asennettiin touko-kesäkuussa 1992 kuusi kiintoaineen keräilytelinettä, joissa oli kolmesta viiteen keräysputkea (halkaisija 5 cm, korkeus 50 cm). Telineet laitettiin metri pohjan yläpuolelle. Putket tyhjennettiin noin kolmen viikon välein. Putkiin kerääntyneestä aineksesta määritettiin hiukkaskokojakauma, haihdutusjäännös, hehkutushäviö, kokonaistyyppi ja -fosfori sekä Turun yliopiston maaperägeologian osastolla fosforin jakeet (Kauppila 1993).

Laskeutumismittausten perusteella arvioitiin kiintoaineen kokonaislaskeutuminen (bruttolaskeutuminen) ja pysyvä laskeutuminen (nettolaskeutuminen). Niiden erotus kuvaa resuspensiota.

### 3.2.4 Pohja-ainestutkimukset

Pyhäjärveltä otettiin kahdeksan pohja-ainenäytettä 16.–21.9.1992. Pohjan pintakerroksesta (0–2 cm) määritettiin hiukkaskoko sekä Turun yliopiston maaperägeologian osastolla kuiva-aineen määrä, vesipitoisuus, kokonaistypen ja -fosforin sekä fosforin eri jakeiden pitoisuudet (Kauppila 1993). Neljästä näytteestä määritettiin pohja-aineksen fosforin sitomiskyky. Pohja-aineksen sisältämän fosforin käyttökelpoisuutta arvioitiin levätestein.

### 3.2.5 Levätestit

Jokien (Yläneenjoen, Pyhäjoen, Luhtojan ja Eurajoen) kuljettaman fosforin ja Pyhäjärven pohja-ainekseen sitoutuneen fosforin potentiaalista käyttökelpoisuutta leville arvioitiin Yhdysvalloissa kehitetyllä (DePinto ym. 1981) ja Suomessa muunnetulla levätestillä (Ekholm 1994). Menetelmällä tutkittiin sekä liunneen että kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuutta. Testattavaa näytettä ja leviä (*Selenastrum capricornutum* Printz) pidettiin 2–3 viikkoa suodatinkalvon erottamana kaksiosaisessa astiassa +20°C:ssa. Testilevillä ei ollut suoraa kontaktia näytteen kiintoainehiukkasiin. Näytteestä vapautunut leville käyttökelpoinen fosfori kulkeutui astioiden ravistelun seurauksena leväpuolelle, jossa fosforille nälkiinnytetyt levät sitoivat sen. Levätestit tehtiin pH:ssa 8, joka vastaa Pyhäjärven pH-arvoa voimakkaan levätuotannon aikana.

### 3.2.6 Fosforin sitoutumiskokeet

Pohja-ainenäytteiden kykyä sitoa fosforia tutkittiin fosfori-isotermeillä. Näytteet laimennettiin pH 7:ään puskuroidulla tislattulla vedellä niin, että lopulliseksi kiintoainepitoisuudeksi tuli 150–300 mg l<sup>-1</sup>. Suspensioihin lisättiin fosforia (0, 10, 20, 30, 50, 100 ja 150 µg PO<sub>4</sub>-P l<sup>-1</sup>), jonka jälkeen niitä pidettiin 24 tuntia pimeässä noin +4 °C:ssa. Suspensiosta määritettiin liunneen reaktiivisen fosforin pitoisuus ja laskettiin kuinka paljon näytteet olivat sitoneet tai vapautaneet fosforia. Tulosten perusteella määritettiin näytteille fosfori-isotermit:

$$y = ax^b - c \quad (2)$$

y=sitoutuneen tai vapautuneen fosforin määrä (µg P mg<sup>-1</sup> SS d<sup>-1</sup>)

x=fosfaattifosforin alkupitoisuus

a, b ja c=kertoimia, jotka arvioitiin pienimmän neliösumman menetelmällä.

Kaavasta 2 laskettiin näytteiden tasapainopitoisuus (ks. Ekholm 1994).

### 3.2.7 Ainevirtaaman ja ainetaseiden laskentamenetelmät

Yläneenjoen, Pyhäjoen ja Eurajoen ainevirtaama vuosina 1980–1992 laskettiin vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisteristä ja hydrologisesta rekisteristä poimittujen pitoisuus- ja virtaamatietojen avulla. Vedenlaaturekisterin tietoja täydennettiin ja korjattiin. Yläneenjoen virtaamat kerrottiin luvulla 1,2, sillä virtaaman mittausta paikka (Yläneenkoski, Vanhakartano) ei edusta koko valuma-aluetta. Vastaavasti Pyhäjoen virtaamat kerrottiin luvulla 1,06 (virtaamamittausta paikka Pyhäjoki, Museomylly).

Kuukausittaiset ainevirtaamat laskettiin kuukauden keskivirtaaman ja virtaamalla painotetun keskipitoisuuden tulona. Mikäli joltain kuukaudelta ei ollut pitoisuushavaintoja, korvattiin pitoisuus vuoden keskipitoisuudella. Puuttuvat virtaamatiedot korvattiin kyseisen kuukauden keskivirtaamalla kaudella 1980–1992. Vuosittaiset ainevirtaamat laskettiin kuukausittaisten ainevirtaamien summana.

Pyhäjärven ilmaperäinen kuormitus arvioitiin Oripään, Peipohjan ja Jokioisten saaseamien sadanta- ja laskeumatietojen perusteella. Tiedot poimittiin vesi- ja ympäristöhallituksen laskeumarekisteristä.

Pyhäjärven sisäinen ravinnekuormitus ja nettolaskeutuminen laskettiin taseyhtälöistä (kaavat 3 ja 4).

$$SK(t) = \frac{dM}{dt} - L(t) + BS(t) + OUT(t) \quad (3)$$

$$NS(t) = L(t) - \frac{dM}{dt} - OUT(t) \quad (4)$$

SK=sisäinen kuormitus [kg d<sup>-1</sup>]

t=aika [d]

M=ainemäärä järvessä [kg]

L=kuormitus [kg d<sup>-1</sup>]

BS=bruttolaskeutuminen [kg d<sup>-1</sup>]

OUT=poisvirtaus [kg d<sup>-1</sup>]

NS=nettolaskeutuminen [kg d<sup>-1</sup>]

### 3.3 Mallintaminen

Työssä käytettiin matemaattisia malleja järven virtauksia ja vedenlaatua koskevan teoreettisen tietämyksen testaamiseen ja havainnollistamiseen. Malleilla arvioitiin myös suunnitellun vedenoton ja mahdollisten kuormitusmuutosten vaikutus Pyhäjärven vedenlaatuun.

#### 3.3.1 Virtausmalli

Järven horisontaalisten virtausten riippuvuus tuulesta, pohjanmuodoista ja -karkeudesta sekä maapallon pyörimisliikkeestä laskettiin virtausmallissa liike- ja jatkuvuusyhtälöillä (Józsa ja Gaspar 1992). Aikaisempiin Pyhäjärven virtausmalleihin (Sarkkula 1991 ja Sarkkula ym. 1991 ) verrattuna uutta oli laskenta-alkioita pienentämällä saavutettu parempi erotuskyky ranta-alueilla (Gaspar ja Simbierowicz 1992) ja luusuan läheisyydessä (kuva 7).

Virtausten riippuvuutta tuulesta tutkittiin myös tilastollisesti. Virtauksen suuntaa ja nopeutta selitettiin tuulen suunnan ja nopeuden avulla laskemalla virtaus- ja tuuli-komponenttien välille lineaariset regressioyhtälöt (kaavat 5 ja 6). Tuulen nopeus jaettiin pohjois- ja itäkomponentteihin ja virtaus pääkomponenttiin (esim. rannan suuntaan) ja sitä 90° kulmassa olevaan sivukomponenttiin. Virtauksessa esiintyvien heilahdusten ja tilapäisten häiriöiden vaikutusta tasoitettiin laskemalla tuuli- ja virtauskomponenttien kolmen tunnin keskiarvot. Järven vedenpinnan heilahteluiden vaikutusta virtauksiin (ks. Mälkki 1966) ei otettu huomioon.

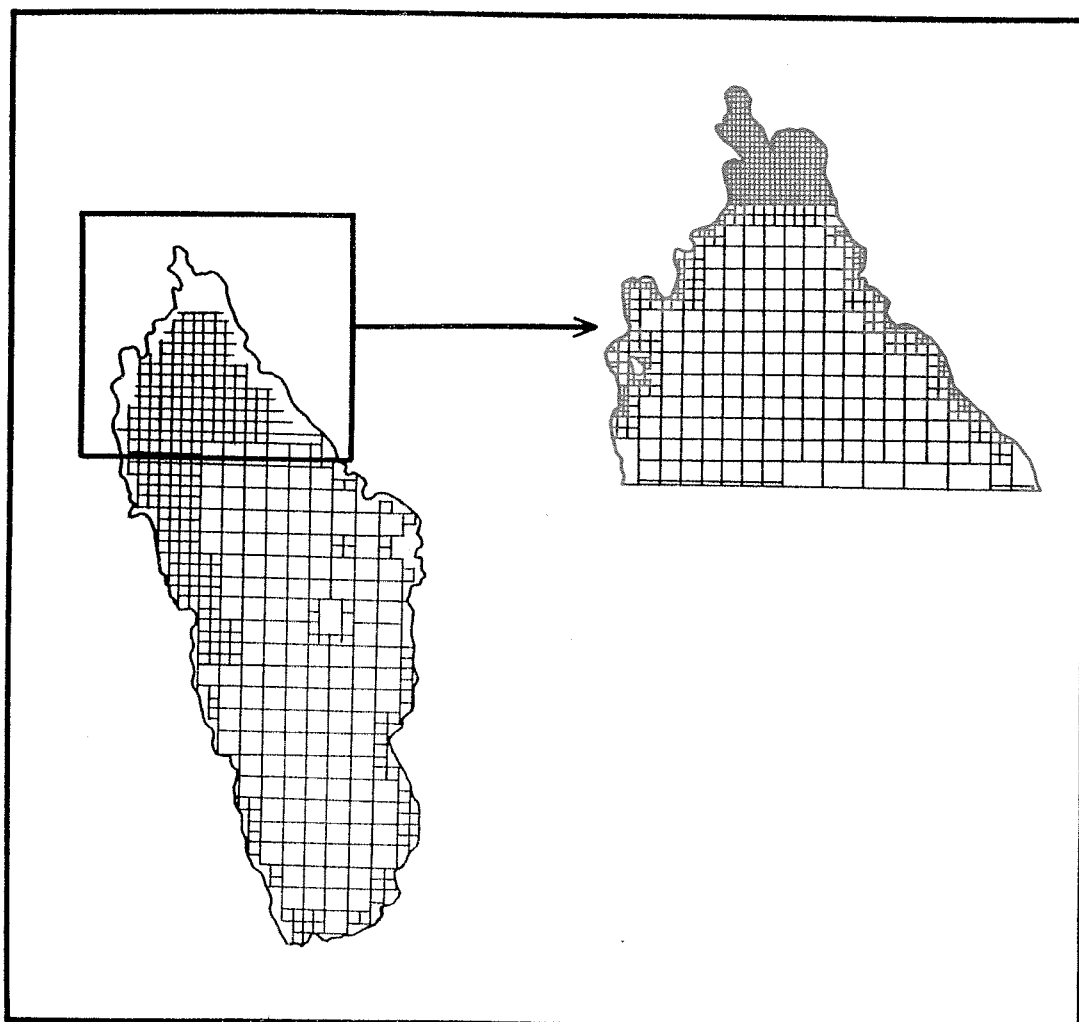
$$v_a = K_1 * W_{NT} + K_2 * W_{ET} + L_1 \quad (5)$$

$$v_b = K_3 * W_{NT} + K_4 * W_{ET} + L_2 \quad (6)$$

$v_a, v_b$  = virtauksen pää- ja sivukomponenttien nopeus [ $\text{cm s}^{-1}$ ]

$W_{NT}, W_{ET}$  = tuulen pohjois- ja itäkomponenttien nopeus [ $\text{m s}^{-1}$ ] T tuntia ennen virtaus-  
havaintoa

$K_1 - K_4, L_1, L_2$  = regressiomallin kertoimet



Kuva 7. Säskylän Pyhäjärven uuden virtausmalliversioon laskenta-alkiot.

### 3.3.2 Vedenlaatumallit

Vedenlaadun ajallisia ja paikallisia muutoksia laskettiin pistemallilla ja kaksiulotteisella virtaus- ja vedenlaatumallilla. Pistemalliin sisältyy oletus, että järvessä ei ole alueellisia pitoisuuseroja. Sillä laskettiin koko järven keskipitoisuuksissa tapahtuvia muutoksia. Kaksiulotteisessa mallissa otettiin huomioon vedenlaadun alueelliset erot. Sillä laskettiin myös aineiden kulkeutuminen ja sekoittuminen järvessä.

## Kokonaisravinteiden laskenta pistemallilla

Pyhäjärven kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuus laskettiin pistemallilla, joka ottaa huomioon ulkoisen kuormituksen, järven tilavuuden ja keskisyvyyden, ulosvirtauksen sekä ravinteiden laskeutumisen (kaava 7). Malliin ei sisälly oletuksia järven muista sisäisistä tapahtumista (resuspensio, biologiset tekijät). Sisäisten tapahtumien merkitystä järven kokonaisravinnepitoisuuksiin arvioitiin vertaamalla laskettuja ja havaittuja pitoisuuksia. Yhtälö ratkaistiin Runge–Kutta –menetelmällä.

$$\frac{dc}{dt} = \frac{L(t)}{V} - \frac{Q(t)}{V} * c(t) - \frac{\sigma(t)}{h} * c(t) \quad (7)$$

c=kokonaisfosforin tai kokonaistypen pitoisuus [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]

t=aika [d]

L=kokonaisfosforin tai kokonaistypen kuormitus [ $\text{kg d}^{-1}$ ]

Q=ulosvirtaus [ $\text{m}^{-3} \text{s}^{-1}$ ]

$\sigma$ =laskeutumisnopeus [ $\text{m s}^{-1}$ ]

V=tilavuus [ $\text{m}^3$ ]

h=keskisyvyys [m]

## Kasviplanktonin biomassan, liuenneen reaktiivisen fosforin ja nitraattityypen pitoisuuden laskenta pistemallilla

Eri leväryhmien (piilevät, kultalevät, tyypeä sitovat sinilevät ja muut levät) biomassa laskettiin pistemallilla (kuva 8), jolle annettiin syöttötietoina veden lämpötila, tulosäteily, sestonpitoisuus (suspendoitunut hiukkasmainen aines) ja eläinplanktonbiomassa (kaava 8). Malli käyttää fosfori- ja typpitasemalleilla samanaikaisesti laskettuja tai havaittuja liuenneen reaktiivisen fosforin sekä  $\text{NO}_x$ -tyypen pitoisuuksia (kaavat 14 ja 15).

$$\frac{dc_A}{dt} = (\mu(t) - \rho(t) - \frac{\sigma(t)}{h} - \frac{Q(t)}{V} - p * c_Z(t)) * c_A(t) \quad (8)$$

$c_A$ =kasviplanktonin biomassa [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]

$c_Z$ =eläinplanktonin biomassa [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]

p=eläinplanktonin laidunnus [ $\text{d}^{-1} \mu\text{g}^{-1} \text{l}$ ]

$\mu = \hat{\mu} * f(T) * f(I) * f(c_{\text{DRP}}) * f(c_{\text{NOX}}) * f(c_{\text{SM}})$

$\rho = \hat{\rho} * f(T)$

$\sigma = \hat{\sigma} * f(T)$

$\hat{\mu}$ =maksimaalinen kasvunopeus vakiolämpötilassa [ $1 \text{ d}^{-1}$ ]

$\hat{\rho}$ =maksimaalinen hajoamisnopeus vakiolämpötilassa [ $1 \text{ d}^{-1}$ ]

$\hat{\sigma}$ =maksimaalinen laskeutumisnopeus vakiolämpötilassa [ $1 \text{ d}^{-1}$ ]

T=veden lämpötila [ $^{\circ}\text{C}$ ]

I=auringon kokonaissäteilyn voimakkuus [ $\text{W m}^{-2}$ ]

$c_{\text{DRP}}$ =liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]

$c_{\text{NOX}}$ =nitraatti- ja nitriittityypen pitoisuus [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]

$c_S$ =sestonpitoisuus (kiintoainepitoisuus+levien biomassa) [ $\text{mg l}^{-1}$ ]

$$f(C_{DRP}) = \frac{C_{DRP}}{K_{DRP} + C_{DRP}} \quad (9)$$

$$f(C_{NOX}) = \frac{C_{NOX}}{K_{NOX} + C_{NOX}} \quad (10)$$

$$f(T) = \theta^{(T-T_s)} \quad (11)$$

$$f(I) = \frac{I}{K_I + I} \quad (12)$$

$$f(C_S) = 1 - \frac{C_S}{K_S} \quad (13)$$

$K_I$ =säätelymuuttujan I puolikyllästysvakio

$\theta$ =lämpötilakerroin

$T_s$ =vakiolämpötila (20°C)

Malli laskee  $NO_x$ -tyyppien sekä liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuuden veden lämpötilan, kuormituksen, ulosvirtauksen ja detritusfosforin pitoisuuden perusteella. Malli ottaa huomioon ravinteiden vapautumisen pohjalta ja detritusfosforista, kasviplanktonin ravinteiden otton ja erityksen sekä denitrifikaation (kaavat 14 ja 15). Yhtälöt ratkaistiin Runge-Kutta -menetelmällä.

$$\frac{dc_{DRP}}{dt} = \frac{(L_{DRP}(t) + IL_{PBOT}(t))}{V} - Q(t) * c_{DRP}(t) + IL_{DETP}(t) - U_{AP}(t) \quad (14)$$

$L_{DRP}$ =liuenneen reaktiivisen fosforin kuormitus [ $kg\ d^{-1}$ ]

$IL_{PBOT}$ =area\* $r_{PBOT}$ \* $\Theta_{PBOT}^{(T-20)}$

area=järven pohjan pinta-ala [ $m^2$ ]

$r_{PBOT}$ =fosforin vapautumisnopeus järven pohjalta [ $mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ ]

$\Theta_{PBOT}$ =fosforin vapautumisnopeuden lämpötilakerroin

$IL_{DETP}$ = $c_{DETP}$ \* $r_{DETP}$ \* $\Theta_{DETP}^{(T-20)}$ , liuenneen reaktiivisen fosforin vapautuminen detritusfosforista [ $\mu g\ l^{-1}d^{-1}$ ]

$c_{DETP}$ =detritusfosforin pitoisuus [ $\mu g\ l^{-1}$ ]

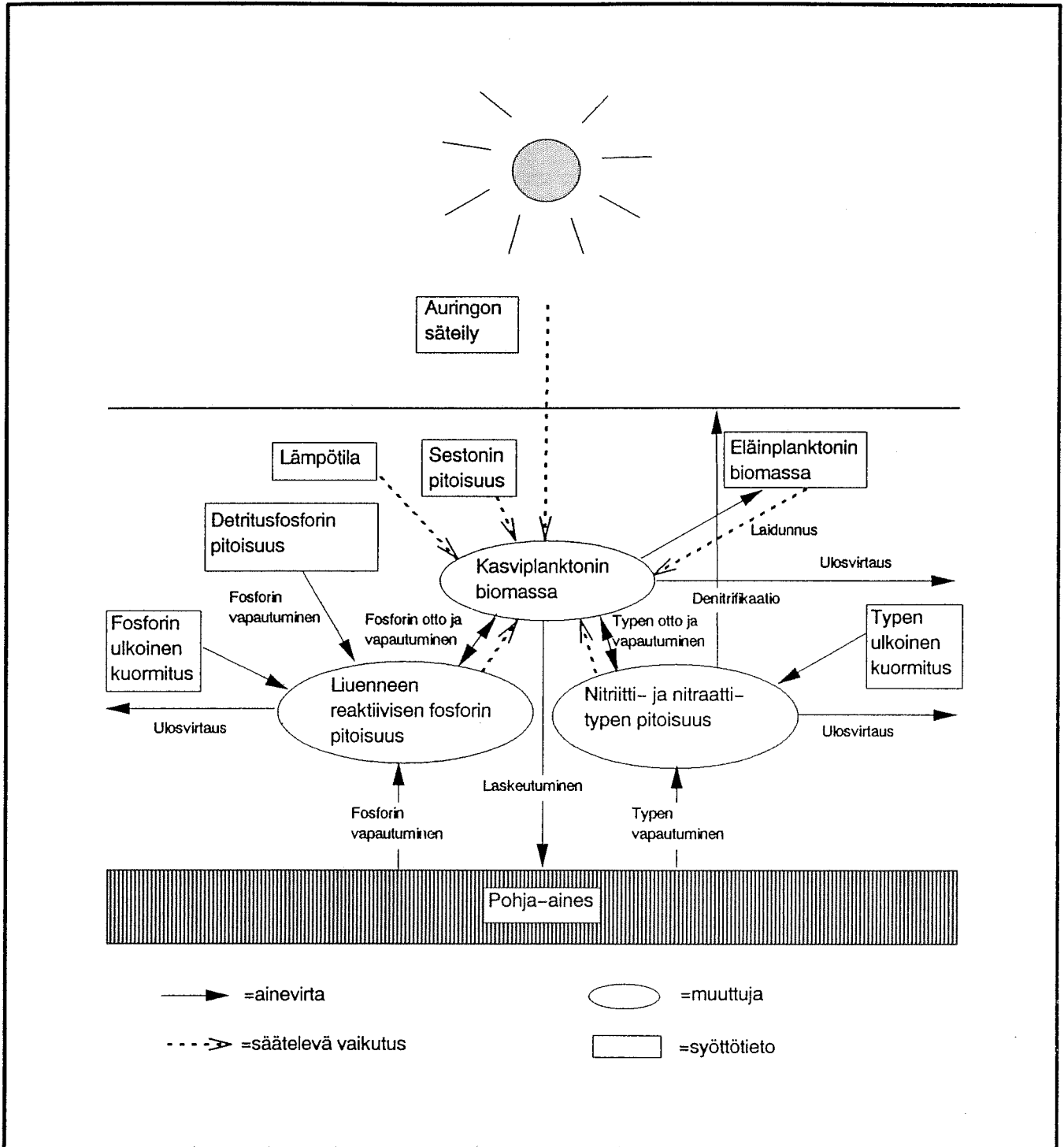
$r_{DETP}$ =detritusfosforin hajoamisnopeus [ $d^{-1}$ ]

$\Theta_{DETP}$ =detritusfosforin hajoamisnopeuden lämpötilakerroin

$U_{AP}$ =( $\mu$ - $\rho$ )\* $c_A$ \*AP, liuenneen reaktiivisen fosforin nettositoutuminen kasviplanktonin biomassaan [ $\mu g\ l^{-1}\ d^{-1}$ ]

AP=kasviplanktonin fosforisisältö [ $\mu g\ \mu g^{-1}$ ]





Kuva 8. Pistemallin muuttujat sekä niiden vuorovaikutukset.

$$\frac{dc_{NOX}}{dt} = \frac{(L_{NOX}(t) + II_{NBOT}(t))}{V} - Q(t) * c_{NOX}(t) - denitr(t) - U_{AN}(t) \quad (15)$$

$L_{NO3}$ =nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyypen kuormitus [kg d<sup>-1</sup>]

$II_{NBOT}$ =area \*  $r_{NBOT}$  \*  $\Theta_{NBOT}^{(T-20)}$

$r_{NBOT}$ =typen vapautumisnopeus järven pohjalta [mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>]

$\Theta_{NBOT}$ =typen vapautumisnopeuden lämpötilakerroin

denitr= $c_{NOX}$  \*  $\beta$  \*  $\Theta_{DENITR}^{(T-20)}$ , typen denitrifikaatio [ $\mu$ g l<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>]

$\beta$ =denitrifikaationopeus [d<sup>-1</sup>]

$\Theta_{DENITR}$ =denitrifikaation lämpötilakerroin

$U_{AN}$ =( $\mu$ - $\rho$ )\* $c_A$ \*AN, typen nettositoutuminen kasviplanktonin biomassaan [ $\mu$ g l<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>]

AN=kasviplanktonin typpisisältö [ $\mu$ g  $\mu$ g<sup>-1</sup>]

## Kaksiulotteinen vedenlaatumalli

Pyhäjärven veden laadun alueellisia eroja ja kiintoaineen käyttäytymistä tutkittiin kaksiulotteisella mallilla. Järveen tulevien sekä järvessä olevien aineiden kulkeutuminen laskettiin kulkeutumis-sekoittumisyhtälöllä (Gaspar ym. 1991).

Järven pohjasta aallokon ja virtausten vaikutuksesta irtautuvan aineksen määrä ja siitä johtuva kiintoainepitoisuuden muutos riippuvat aallokon ja virtausten aiheuttamasta leikkausvoimasta sekä laskeutumisnopeudesta ja veden kiintoainepitoisuudesta (Svedrup ja Munk 1947, Bretschneider 1958):

$$\frac{dc_{SS}}{dt} = K_e * (\tau(t) - \tau_e(t)), \text{ kun } \tau > \tau_e \quad (16)$$

$$\frac{dc_{SS}}{dt} = -\left(1 - \frac{\tau(t)}{\tau_d(t)}\right) * \frac{2 * W_s}{h} * c_{SS}(t), \text{ kun } \tau < \tau_d \quad (17)$$

$$\frac{dc_{SS}}{dt} = 0, \text{ kun } \tau_e < \tau < \tau_d \quad (18)$$

$c_{SS}$ =kiintoaineen pitoisuus vedessä [mg l<sup>-1</sup>],

$K_e$ =resuspensionopeus [s m<sup>-2</sup>],

$\tau$ =aallokon ja virtauksen aiheuttama leikkausvoima pohjan ja veden välillä [Nm<sup>-2</sup>],

$\tau_e$ =kriittinen leikkausvoima resuspensiolle [Nm<sup>-2</sup>] $W_s$ =laskeutumisnopeus [m s<sup>-1</sup>],

$\tau_d$ =kriittinen leikkausvoima laskeutumiselle [N m<sup>-2</sup>]

Aallokon ja virtauksen pohjaan kohdistama leikkausvoima laskettiin tuulen nopeuden ja pyyhkäisymsmatkan, pohjan karkeuden sekä keskimääräisen virtausnopeuden avulla.

Kaksiulotteisella mallilla laskettiin kasviplanktonin kokonaisbiomassa (ei leväryhmiä erikseen). Eläinplanktonin saalistusta ei otettu huomioon. Kasviplanktonin biomassa laskettiin muuten samoin kuin pistemallissa. Kasviplanktonin kasvun lämpötilakorjaus laskettiin Friskin ja Nyholmin (1980) esittämällä yhtälöllä (kaava 19). Laskettaessa liuenneen reaktiivisen fosforin määrän muutoksia ei fosforin vapautumista detritusfosforista otettu huomioon. Mainituista eroista johtuen pistemallin ja kaksiulotteisen mallin parametrit eivät ole vertailukelpoisia.

$$f(T) = e^{\int_{T_s}^T \ln \theta dt}, \quad \theta = a + b * T \quad (19)$$

$\theta$ =lämpötilakerroin  
 $a$  ja  $b$  =kokeellisia vakioita  
 $T_s$ =vakiolämpötila (20°C)

### 3.3.3 Mallien kalibrointi

Virtausmittauspisteille määritettiin virtauksen ja tuulen väliset regressiomallit pienimmän neliösumman menetelmällä. Kaksiulotteinen virtausmalli kalibroitiin muuntelemalla pohjan karkeuskertoimia ja vertaamalla laskettuja virtauskenttiä ja regressiomalleilla laskettuja virtaussuuntia. Sekoittumiskerroin arvioitiin aikaisempien tutkimusten perusteella.

Vedenlaatumallien kertoimien arvot kalibroitiin pääasiassa yritys ja erehdys -menetelmällä. Kasviplanktonin kasvua kuvaavien kertoimien määrityksessä käytettiin myös simplex-algoritmia ja pienimmän neliösumman menetelmää.

## 4 TULOKSET

### 4.1 Pyhäjärven kuormitus

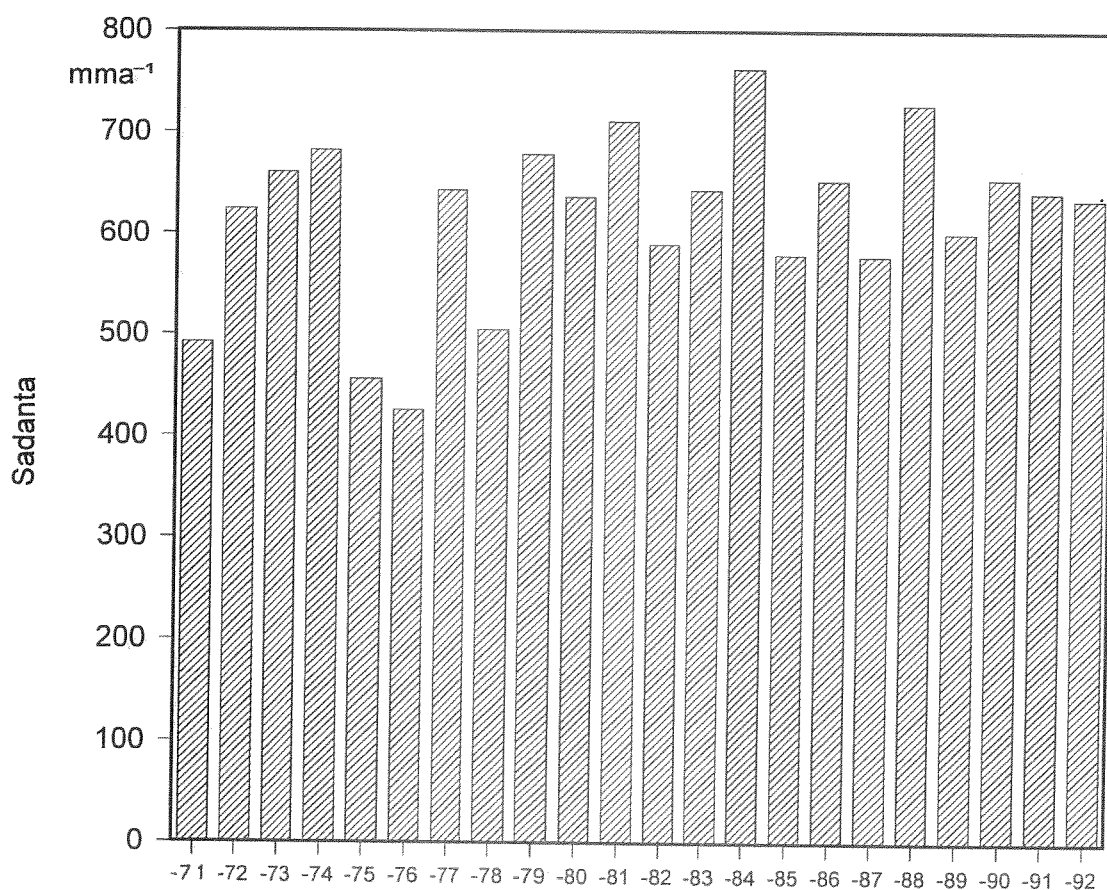
Pyhäjärveen ei johdeta suoraan teollisuuden tai yhdyskuntien jätevesiä. Maa- ja metsätalouden sekä haja-asutuksen aiheuttamaa kuormitusta tulee Pyhäjärveen Yläneenjoesta ja Pyhäjoesta sekä järven lähivaluma-alueelta. Tämän lisäksi Pyhäjärveen tulee ravinteita ilmalaskeumana.

#### 4.1.1 Yläneenjoen ja Pyhäjoen vedenlaatu sekä ainevirtaamat vuosina 1980–1992

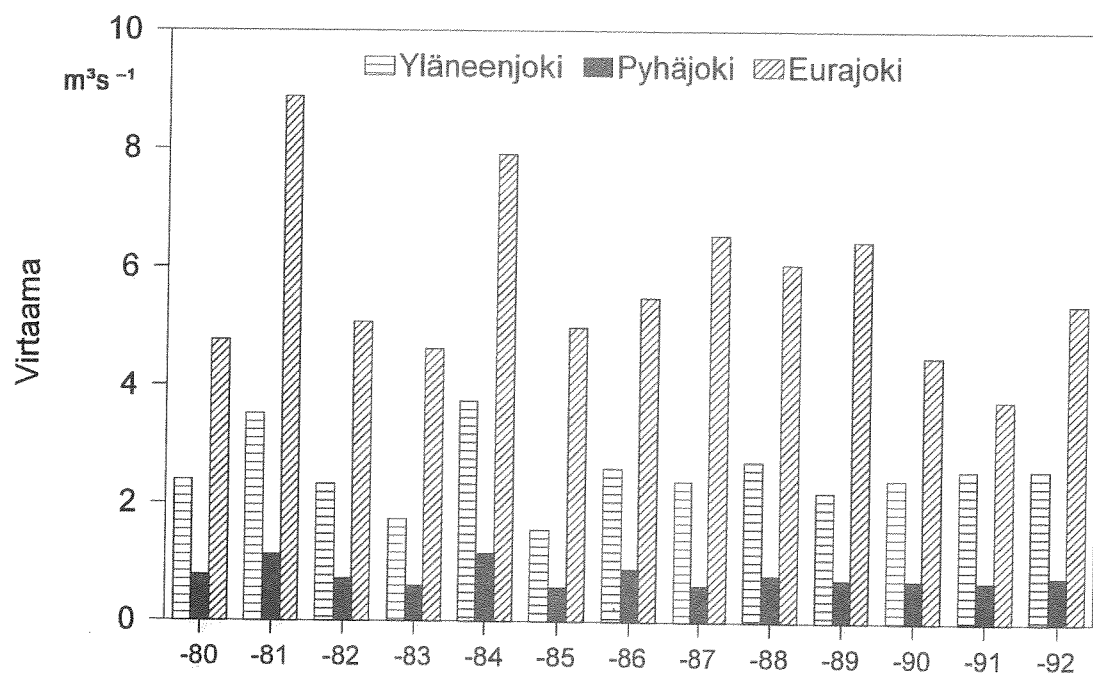
##### Jokien virtaamat

Sadanta oli 1980-luvulla suurempi kuin edeltävällä vuosikymmenellä. Erytisen sateisia olivat vuodet 1981, 1984 ja 1988. Vuosina 1980–1992 Yläneenjoen keskivirtaama jokisuussa oli  $2,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (valunta  $10,7 \text{ l km}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) ja Pyhäjoen  $0,78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $10,1 \text{ l km}^{-2}$

s<sup>-1</sup>). Vuosittaiset keskivirtaamat seurailivat sadannan vaihteluita tosin virtaamavaihtelut olivat suurempia (kuvat 9 ja 10).



Kuva 9. Keskimääräinen sadanta (Peipohjan, Oripään ja Jokioisten sadeasemat) vuosina 1971–1992. Peipohjan asemalla sadantaa on mitattu vuodesta 1979 lähtien.



Kuva 10. Yläneenjoen, Pyhäjoen ja Eurajoen keskivirtaama vuosina 1980–1992.

## Vedenlaatu

Vuosina 1980–1992 Yläneenjoen keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (virtaamapainotettu keskiarvo  $150 \mu\text{g l}^{-1}$ , vuotuinen vaihteluväli  $120\text{--}190 \mu\text{g l}^{-1}$ ) oli selvästi suurempi kuin Pyhäjoen (keskiarvo  $99 \mu\text{g l}^{-1}$ , vaihteluväli  $77\text{--}130 \mu\text{g l}^{-1}$ ).

Liuenneita fosforyhdisteitä määritettiin vain vuonna 1992. Nuclepore-kalvolla saadut liuenneen fosforin pitoisuudet olivat pienempiä kuin Sartorius-kalvolla saadut. Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus oli Yläneenjoessa suurempi ja liuenneen ei-reaktiivisen fosforin taas pienempi kuin Pyhäjoessa (taulukko 5). Liuenneen reaktiivisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli Yläneenjoessa 18 % ja Pyhäjoessa 23 %. Liuenneen ei-reaktiivisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli Yläneenjoessa 7 % ja Pyhäjoessa 13 %. Reaktiivisen fosforin pitoisuudet olivat huomattavasti suurempia kuin liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuudet. Kiintoaineen fosforisisältö oli erityisesti Pyhäjoessa melko korkea ( $1,9 \text{ mg g}^{-1}$ ).

Taulukko 5. Yläneenjoen ja Pyhäjoen vedenlaatumuuttujien virtaamalla painotetut keskiarvot ( $\bar{x}$ ), pienimmät (min) ja suurimmat (max) arvot sekä havaintopäivien lukumäärä (n) vuonna 1992.  $\gamma_{25}$ =sähkönjohtavuus, TN=kokonaistyyppi,  $\text{NO}_x\text{-N}$ =nitraatti- ja nitriittitypen summa,  $\text{NH}_4\text{-N}$ =ammoniumtyyppi, TP=kokonaisfosfori, DP=liennut fosfori, RP=reaktiivinen fosfori, DRP=liennut reaktiivinen fosfori, DUP=liennut ei-reaktiivinen fosfori, SS=kiintoaine, SSP=kiintoaineen fosforisisältö. Alaviitteet osoittavat suodatuksessa käytetyn suodatinkalvon. Laadut  $\mu\text{g l}^{-1}$ , paitsi sähkönjohtavuus ( $\text{mS m}^{-1}$ ), kiintoaine ( $\text{mg l}^{-1}$ ) ja väri ( $\text{mg Pt l}^{-1}$ ), kiintoaineen fosforisisältö ( $\text{mg g}^{-1}$ ) ja pH.

| Muuttuja               | Yläneenjoki |     |      |    | Pyhäjoki  |     |      |    |
|------------------------|-------------|-----|------|----|-----------|-----|------|----|
|                        | $\bar{x}$   | min | max  | n  | $\bar{x}$ | min | max  | n  |
| $\gamma_{25}$          | 10,4        | 8,2 | 17,9 | 51 | 11,6      | 9,9 | 15,6 | 33 |
| pH                     | 6,9         | 6,2 | 7,4  | 35 | 6,8       | 6,2 | 7,5  | 33 |
| TN                     | 2700        | 670 | 5300 | 51 | 2200      | 580 | 3600 | 50 |
| $\text{NO}_x\text{-N}$ | 2300        | 5   | 3400 | 21 | 1700      | 330 | 2500 | 20 |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ | 70          | 1   | 200  | 30 | 52        | 1   | 390  | 28 |
| TP                     | 130         | 62  | 320  | 52 | 71        | 36  | 130  | 51 |
| DP <sub>nucl</sub>     | 31          | 20  | 47   | 16 | 24        | 19  | 34   | 16 |
| DP <sub>sart</sub>     | 50          | 19  | 87   | 17 | 34        | 19  | 56   | 18 |
| RP                     | 64          | 13  | 110  | 18 | 39        | 18  | 48   | 15 |
| DRP                    | 23          | 6   | 41   | 41 | 16        | 6   | 33   | 40 |
| DUP                    | 7           | 5   | 28   | 16 | 9         | 4   | 15   | 15 |
| SS <sub>g/c</sub>      | 26          | 6,9 | 46   | 16 | 14        | 3,6 | 25   | 16 |
| SS <sub>nucl</sub>     | 68          | 3,4 | 200  | 42 | 26        | 3   | 45   | 40 |
| SS <sub>sart</sub>     | 47          | 12  | 80   | 17 | 20        | 3,7 | 40   | 18 |
| SSP                    | 1,6         | 1,3 | 6,1  | 16 | 1,9       | 1,2 | 5,9  | 16 |
| Väri                   | 140         | 140 | 140  | 2  | 80        | 80  | 80   | 2  |

Kokonaistypen virtaamapainotettu keskipitoisuus oli vuosina 1980–1992 Yläneenjoessa 2 200  $\mu\text{g l}^{-1}$  (vaihteluväli 1 400–3 500  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) ja Pyhäjoessa 2 000  $\mu\text{g l}^{-1}$  (vaihteluväli 1 300–3 700  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Korkeimmillaan kokonaistypen pitoisuudet olivat kummassakin joessa vuosina 1990 ja 1991.

Typen jakeita määritettiin säännöllisesti vain 1990–luvulla. Vuonna 1992 sekä nitraatti- ja nitriittitypen että ammoniumtypen virtaamapainotettu keskipitoisuus oli Yläneenjoessa korkeampi kuin Pyhäjoessa (taulukko 5).

Vuosina 1980–1992 kiintoaineen ( $\text{SS}_{\text{sart}}$ ) virtaamapainotettu keskipitoisuus vaihteli Yläneenjoessa huomattavasti vuodesta toiseen (vaihteluväli 41–130  $\text{mg l}^{-1}$ ). Kokonaisfosforipitoisuudet seurailivat karkeasti kiintoainepitoisuuksien vuosittaista vaihtelua. Pyhäjoesta kiintoainepitoisuutta ei määritetty säännöllisesti ennen vuotta 1991.

Vuonna 1992 kiintoainetta määritettiin kolmella eri suodatinkalvolla. Nuclepore–kalvolla saatiin selvästi suurimmat ja Whatmanin GF/C kalvolla pienimmät kiintoainepitoisuudet (taulukko 5). Yläneenjoen keskimääräinen Nuclepore–kalvolla saatu kiintoainepitoisuus ( $\text{SS}_{\text{nucl}}$ ) oli yli kaksinkertainen Pyhäjokeen verrattuna.

Yläneenjoessa kiintoaineen hiukkaskoon mediaaniarvo vaihteli välillä 2–10  $\mu\text{m}$ . Pyhäjoessa kiintoaine oli hieman suurempaa (mediaaniarvo 2–15  $\mu\text{m}$ ).

## Ravinnepitoisuuksien ja virtaaman yhteys vuonna 1992

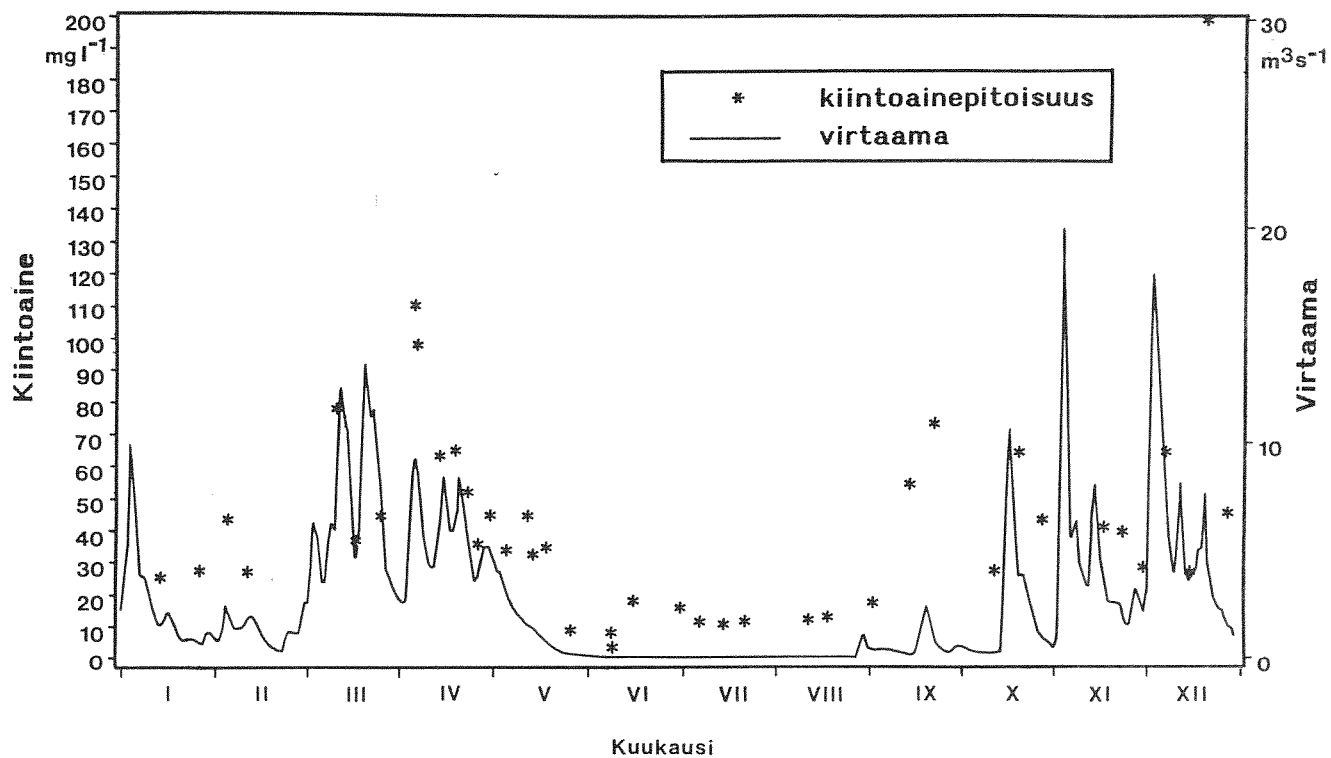
Vuonna 1992 kevättulva alkoi maaliskuun alussa ja jatkui toukokuun alkuun. Pyhäjoessa virtaamat olivat harjualueelta purkautuvien pohjavesien vuoksi kesäkuukausina suurempia kuin Yläneenjoessa. Syystulva alkoi lokakuun puolessa välissä ja jatkui lähes vuoden loppuun.

Kiintoainepitoisuudet seurailivat sekä Yläneenjoessa että Pyhäjoessa virtaamavaihteluita (kuva 11). Kokonaisfosforipitoisuus vaihteli myös virtaaman mukaisesti. Vuoden korkeimmat kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet havaittiin Yläneenjoessa kuitenkin 21.12.1992 (TP 320  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), jolloin virtaama oli suhteellisen pieni. Avovesikaudella kokonaisfosforipitoisuudet olivat Yläneenjoessa melko tasaisesti noin 100  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Pyhäjoessa pitoisuudet vaihtelivat avovesikaudella enemmän kuin Yläneenjoessa.

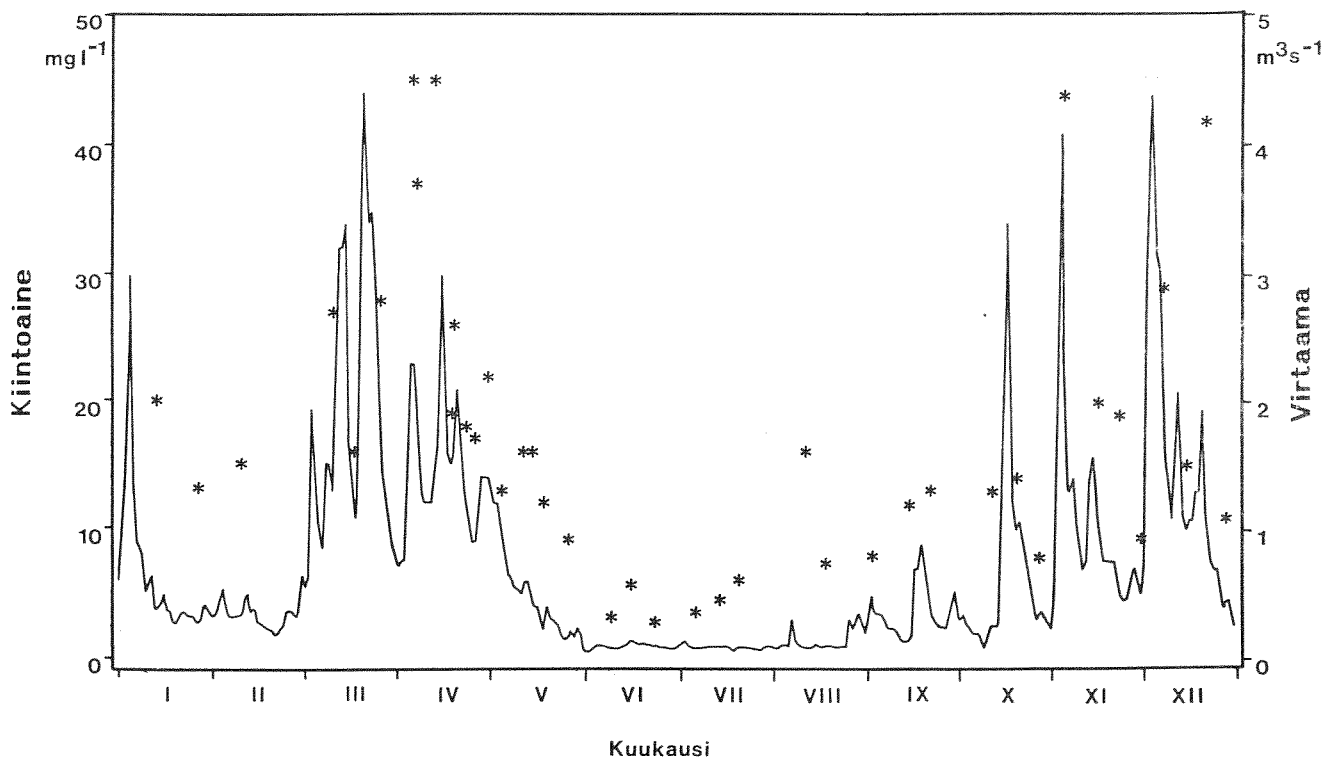
Myös liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuudet olivat tulva-aikoina korkeimmillaan (kuva 12). Erityisesti Yläneenjoessa liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuudet olivat keväällä korkeampia (korkein arvo 41  $\mu\text{g l}^{-1}$ , 6.4.1992) kuin syksyllä (korkein arvo 30  $\mu\text{g l}^{-1}$ , 5.11.1992). Pyhäjoessa suurin liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus havaittiin pienen syysateen aikana (33  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1.9.1992. Tällöin myös kokonaisfosforipitoisuus oli korkea (130  $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

Typpipitoisuudet olivat syksyllä korkeampia kuin keväällä erityisesti Yläneenjoessa. Pitoisuudet alkoivat nousta syksyllä jo ennen kuin virtaama alkoi kasvaa.

## YLÄNEENJOKI

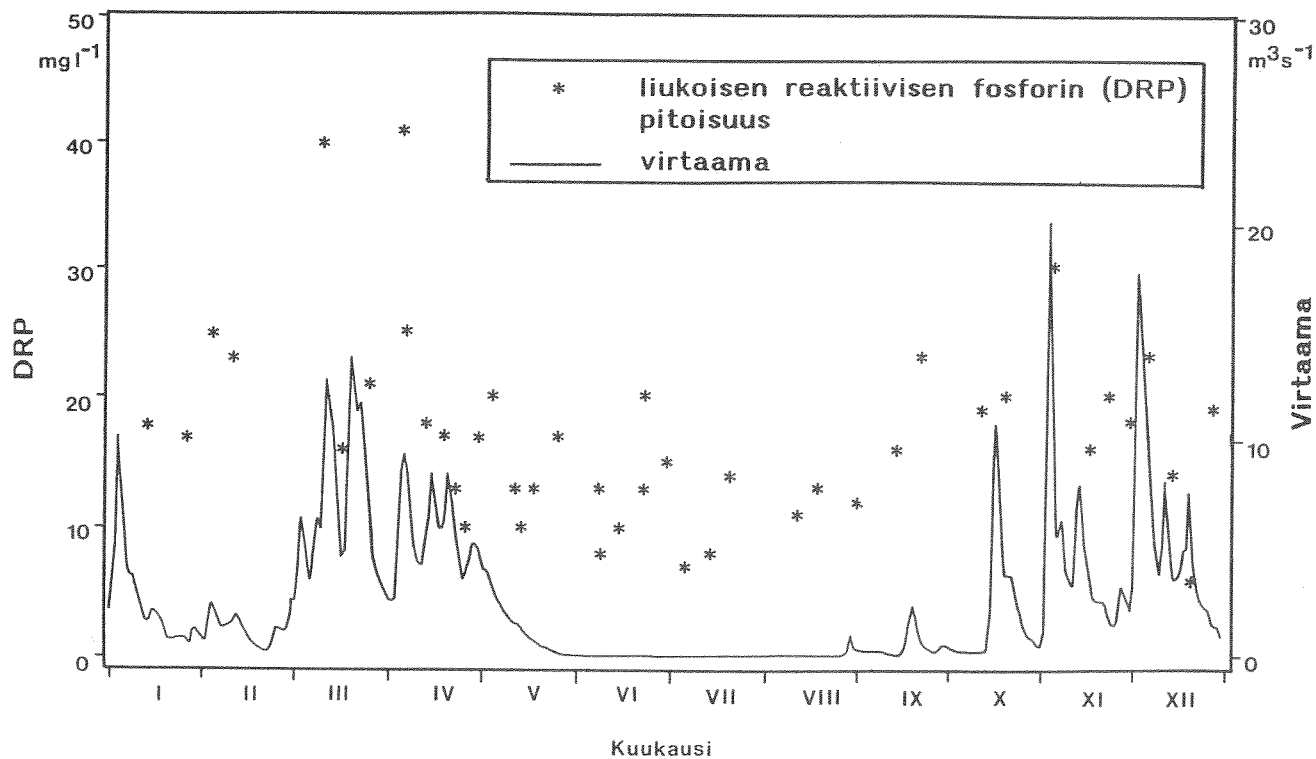


## PYHÄJOKI

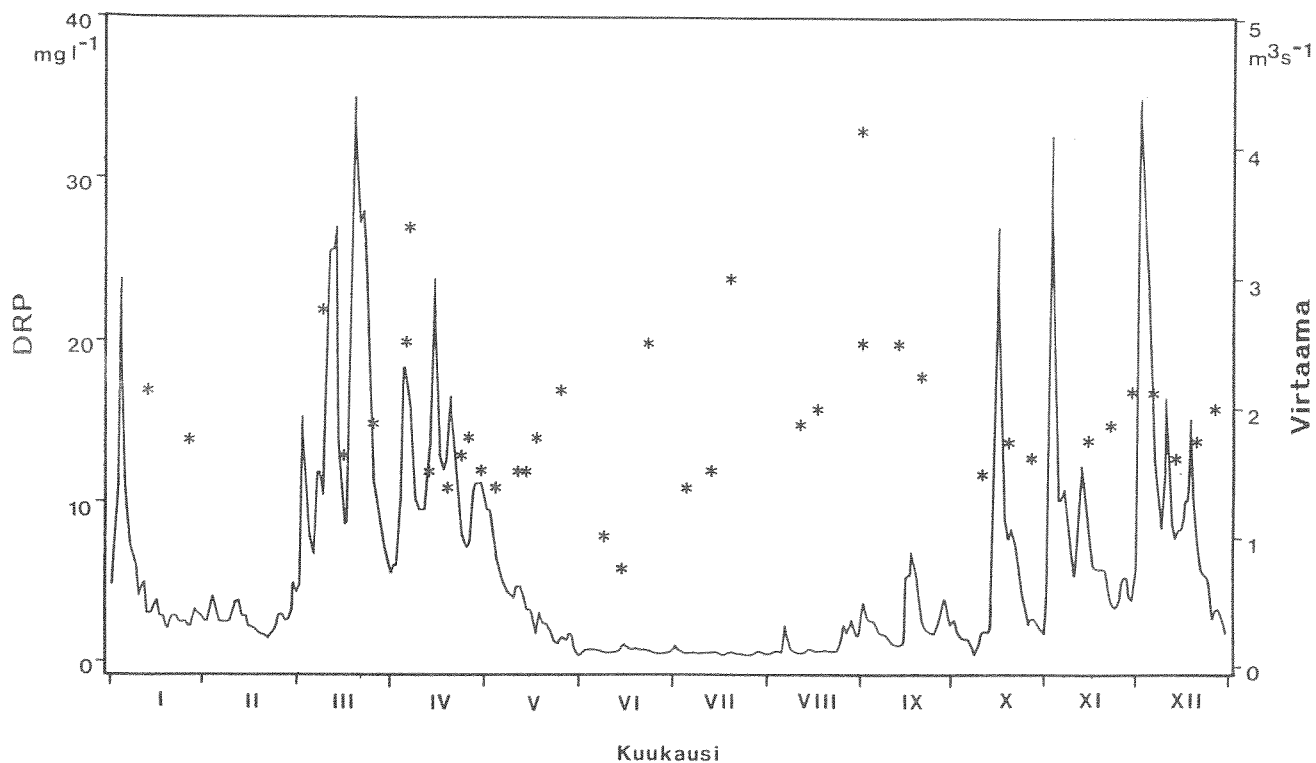


Kuva 11. Kiintoainepitoisuus ja virtaama Yläneenjoessa ja Pyhäjoessa vuonna 1992.

## YLÄNEENJOKI



## PYHÄJOKI

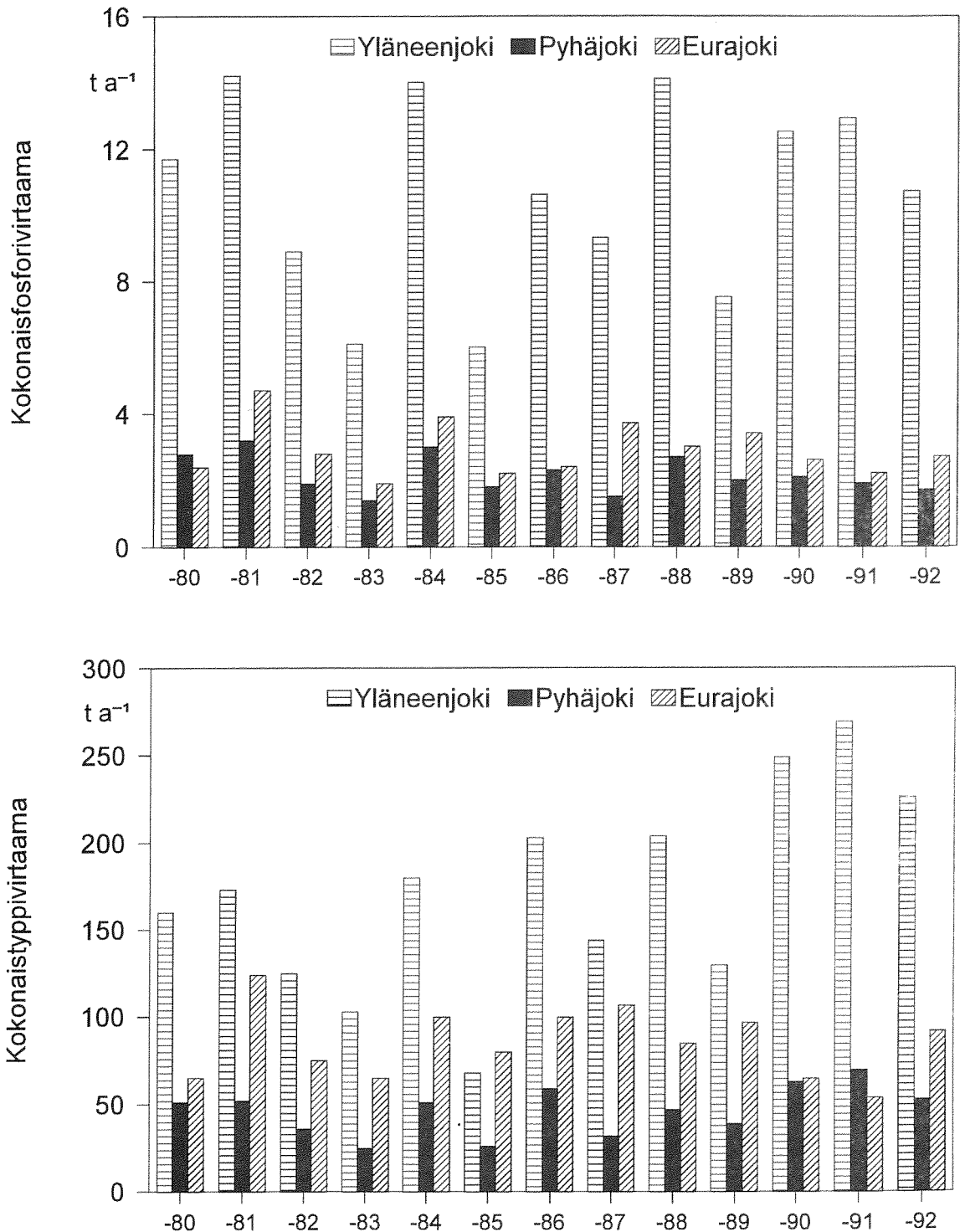


Kuva 12. Liukoisen reaktiivisen fosforin pitoisuus ja virtaama Yläneenjoessa ja Pyhäjoessa vuonna 1992.



## Yläneenjoen ja Pyhäjoen ainevirtaama

Vuosina 1980–1992 Yläneenjoen keskimääräinen fosforivirtaama oli  $11 \text{ t a}^{-1}$  ja Pyhäjoen  $2,2 \text{ t a}^{-1}$ . Vuotuiset kokonaisfosforivirtaamat vaihtelivat etenkin Yläneenjoella huomattavasti (kuva 13) mutta fosforivirtaamissa ei ollut havaittavissa selvää kehityssuuntaa. Yläneenjoella fosforihuuhtouma ( $47 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) oli lähes kaksinkertainen Pyhäjokeen verrattuna ( $28 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).



Kuva 13. Yläneenjoen, Pyhäjoen ja Eurajoen kokonaisfosfori- ja kokonaistypipvirtaama vuosina 1980–1992.

Keskimääräinen typpivirtaama oli Yläneenjoessa  $170 \text{ t a}^{-1}$  ja Pyhäjoessa  $47 \text{ t a}^{-1}$ . Typpivirtaamat olivat suurimmillaan vuosina 1990–1992 (kuva 13). Yläneenjoella typpihuuhtouma (keskimäärin  $730 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) oli suurempi kuin Pyhäjoella ( $600 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).

Liuenneiden ravinteiden ainevirtaama ei suoraan riippunut kokonaisravinteiden virtaamasta. Kaudella 1990–1992 Yläneenjoen liuenneen reaktiivisen fosforin virtaama oli suurimmillaan vuonna 1992, jolloin kokonaisfosforin virtaama oli pienimmillään (taulukko 6). Kokonaistypen virtaama oli selvästi suurimmillaan vuonna 1991 mutta nitraattitypen ainevirtaama oli samansuuruinen vuosina 1991 ja 1992.

Taulukko 6. Yläneenjoen ainevirtaama ( $\text{t a}^{-1}$ ) vuosina 1990–1992. Lyhenteet ovat samat kuin taulukossa 5.

| Vuosi | TN  | NH <sub>4</sub> -N | NO <sub>x</sub> -N | TP | DP <sub>nucl</sub> | DRP | SS <sub>nucl</sub> |
|-------|-----|--------------------|--------------------|----|--------------------|-----|--------------------|
| 1990  | 230 | 4,8                | 110                | 13 | 2,0                | 1,4 | 9 300              |
| 1991  | 270 | 6,1                | 170                | 13 | 2,3                | 1,5 | 7 000              |
| 1992  | 230 | 5,4                | 170                | 11 | 2,3                | 1,8 | 5 200              |

Vuonna 1992 Yläneenjoessa 78 % ja Pyhäjoessa 74 % kokonaistyppevirtaamasta oli leville käyttökelpoista, nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyyppiä (taulukko 6). Ammoniumtyypen osuus oli kummassakin joessa hyvin pieni (2–3 % kokonaistyppekuormituksesta). Yläneenjoen kuljettamasta kokonaisfosforista oli 17 % liuennutta reaktiivista fosforia. Pyhäjoessa vastaava osuus oli 23 %.

### Jokien tuoman fosforin käyttökelpoisuus leville

Levätestien mukaan Pyhäjärveen laskevien jokien liuenneesta reaktiivisesta fosforista 50–100 % oli leville käyttökelpoista. Levät eivät käyttäneet lainkaan liuennutta ei-reaktiivista fosforia. Kiintoainefosfori oli käyttökelpoista vain kahdessa näytteessä, näissäkin hyvin vähäisessä määrin. Kokonaisfosforista keskimäärin 17 % (vaihteluväli 14–27 %) oli leville käyttökelpoista (taulukko 7).

Eurajoen kautta järvestä poistuvan fosforin käyttökelpoisuus oli 24 %. Korkea käyttökelpoisuus selittyy sillä, että näytteessä oli paljon planktonleviä, jotka ovat hajonneet testin aikana. Toisaalta näytteen kokonaisfosforipitoisuus oli niin pieni, että tulos on epävarma.

Taulukko 7. Yläneenjoen, Pyhäjoen, Luhtojan ja Eurajoen kuljettaman fosforin käyttökelpoisuus leville. PP=hiukkasmaisen fosfori, BAP=leville käyttökelpoinen fosfori, BAPP=leville käyttökelpoinen hiukkasmaisen fosfori.

| Näyte                   | PP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | DRP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | DUP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | SS <sub>nucl</sub><br>$\text{mg l}^{-1}$ | SSP<br>$\text{mg g}^{-1}$ | BAP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | BAPP<br>% PP:sta |
|-------------------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--|---------------------------|-----------------------------|------------------|
| Yläneenjoki 19.4.92     | 79                         | 13                          | 6                           | 59                                       | 1,34                      | 16                          | 4,5              |
| Yläneenjoki 14.5.92     | 60                         | 12                          | 4                           | 35                                       | 1,72                      | 11                          | 0                |
| Yläneenjoki 2.9.92      | 63                         | 27                          | 13                          | 16                                       | 3,88                      | 17                          | 0                |
| Pyhäjoki 14.5.92        | 35                         | 12                          | 4                           | 21                                       | 1,72                      | 7                           | 0                |
| Pyhäjoki 2.9.92         | 40                         | 24                          | 8                           | 14                                       | 2,86                      | 12                          | 0                |
| Luhtoja 2.9.92          | 11                         | 47                          | 15                          | 35                                       | 3,40                      | 48                          | 0,7              |
| Eurajoki 4.9.92         | 1                          | 1                           | 6                           | 3  | 3,48                      | 4                           | 23,9             |
| Keskiarvo (ei Eurajoki) | 66                         | 23                          | 8                           | 30                                       | 2,49                      | 19                          | 0,9              |

#### 4.1.2 Lähivaluma-alueelta tuleva kuormitus

Pyhäjärven lähivaluma-alueella on erityyppisiä osavaluma-alueita, joilta ei ole juurikaan vedenlaatutietoja. Lähivaluma-alueen ominaiskuormitus ( $\text{kg km}^{-2} \text{a}^{-1}$ ) arvioitiin saman suuruiseksi kuin Pyhäjoella. Syystulvan yhteydessä (5.11.1992) otettiin näytteitä 13 Pyhäjärveen laskevasta purosta. Purojen vedenlaatu vaihteli valuma-alueen ominaisuuksien mukaan. Esimerkiksi pienellä peltovaltaisella alueella kaikkien vedenlaatumuuttujien, erityisesti liuenneen reaktiivisen fosforin arvot olivat korkeampia kuin suurella metsävaltaisella alueella (taulukko 8). Lähivaluma-alueen osuus koko valuma-alueelta tulevasta kokonaistypen kuormituksesta vuonna 1992 oli 26 % ja kokonaisfosforin kuormituksesta 21 % (taulukko 9).

Taulukko 8. Pienen peltovaltaisen ja suuren metsävaltaisen osavaluma-alueen valuma-veden laatu 5.11.1992.

| Valuma-alue   | TN<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | NO <sub>x</sub> -N<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | NH <sub>4</sub> -N<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | TP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | DRP<br>$\mu\text{g l}^{-1}$ | SS <sub>nucl</sub><br>$\text{mg l}^{-1}$ |
|---|----------------------------|--|--|----------------------------|-----------------------------|--|
| Sillanoja<br>(1,12 km <sup>2</sup> , 59 % peltoa)     | 10 000                     | 7 600                                      | 280  | 320                        | 74                          | 140                                      |
| Hevonnaituloja<br>(20,8 km <sup>2</sup> , 6 % peltoa) | 2 300                      | 1 000                                      | 27   | 97                         | 5                           | 97                                       |

### 4.1.3 Ilmalaskeuma

Pyhjärveen tuli vettä suoraan sateena yhtä paljon kuin Yläneenjoen ja Pyhäjoen kautta. Ilmalaskeuman osuus kokonaiskuormituksesta oli typen osalta 28 % ja fosforin osalta 21 % (taulukko 9). Nitraattitypen osuus kokonaistyyppilaskeumasta oli 33 % ja ammoniumtypen vastaavasti 43 % (vuodet 1980–1991). Koska näytteet ovat keräimessä kuukauden ennen määrittystä on typen jakeisiin suhtauduttava varauksella. Ilmalaskeumasta ei määritetä liuenutta reaktiivista fosforia. Tässä työssä arvioitiin, että liunneen reaktiivisen fosforin osuus kokonaisfosforilaskeumasta on 50 %. Näin laskien 41 % liunneen reaktiivisen fosforin kuormasta tulee ilmalaskeumana.

### 4.1.4 Kokonaiskuormitus vuonna 1992

Vuonna 1992 Pyhjärveen tuli 530 tonnia typpeä, 20 tonnia fosforia ja 6 900 tonnia kiintoainetta (taulukko 9). Kasvukauteen ajoittui 18 % kokonaistyyppikuormituksesta, 20 % kokonaisfosforikuormituksesta ja 6 % kiintoainekuormituksesta.

Kokonaistyyppikuormituksesta 77 % oli leville suoraan käyttökelpoista nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtypeä. Kokonaisfosforikuormituksesta huomattavasti pienempi osuus oli leville käyttökelpoista. Vain 26 % kokonaisfosforikuormituksesta oli leville käyttökelpoista, kun liunneen reaktiivisen fosforin määrän oletetaan vastaavan leville käyttökelpoisen fosforin määrää.

Taulukko 9. Pyhjärven kuormitus ( $t a^{-1}$ ) vuonna 1992.

| Lähde                             | TN  | NO <sub>x</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N | TP   | DP <sub>nucl</sub> | DRP                | SS <sub>nucl</sub> |
|-----------------------------------|-----|--------------------|--------------------|------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Yläneenjoki                       | 230 | 170                | 5,4                | 11   | 2,3                | 1,8                | 5 200              |
| Pyhäjoki                          | 53  | 38                 | 1,2                | 1,7  | 0,6                | 0,4                | 570                |
| Muu valuma-alue                   | 100 | 74                 | 2,4                | 3,3  | 1,1                | 0,8                | 1 100              |
| Valuma-alue yhteensä              | 380 | 280                | 9,1                | 16   | 4,0                | 3,0                | 6 900              |
| Ilmalaskeuma                      | 150 | 66                 | 51                 | 4,2  | 2,1 <sup>(1)</sup> | 2,1 <sup>(1)</sup> | - <sup>(2)</sup>   |
| Kokonais-<br>kuormitus            | 530 | 350                | 60                 | 20   | 6,1                | 5,1                | 6 900              |
| g m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> | 3,4 | 2,3                | 0,39               | 0,13 | 0,04               | 0,03               | 45                 |

1)=arvioitu

2)=ei mitattu

## 4.2 Pyhäjärven virtaukset

Vuonna 1991 mitattiin virtauksia Kauttuanlahdella (A1, kuva 5) ja sen suulla (A2). Pääilmansuunnista tulevia tuulia ( $5 \text{ m s}^{-1}$ ) vastaavien virtauksien keskimääräiset suunnat ja nopeudet laskettiin virtaus- ja tuulikomponenttien välille laskettujen regressioyhtälöiden (taulukko 10) avulla (kuvat 14–17).

Taulukko 10. Virtausten ja tuulen väliset regressioyhtälöt sekä niiden selitysasteet ( $r^2$ ) vuoden 1991 mittausten perusteella.  $v$ =virtausnopeus ( $\text{cm s}^{-1}$ ),  $W$ =tuulen nopeus ( $\text{m s}^{-1}$ ).

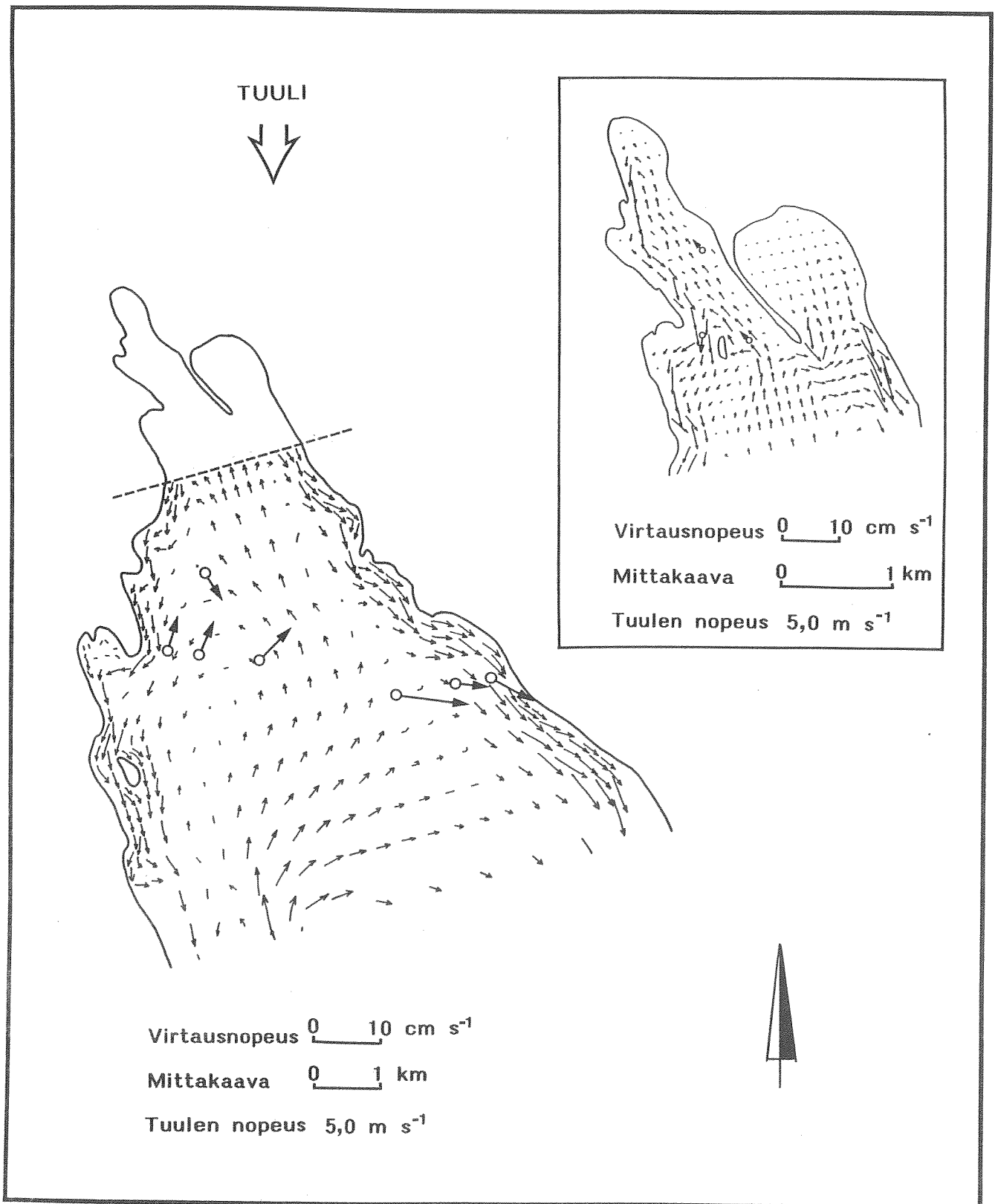
| Havainto-<br>paikka | Syvyys/<br>kok.syvyys<br>m | Suunta<br>° | Regressioyhtälö                              | $r^2$ |
|---------------------|----------------------------|-------------|--|-------|
| A1                  | 1,5/3                      | 240         | $v_a = -0,11 * W_{N3} + 1,01$                | 0,02  |
|                     |                            | 330         | $v_b = 0,32 * W_{N3} - 0,29 * W_{E3} + 0,44$ | 0,63  |
| A2                  | 1,5/3,5                    | 240         | $v_a = -0,11 * W_{N3} + 0,84$                | 0,06  |
|                     |                            | 330         | $v_b = 0,17 * W_{N3} - 0,17 * W_{E3} + 0,05$ | 0,27  |

Lahden suulla olevan saaren ja mantereen välisistä salmista kulkeva virtaus vaikuttaa lahden ja ulapan väliseen veden vaihduntaan. Virtaussuunta salmissa on vastakkainen; lahden toisesta salmesta sisään suuntautuva virtaus kiertää saaren pohjoispuolitse tullakseen toisesta salmesta ulos. Lahden sisällä virtaukset ovat pyörteisiä ja virtauksen tuuliriippuvuutta havaintopaikassa A1 on vaikea tulkita. Virtausmallilla lasketut virtauskentät (kuvat 14–17) osoittavat, että lahden salmien kautta kulkeva virtaus synnyttää sisemmällä pienempiä pyörteitä (esim. mittauspiste A1).

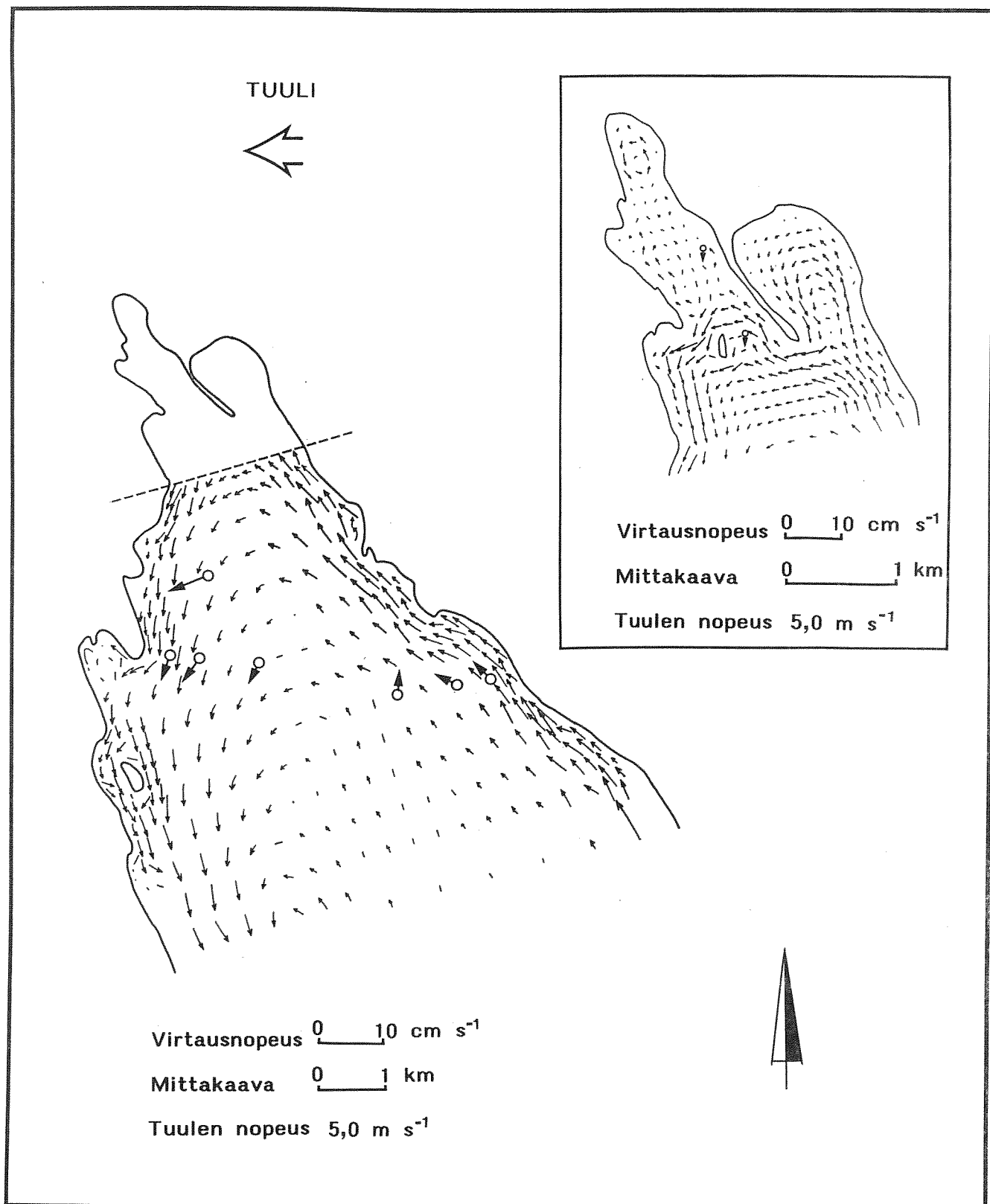
Vuoden 1991 yhden mittauspisteen (E2) sekä vuoden 1992 mittauspisteiden (A4, A5, A6, A7, A8, E3, kuva 5) tulosten avulla saatiin aikaisempaa tarkempi kuva järven pohjoispään rantojen läheisestä virtauskentästä. Regressioyhtälöt ovat taulukossa 11.

Regressioyhtälöillä päätuulensuunnittain lasketut virtausvektorit osoittivat, että rannanläheiset virtaukset käyttäytyvät verrattain yhtenäisesti. Pääkierto järvestä ranta-alueet mukaanlukien tapahtuu länsi- ja pohjoistuulilla myötäpäivään sekä itä- ja etelätuulilla vastapäivään (kuvat 14–17). Tuulen puoleisilla rannoilla ei ole havaittavissa virtaussuunnan muutoksia siirryttäessä ulapalta rannalle päin.

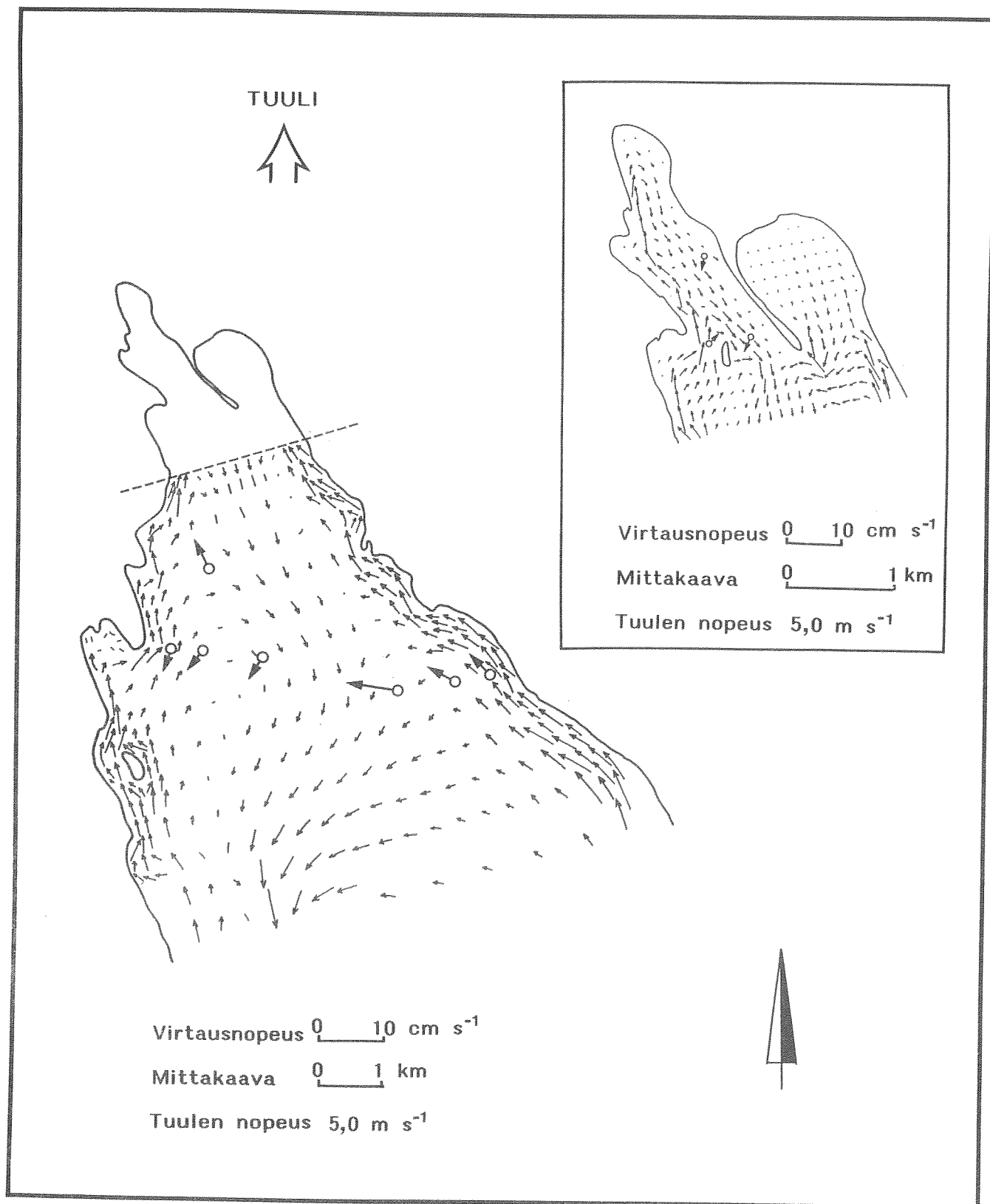
Virtausmallilaskelmat tuottivat regressiolaskelmien kanssa saman suuntaisia tuloksia. Regressiolaskelmista poiketen virtausmallilaskelmien mukaan pohjois- ja etelätuulilla järven luoteisosan rannan läheinen virtaus suuntautuu tuulen suuntaisesti. Ero johtuu siitä, että virtausmallilaskelmissa ei otettu huomioon maaston aiheuttamaa katvetta tuulikentässä tuulenpuoleisella rannalla.



Kuva 14. Järven pohjoispään ja Kauttuanlahden regressiomallilla lasketut virtausvektorit ja virtausmallilla laskettu virtauskenttä pohjoistuulella (5 m s<sup>-1</sup>).

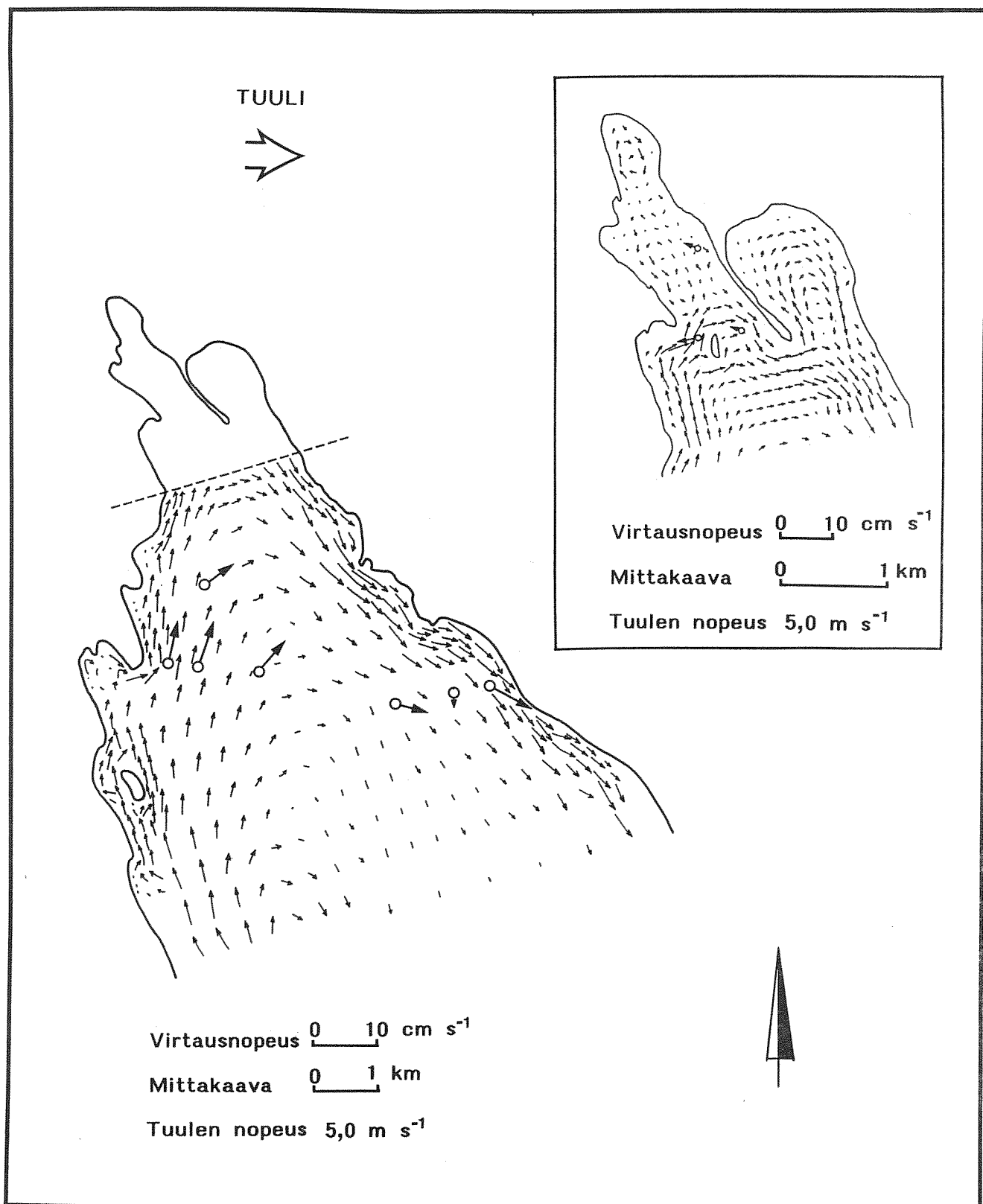


Kuva 15. Järven pohjoispään ja Kauttuanlahden regressiomallilla lasketut virtausvektorit ja virtausmallilla laskettu virtauskenttä itätuulella ( $5 \text{ m s}^{-1}$ ).



Kuva 16. Järven pohjoispään ja Kauttuanlahden regressiomallilla lasketut virtausvektorit ja virtausmallilla laskettu virtauskenttä etelätuulella (5 m s<sup>-1</sup>).





Kuva 17. Järven pohjoispään ja Kauttuanlahden regressiomallilla lasketut virtausvektorit ja virtausmallilla laskettu virtauskenttä länsituulella ( $5 \text{ m s}^{-1}$ ).

Taulukko 11. Virtausten ja tuulen väliset regressioyhtälöt. Vuoden 1992 mittaukset. Symbolit samat kuin taulukossa 10.

| Havainto-<br>paikka | Syvyys/<br>kok.syvyys<br>m | Suunta<br>° | Regressioyhtälö  | $r^2$        |
|---------------------|----------------------------|-------------|--|--------------|
| E2                  | 1,5/4                      | 0<br>90     | $v_a = -0,69 * W_{N0} - 0,19 * W_{E0} + 0,30$<br>$v_b = 0,28 * W_{N0} - 0,79 * W_{E0} - 0,55$  | 0,62<br>0,58 |
| A4                  | 1,7/4,2                    | 45<br>135   | $v_a = 0,55 * W_{N3} - 0,63 * W_{E3} + 1,43$<br>$v_b = -0,21 * W_{N3} + 0,28 * W_{E3} - 0,72$  | 0,66<br>0,61 |
| A5                  | 2,3/4,4                    | 45<br>135   | $v_a = 0,54 * W_{N6} - 0,85 * W_{E6} + 1,02$<br>$v_b = -0,09 * W_{N6} + 0,16 * W_{E6} - 0,68$  | 0,69<br>0,42 |
| A6                  | 2/5                        | 45<br>135   | $v_a = 0,79 * W_{N3} - 0,67 * W_{E3} + 1,72$<br>$v_b = 0,13 * W_{N3} - 0,11 * W_{E3} + 0,56$   | 0,52<br>0,27 |
| A7                  | 2/6                        | 270<br>360  | $v_a = -1,67 * W_{N9} + 0,27 * W_{E9} - 1,62$<br>$v_b = -0,19 * W_{N9} + 0,39 * W_{E9} - 0,11$ | 0,67<br>0,28 |
| A8                  | 2/6                        | 315<br>45   | $v_a = -0,64 * W_{N9} - 0,03$<br>$v_b = 0,39 * W_{N9} + 0,09 * W_{E9} + 0,40$                  | 0,33<br>0,53 |
| E3                  | 1,5/4                      | 0<br>90     | $v_a = -0,76 * W_{N3} + 0,62 * W_{E3} - 1,77$<br>$v_b = 0,75 * W_{N3} - 0,60 * W_{E3} + 1,51$  | 0,46<br>0,39 |

## 4.3 Pyhäjärven vedenlaatu

### 4.3.1 Ravinteet

#### Kokonaisfosfori

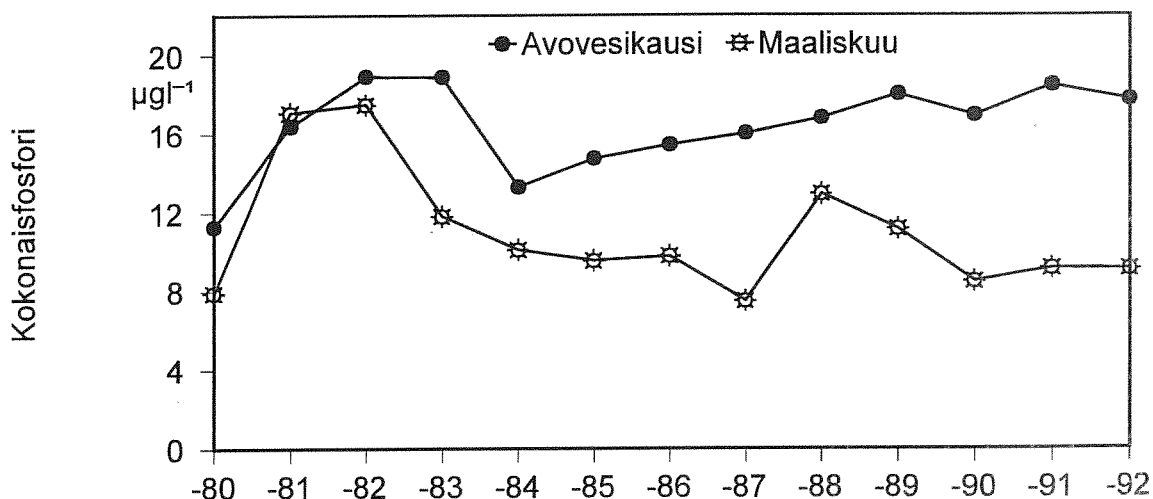
Vuosina 1980–1992 syvänteiden avovesikauden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus on vaihdellut välillä 11–19  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Keskipitoisuudessa ei ole havaittavissa selvää kehityssuuntaa (kuva 18). Korkeimmillaan keskipitoisuus oli vuosina 1982 ja 1983 (19  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) mutta laski 13  $\mu\text{g l}^{-1}$ :aan vuonna 1984. Vuosina 1985–1989 pitoisuus nousi tasolle 18  $\mu\text{g l}^{-1}$ , jossa se pysyi myös vuosina 1990–1992. Vuosien 1980–1992 avovesikauden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (16  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) oli korkeampi kuin vuosien 1970–1979 keskipitoisuus (12  $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

Myös maaliskuun kokonaisfosforipitoisuus on vaihdellut paljon (kuva 18). Suurimmillaan pitoisuudet olivat vuosina 1981, 1982 ja 1988. Toisin kuin avovesikauden fosforipitoisuus, maaliskuun fosforipitoisuus ei ole noussut 1980-luvun loppupuolella. Maaliskuussa pitoisuudet olivat keskimäärin 6  $\mu\text{g l}^{-1}$  pienempiä kuin avovesikaudella. Maaliskuun

keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus jaksolla 1980–1992 ( $10 \mu\text{g l}^{-1}$ ) oli lähes sama kuin jaksolla 1970–1979 ( $9 \mu\text{g l}^{-1}$ ).

Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu avovesikauden aikana oli voimakasta (kuva 19). Pitoisuus on useana vuonna (1982, 1983, 1984, 1988 ja 1992) noussut jonkin verran loppukesällä.

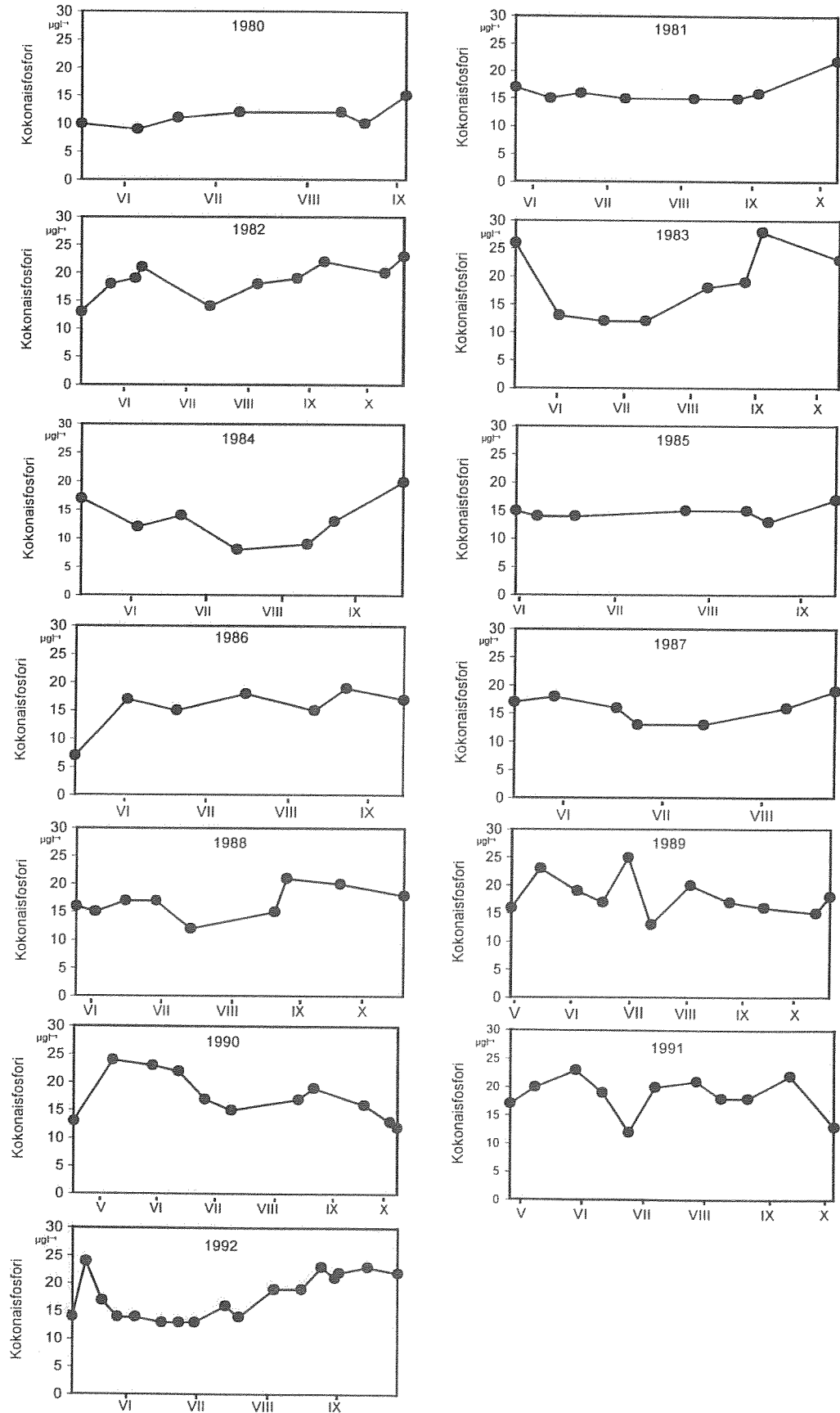
Vuonna 1992 syvänteen pintaveden fosforipitoisuus oli maaliskuussa  $9 \mu\text{g l}^{-1}$ . Kevät-tulvatilanteesta ei ole näytteitä. Jäiden lähdön jälkeen fosforipitoisuus nousi aluksi huomattavasti (suurimmillaan  $27 \mu\text{g l}^{-1}$ ) ja seuraili koko avovesikauden karkeasti leväbiomassan vaihteluja. Toukokuun lopusta elokuun alkuun fosforipitoisuus oli melko alhainen ( $13\text{--}16 \mu\text{g l}^{-1}$ ) mutta elokuun alussa pitoisuus nousi tasolle  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ . Tällöin alkoi kehittyä voimakas sinileväkukinta. Pohjanläheisessä vesikerroksessa fosforipitoisuus oli jonkin verran korkeampi kuin pintavedessä. Korkeimmillaan se pohjan lähellä oli maaliskuussa sekä touko–kesäkuussa, jolloin Pyhäjärvi oli kerrostunut. Kerrostuneisuuden ollessa vahvimmillaan (15.6.1992), ero pintaveden ja pohjanläheisen veden lämpötilassa oli syvänteellä  $9,0 \text{ }^\circ\text{C}$ . Kerrostuneisuus murtui täydellisesti kesäkuun lopulla.



Kuva 18. Kokonaisfosforin syvyyspainotettu keskipitoisuus Pyhäjärven syvänteellä (havaintopaikka 93 tai 1) avovesikaudella ja maaliskuussa vuosina 1980–1992.

### Liennut reaktiivinen fosfori

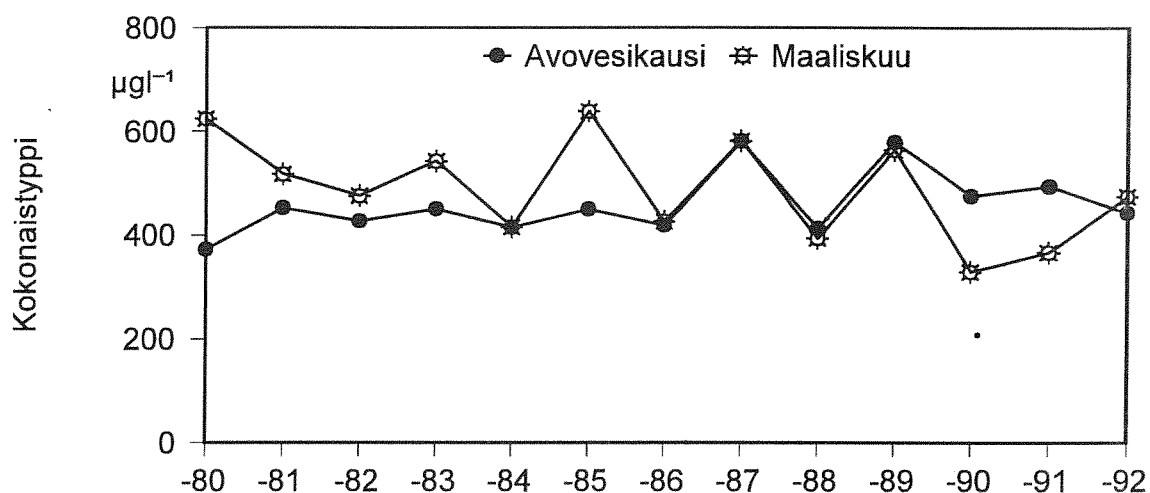
Liennutta reaktiivista fosforia on määritetty vain vuonna 1992. Pitoisuudet olivat pintavedessä lähes koko avovesikauden, samoin kuin maaliskuussa, määritystarkkuuden ( $2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) alapuolella. Pohjanläheisessä vesikerroksessa pitoisuus ylitti määritystarkkuuden vain maaliskuussa ja alkukesän kerrostuneisuusjaksona. Pyhäjärvestä poisvirtaavassa vedessä liennneen reaktiivisen fosforin pitoisuus oli myös alle määritysrajan tammikuusta syyskuuhun (yhtä huhtikuun näytettä lukuunottamatta). Syksyllä pitoisuus vaihteli välillä  $1\text{--}5 \mu\text{g l}^{-1}$ .



Kuva 19. Kokonaisfosforipitoisuus Pyhäjärven syvänteellä (havaintopaikka 93 tai 1) avovesikaudella 1980–1992.

## Kokonaistyyppi

Avovesikauden keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus vuosina 1980–1992 vaihteli välillä 370–530  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Vuotuinen vaihtelu oli suhteellisesti vähäisempää kuin fosforilla (kuva 20). Keskipitoisuus oli vuosina 1989–1992 korkeampi kuin aikaisemmin 1980-luvulla. Maaliskuussa tyyppipitoisuudet olivat keskimäärin 30  $\mu\text{g l}^{-1}$  korkeampia kuin avovesikaudella. Tosin vuosina 1988–1991 maaliskuun pitoisuudet olivat pienempiä kuin avovesikaudella. Myös kokonaistypen avovesikauden keskipitoisuus (460  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) jaksolla 1980–1992 oli korkeampi kuin jaksolla 1970–1979 (350  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Maaliskuun keskipitoisuudet olivat kummallakin jaksolla samat (490  $\mu\text{g l}^{-1}$ ).



Kuva 20. Kokonaistypen syvyyspainotettu keskipitoisuus Pyhäjärven syvänteellä (havaintopaikka 93 tai 1) avovesikaudella ja maaliskuussa vuosina 1980–1992.

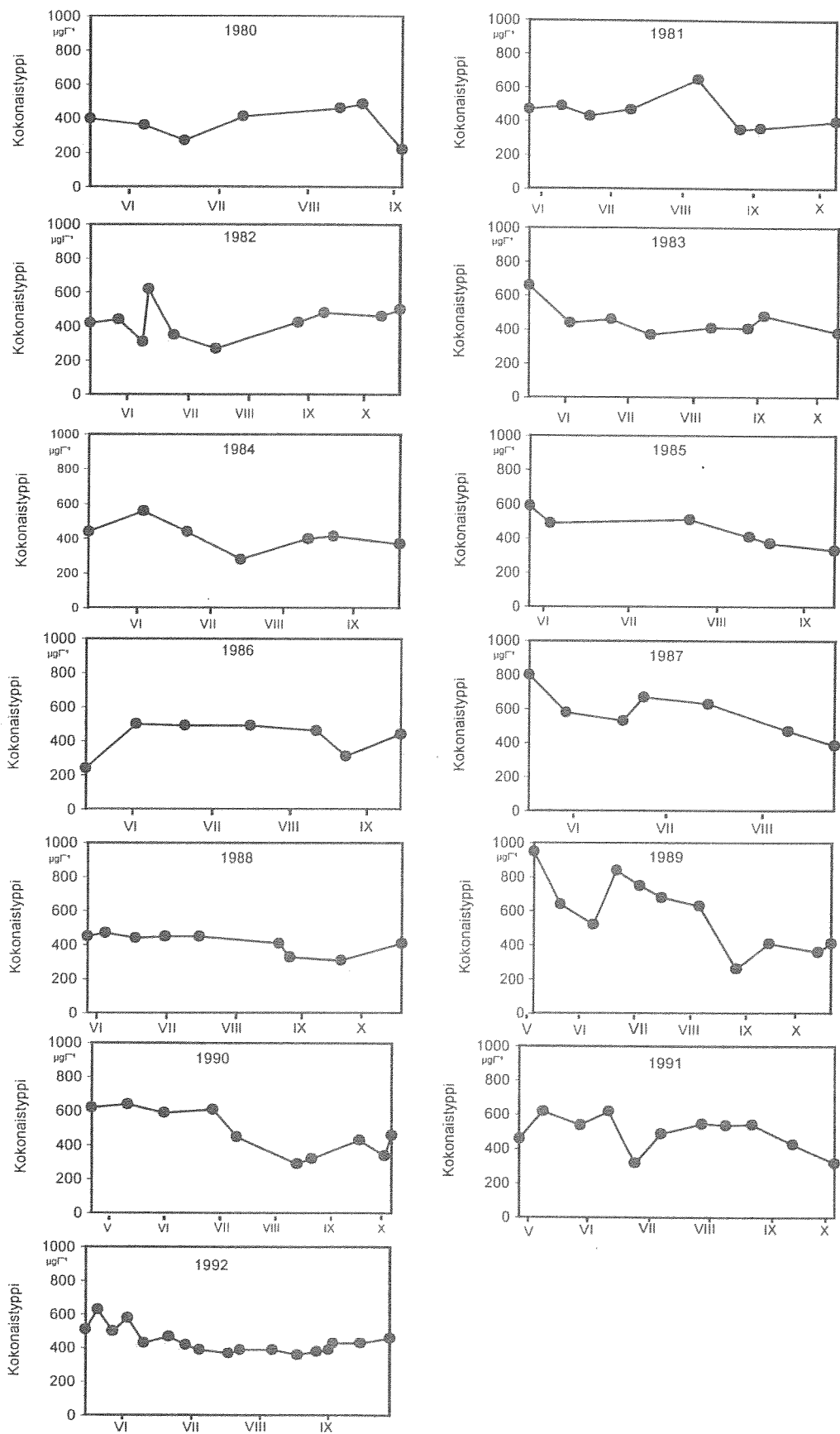
Vuoden sisällä kokonaistyyppipitoisuus vaihteli syvänteellä huomattavasti (kuva 21). Tyyppipitoisuus laski vuosina 1985, 1987 ja 1989 jonkin verran avovesikauden aikana. Tämä voi johtua denitrifikaatiosta ja laskeutumisesta.

Vuonna 1992 syvänteellä tyyppipitoisuus oli korkeimmillaan toukokuussa (noin 600  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) ja pienimmillään heinä–elokuussa (alle 400  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Samoin kuin vuonna 1982 tyyppipitoisuus nousi hieman syyskesällä. Tyyppipitoisuus oli pohjanläheisessä vesikerroksessa samalla tasolla kuin pintavedessäkin kerrostumisjaksoa lukuunottamatta.

## Nitraatti- ja nitriittityppi sekä ammoniumtyppi

Vuonna 1992  $\text{NO}_x$ -tyypin pitoisuus laski syvänteellä tasaisesti toukokuun puolivälistä (tasolta 140  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) kesäkuun loppuun, jolloin pitoisuus alitti määritysrajan. Tämä ei juurikaan näkynyt kokonaistyyppipitoisuuksien pienenemisellä.

Ammoniumtyppipitoisuus oli syvänteen pintavedessä matala koko avovesikauden ajan. Pohjanläheisessä vesikerroksessa ammoniumtyypin pitoisuus nousi selvästi touko–kesäkuun kerrostumisjakson aikana (korkeimmillaan 180  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Pitoisuus nousi myös hieman kesä–heinäkuun vaihteessa. Muulloin pitoisuus oli pohjanläheisessä vesikerroksessa samalla tasolla kuin pintavedessä. Talvihavaintoja ei pohjanläheisestä vesikerroksesta ole.



Kuva 21. Kokonaistyyppipitoisuus Pyhäjärven syvänteellä (havaintopaikka 93 tai 1) avovesikaudella 1980–1992.

## Fosforin ja typen suhde

Kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde oli pintavedessä touko–kesäkuussa noin 30. Elokuun loppuun mennessä suhde oli laskenut 15:een. Syyskuun lopulla suhde oli jälleen yli 20. Liuenneiden ravinteiden suhdetta ei voi laskea, sillä liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus oli koko avovesikauden alle määrittäysrajan.

## Kiintoainepitoisuus ja sameus

Vuonna 1992 kiintoainepitoisuus ( $SS_{\text{nucl}}$ ) syvänteeseen pintavedessä vaihteli välillä 2–5  $\text{mg l}^{-1}$ . Veden sameus vaihteli välillä 1–5 FTU. Pienimmillään sameus, kuten kiintoainepitoisuuskin oli keskikesällä.

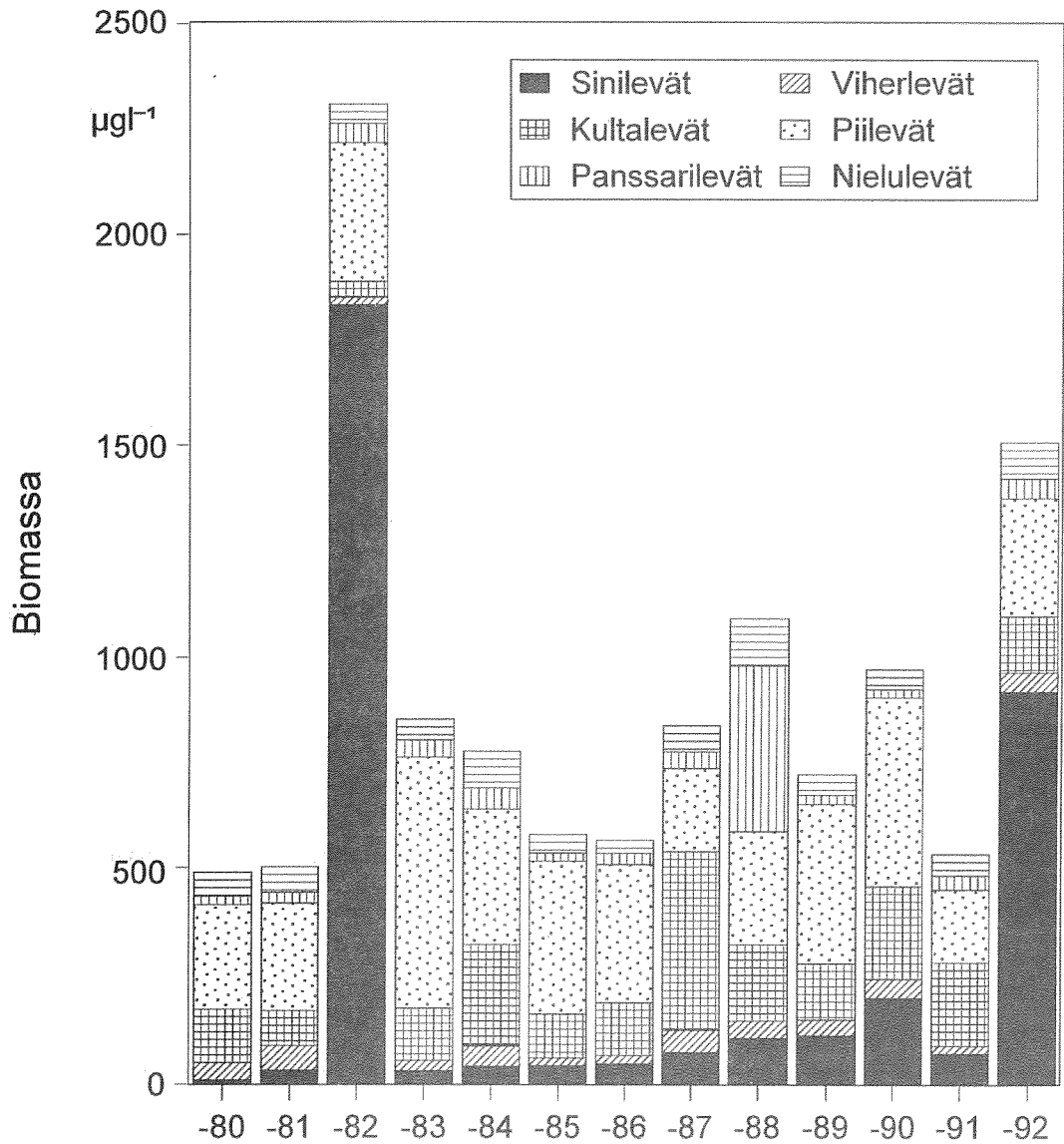
### 4.3.2 Biologiset muuttujat

#### Kasviplanktonin lajisto ja biomassa

Kasviplanktonin avovesikauden keskimääräinen biomassa vaihteli vuosina 1980–1992 välillä 510–2 300  $\mu\text{g l}^{-1}$  (keskimäärin 880  $\mu\text{g l}^{-1}$ , kuva 22). Vuonna 1982 sinilevien *Planktothrix agardhii* (ent. *Oscillatoria agardhii*) ja *Phormidium tenue* (ent. *Oscillatoria tenuis*) massaesiintymä nosti kasviplanktonbiomassan poikkeuksellisen suureksi (korkeimmillaan yli 6 000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Syys–lokakuussa nämä sinilevät käsittivät 97–99 % koko leväbiomassasta. *Planktothrix agardhii* oli valtalajina jo kesäkuun puolivälistä lähtien. Vuoden 1982 jälkeen kasvukauden keskimääräinen biomassa oli alle 1 000  $\mu\text{g l}^{-1}$  lukuunottamatta vuotta 1992. Sinilevien biomassa kasvoi tasaisesti vuosina 1983–1990, mutta laski vuonna 1991. Sinilevien osuus kokonaisbiomassasta pysyi kuitenkin vuosina 1983–1991 melko pienenä.

Avovesikaudella 1992 biomassa oli erittäin korkea (1 540  $\mu\text{g l}^{-1}$ , kuva 23). Toukokuun alussa kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli 570  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja toukokuun loppuun mennessä se kasvoi piilvehuipun aikana 970  $\mu\text{g l}^{-1}$ :aan. Sinilevien määrä kasvoi tasaisesti kesäkuun puolivälistä lähtien. Tyypeä sitova *Anabaena flos-aquae* oli vallitseva sinilevälaji heinäkuussa ja syyskuussa. *Planktothrix agardhii* esiintyi myös runsaana elokuusta lähtien. Suurimmillaan biomassa oli syyskuun puolivälissä (16.9.1992 4 300  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), jolloin sinilevät käsittivät 94 % kokonaisbiomassasta. *Anabaena* -rihmoja oli syyskuussa jopa yli miljoona kappaletta litrassa. Sinilevän *Anabaena lemmermannii* lepoitiöitä havaittiin Pyhäjärven kesäkuun puolivälistä lähtien. Suurimmillaan niiden biomassa oli 5.–17.8.1992. Muiden sinilevien lepoitiöitä ei laskennoissa havaittu.

Vuosina 1980–1992 piilevät olivat useimmiten vallitsevana leväryhmänä (kuva 23). Yleisimmät piilevälajit Pyhäjärven olivat *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa* ja *Fragilaria crotonensis* sekä eräät *Melosira*-suvun lajit. Yleensä piilevien biomassahuippu oli kevätkesällä tai loppukesällä, mutta joinakin vuosina piileviä esiintyi runsaasti keskikesällä. Kultalevät (mm. *Dinobryon* sp. ja *Uroglena* sp.) olivat joinakin vuosina vallitsevina alku- tai keskikesällä. Silmälevien määrä oli koko tutkimusjakson ajan erittäin vähäinen.

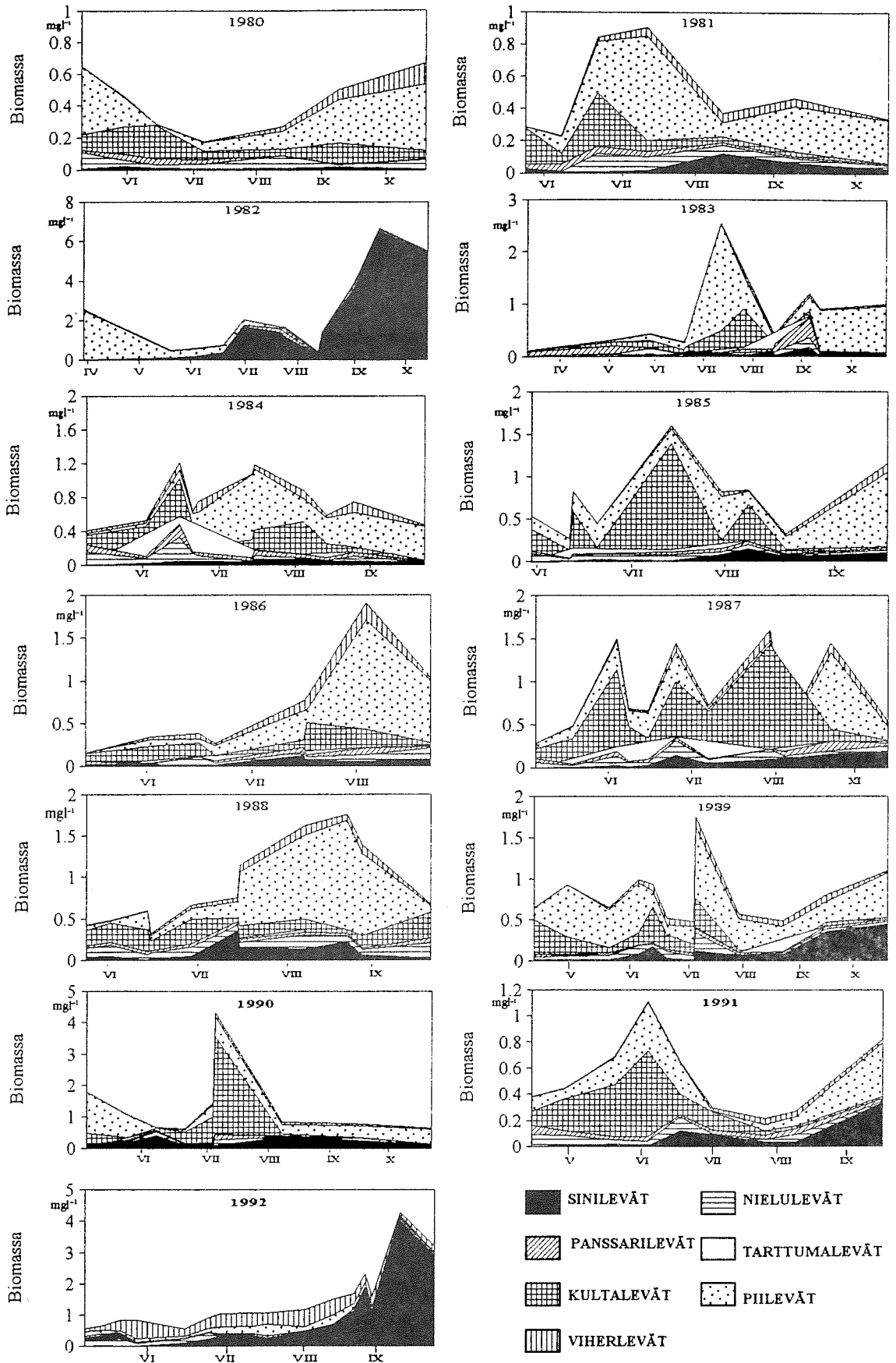


Kuva 22. Kasviplanktonin keskimääräinen biomassa avovesikaudella 1980–1992.

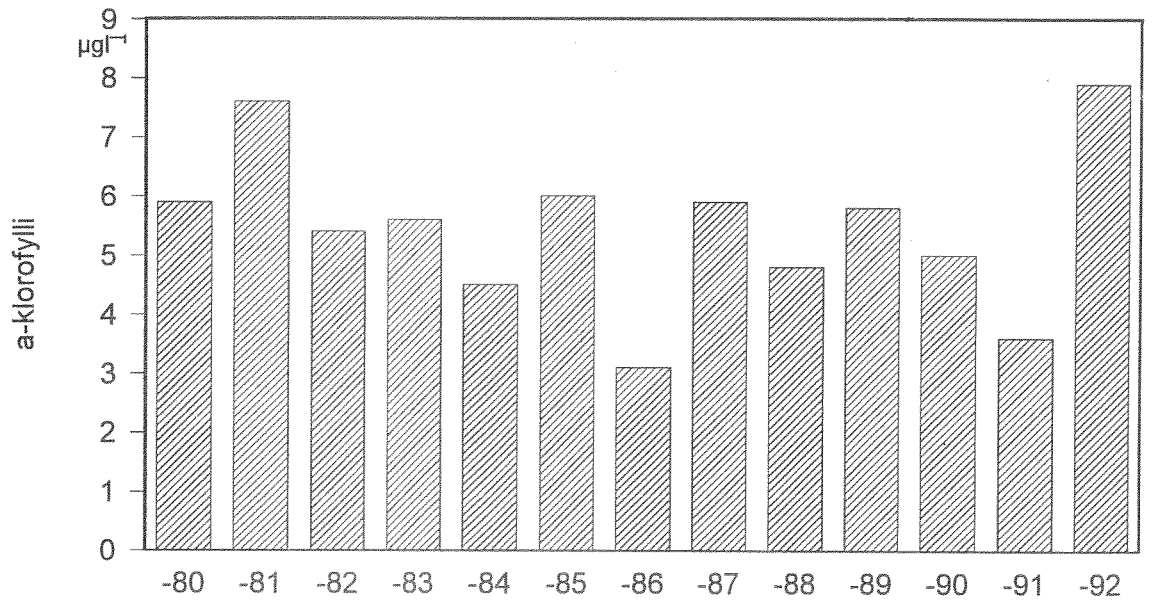
### A-klorofyllipitoisuus

Pyhäjärven avovesikauden a-klorofyllipitoisuus oli 1980–1992 keskimäärin  $5,5 \mu\text{g l}^{-1}$  ( $3,1\text{--}7,9 \mu\text{g l}^{-1}$ , kuva 24). A-klorofyllipitoisuudet vaihtelivat vuosittain vähemmän kuin biomassat. Korkeimmillaan keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus oli vuosina 1981 ja 1992. Vuonna 1992 a-klorofyllipitoisuus kasvoi toukokuun alkupuolella yli  $7 \mu\text{g l}^{-1}$ :aan, mutta laski kesäkuun alkuun mennessä alle  $2 \mu\text{g l}^{-1}$ :aan (kuva 25). Sen jälkeen pitoisuus kasvoi suhteellisen tasaisesti lukuunottamatta heinäkuun puolenvälin pientä laskua. Syyskuun lopulla havaittiin kauden korkein a-klorofyllipitoisuus ( $22 \mu\text{g l}^{-1}$ ).

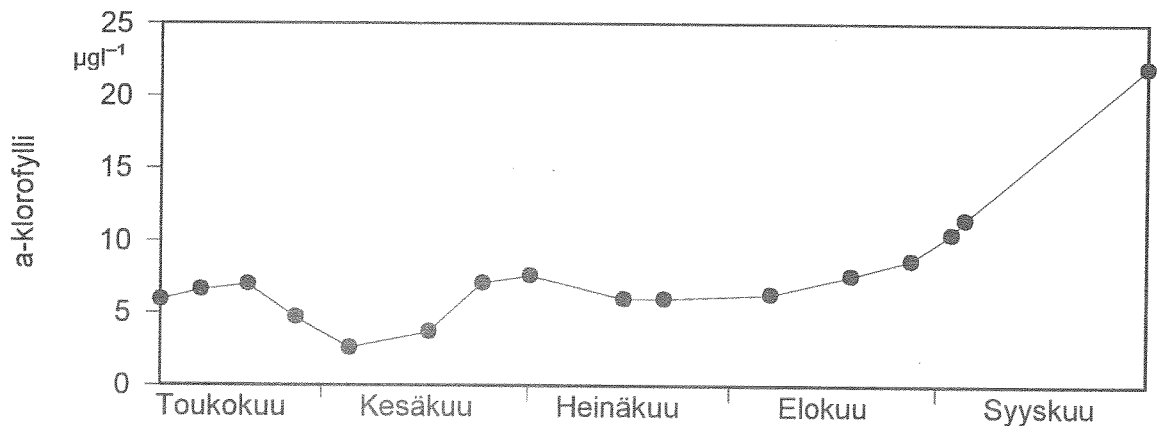




Kuva 23. Kasviplanktonryhmien biomassa avovesikaudella 1980–1992. (Huomaa y-akselien erilainen mittakaava eri vuosina.)



Kuva 24. Avovesikauden keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus vuosina 1980–1992.



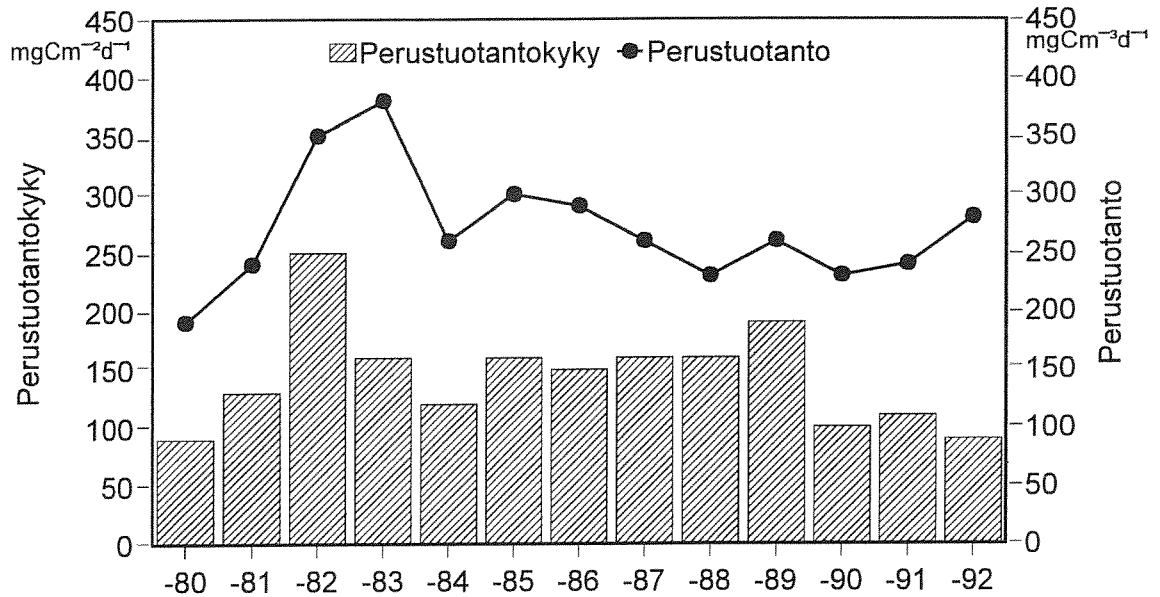
Kuva 25. Avovesikauden a-klorofyllipitoisuus vuonna 1992.

### Perustuotanto ja perustuotantokyky

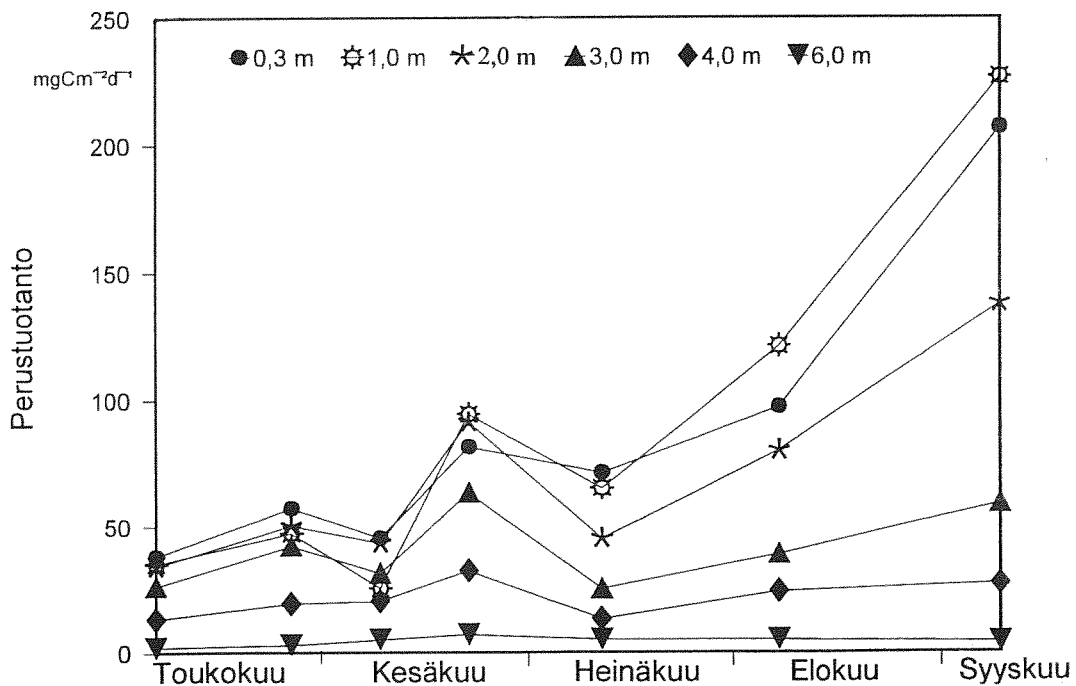
Pyhäjärven vuosien 1980–1992 keskimääräinen perustuotanto oli  $270 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , (vaihteluväli  $190\text{--}380 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) ja perustuotantokyky  $140 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  (vaihteluväli  $90\text{--}250 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , kuva 26).

Vuonna 1982 kasviplanktonin perustuotanto ja perustuotantokyky olivat poikkeuksellisen korkeita. Perustuotanto oli 1990-luvun alussa aikaisempien vuosien tasolla, mutta perustuotantokyky oli selvästi aikaisempia vuosia pienempi. Korkeimmillaan perustuotanto oli vuonna 1983. Vuonna 1992 Pyhäjärven perustuotanto ja perustuotantokyky olivat korkeimmillaan vasta syyskuussa (kuvat 27 ja 28).

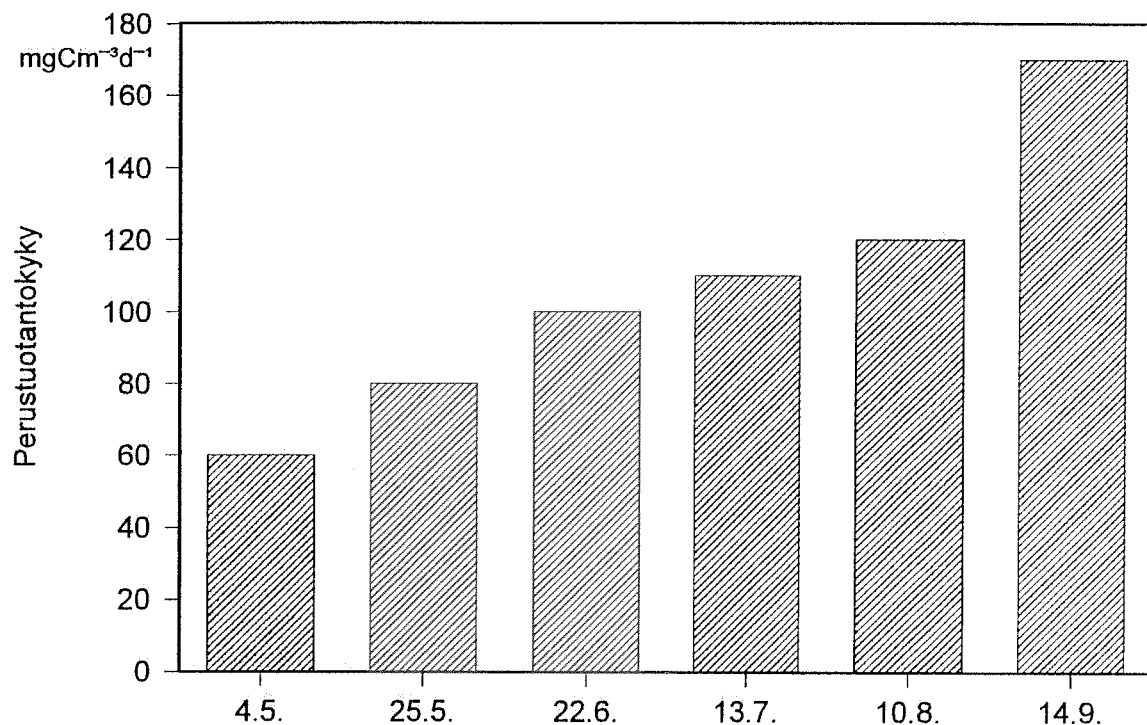
Perustuotanto oli suurimmillaan pinnalla, mutta kasviplankton tuotantoa tapahtui kuuden metrin syvyyteen asti. Pyhäjärvi on pääosin alle 6 m syvää, joten vesimassa on lähes kauttaaltaan tuottavaa.



Kuva 26. Kasvukauden keskimääräinen perustuotanto (in situ) ja perustuotantokyky Pyhäjärvässä 1980-1992.



Kuva 27. Pyhäjärven kasvukauden perustuotanto eri syvyyksillä 1992.



Kuva 28. Pyhäjärven veden perustuotantokyky avovesikaudella 1992.

### Kasviplanktonbiomassaa kuvaavien muuttujien keskinäinen riippuvuus

Pyhäjärvellä hetkellisten biomassa- ja klorofylliarvojen (vuodet 1980–1992) välinen korrelaatio oli heikko ( $r=0,3$ ). Kasvukauden keskimääräisten arvojen välinen korrelaatio oli myös heikko.

Kasvukauden keskimääräisen (1980–92) perustuotantokyvyn ja perustuotannon välinen korrelaatio oli kohtalainen ( $r=0,61$ ,  $P>0,01$ ). A-klorofylli ei korreloinut perustuotannon eikä perustuotantokyvyn kanssa. Biomassa-arvot sen sijaan korreloivat kohtalaisesti sekä perustuotannon että perustuotantokyvyn kanssa.

### 4.3.3 Alueelliset vaihtelut vedenlaadussa

Avovesikautena 1992 otettiin näytteitä säännöllisesti Pyhäjärven syvänteeltä ja Pyhäjärven eteläosan havaintopaikalta 2. Näillä havaintopaikoilla ravinnepitoisuudet sekä a-klorofylli- ja biomassa-arvot olivat samalla tasolla (taulukko 12).

Pyhäjärvestä poisvirtaava vesi määrää Eurajoen vedenlaadun yläjuoksulla. Vedenlaatu-muuttujien keskiarvot Eurajoessa olivat hieman korkeampia kuin Pyhäjärven syvänteellä ja havaintopaikalla 2 (ks. taulukko 13). Tämä johtuu siitä, että Eurajoesta otettiin näytteitä tasaisesti koko vuoden aikana, kun taas Pyhäjärven syvänteeltä otettiin näytteitä lähinnä vain avovesikautena.

Taulukko 12. Vedenlaatumuuttujien syvyysspainotteiset keskiarvot sekä pienimmät ja suurimmat arvot Pyhäjärven syvänteellä ja havaintopaikalla 2 avovesikautena 1992 ( $\mu\text{g l}^{-1}$ , paitsi kiintoaine ja biomassa  $\text{mg l}^{-1}$ ).

| Vedenlaatu-<br>muuttuja   | Syvänte   |      |      |    | Havaintopaikka 2 |      |      |    |
|---------------------------|-----------|------|------|----|------------------|------|------|----|
|                           | $\bar{x}$ | min  | max  | n  | $\bar{x}$        | min  | max  | n  |
| TN                        | 440       | 360  | 630  | 17 | 440              | 330  | 770  | 16 |
| $\text{NO}_x\text{-N}$    | 43        | 0    | 170  | 17 | 44               | 1    | 170  | 16 |
| TP                        | 18        | 13   | 23   | 17 | 17               | 13   | 22   | 16 |
| DRP                       | 0,8       | 0    | 3    | 14 | 0,9              | 0    | 2    | 16 |
| $\text{SS}_{\text{nucl}}$ | 3,4       | 2,5  | 6,0  | 14 | 3,4              | 2,3  | 5,7  | 15 |
| Sameus                    | 2,7       | 1,2  | 5,0  | 15 | 2,5              | 1,2  | 4,5  | 15 |
| A-klorofylli <sup>*</sup> | 8,8       | 3,7  | 22   | 16 | 8,0              | 2,9  | 20   | 15 |
| Biomassa <sup>*</sup>     | 1,46      | 0,57 | 3,20 | 16 | 1,73             | 0,57 | 4,31 | 16 |

<sup>\*</sup>=kokoomanäytteiden keskiarvo

Taulukko 13. Vedenlaatumuuttujien virtaamalla painotetut keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä havaintopäivien lukumäärä Eurajoessa (havaintopaikka 12) v. 1992.

| Muuttuja                  | $\bar{x}$ | min | max   | n  |
|---------------------------|-----------|-----|-------|----|
| $\gamma_{25}$             | 9,5       | 8,5 | 16,0  | 36 |
| pH                        | 7,2       | 6,5 | 8,5   | 35 |
| TN                        | 540       | 350 | 1 500 | 43 |
| $\text{NO}_3\text{-N}$    | 100       | 1   | 350   | 25 |
| $\text{NH}_4\text{-N}$    | 19        | 3   | 59    | 28 |
| TP                        | 18        | 9   | 83    | 43 |
| $\text{DP}_{\text{nucl}}$ | 7,2       | 5   | 16    | 10 |
| $\text{DP}_{\text{sart}}$ | 9,3       | 3   | 19    | 10 |
| RP                        | 2,5       | 1   | 7     | 13 |
| DRP                       | 1,9       | 0   | 5     | 34 |
| DUP                       | 5,8       | 3   | 12    | 10 |
| $\text{SS}_{\text{gl/c}}$ | 1,5       | 0,3 | 3,5   | 12 |
| $\text{SS}_{\text{nucl}}$ | 2,3       | 0,5 | 5,4   | 33 |
| $\text{SS}_{\text{sart}}$ | 6,5       | 0,6 | 35    | 15 |
| SSP                       | 4,6       | 1,4 | 10    | 9  |
| Väri                      | 17        | 10  | 40    | 9  |
| Rauta                     | 190       | 180 | 220   | 2  |

Avovesikautena 1992 otettiin Pyhäjärvestä näytteitä neljä kertaa 10 eri havaintopaikalta. Alueelliset erot lämpötiloissa ja pH-arvoissa olivat vähäisiä. Vuoden 1992 kartoitusten

yhteydessä ei mitattu väriä ja  $\text{KMnO}_4$ -lukua. Vuosina 1978–1981 väriluku ja kemiallinen hapenkulutus ( $\text{KMnO}_4$ -luku) olivat järven eteläosassa jonkin verran korkeampia kuin pohjoisosassa (Isotalo 1981). Erot olivat erityisen selviä tulva-aikoina.

Sameusarvot olivat avovesikaudella 1992 selvästi suurempia kuin 1978–1981. Osittain tämä johtuu muuttuneesta määrittämenetelmästä. Alueelliset erot olivat suhteellisen pieniä kullakin kartoituskerralla. Vuosina 1978–1981 mitattiin järven eteläosassa suurten valumien aikana pienempiä näkösyvyyskertoja ja suurempia sameusarvoja kuin pohjoisosassa (Isotalo 1981).

Kiintoainepitoisuudet olivat 1992 jokaisella kartoituskerralla varsin pieniä (kuva 29). Sekä alueellinen että syvyysuuntainen vaihtelu oli vähäistä. Järven koillisosassa pitoisuudet olivat 3.9, jonkin verran korkeampia kuin muualla osoittaen pohja-aineksen resuspensiota. Myös järven luusuassa havaittiin usein korkeahkoja pitoisuuksia.

Kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat vuosina 1978–1981 välillä  $10\text{--}20 \mu\text{g l}^{-1}$  (Isotalo 1981). Vuonna 1992 pitoisuudet olivat selvästi korkeampia kuin 1978–1981 (kuva 30). Kesäkuussa 1992 alueelliset erot olivat suhteellisen suuria ( $12\text{--}31 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Korkeimmat arvot havaittiin järven keskiosassa pintavedessä. Samaan aikaan havaittiin Sieravuoren edustalla suhteellisen korkea kiintoainepitoisuus. Heinäkuussa vesi oli kokonaisfosforimittausten perusteella varsin tasalaatuista. Syyskuussa pitoisuudet olivat korkeita järven länsi- ja pohjoisosassa. Kokonaisfosforipitoisuuksien alueelliset erot eivät selity jokikuormituksella. A-klorofyllipitoisuuksissa ei havaittu vastaavia eroja (kuva 32). Siten fosforin pitoisuuserot johtunevat pohja-aineksen resuspensiosta.

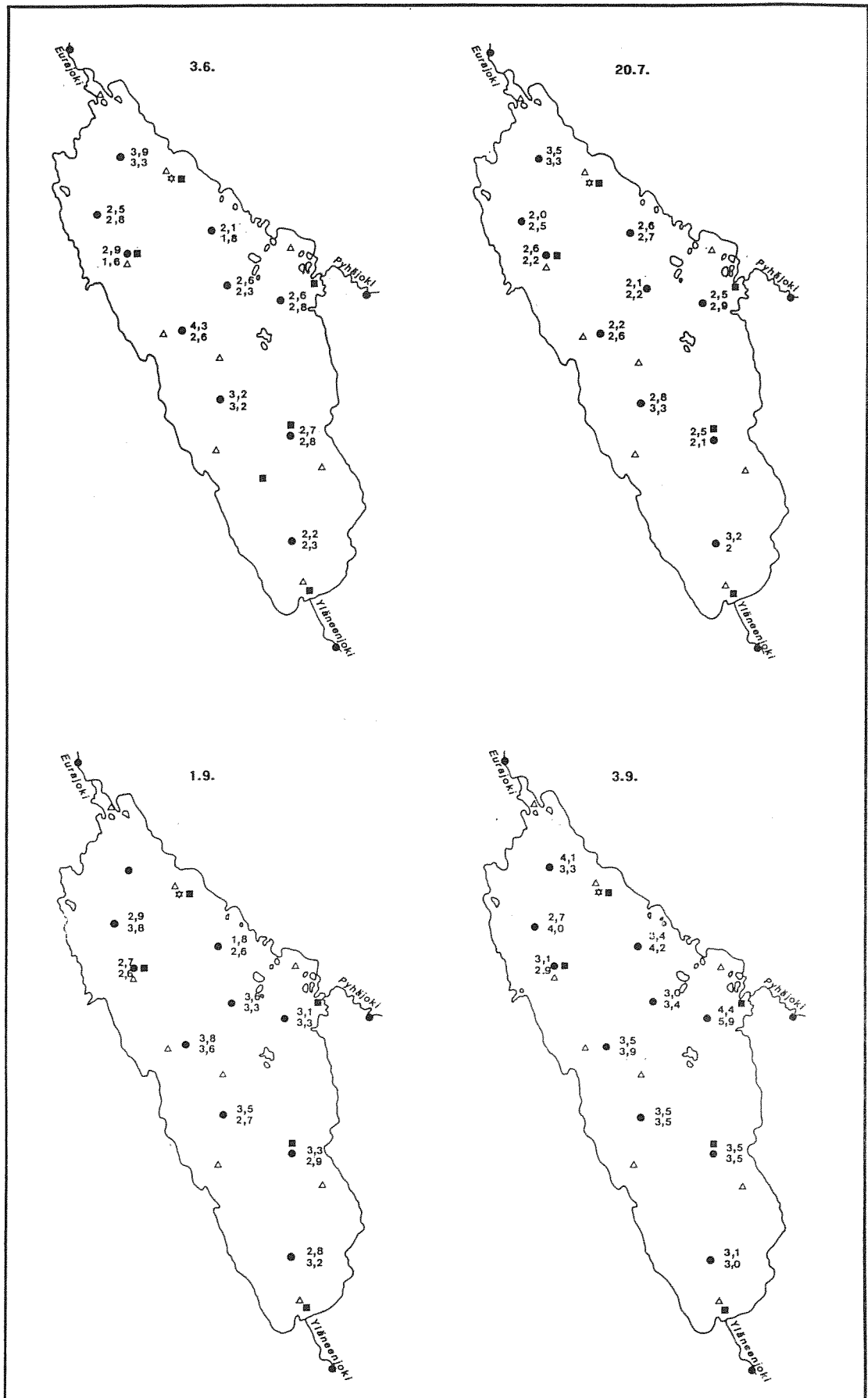
Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuudet alittivat määrittärajaa jo kesäkuussa koko järven alueella ja tämän vuoksi alueellisia eroja ei voitu selvittää.

Myös kokonaistyyppipitoisuudet vaihtelivat kesäkuussa voimakkaasti (kuva 31). Pitoisuudet olivat pintavedessä selvästi korkeampia kuin pohjan lähellä. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin järven keskiosassa. Muilla kartoituskerroilla pitoisuudet olivat keskimäärin alhaisempia ja vaihtelu oli vähäistä. Nitraattityppi oli määrittärajaa yläpuolella ainoastaan kesäkuussa. Vuosina 1978–1981 todettiin syystulvien kohottaneen tyyppipitoisuuksia järven eteläosassa (Isotalo 1981). A-klorofyllipitoisuuksissa ei havaittu selkeitä alueellisia eroja (kuva 32).

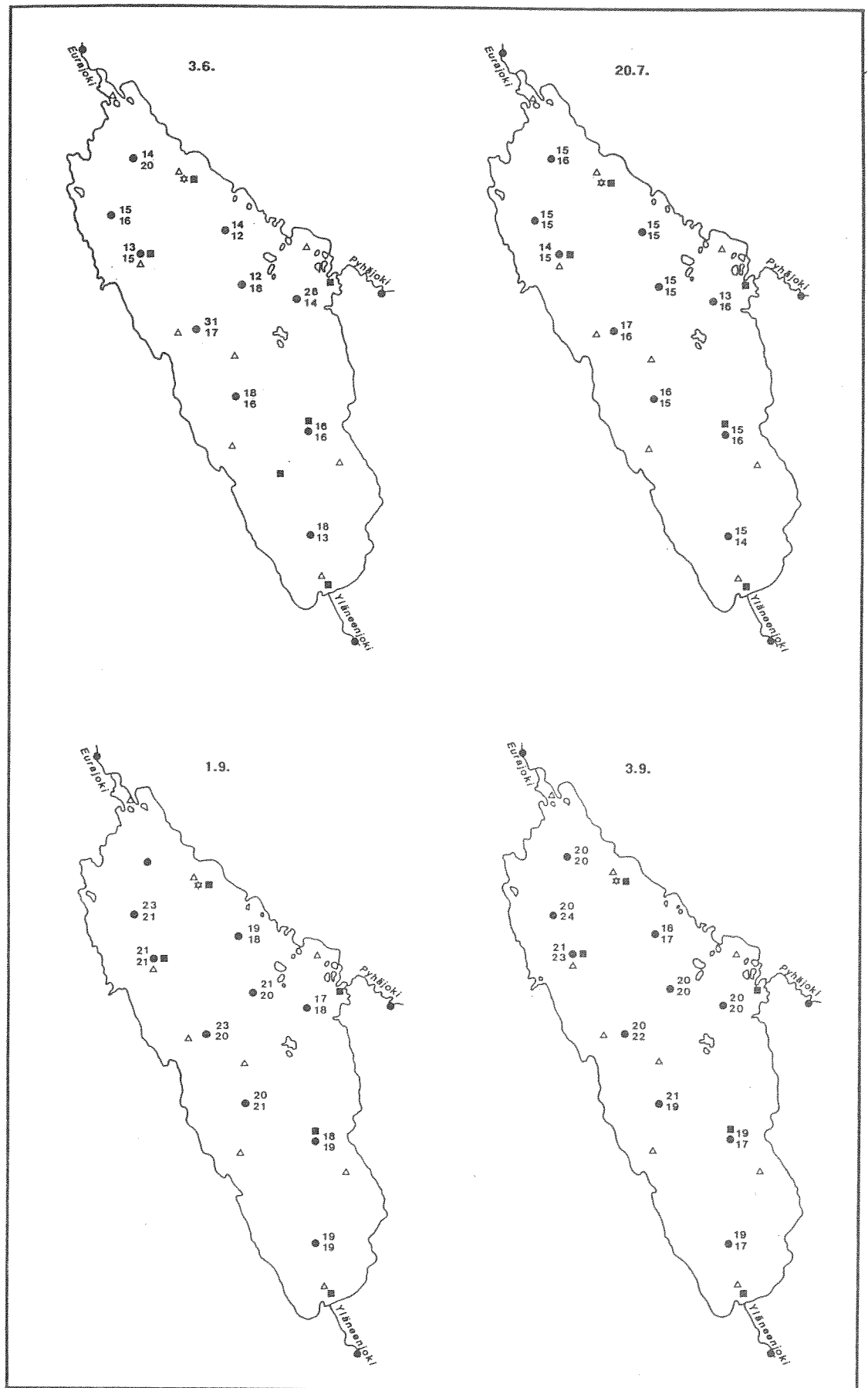
#### 4.3.4 Vedenlaadun lyhytaikainen vaihtelu järven koillisosassa

Vedenlaadun lyhytaikaista vaihtelua selvitettiin järven koillisosassa Eenokin edustalla 31.8.–3.9.1992. Kahden ensimmäisen vuorokauden aikana tuuli  $3\text{--}4 \text{ m s}^{-1}$  eteläkaakosta. Kolmantena päivänä tuuli hieman voimistui ( $5 \text{ m s}^{-1}$ ) ja kääntyi lännen ja lounaan väliseksi. Tämän jälkeen tuuli kääntyi takaisin etelän ja kaakon välille ja hieman heikkeni ( $3\text{--}4 \text{ m s}^{-1}$ ).

Virtaus suuntautui Eenokin edustalla kahden ensimmäisen vuorokauden ajan pääosin luoteeseen (nopeus alle  $2 \text{ cm s}^{-1}$ , kuva 33). Sen jälkeen virtaus voimistui ja kääntyi vajaan vuorokauden ajaksi kaakkoon (nopeus kasvoi  $7 \text{ cm s}^{-1}$ :iin). Myöhemmin virtaus heikkeni ja kääntyi taas luoteeseen ( $3\text{--}4 \text{ cm s}^{-1}$ ).

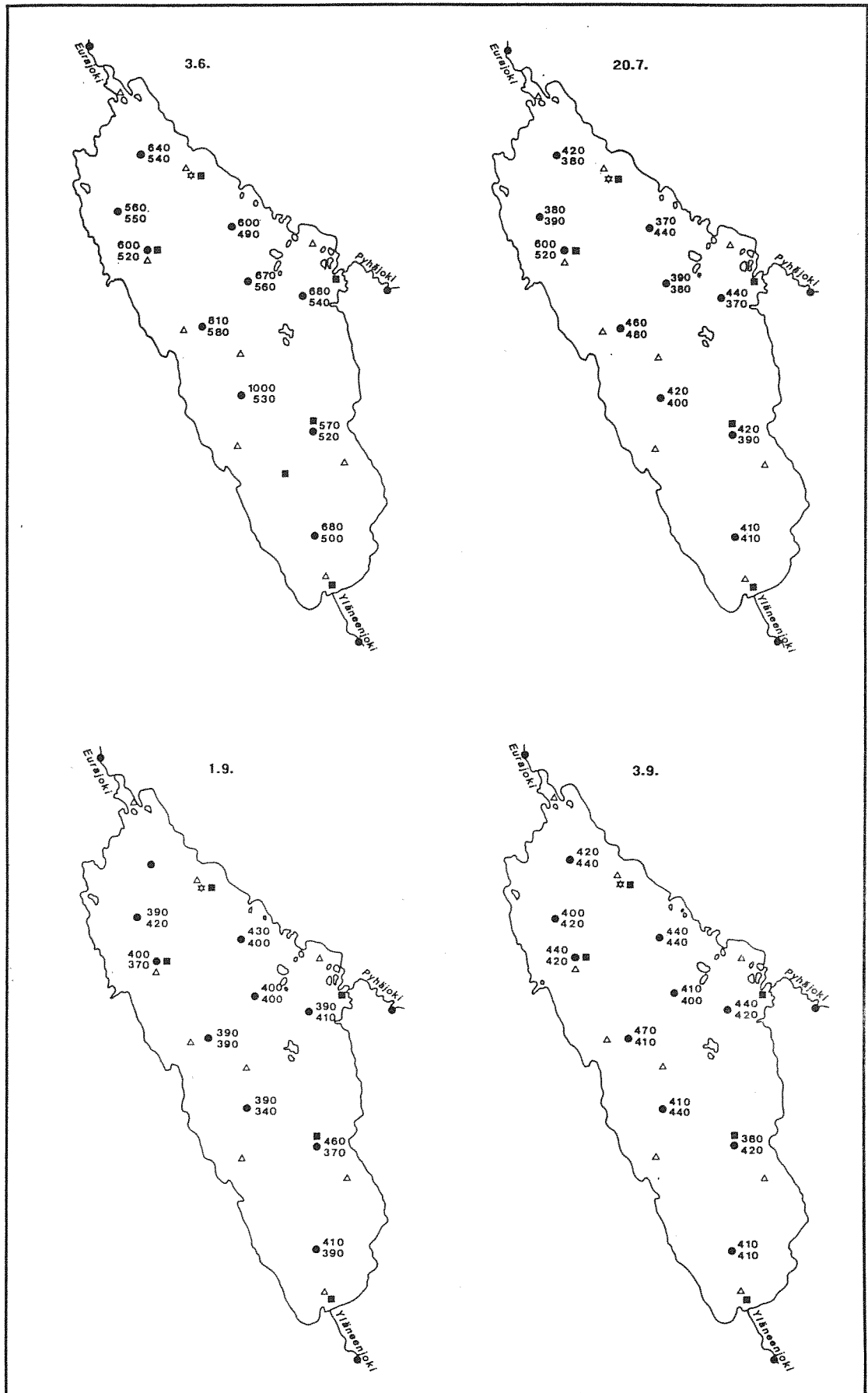


Kuva 29. Kiintoainepitoisuudet Pyhäjärven eri osissa 3.6., 20.7., 1.9. ja 3.9.1992.

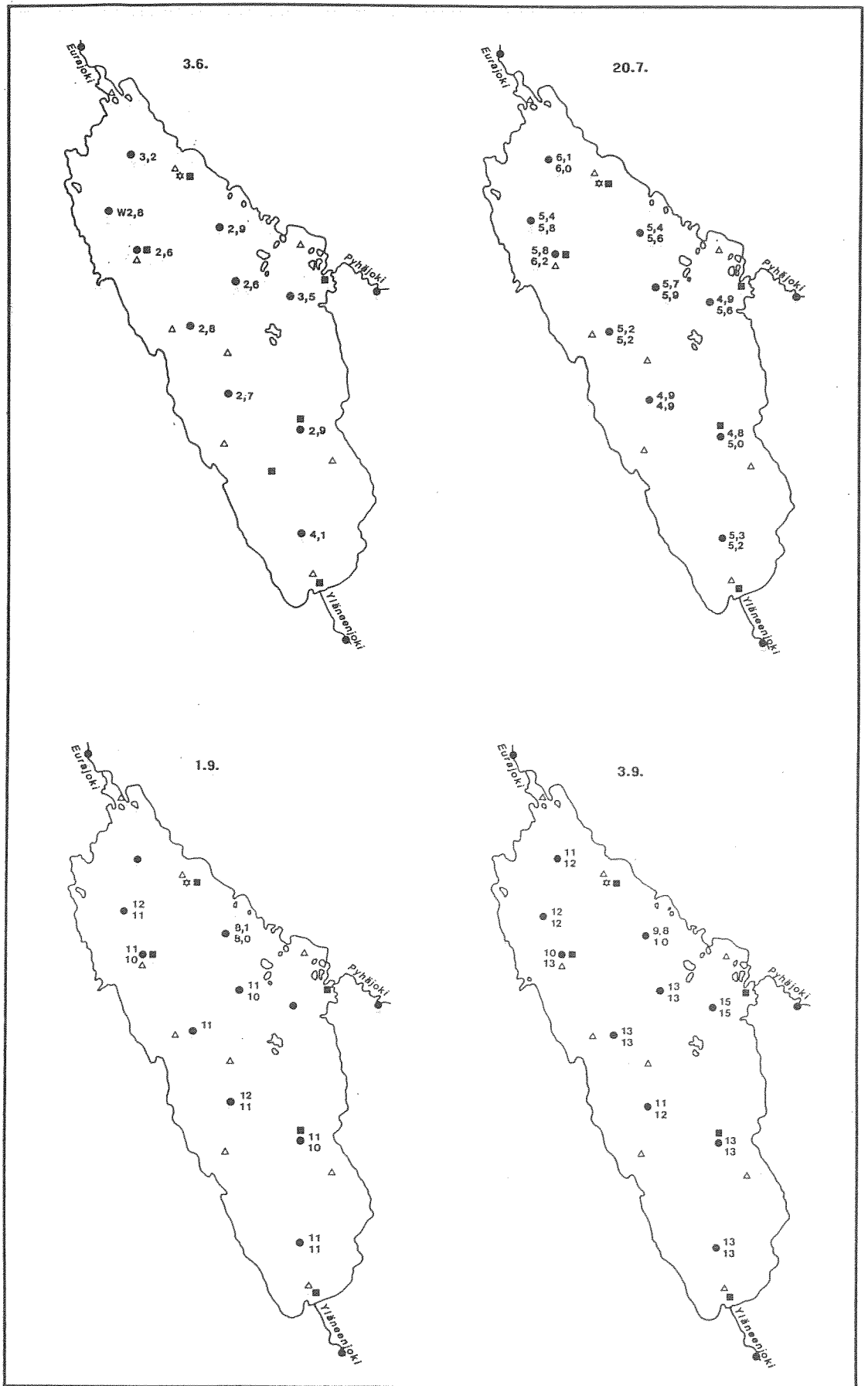


Kuva 30. Kokonaisfosforipitoisuudet Pyhäjärven eri osissa 3.6., 20.7., 1.9. ja 3.9.1992.



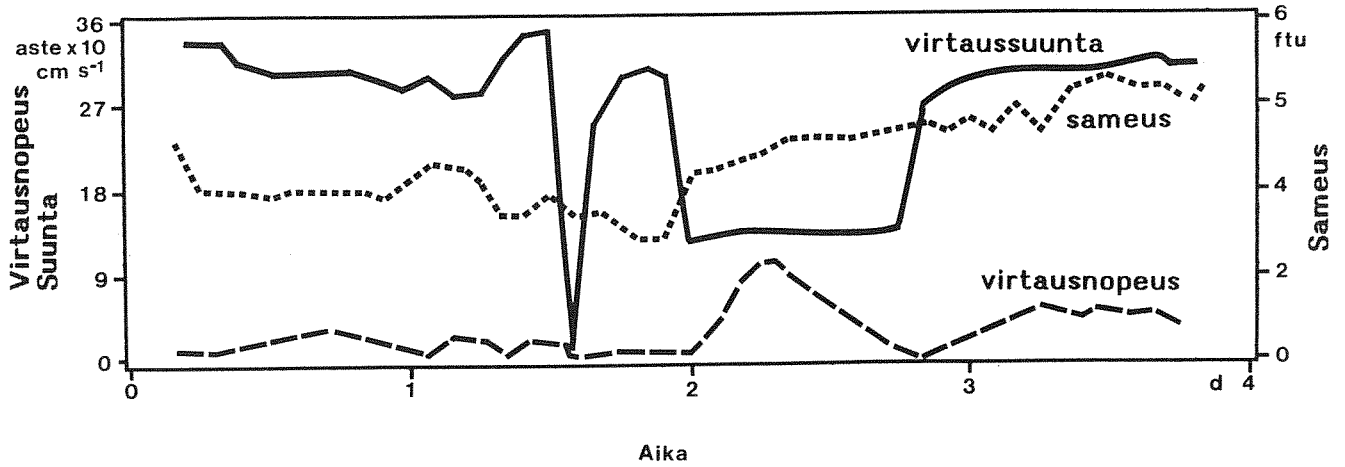


Kuva 31. Kokonaistyyppipitoisuudet Pyhäjärven eri osissa 3.6., 20.7., 1.9. ja 3.9.1992.

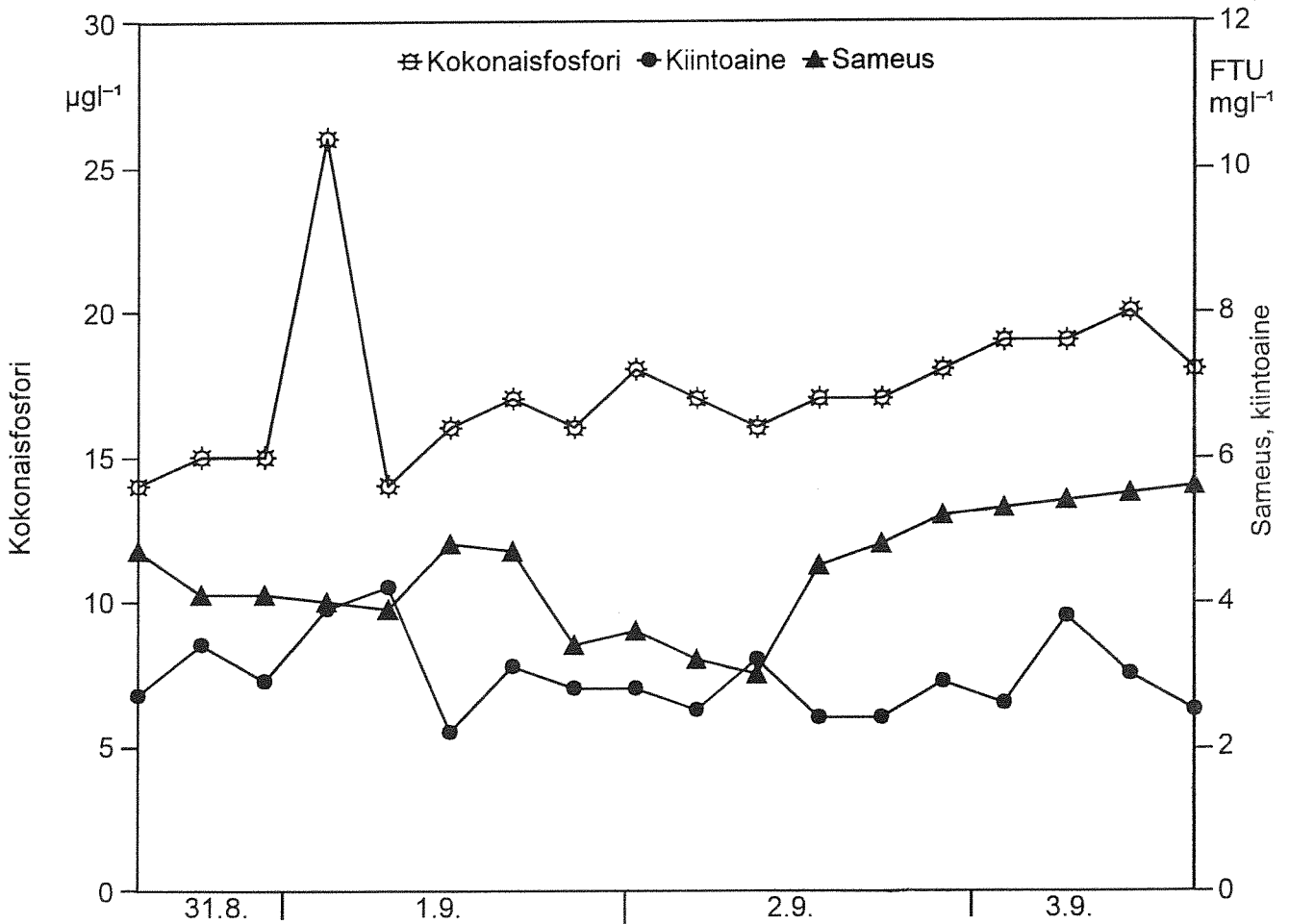


Kuva 32. Klorofyllipitoisuudet Pyhäjärven eri osissa 3.6., 20.7., 1.9. ja 3.9.1992.

Sameus oli koko mittausjakson ajan alhainen (Endeco-mittausten mukaan 3–6 FTU, vesianalyysien mukaan 2,1–3,0 FTU). Sameus kasvoi lievästi virtauksen voimistuessa kolmantena vuorokautena.



Kuva 33. Virtausnopeus ja -suunta sekä sameus intensiiviviikolla Eenokin edustalla.



Kuva 34. Kiintoainepitoisuus, kokonaisfosforipitoisuus ja sameus intensiiviviikolla Eenokin edustalla.

Kiintoainepitoisuudet olivat myös alhaisia (2,2–4,2 mg l<sup>-1</sup>). Vaihtelu oli satunnaista eikä täysin korreloinut sameusarvojen kanssa (kuva 34).

Kokonaisfosforipitoisuudet kasvoivat mittausjakson aikana 14 µg l<sup>-1</sup>:sta 20 µg l<sup>-1</sup>:aan (kuva 34). Suurin muutos ajoittui kolmanteen ja neljänteen vuorokauteen, jolloin tuulen suunta ja virtauksen nopeus muuttuivat.

Jakson aikana tehtiin kaksi vedenlaadun alueellista kartoitusta. Kartoituksen perusteella kiintoainepitoisuudet kasvoivat kahden päivän kuluessa etenkin järven koillisosassa. Nousu ei kuitenkaan näkynyt automaattisella näytteenottimella otetuissa näytteissä.

#### 4.4 Pohja-aineksen laskeutuminen ja resuspensio

Tuulen aiheuttamat aallot ja virtaukset synnyttävät järven pohjalle leikkausvoiman, joka voi irrottaa pohja-ainesta. Aallokon aiheuttama leikkausvoima vaimenee syvällepäin mentäessä nopeammin kuin virtauksen aiheuttama melko heikko leikkausvoima. Tässä työssä oletettiin, että kivennäisainesta resuspendoituu kun leikkausvoima saavuttaa arvon 0,05 N m<sup>-2</sup>. Eloperäinen aines resuspendoituu huomattavasti pienemmällä leikkausvoiman arvolla (0,002 N m<sup>-2</sup>, Podsetchine ja Huttula 1992).

##### Aallokon aiheuttama pohja-aineksen resuspensio

Aallokon aiheuttama leikkausvoima eri syvyyksillä laskettiin SMB-aaltoyhtälöillä (Svedrup ym. 1977, Huttula 1994). Suurimmalla pyyhkäisymatkalla (25 km) ja tuulennopeudella (21 m s<sup>-1</sup>) aallokon aiheuttama leikkausvoima on jo 3 metrin syvyydellä pienempi (0,03 N m<sup>-2</sup>) kuin kivennäisaineksen resuspensioon vaadittava leikkausvoima. Siten kivennäisainesta resuspendoituu aallokon vaikutuksesta vain alle kolmen metrin syvyydellä.

Sen sijaan eloperäistä ainesta resuspendoituu 3 metrin syvyydellä jo 4,4 m s<sup>-1</sup> tuulella (pyyhkäisymatka 25 km, taulukko 14). Suurimman mitatun tuulen nopeuden vuorokausikeskiarvon (10,5 m s<sup>-1</sup>) perusteella eloperäistä ainesta on voinut kesällä 1992 resuspendoitua lähes 5 metrin syvyydeltä.

Taulukko 14. Pienin tuulen nopeus, jolla aallokon aiheuttamaa eloperäisen aineen resuspensiota tapahtuu eri syvyyksillä 10 km ja 25 km pyyhkäisymatkoille.

| Syvyys<br>m | Tuulen nopeus (m s <sup>-1</sup> ) |                          |
|-------------|------------------------------------|--------------------------|
|             | 10 km                              | 25 km pyyhkäisymatkoilla |
| 3           | 5,4                                | 4,4                      |
| 4           | 9,4                                | 7,4                      |
| 5           | 15,9                               | 12,2                     |

## Virtauksen aiheuttama pohja-aineksen resuspensio

Virtauksen aiheuttama leikkausvoima laskettiin Van Rijn (1990) menetelmällä. Suurimman havaitun virtausnopeuden ( $16 \text{ cm s}^{-1}$ , taulukko 15) aiheuttama leikkausvoima 2 m syvyydellä ( $0,025 \text{ N m}^{-2}$ ) ei irrota kivennäisainetta. Virtausten osuus Pyhäjärven kivennäisaineksen resuspensiossa on siten mitätön. Sensijaan eloperäisen aineksen resuspensioon virtaukset vaikuttavat merkittävästi. Esim. koko vesipatsaan keskinopeuden ollessa  $5 \text{ cm s}^{-1}$ , eloperäisen aineksen resuspensiota tapahtuu jopa 10 m syvyydellä. Kesällä 1992 alkoi 1.7. jakso, jolloin pohjoiseen suuntautuvan virtauksen nopeus järven pohjoispäässä oli 2–5 vuorokautta yli  $5 \text{ cm s}^{-1}$ . Tämä on voinut merkittävästi irrottaa eloperäistä ainetta kyseiseltä alueelta.

Taulukko 15. Suurimmat havaitut virtausnopeudet Pyhäjärvellä kesällä 1991 ja 1992.

| Havaintopaikka | Suurin nopeus<br>$\text{cm s}^{-1}$ | Vuorokausia,<br>jolloin nopeus yli |                        |
|----------------|-------------------------------------|------------------------------------|------------------------|
|                |                                     | $5 \text{ cm s}^{-1}$              | $10 \text{ cm s}^{-1}$ |
| E2/1991        | 14                                  | 9                                  | 1                      |
| A6/1992        | 16                                  | 16                                 | 7                      |

## Laskeutumistelineiden perusteella arvioitu bruttolaskeutuma

Laskeutumistelineet tyhjennettiin kuusi kertaa mittausajanjakson (6.5.–16.9.1992, 133 päivää) aikana. Kiintoaineen laskeutuminen vaihteli jaksojen aikana erittäin paljon (taulukko 16). Pienimmät laskeutumisarvot olivat kaikilla havaintopaikoilla toisella jaksolla. Tällöin sekä keskituulennopeus että maksimituulennopeus olivat alhaisia (taulukko 17), ja Pyhäjärvi oli kerrostunut. Suurimmat laskeutumisarvot mitattiin jokisuiden lähellä toukokuussa. Syvänteellä laskeutuminen oli voimakkainta keskikesällä, jolloin havaittiin suurimmat tuulennopeudet.

Taulukko 16. Kiintoaineen laskeutuminen Pyhäjärvässä avovesikaudella 1992.

| Jakso |            | Kiintoaineen laskeutuminen ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) |             |
|-------|------------|---|-------------|
|       |            | Havaintopaikka 2  | Syvänne 7 m |
| I     | 6.5.–22.5. | 25,0  | 12,7        |
| II    | 22.5.–5.6. | 0,2   | 2,6         |
| III   | 5.6.–25.6. | 12,2  | 20,3        |
| IV    | 25.6.–6.8. | 9,6   | 47,5        |
| V     | 6.8.–2.9.  | 2,6   | 23,9        |
| VI    | 2.9.–16.9. | 0,4   | 32,3        |

Taulukko 17. Tuulen nopeudet laskeutumismittausjaksoilla.

| Jakso          | Tuulen nopeus ( $\text{m s}^{-1}$ ) |           |
|----------------|-------------------------------------|-----------|
|                | suurin arvo                         | keskiarvo |
| I 6.5.–22.5.   | 9,0                                 | 4,3       |
| II 22.5.–5.6.  | 5,4                                 | 2,7       |
| III 5.6.–25.6. | 8,9                                 | 3,9       |
| IV 25.6.–6.8.  | 10,5                                | 4,2       |
| V 6.8.–2.9.    | 6,5                                 | 3,5       |
| VI 2.9.–16.9.  | 5,0                                 | 2,7       |

Laskeutumistelineisiin keräytyneen aineksen mediaanihiukkaskoko vaihteli välillä 3,2–35,6  $\mu\text{m}$ . Tällaisen aineksen laskeutumisnopeus Stokesin lain mukaan on noin  $6 \text{ m d}^{-1}$  (Huttula ym. 1990). Tosin volymetrinen hiukkaskokomääritys voi yliarvioida pienten hiukkasten kokoa (Huttula 1994). Laskeutuneen aineksen hiukkaskoko ja sen ajallinen vaihtelu olivat pienimmillään syvänteellä. Jokisuistojen edustalla hiukkaskoko oli suurimmillaan 22.5.–5.6.1992.

Pohja-aineksen keskittymisilmiön vuoksi bruttolaskeutuminen on suurimmillaan syvänealueella. Keskittymisilmiö otettiin huomioon olettamalla bruttolaskeutuminen lineaarisesti syvyydestä riippuvaksi (rantaviivan eroosiovyöhykkeessä 0 %, syvänteessä 100 %, Kansanen 1992). Tässä tutkimuksessa oletettiin, että syvänteessä 7 metrin syvyydellä mitattu kertymä ( $28,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) edusti suurinta laskeutumista järvestä. Siten kiintoaineen keskimääräinen bruttolaskeutuminen avovesikaudella oli  $20,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $3 \text{ 200 t d}^{-1}$ ).

Pyhäjärvellä laskeutui kokonaisfosforia avovesikaudella 1992 keskimäärin  $33 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Keräystelineisiin laskeutuneen kiintoaineen keskimääräinen fosforisisältö oli  $1,6 \text{ mg g}^{-1}$  kun taas pohja-aineksessa fosforia oli  $1,3 \text{ mg g}^{-1}$  (ks. luku 4.4.2). Laskeutuvan aineksen fosforipitoisuus oli jokien edustalla alhaisempi kuin muualla. Fosforipitoisuuden ajallinen vaihtelu oli kaikilla havaintopaikoilla melko vähäistä.

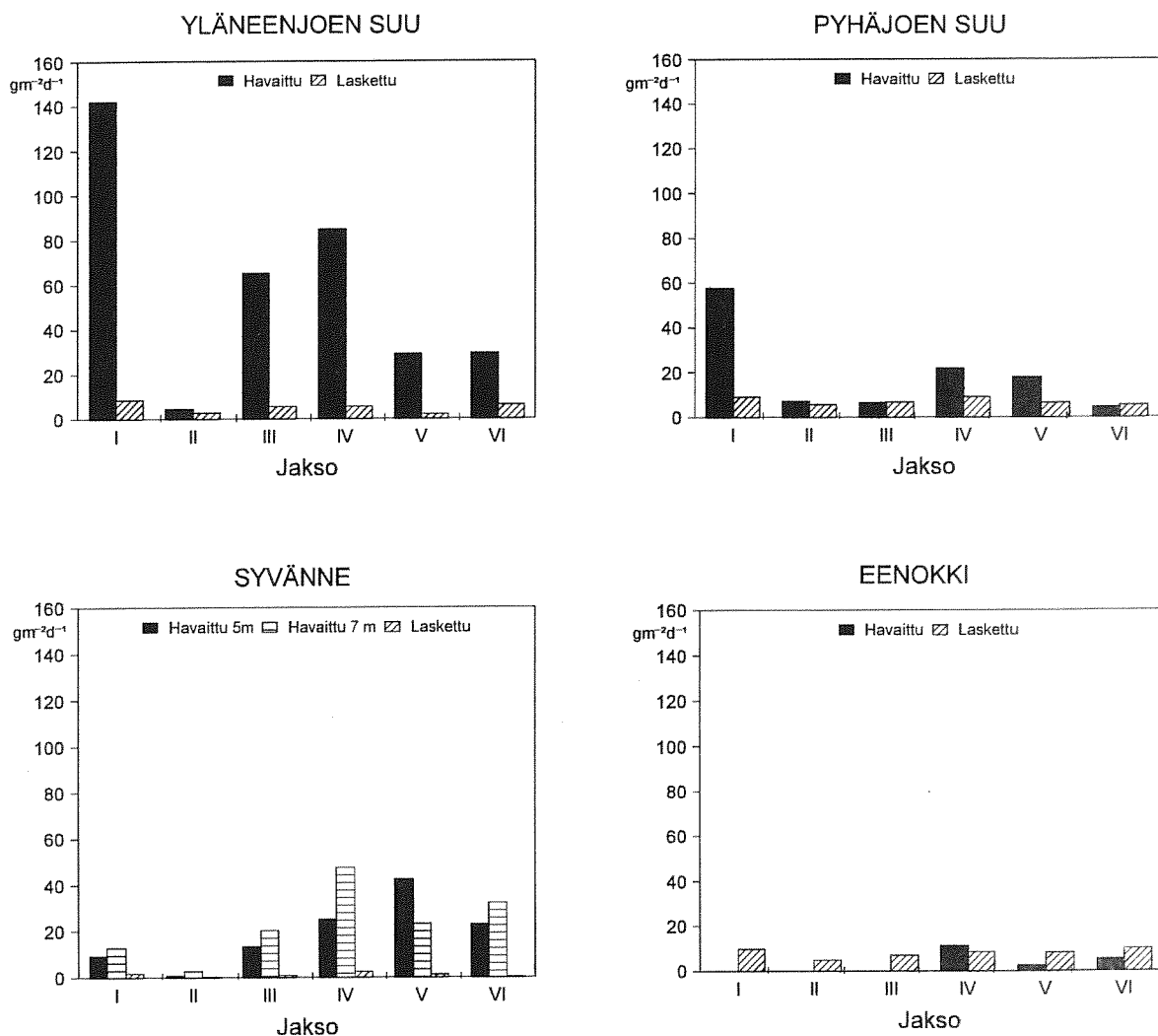
Pyhäjärvellä laskeutui kokonaistyppeä avovesikaudella 1992 keskimäärin  $180 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Keräystelineisiin laskeutuneen kiintoaineen keskimääräinen typpisisältö oli  $8,7 \text{ mg g}^{-1}$ . Pohja-aineen typpipitoisuutta ei ole määritetty. Laskeutuvan aineksen typpipitoisuus oli Yläneenjoen edustalla alhaisempi kuin muualla. Typpipitoisuuden ajallinen vaihtelu oli hieman suurempaa kuin kokonaisfosforin vaihtelu.

### Laskeutumisen ja resuspension laskenta kaksiulotteisella kiintoainemallilla

Kiintoaineen laskeutumista ja resuspensiota laskettiin kaksiulotteisella mallilla. Laskennassa käytettiin laskeutumisnopeuden arvona  $0,8 \text{ m d}^{-1}$ . Kriittisinä leikkausvoimina käytettiin arvoja  $\tau_c=0,05 \text{ N m}^{-2}$  ja  $\tau_d=0,0045 \text{ N m}^{-2}$  (Huttula ym. 1990, Podsetchine ja Huttula 1992, Huttula 1994). Kiintoaineen resuspensionopeuden arvo vastaa mitattujen

bruttolaskeutumisarvojen perusteella arvioitua suurinta hetkellistä resuspensionopeutta ( $2\ 000\ \text{g m}^{-2}\ \text{d}^{-1}$ ).

Vuonna 1992 järvellä havaittu kiintoainepitoisuus vaihteli välillä  $1,6\text{--}5,9\ \text{mg l}^{-1}$ . Alueellisesti ei havaituissa kiintoainepitoisuuksissa ollut suuria eroja. Mallilla lasketut kiintoainepitoisuudet olivat ranta-alueella korkeampia kuin havaitut. Sen sijaan syvänteellä malli aliarvioi kiintoainepitoisuuksia. Lasketut kiintoainelaskeumat vastasivat kohtalaisen hyvin mitattuja arvoja Eenokin edustalla. Malli aliarvioi kiintoainelaskeumia Yläneenjoen suulla sekä erityisesti syvänteellä ja ajoittain myös Pyhäjoen suulla (kuva 35).



Kuva 35. Laskettu ja havaittu kiintoaineen laskeutuminen [ $\text{g m}^{-2}\ \text{d}^{-1}$ ] eri havaintopaikoilla jaksoilla I–VI. (Jaksot ovat samat kuin taulukoissa 16 ja 17.)

Erot havaitun ja mallilla lasketun laskeutumisen sekä pitoisuuksien välillä johtuivat siitä, että malli kuvaa kiintoainetta vain yhtenä jakeena. Todellisuudessa kiintoaine koostuu vähintään kahdesta jakeesta (eloperäinen aines ja kivennäisaines), joiden ominaisuudet ovat erilaiset. Myös järven pohja-aineksen laadussa on alueellisia eroja, joita malli ei ota huomioon.

## 4.5 Ravinnetaseet

Vuosina 1980–1992 järveen pidättyi ja poistui kalansaaliin mukana yhteensä 84 % kokonaistyyppikuormituksesta ja 86 % kokonaisfosforikuormituksesta (taulukko 18). Vuoden 1992 tietojen perusteella liuenneiden typpi- ja fosforiyhdisteiden sekä kiintoaineen pidättyminen oli vieläkin voimakkaampaa (94–95 %, taulukko 19).

Taulukko 18. Pyhäjärven kokonaisravinnetaseet (kg d<sup>-1</sup>) vuosina 1980–1992.

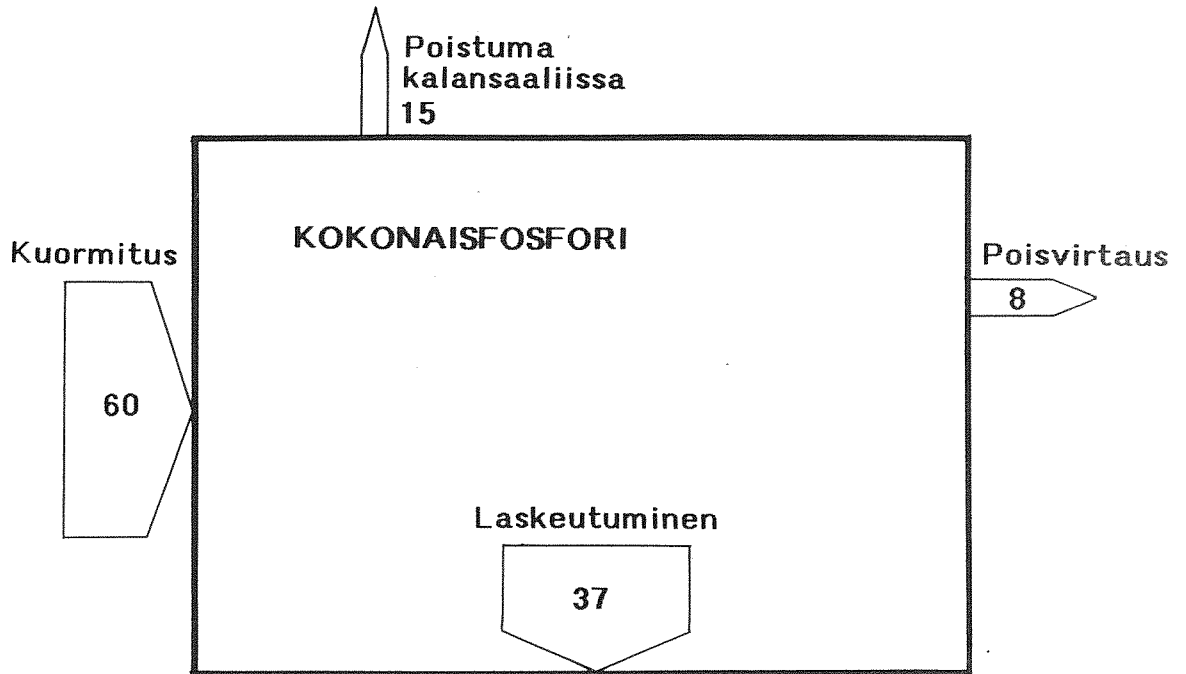
|  | TN   | TP   |
|--|------|------|
| Kuormitus                                    | 1300 | 60   |
| Poisvirtaama                                 | 230  | 7,9  |
| Poistuma kalansaaliin mukana                 | 71   | 15   |
| Denitrifikaatio                              | 1040 |      |
| Pidättyminen ja poistuma kalansaaliin mukana | 82 % | 87 % |

Taulukko 19. Pyhäjärven ravinne- ja kiintoainetaseet (kg d<sup>-1</sup>) vuonna 1992.

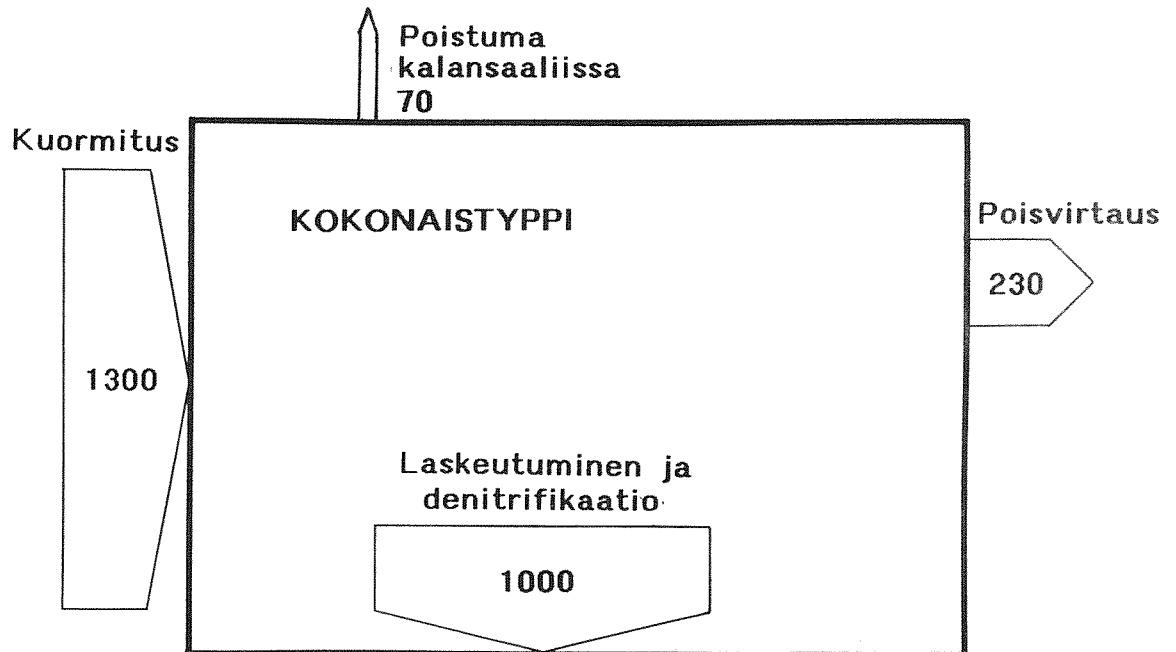
|                  | TN   | NO <sub>x</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N | TP | DP <sub>nucl</sub> | DRP | SS <sub>nucl</sub> |
|------------------|------|--------------------|--------------------|----|--------------------|-----|--------------------|
| Kuormitus        | 1300 | 960                | 160                | 60 | 17                 | 14  | 19 000             |
| Poisvirtaama     | 230  | 49                 | 10                 | 8  | 3,3                | 0,8 | 900                |
| Pidättyminen (%) | 82   | 95                 | 94                 | 87 | 80                 | 94  | 95                 |

Avovesikauden 1992 kokonaisravinteiden ja kiintoaineen nettolaskeutuminen ja sisäinen kuormitus laskettiin tasetietojen sekä arvioidun bruttolaskeutumisen (ks. 4.4) perusteella (taulukko 20). Kokonaistyyppien nettolaskeutuminen oli huomattavaa. Kokonaisfosforin ja kiintoaineen nettolaskeutuminen oli negatiivista. Kokonaisravinteiden ja kiintoaineen bruttolaskeutuminen oli huomattavasti suurempaa kuin nettolaskeutuminen. Tämä johtuu voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta. Kiintoaineen resuspensio oli 2 500 kertaa suurempi kuin avovesikauden ulkoinen kuormitus. Fosforin sisäinen kuormitus oli yli 300 ja kokonaistyyppien yli 50 kertaa suurempaa kuin ulkoinen kuormitus. Tarkastelua vaikeuttaa se, että laskeutumista mitattiin vain avovesikautena. Osa keräystelineisiin laskeutuneesta aineksesta on tullut järveen ennen avovesikautta.





Kuva 36. Kokonaisfosforin tase ( $\text{kg d}^{-1}$ ) Pyhäjärvessä vuonna 1992.



Kuva 37. Kokonaistypen tase ( $\text{kg d}^{-1}$ ) Pyhäjärvessä vuonna 1992.

Taulukko 20. Pyhäjärven avovesikauden (5.6.–16.9.1992) kiintoaineen, kokonaisfosforin ja kokonaistypen tase ( $\text{kg d}^{-1}$ ).

|                     | TN     | TP    | SS <sub>nucl</sub> |
|---------------------|--------|-------|--------------------|
| Ulkoinen kuormitus  | 510    | 17    | 1 300              |
| Ulosvirtaus         | 130    | 18    | 830                |
| Varastomuutos       | -550   | 60    | 1 800              |
| Nettolaskeutuminen  | 930    | -61   | -1 330             |
| Bruttolaskeutuminen | 28 000 | 5 100 | 3 200 000          |
| Sisäinen kuormitus  | 27 000 | 5 200 | 3 200 000          |

#### 4.6 Pohja-aineksen fosforipitoisuus ja -jakeet sekä fosforin käyttökelpoisuus leville

Tässä tutkimuksessa määritettiin viiden Pyhäjärven pohja-ainesnäytteen fosforipitoisuus, fosforin potentiaalinen käyttökelpoisuus leville sekä kyky sitoa fosforia. Tämän lisäksi Turun yliopiston maaperägeologian osastolla määritettiin yhdeksästä pohja-ainesnäytteestä fosforipitoisuus typpihappo-suolahappo-liuotuksella sekä fosforijakeet (Kauppila 1993).

Pohja-aineksen fosforipitoisuus vaihteli eroosiopohjilla välillä  $0,7\text{--}0,8 \text{ mg g}^{-1}$  (keskiarvo  $0,7 \text{ mg g}^{-1}$ ) ja kulkeutumispohjilla  $0,9\text{--}1,2 \text{ mg g}^{-1}$  (keskiarvo  $1,0 \text{ mg g}^{-1}$ ). Syvänteellä se oli  $2,0 \text{ mg g}^{-1}$  (Kauppila 1993). Pohja-aineksen fosforipitoisuuden pinta-alalla painotettu keskiarvo oli  $0,9 \text{ mg g}^{-1}$ . Typpihappo-suolahappo -uutos antoi syvän-  
nenäytettä lukuunottamatta pienempiä arvoja kuin tässä tutkimuksessa käytetty vesimäärityksiin perustuva menetelmä (hiukkasmainen fosfori jaettuna kiintoainepitoisuudella).

Natriumhydroksidilla (NaOH) uuttui 8–64 % pohja-ainesnäytteiden kokonaisfosforista. Eniten NaOH:lla uuttuvaa fosforia oli syvän-  
nenäytteessä. NaOH:lla uuttuva fosfori kuvaa lähinnä rautaan ja alumiiniin sitoutunutta fosforia. Suolahapolla (HCl) uuttuvaa apatiittifosforia oli 21–72 % pohja-ainesnäytteiden kokonaisfosforista. Eniten tätä fosforijaetta oli eroosiopohjilla ja vähiten syvänteessä. Pohja-aineksen eloperäisen aineen määrää kuvaavan heikutushäviön arvo vaihteli välillä 4–16 % kuiva-  
aineen määrästä. Suurin heikutushäviö oli syvänteen pohja-aineksella (Kauppila 1993).

Suodattamalla määritetty pohja-aineksen huokosveden liunneen reaktiivisen fosforin pitoisuus vaihteli näytteissä 4 ja  $7 \mu\text{g l}^{-1}$  välillä. Ammoniumkloridilla uuttuvaa löyhästi sitoutunutta fosforia näytteissä ei ollut lainkaan (Kauppila 1993).

Pohja-aineksen fosforista keskimäärin 3,9 % oli leville potentiaalisesti käyttökelpoista. Käyttökelpoisuus oli pienin (2,0 %) Yläneenjoen edustan havaintopaikalla. Suurin käyttökelpoisuus (5,2 %) oli Pyhäjärven kaakkoisosasta Vahoniemennokan eteläpuolelta otetussa näytteessä. Tässä näytteessä NaOH:lla uuttuvan reaktiivisen fosforin osuus oli suurin.

Taulukko 21. Pyhäjärven pohja-aineksen fosforipitoisuus ja -jakeet sekä fosforin käyttökelpoisuus leville ja tasapainopitoisuudet. Näytteet otettu 21.9.1992. SSP= kiintoaineen fosforisisältö, NaOH-RP=NaOH:lla uuttuva reaktiivinen fosfori, HCl-P=HCl:lla uuttuva fosfori (Kauppila 1993), BAPP=leville käyttökelpoinen hiukkasmaainen fosfori, EPC=tasapainopitoisuus.

| Näyte <sup>1</sup> | SSP <sup>2</sup><br>µg g <sup>-1</sup> | SSP <sup>3</sup><br>µg g <sup>-1</sup> | NaOH-RP<br>mg g <sup>-1</sup> /<br>% TP:stä | HCl-P<br>mg g <sup>-1</sup> /<br>% TP:stä | BAPP<br>% | EPC<br>µg l <sup>-1</sup> |
|--------------------|--|--|---|---|-----------|---------------------------|
| 1                  | 1,4                                    | 2,1                                    | 1,3/62                                      | 0,7/36                                    | ..        | 72                        |
| 4                  | 1,2                                    | 0,8                                    | 0,2/25                                      | 0,3/44                                    | 2,0       | 34                        |
| 5                  | 1,0                                    | 0,7                                    | 0,3/43                                      | 0,4/55                                    | 5,2       | 72                        |
| 8                  | 1,2                                    | 0,9                                    | 0,2/22                                      | 0,3/40                                    | 3,7       | -                         |
| 9                  | 1,5                                    | 0,9                                    | 0,1/11                                      | 0,4/42                                    | 4,7       | ..                        |
| KA                 | 1,3                                    | 1,1                                    | 0,4/36                                      | 0,4/43                                    | 3,9       | 59                        |

<sup>1</sup> Näytteet: 1=Syväne, 4=Yläneenjoen edusta, 5=Vahoniemennokan eteläpuoli, 8=Eenokin edusta, 9=Emänkarin länsipuoli

<sup>2</sup> laskettu vesianalyysien perusteella

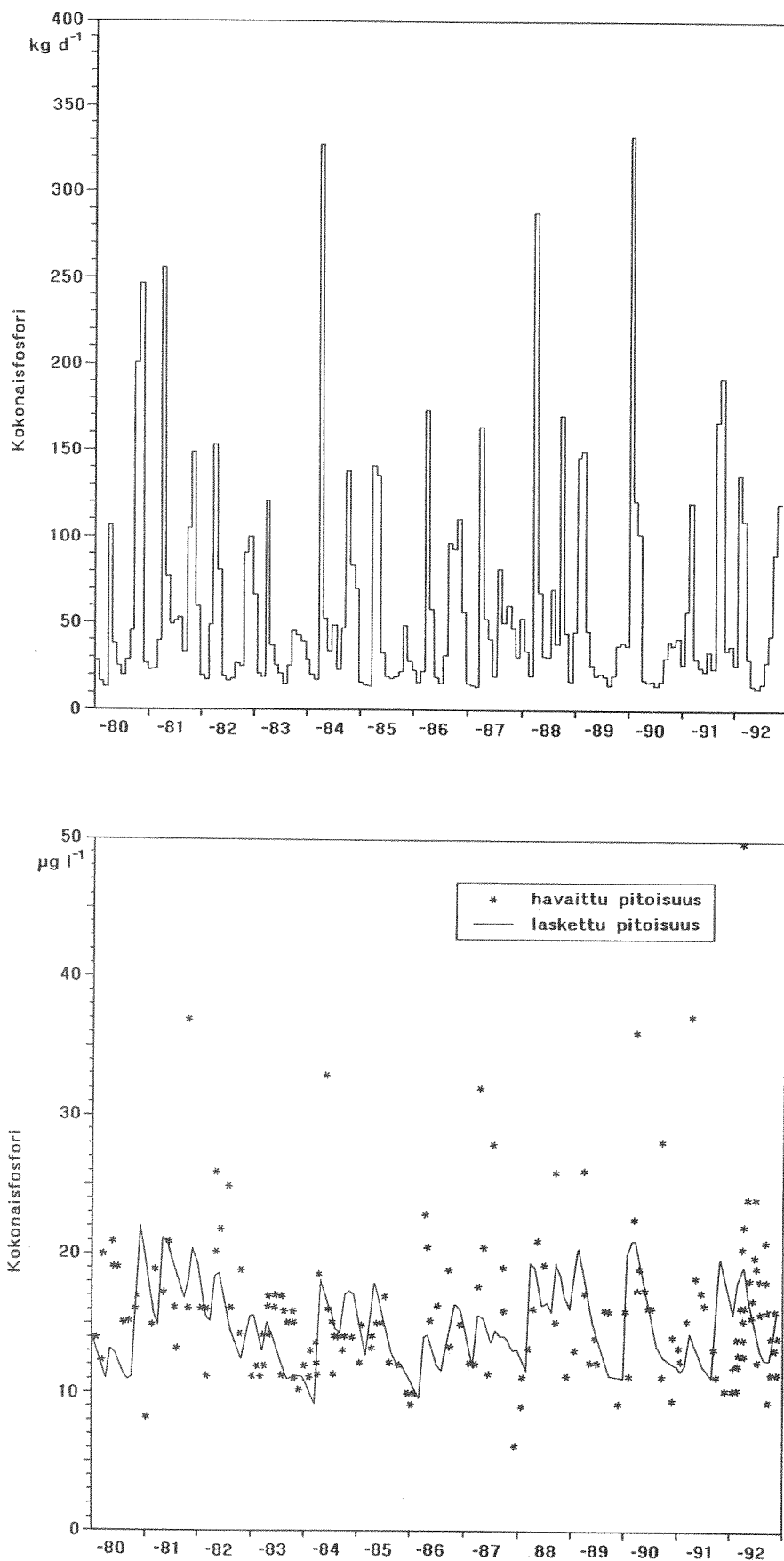
<sup>3</sup> (typpihappo-suolahappo -uutto, Kauppila 1993)

Pohja-aineksen tasapainopitoisuus vaihteli välillä 34–72 µg l<sup>-1</sup> (taulukko 21). Pienin tasapainopitoisuus oli Yläneenjoen edustalta otetussa näytteessä, joka sisälsi myös vähiten potentiaalisesti käyttökelpoista fosforia. Eenokin edustalta otetusta näytteestä vapautui fosforia kaikissa fosforipitoisuuksissa suurin piirtein saman verran, eikä näytteelle siten voitu määrittää tasapainopitoisuuden arvoa. Fosforin vapautuminen johtui tässä näytteessä todennäköisesti eloperäisen aineen hajoamisesta.

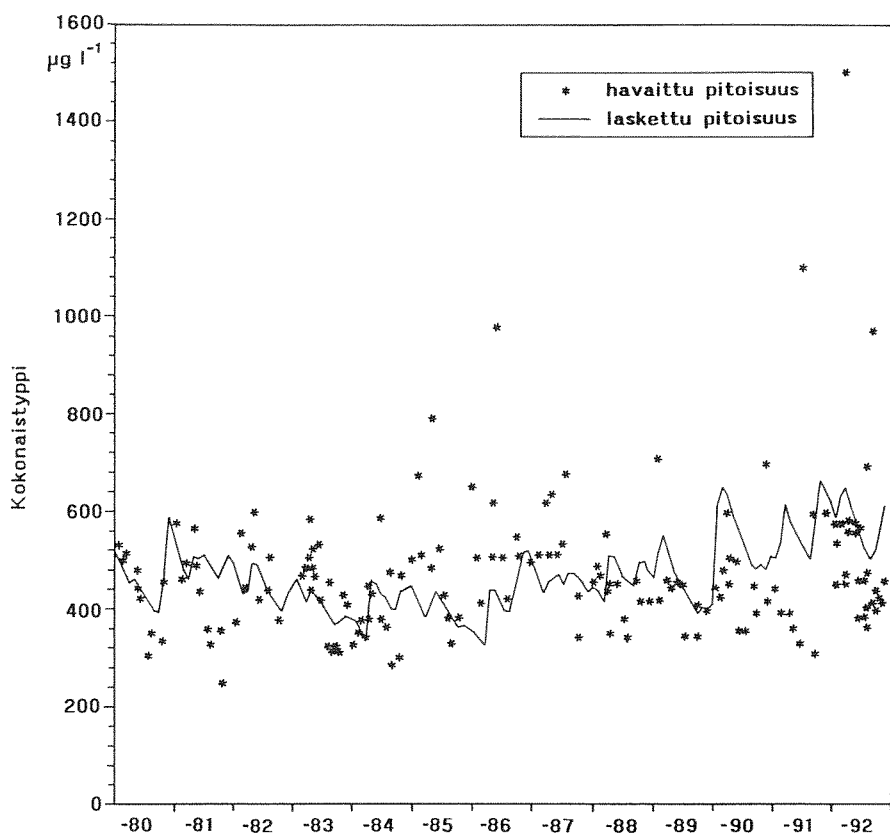
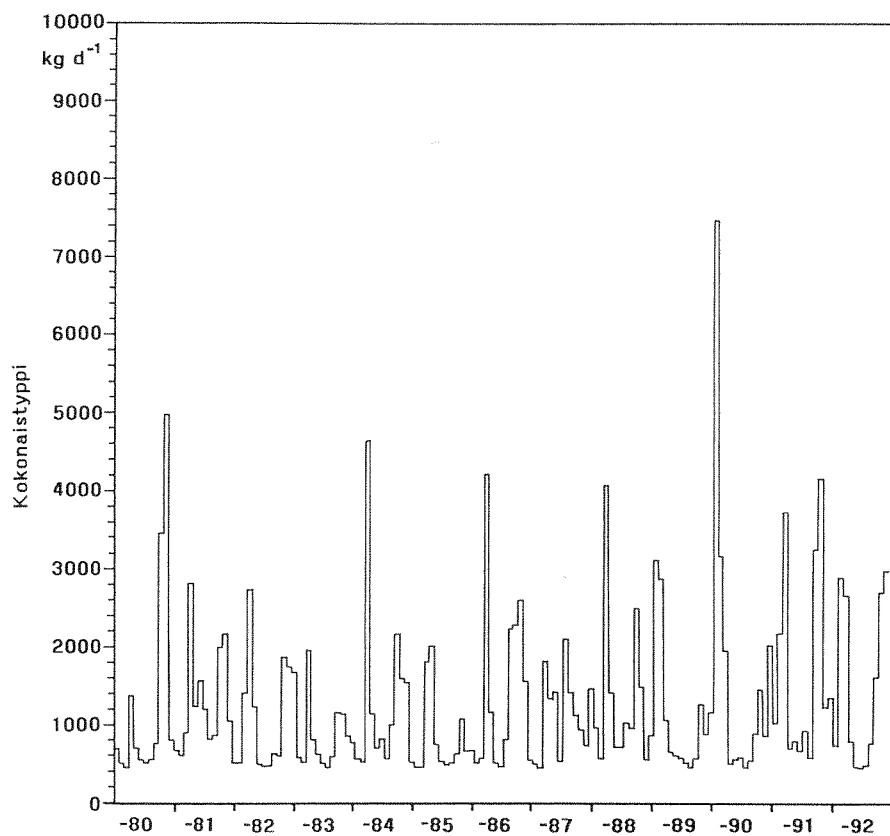
Pohja-aineksestä vapautui tasapainopitoisuutta pienemmissä fosforipitoisuuksissa hyvin vähän fosforia. Tasapainopitoisuutta korkeammissa fosforipitoisuuksissa fosforia myös sitoutui vähän. Siten pohja-aineksen kyky puskuroida veden fosforipitoisuutta oli vähäinen. Suurin puskurikyky oli syvänteen pohja-aineksella.

## 4.7 Kokonaisravinnepitoisuuksien laskenta

Kokonaisravinteiden pitoisuuksia kuvaavalla pistemallilla tarkasteltiin ulkoisen kuormituksen vaikutuksia järven kokonaisravinnepitoisuuksiin vuosina 1980–1992. Mallissa käytettiin kuukauden keskikuormituksia ja se kalibroitiin luusuan kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppihavainnoilla (kuvat 38 ja 39). Kokonaisfosforin nettolaskeutumismoodeksi saatiin 0,022 m d<sup>-1</sup> ja kokonaistypen 0,014 m d<sup>-1</sup>. Pistemallilla lasketut luusuan kokonaisravinnepitoisuudet vastasivat suuruusluokaltaan havaittuja arvoja. Malli aliarvioi fosforipitoisuutta mm. vuosina 1980, 1982 ja 1986. 1980-luvun puolivälissä mallilla laskettu kokonaistypen pitoisuus oli pienempi kuin havaittu. Malli yliarvioi kokonaistypen pitoisuuksia vuosina 1990 ja 1991. Näinä vuosina järven kokonaistyyppipitoisuus ei ole noussut samassa suhteessa kuin tyyppikuormitus.



Kuva 38. Kokonaisfosforin kuormitus sekä laskettu ja havaittu pitoisuus vuosina 1980–1992.

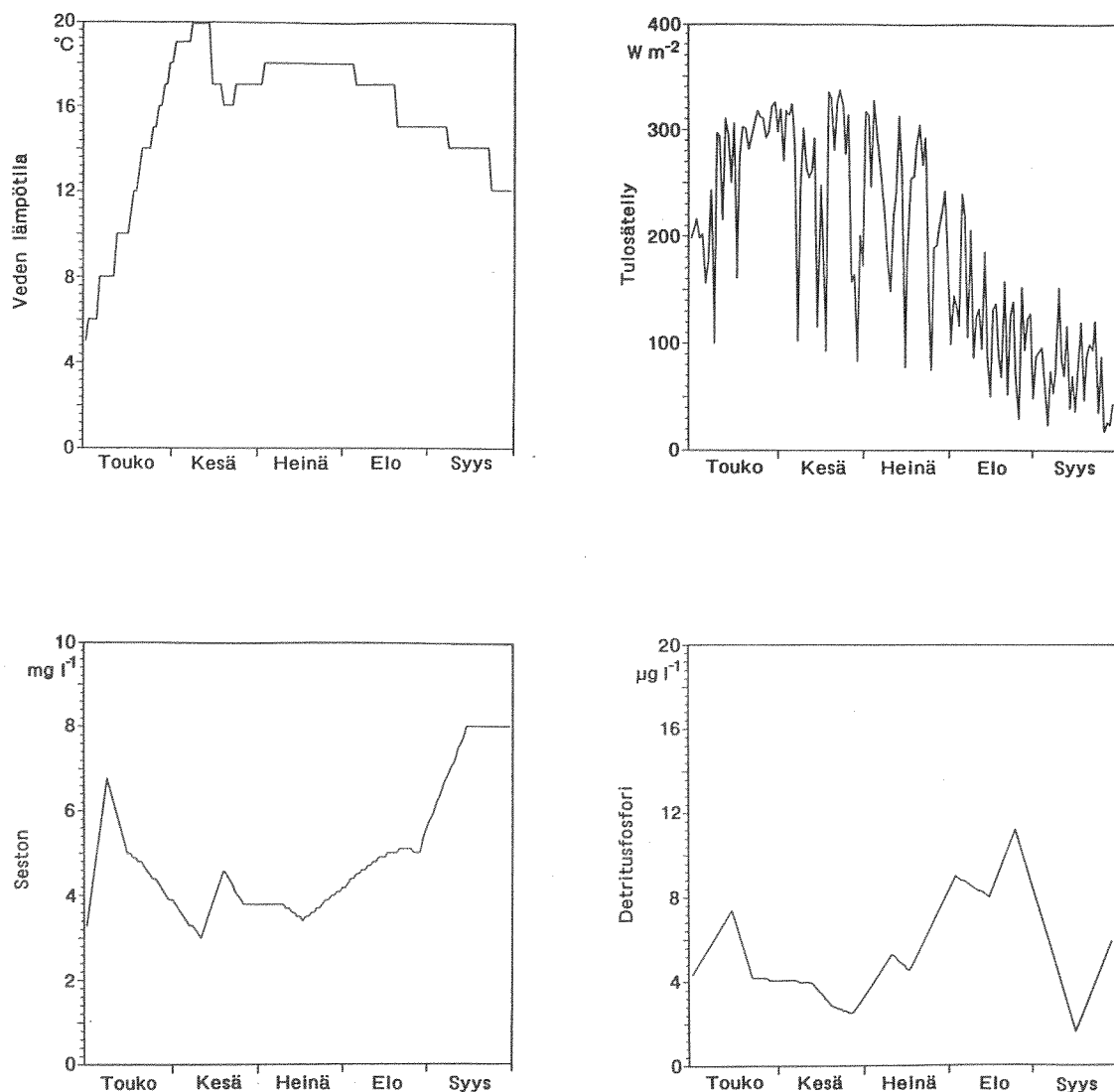


Kuva 39. Kokonaistyyppien kuormitus sekä laskettu ja havaittu pitoisuus vuosina 1980–1992.

## 4.8 Liuenneiden ravinteiden ja kasviplanktonbiomassan laskenta

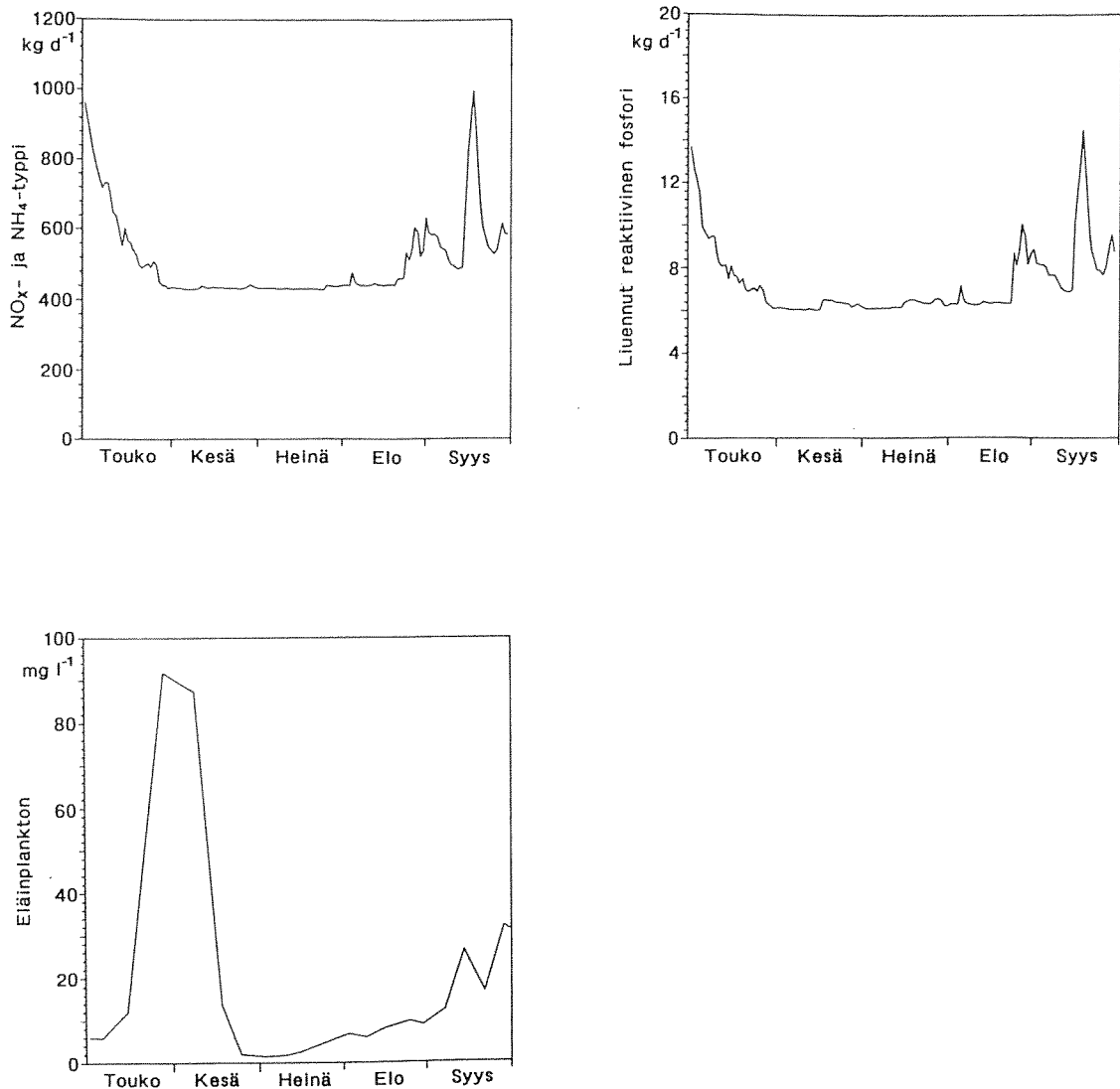
### Pistemalli

Pistemallin syöttötiedot esitetään kuvissa 40 ja 41. Malli kalibroitiin syvänteen avovesi-kauden 1992 syvyyden suhteen painotetuilla keskipitoisuuksilla. Mallin kertoimet esitetään taulukoissa 22 ja 23.



Kuva 40. Avovesikauden 1992 syvänehavaintopaikan syvyyden suhteen painotetut lämpötilan, sestonin ja detritusfosforin pitoisuudet sekä tulosäteily.

Pistemallilla laskettu liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus oli kevättä lukuunottamatta korkeampi kuin havaittu pitoisuus (kuva 42). Laskettu pitoisuus nousi loppukesällä, koska mallissa fosforia vapautui tällöin resuspendoituneesta eloperäisestä hiukkasmäisestä aineksestä. Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus järvessä oli yleensä määrittämissä rajoilla 2  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Siten fosforipitoisuutta kuvaavia kertoimia ei voitu luotettavasti määrittää.

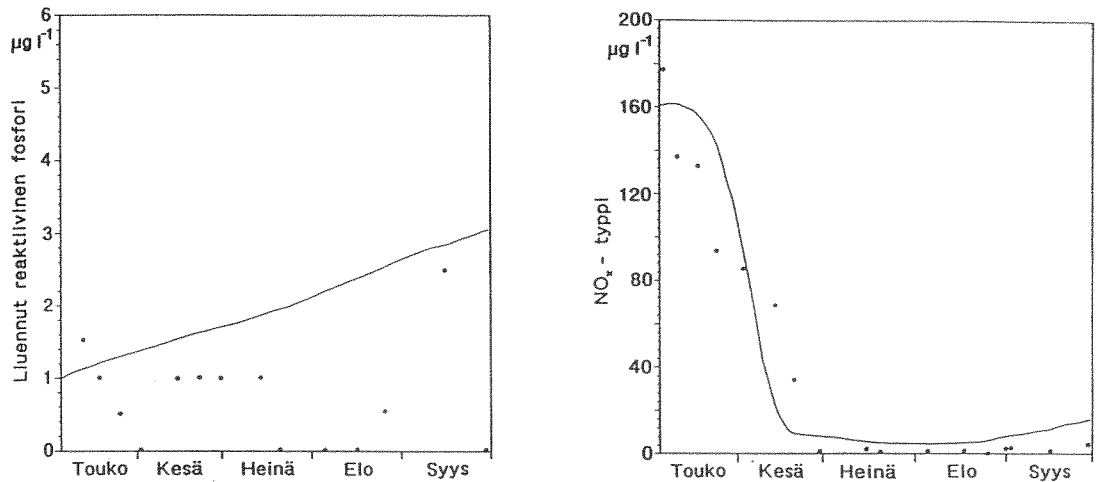


Kuva 41. Avovesikauden 1992 liuenneen reaktiivisen fosforin ja NO<sub>x</sub>- ja NH<sub>4</sub>-typen kuormitus sekä eläimplanktonin biomassa.

Nitraatti- ja nitriittitypen laskettu pitoisuus vastasi melko hyvin havaittua pitoisuutta (kuva 42). Malli ei ottanut huomioon kesäkuun kerrostuneisuuden vaikutusta pitoisuuteen. Laskettu nitraattityppipitoisuus oli loppukesällä jonkin verran havaittua korkeampi.

Laskettu ja havaittu levien kokonaisbiomassa vastasivat hyvin toisiaan (kuva 43). Piilevien laskettu ja havaittu biomassa olivat samalla tasolla, mutta laskettu keväthuippu ajoittui havaittua myöhemmäksi. Kultalevien ja tyypeä sitovien sinilevien biomassa malli kuvasi hyvin. Muiden levien laskettu biomassa noudatti syksyä lukuunottamatta havaittua biomassa.

Kalibroinnin perusteella levien kasvun lämpötilariippuvuus oli piileviä lukuun ottamatta melko voimakas (kuva 44). Avovesikaudella 1992 veden lämpötila vaihteli välillä 4–20°C. Lämpötila hidasti keväällä ja syksyllä muiden kuin piilevien kasvua, hajoamista ja laskeutumista.



Kuva 42. Laskettu ja havaittu liuenneen reaktiivisen fosforin ja NO<sub>x</sub>-typen pitoisuus avovesikaudella v. 1992.

Säteily rajoitti levien kasvua, kun sen vuorokauden keskiarvo voimakkuus oli alle 100 W m<sup>-2</sup> (kuva 45). Tyypeä sitovat sinilevät tarvitsivat muita leviä enemmän säteilyä. Avovesikaudella 1992 säteilyn voimakkuus vaihteli välillä 0–300 W m<sup>-2</sup>. Loppukesällä ja pilvisinä jaksoina säteily on rajoittanut levien kasvua.

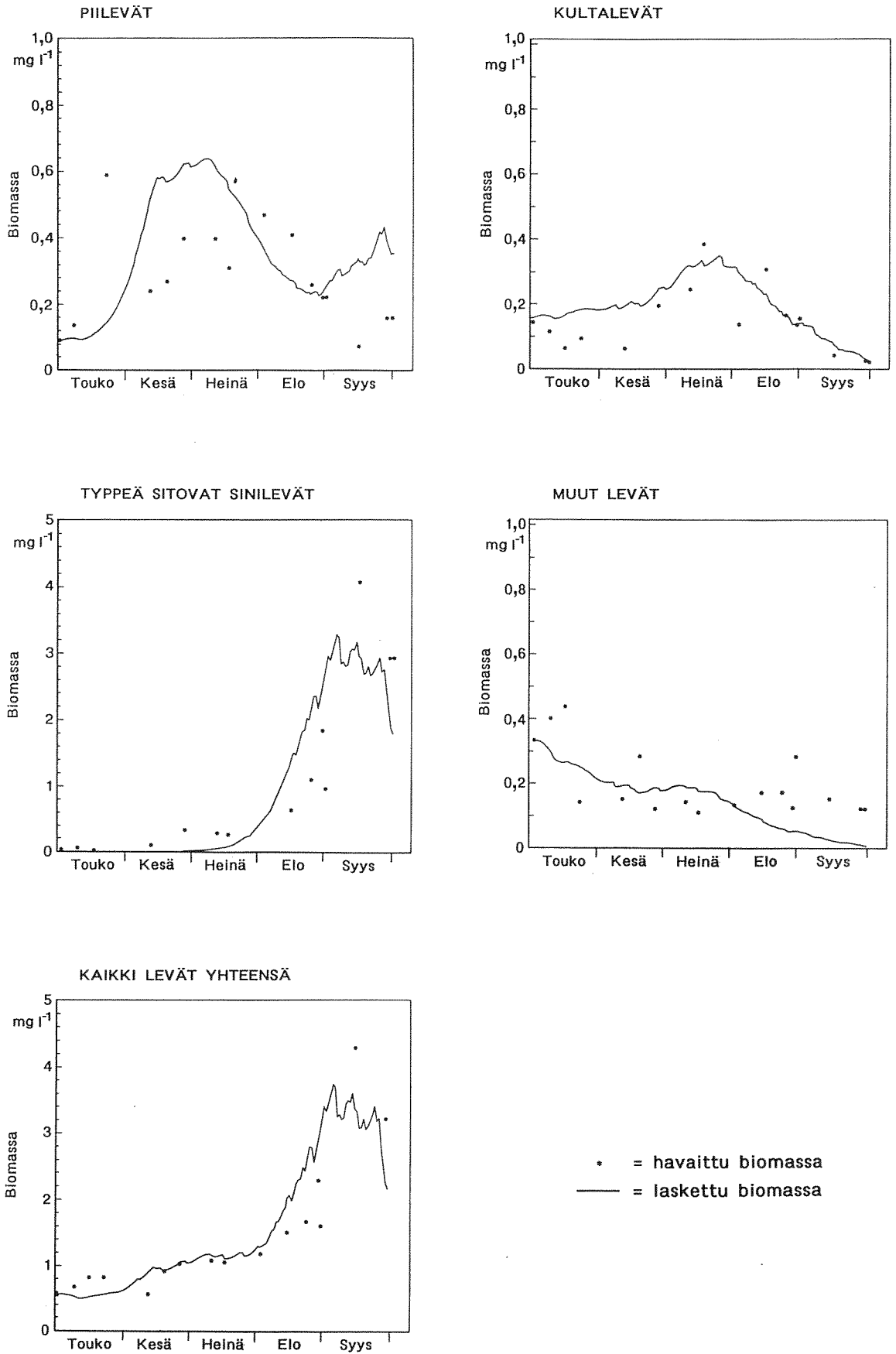
Sestonin (=kiintoainepitoisuus + levien biomassa) puolikyllästysvakio oli kaikilla leväryhmillä lähes sama (kuva 46). Kasvukaudella veden sestonin pitoisuus vaihteli välillä 3–8 mg l<sup>-1</sup>. Veden sameus rajoitti lievästi levien kasvua keväällä ja syksyllä.

Liuennut reaktiivinen fosfori rajoitti kaikkien leväryhmien kasvua pitoisuuksilla 0–5 µg l<sup>-1</sup> (kuva 47). Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus vaihteli kasvukaudella 1992 välillä 0–3 µg l<sup>-1</sup>. Siten se rajoitti kasvua koko kasvukauden ajan. Piilevät ja tyypeä sitovat sinilevät tarvitsevat kasvuunsa enemmän fosforia kuin muut levät.

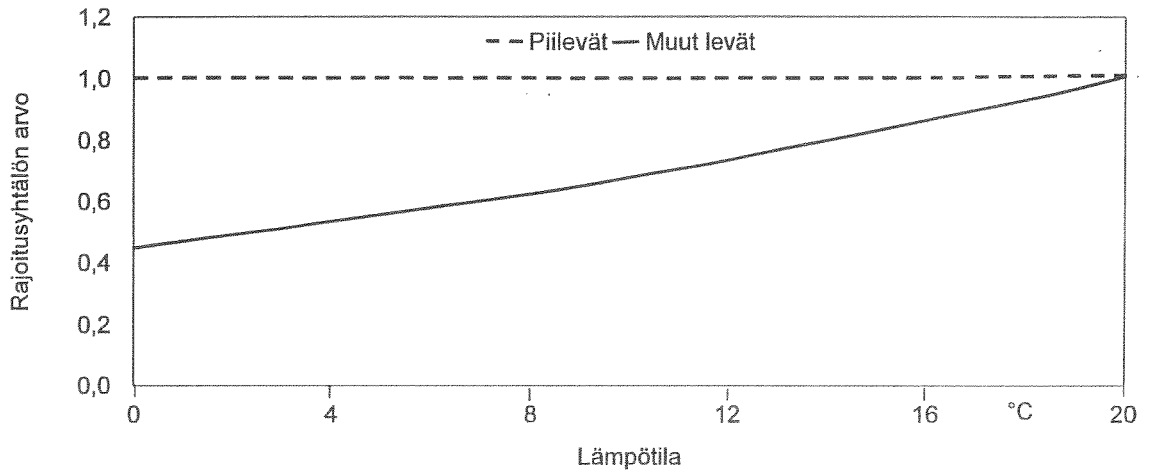
Typpi rajoitti muiden kuin tyypeä sitovien sinilevien kasvua pitoisuuksilla 0–25 µg NO<sub>x</sub>-N l<sup>-1</sup> (kuva 48). Malliin sisältyy oletus, että tyypeä sitovien sinilevien kasvu ei riipu veden typen pitoisuudesta. Typen pitoisuudet vaihtelivat kasvukaudella 1992 välillä 0–160 µg NO<sub>x</sub>-N l<sup>-1</sup>. Siten typpi rajoitti levien kasvua kesä–heinäkuun vaihteesta lähtien. Piilevät tarvitsevat kasvuunsa tyypeä muita leviä enemmän.

Eri leväryhmien kasvun kokonaisrajoitusyhtälöt laskettiin rajoitusyhtälöiden tulona (kuva 49). Kokonaisrajoitusyhtälö kuvaa sitä, miten eri tekijät yhdessä rajoittavat kasviplanktonin kasvua. Kun rajoitusyhtälön arvo on yksi, kasvu on optimaalista. Kun arvo on nolla, kasvua ei tapahdu lainkaan. Eri leväryhmien biomassaan vaikuttaa rajoitusyhtälöiden lisäksi kasvu-, hajoamis- ja laskeutumiskertoimet sekä eläinplanktonin laidunnus.

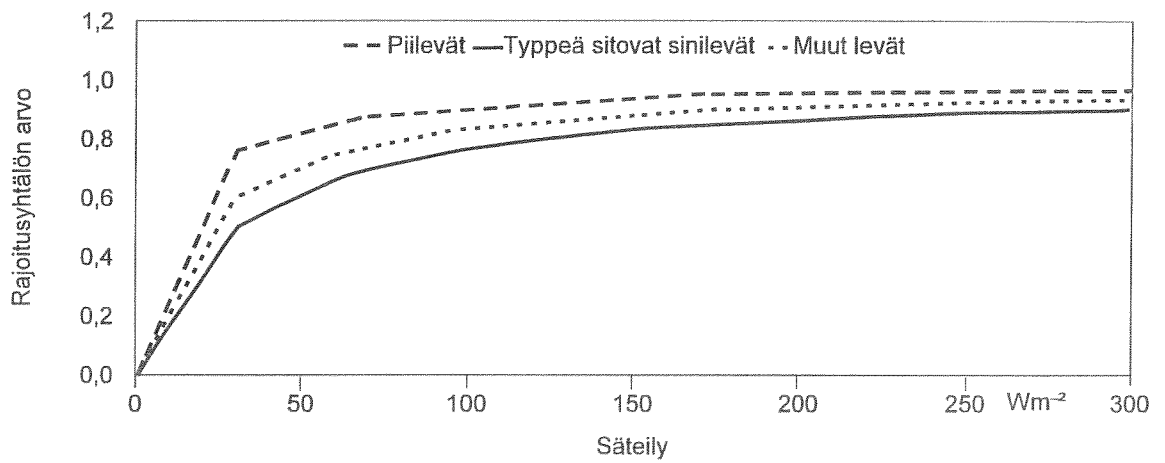




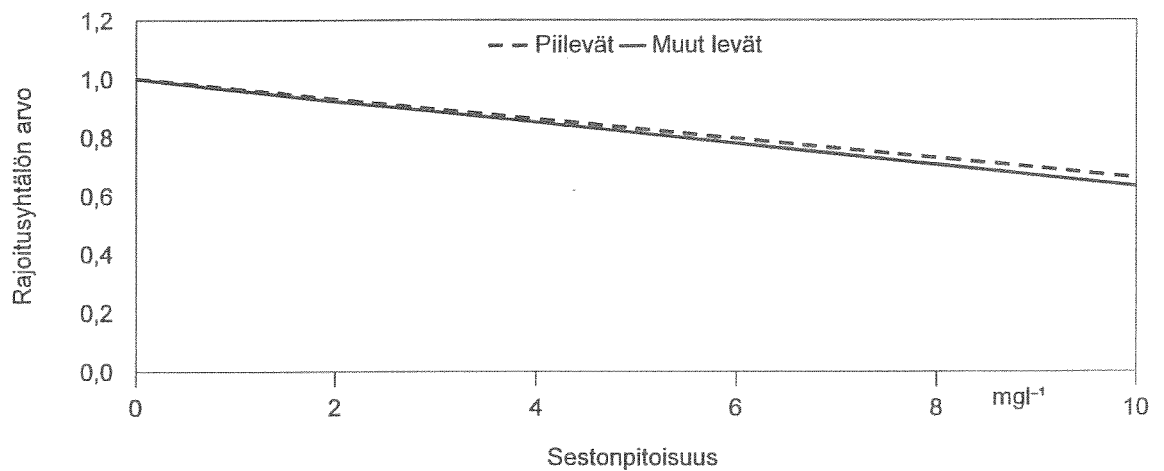
Kuva 43. Pyhäjärven laskettu ja havaittu piilevien, kultalevien, typpeä sitovien sinilevien, muiden levien sekä kaikkien yhteenlaskettu biomassa kasvukaudella 1992.



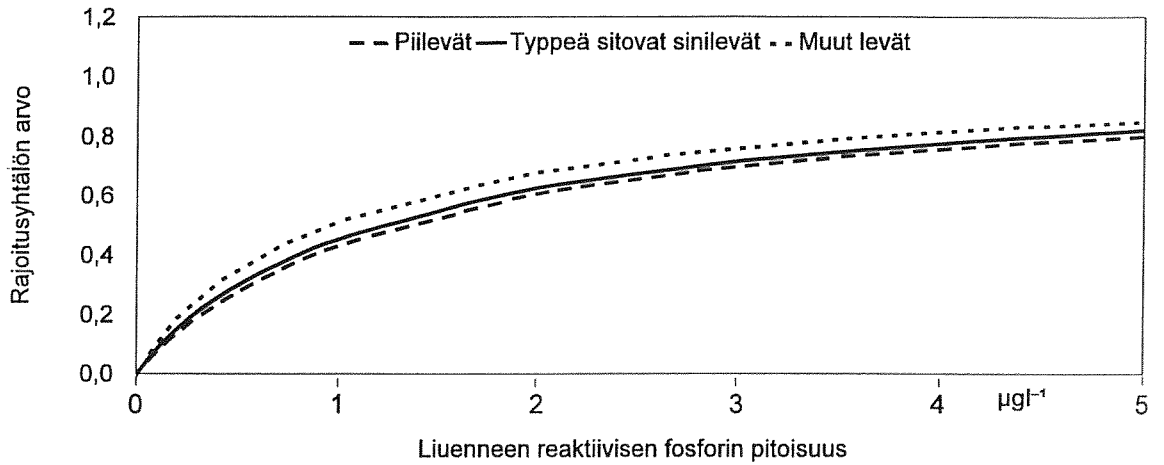
Kuva 44. Lämpötilan rajoitusyhtälö piilevien ja muiden levien kasvulle.



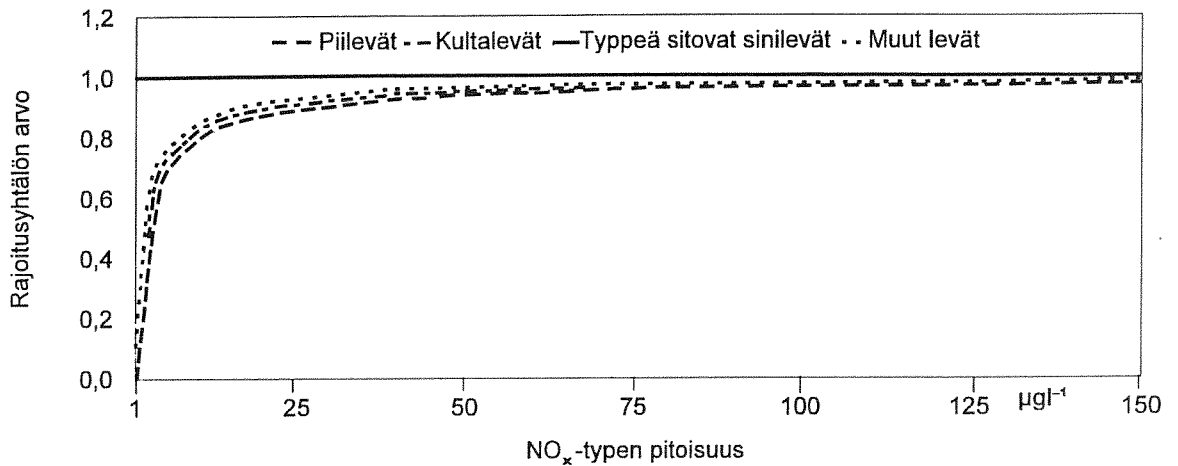
Kuva 45. Auringon kokonaissäteilyn voimakkuuden rajoitusyhtälö piilevien, typeä sitovien sinilevien ja muiden levien kasvulle.



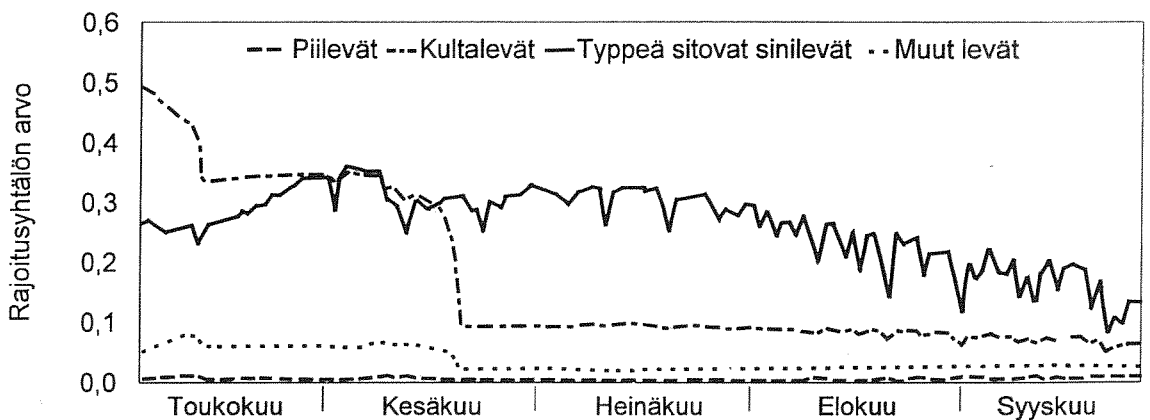
Kuva 46. Sestonpitoisuuden rajoitusyhtälö piilevien ja muiden levien kasvulle.



Kuva 47. Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuuden rajoitusyhtälö piilevien, typeeä sitovien sinilevien ja muiden levien kasvulle.



Kuva 48.  $\text{NO}_x$ -tyypen pitoisuuden rajoitusyhtälö piilevien, kultalevien, typeeä sitovien sinilevien ja muiden levien kasvulle.



Kuva 49. Eri leväryhmien kokonaisrajoitusyhtälöiden arvot kasvukaudella 1992. Kokonaisrajoitusyhtälö on lämpötilan, säteilyn, suspendoituneen aineksen, liuenneen reaktiivisen fosforin sekä  $\text{NO}_x$ -tyypen rajoitusyhtälöiden tulo.

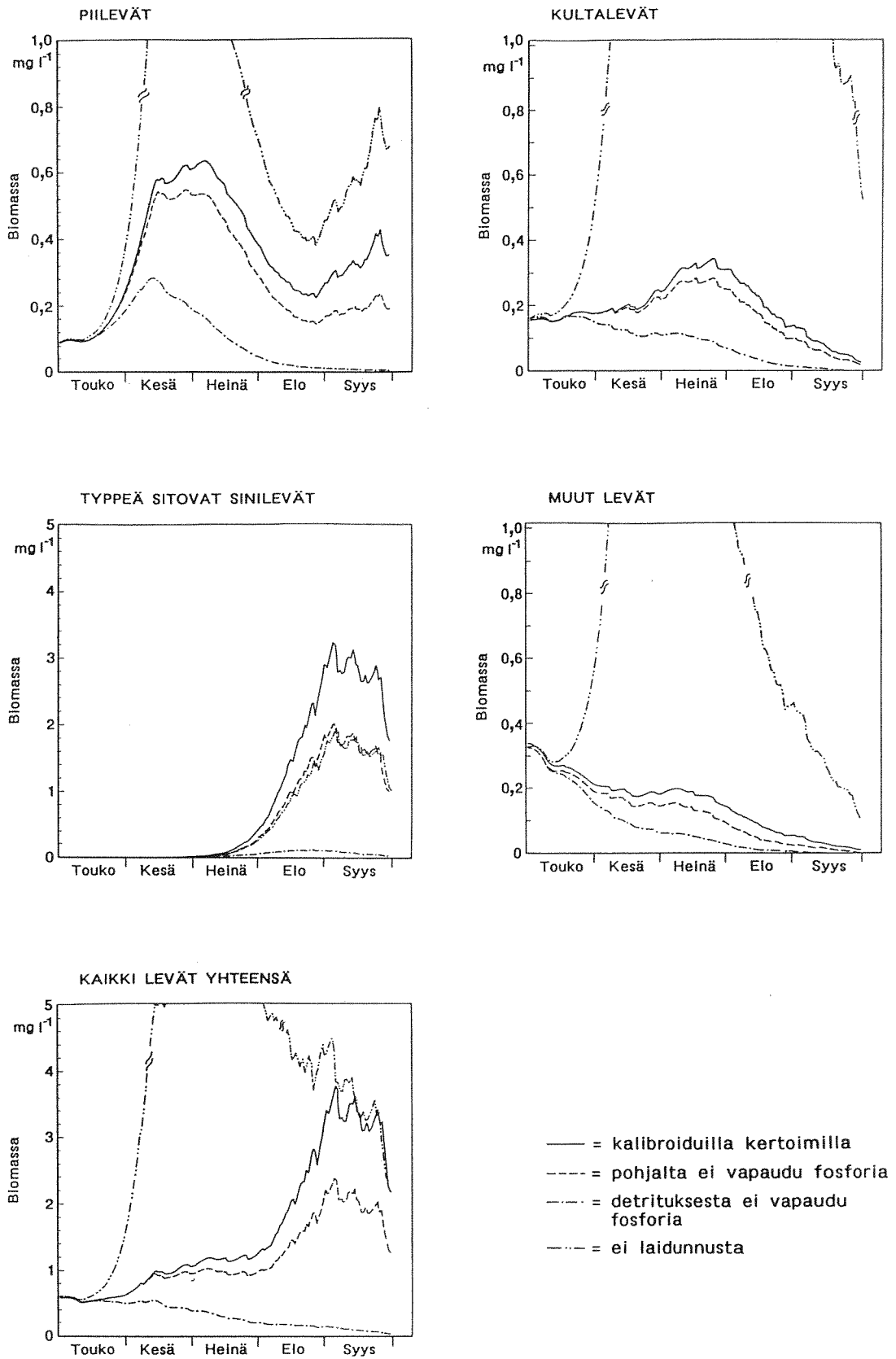
Muilla kuin typpeä sitovilla sinilevillä kokonaisrajoitusyhtälön arvo laski huomattavasti kesä–heinäkuun vaihteessa typen vähenemisestä johtuen. Typpeä sitovilla sinilevillä kokonaisrajoitusyhtälön arvo laski loppukesällä hitaasti säteilyn ja lämpötilan laskun vaikutuksesta. Typpeä sitovilla sinilevillä kokonaisrajoitusyhtälön arvo oli korkeimmillaan keskikesällä kun taas muilla levillä arvo oli korkein kasvukauden alussa.

Pistemallin herkkyys sisäiselle kuormitukselle ja eläinplanktonin laidunnukselle tutkittiin muuttamalla vuorotellen nollaksi fosforin vapautumisnopeus pohjalta, detritusfosforin hajoamisnopeus sekä eläinplanktonin laidunnuskertoimet (kuva 50). Tulokset osoittivat, että detritusfosfori ja pohjalta vapautuva fosfori vaikuttavat loppukesällä kaikkien leväryhmien kasvuun. Lisäksi eläinplanktonin laidunnus näyttää rajoittavan merkittävästi levien kasvua alkukesällä.

Pyhäjärvässä levien kasvua rajoitti ensisijaisesti liuennun reaktiivisen fosforin ja  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuus. Kasvukauden alussa myös lämpötila ja eläinplanktonin laidunnus sekä loppukesällä säteily rajoittivat kasvua merkittävästi. Koska typpeä sitovat sinilevät eivät ole riippuvaisia  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuudesta, ne pystyvät hyödyntämään detrituksesta ja pohjalta vapautuvaa fosforia. Eläinplankton ei laiduntanut sinileviä.

Taulukko 22. Pistemallin kertoimet (kasviplanktonosamalli).

| Kertoimet                              | Symboli          | Laatu               | Kertoimien arvo leväryhmittäin |             |            |                          |
|--|------------------|---------------------|--------------------------------|-------------|------------|--------------------------|
|  |                  |                     | pii-levät                      | kulta-levät | sini-levät | typeä sitovat muut levät |
| Kasvu                                  | $\mu$            | $\text{d}^{-1}$     | 1,34                           | 1,14        | 1,17       | 1,2                      |
| Hajoaminen                             | $\rho$           | $\text{d}^{-1}$     | 0,4                            | 0,41        | 0,42       | 0,42                     |
| Laskeutuminen                          | $\sigma$         | $\text{m d}^{-1}$   | 0,26                           | 0,04        | 0,04       | 0,27                     |
| DRP:n puolik.                          | $K_{\text{DRP}}$ | –                   | 1,38                           | 1,0         | 1,255      | 1,0                      |
| $\text{NO}_x$ -N:n puolikyllästysvakio | $K_{\text{NOX}}$ | –                   | 2,7                            | 2,0         | 0,0        | 1,8                      |
| Sestonin puolikyllästysvakio           | $K_S$            | –                   | 30                             | 30          | 30         | 27                       |
| Säteilyn puolikyllästysvakio           | $K_I$            | –                   | 10                             | 30          | 30         | 20                       |
| Lämpötilakerroin                       | $\theta$         | –                   | 1,0                            | 104         | 1,04       | 1,04                     |
| Epl-laidunnus                          | $p$              | $\text{d}^{-1}$     | 0,0004                         | 0,0008      | 0,0        | 0,001                    |
| Kpl:n P-sis.                           | AP               | $\text{mg mg}^{-1}$ | 0,01                           | 0,01        | 0,01       | 0,01                     |
| Kpl:n N-sis.                           | AN               | $\text{mg mg}^{-1}$ | 0,01                           | 0,01        | 0,01       | 0,01                     |



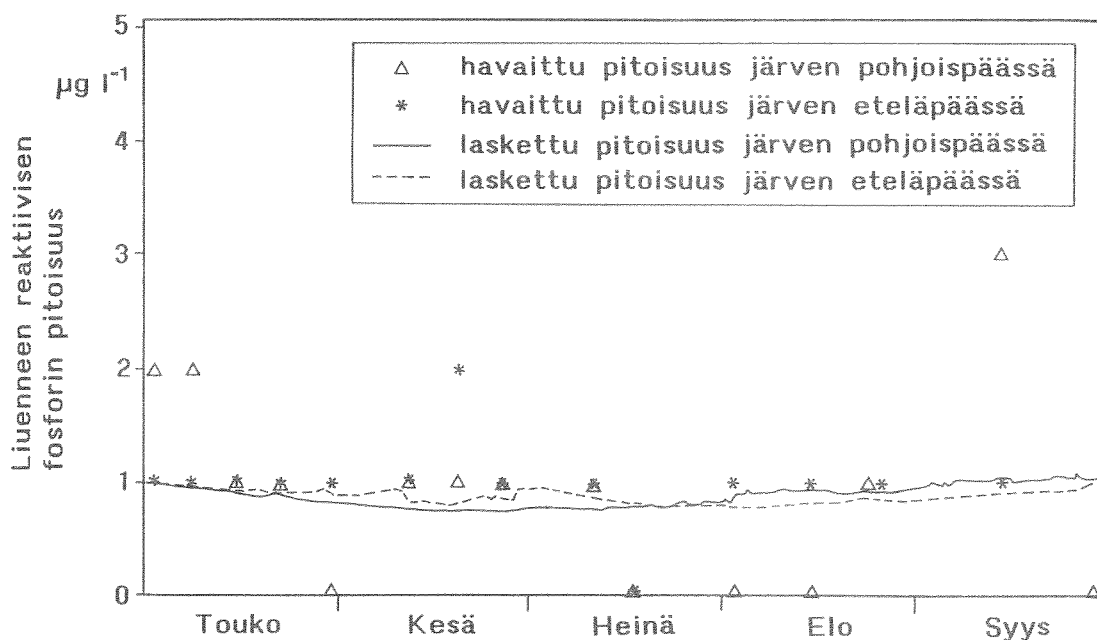
Kuva 50. Sisäisen kuormituksen ja eläinplanktonin laidunnuksen vaikutus pistemallilla laskettuun kasviplanktonbiomassaan. Eri leväryhmien biomassa laskettuna kalibroiduilla kertoimilla, kun fosforin vapautumisnopeus pohjalta on nolla, kun eloperäisen hiukkasmaisen fosforin hajoamisnopeus on nolla ja kun eläinplanktonin laidunnus on nolla.

Taulukko 23. Pistemallin kertoimet (ravinneosamalli).

| Kerroin   | Symboli                  | Laatu                            | Arvo  |
|---|--------------------------|----------------------------------|-------|
| Denitrifikaatio                                 | $I_{\text{DENITR}}$      | $\text{d}^{-1}$                  | 0,19  |
| $I_{\text{DENITR}}$ :n lämpötilakerroin         | $\Theta_{\text{DENITR}}$ | -                                | 1,30  |
| $\text{NO}_x\text{-N}$ :n vapautuminen pohjalta | $I_{\text{NBOT}}$        | $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ | 0,02  |
| $I_{\text{NBOT}}$ :n lämpötilakerroin           | $\Theta_{\text{NBOT}}$   | -                                | 1,15  |
| DRP:n vapautuminen pohjalta                     | $I_{\text{PBOT}}$        | $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ | 0,008 |
| $I_{\text{PBOT}}$ :n lämpötilakerroin           | $\Theta_{\text{PBOT}}$   | -                                | 1,25  |
| DET P:n hajoaminen                              | $I_{\text{DETP}}$        | $\text{d}^{-1}$                  | 0,01  |
| $I_{\text{DETP}}$ :n lämpötilakerroin           | $\Theta_{\text{DETP}}$   | -                                | 1,08  |

### Kaksiulotteinen malli

Kaksiulotteisen mallin kertoimien arvot on esitetty taulukossa 24. Kaksiulotteinen malli kuvasi liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuutta sen määritystarkkuuteen nähden hyvin (kuva 51). Malli kuvasi myös  $\text{NO}_x$ -tyypin pitoisuuksia suhteellisen hyvin. Laskettu typpipitoisuus kului kesäkuun puolivälistä lähtien nopeammin kuin todellisuudessa (kuva 52). Myös mallin mukaan typpipitoisuudet nousivat vähän syksyllä.



Kuva 51. Liuenneen reaktiivisen fosforin havaittu ja laskettu pitoisuus 1992.

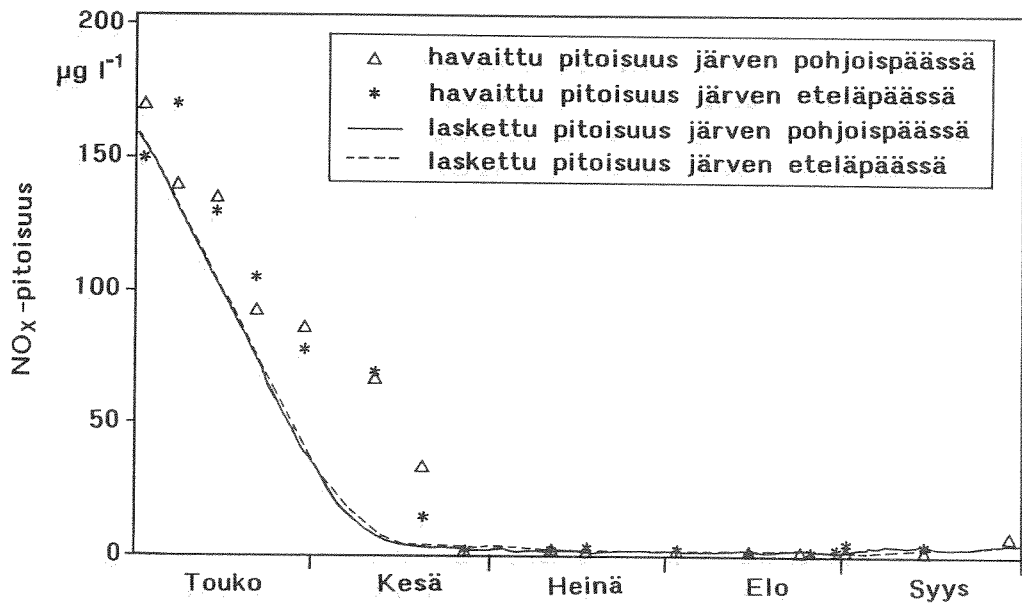
Kaksiulotteisella mallilla kasviplankton kuvattiin yhtenä ryhmänä. Mallilla ei kuvattu lainkaan tyypeä sitovia sinileviä. Malli kuvasi kasviplanktonin biomassaa kohtalaisen hyvin mutta antoi jonkin verran havaittuja arvoja suurempia tuloksia (kuva 53). Malli ei pystynyt kuvaamaan kasviplanktonin keväthuippua ja sitä seuraavaa järven lyhytaikaisesta kerrostumisesta johtuvaa kasviplanktoniminimiä.

Taulukko 24. Kaksiulotteisessa mallissa käytettyjen kertoimien arvot.

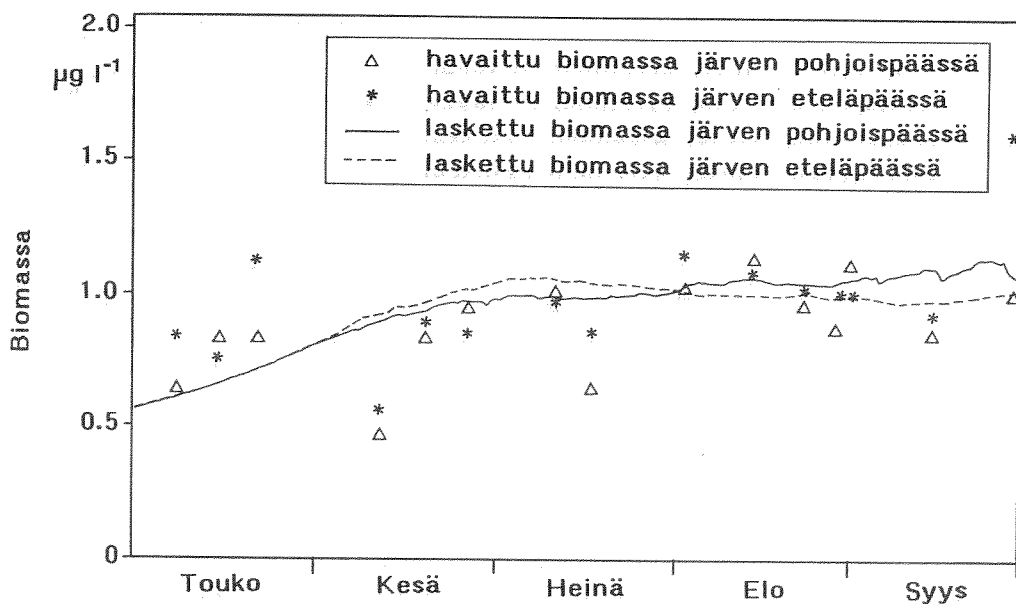
| Kerroin   | Symboli           | Laatu                  | Arvo      |
|---|-------------------|------------------------|-----------|
| 1 Kiintoaineesamalli                                      |                   |                        |           |
| Resuspensionopeus   | $K_c$             | $s\ m^{-2}$            | 0,0000925 |
| Kriittinen leikkausvoima eroosiolle                       | $\tau_c$          | $N\ m^{-2}$            | 0,05      |
| Laskeutumisnopeus   | $W_s$             | $m\ d^{-1}$            | 0,8       |
| Kriittinen leikkausvoima laskeutumiselle                  | $\tau_d$          | $N\ m^{-2}$            | 0,045     |
| 2 Kasviplankton- ja ravinneosamalli                       |                   |                        |           |
| Kasvunopeus   | $\mu^{\wedge}$    | $1\ d^{-1}$            | 0,12      |
| Kuolemisnopeus  | $\rho^{\wedge}$   | $1\ d^{-1}$            | 0,0146    |
| Laskeutumisnopeus   | $\sigma^{\wedge}$ | $1\ d^{-1}$            | 0,04      |
| Puolikyllästysvakio liuenneelle reaktiiviselle fosforille | $K_{DRP}$         | $\mu g\ l^{-1}$        | 1,5       |
| Puolikyllästysvakio nitraatti- ja nitriittityypelle       | $K_{NOX}$         | $\mu g\ l^{-1}$        | 1,5       |
| Puolikyllästysvakio säteilylle                            | $K_{IR}$          | $W\ m^{-2}$            | 30,0      |
| Puolikylläsvakio suspendoituneelle aineelle               | $K_{SM}$          | $mg\ l^{-1}$           | 30,0      |
| Kasviplanktonin fosforisisältö                            | $\alpha_P$        | $\mu g\ \mu g^{-1}$    | 0,001     |
| Kasviplanktonin typpisisältö                              | $\alpha_N$        | $\mu g\ \mu g^{-1}$    | 0,01      |
| Fosforin vapautumisnopeus pohjalta                        | $\chi_P$          | $mg\ m^{-2}\ vrk^{-1}$ | 0,008     |
| Typen vapautumisnopeus pohjalta                           | $\chi_N$          | $mg\ m^{-2}\ vrk^{-1}$ | 0,02      |
| Denitrifikaationopeus                                     | $\beta$           | $d^{-1}$               | 0,16      |

Taulukko 25. Kaksiulotteisessa mallissa käytettyjen reaktionopeuskertoimien lämpötilakorjauskertoimet a ja b.

| Reaktionopeuskerroin                        | a     | b       |
|---|-------|---------|
| Kasvunopeus $\mu^{\wedge}$                  | 1,035 | -0,005  |
| Kuolemisnopeus $\rho^{\wedge}$              | 1,035 | -0,005  |
| Laskeutumisnopeus $\sigma^{\wedge}$         | 1,035 | -0,005  |
| Fosforin vapautumisnopeus pohjalta $\chi_P$ | 1,125 | -0,0027 |
| Typen vapautumisnopeus pohjalta $\chi_N$    | 1,125 | -0,0027 |
| Denitrifikaationopeus $\beta$               | 1,15  | 0,0     |



Kuva 52.  $\text{NO}_x$ -tyypen havaittu ja laskettu pitoisuus 1992.



Kuva 53. Kasviplanktonin havaittu ja kaksikulotteisella mallilla laskettu biomassa.

## 5 TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Pyhäjärven ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat tekijät

#### 5.1.1 Ulkoinen kuormitus

Vuosina 1980–1992 Pyhäjärveen tuli keskimäärin  $1\,300\text{ kg d}^{-1}$  kokonaistyppeä ja  $60\text{ kg d}^{-1}$  kokonaisfosforia. Vuonna 1992 nitriitti- ja nitraatti- sekä ammoniumtyypen



osuus kokonaistyyppikuormituksesta oli 77 % ja liuenneen reaktiivisen fosforin osuus kokonaisfosforikuormituksesta 26 %.

Kokonaistypestä sekä nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtypestä noin 70 % tuli järven valuma-alueelta ja loput ilmalaskeumana. Kokonaisfosforista 80 % tuli valuma-alueelta mutta liuenneesta reaktiivisesta fosforista vain vajaa 60 %.

Valuma-alueelta tulevat ravinteet ovat suurelta osin peräisin maataloudesta. Peltoviljelyn osuus fosforiviraamasta on Yläneenjoella 60 % ja Pyhäjoella 69 %. Kotieläintalouden osuus on vastaavasti 20 % ja 9 %. Pyhäjoen typpivirtaamasta merkittävä osa (31 %) tulee myös metsä- ja suoalueilta (Turun vesi- ja ympäristöpiiri 1991, 1992).

Yläneenjoen ja Pyhäjoen kokonaisravinnevirtaamat vaihtelivat huomattavasti vuodesta toiseen seuraillen karkeasti sadannan vaihteluita. Sadanta oli 1980-luvulla selvästi suurempi kuin edeltäneellä 20-vuotisjaksolla. Tämän vuoksi kokonaisravinnekuormitus saattoi olla vuosina 1980–1992 aikaisempaa suurempi.

Yläneenjoen ja Pyhäjoen kokonaistyyppivirtaamat olivat suurimmillaan vuosina 1990 ja 1991. Typen huuhtoutuminen on näinä vuosina ollut suurta myös muilla Etelä-Suomen maatalousalueilla. Tämä voi johtua maataloudessa tapahtuneista muutoksista kuten lisääntyneestä typpilannoituksesta ja avokesannoinnista (Kallio 1994). Lisäksi leutojen talvien on todettu lisänneen typpihuuhtoutumia (Kallio 1994, Rekolainen ym. 1994). Vuosien 1980–1992 kokonaisfosforivirtaamissa ei ole havaittavissa selvää kehitys-suuntaa. Liuenneiden ravinteiden virtaamaa on seurattu vain muutamana vuotena. Se ei välttämättä vaihtele samassa suhteessa kokonaisravinnevirtaaman kanssa.

Yläneenjoella kokonaisfosforihuuhtouma on lähes kaksinkertainen Pyhäjokeen verrattuna. Yläneenjoella peltoja on suhteessa enemmän kuin Pyhäjoella ja pellot ovat melko kaltevia. Yläneenjoella on lisäksi runsaasti hienojakoisia, eroosioherkkiä maalajeja (hiesua ja savea). Pääosa Pyhäjoen valuma-alueen maaperästä on hiekkaa ja harjumuo-dostumia.

Vuonna 1992 Yläneenjoen ja Pyhäjoen kokonaistyyppivirtaamasta oli leville käyttökelpoista, nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyyppiä 78 % ja 74 %. Ammoniumtypen osuus oli kummassakin joessa hyvin pieni (2–3 % kokonaistyyppikuormituksesta). Ammoniumtyppi kuvastaa lähinnä kotieläintalouden ja asutuksen vaikutusta. Maatalouden kuormittamaan Villikkalanjärveen laskevissa joissa nitraattityypin osuus on 72 % (Knuuttila ym. 1992). Maatalouden voimakkaasti kuormittamassa Paimionjoessa (peltoprosentti 43 %) vain 58 % kokonaistyyppivirtaamasta on nitraattityyppiä, ammoniumtypen osuus on 5 % (Ekholm 1992). Yläneenjoessa 17 % kokonaisfosforivirtaamasta oli liuennutta reaktiivista fosforia. Pyhäjoessa vastaava osuus oli 23 %. Villikkalanjärveen laskevissa joissa liuenneen reaktiivisen fosforin osuus kokonaisfosforivirtaamasta on 19 % mutta Paimionjoessa vain 13 % (Knuuttila ym. 1992, Ekholm 1994).

Liuenneiden ravinteiden suhteellisen suuri osuus Yläneenjoen ja Pyhäjoen kokonaisravinnevirtaamasta Paimionjokeen verrattuna johtunee Pyhäjärven valuma-alueen karkeammasta maalajista. Karkeilla mailla eroosio on pienempää ja liuenneiden ravinteiden huuhtoutuminen on tehokkaampaa kuin hienojakoisilla mailla. Villikkalanjärveen laskevien jokien valuma-alueen maaperä ei ole yhtä hienojakoista kuin savivaltaisen Paimionjoen valuma-alueen.

Jokien Pyhäjärveen tuomasta fosforista lähinnä vain liennut reaktiivinen fosfori oli merkittävässä määrin leville käyttökelpoista. Käyttökelpoisuus oli kuitenkin matalampi kuin Paimionjoessa tai Villikkalanjärveen laskevissa joissa (ks. Ekholm 1994). Alhainen käyttökelpoisuus viittaa siihen, että liennut reaktiivinen fosfori sisälsi ortofosfaatin lisäksi liennuttua eloperäistä fosforia.

Jokivesien liennut ei-reaktiivinen fosfori ei ollut lainkaan leville käyttökelpoista. Se koostuu lähes kokonaan lienneesta eloperäisestä fosforista, joka voi tulla levien käyttöön vähitellen, mikäli bakteerit ensin hajottavat sen. Vuonna 1992 lienneen ei-reaktiivisen fosforin kokonaiskuormitus ja poistuma Eurajokeen olivat samansuuruiset ( $1,0 \text{ t a}^{-1}$ ).

Maatalouden kuormittamien jokivesistöjen kiintoainefosforista on aiemmissa tutkimuksissa havaittu 0–13 % (keskimäärin 5 %) olevan potentiaalisesti käyttökelpoista (Ekholm 1994). Pyhäjärveen laskevissa joissa kiintoainefosforin käyttökelpoisuus oli matalampi. Tämä voi johtua siitä, että näytteet otettiin tuotantokaudella, jolloin veden kiintoainepitoisuus oli pieni ja levät olivat jo joessa voineet käyttää kiintoainefosforia hyväkseen. Ainoassa testatussa kevättulvanäytteessä kiintoainefosforin käyttökelpoisuus oli suurin (4,5 %).

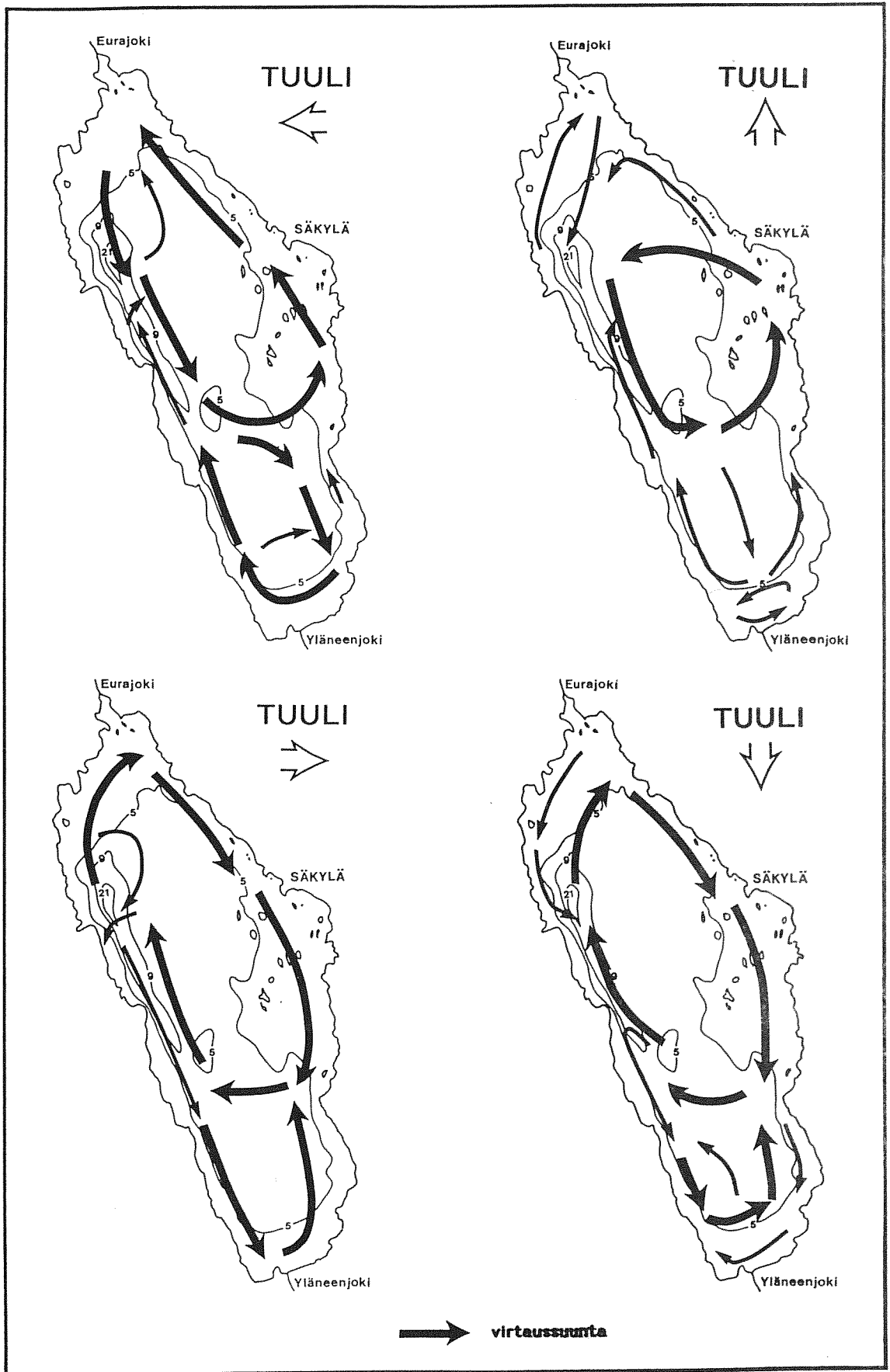
Lähivaluma-alueelta tulevan kuormituksen sekä ilmalaskeuman määrä ja laatu ovat suhteellisen epävarmoja. Sadeveden mukana keräimeen joutuneesta kokonaisfosforista osa on sitoutunut maa-ainekseen, joka on peräisin lähialueen pelloilta. Pyhäjärven ulappa-alueelle laskeutuvat typpi- ja fosforimäärät ovat todennäköisesti pienempiä kuin sadeasemilla mitatut. Ilmalaskeuman merkitys kasvukaudella on suuri (osuus kokonaistypin kuormituksesta 58 %, kokonaisfosforikuormituksesta 38 %). Tässä työssä arvioitiin, että kokonaisfosforilaskeumasta lienneen reaktiivisen fosforin osuus on 50 %, mikä lienee yliarvio. Näin laskien peräti 41 % lienneen reaktiivisen fosforin kokonaiskuormasta tulee ilmalaskeumana.

### 5.1.2 Virtaukset

Järven virtaukset vaikuttavat aineiden kulkeutumiseen ja pohja-aineksen resuspensioon. Aikaisempien tutkimusten mukaan päävirtaukset kiertävät pohjois- ja länsituulilla myötäpäivään ja itä- ja etelätuulilla vastapäivään. Pohjois- ja eteläpäässä on pieniä pyörteitä. Etelä- ja luoteispään pyörteiden suunnat ovat pääkierron vastaisia. Päävirtaus Yläneenjoen edustalla kiertää pohjois- ja länsituulilla vastapäivään itärannan kautta pohjoiseen. Itätuulella virtauksen suunta on vastakkainen. Pyhäjoen edustalla virtaus on pohjois- ja länsituulilla eteläänpäin. Itä- ja etelätuulilla suunta on pohjoiseen (kuva 54, Sarkkula ja Forsius 1977, 1979, 1980, Sarkkula 1991, Sarkkula ym. 1991).

Tässä tutkimuksessa tehtyjen virtausmittausten mukaan rannanläheiset virtaukset käyttäytyivät verrattain yhtenäisesti. Tuulen puoleisten rantojen ja ulapan välillä ei havaittu virtaussuunnan muutoksia.

Mittaustuloksista poiketen virtausmallin mukaan järven luoteisosan rannan läheinen virtaus suuntautuu pohjois- ja etelätuulilla tuulen suuntaisesti. Ero johtuu siitä, että malli ei ota huomioon maaston aiheuttamaa katvetta tuulikentässä tuulenpuoleisella rannalla.



Kuva 54. Mallilla lasketut pelkistetyt virtauskentät päätuulensuunnilla. Vahvennettu nuolet kuvaavat päävirtauksia (Sarkkula ja Forsius 1980).

Mitattujen virtausnopeuksien perusteella virtausten aiheuttama eloperäisen aineksen resuspensio voi olla huomattavaa. Sen sijaan kivennäisainesta virtaus ei juurikaan irrota.

### 5.1.3 Ravinteiden pidättyminen

Pyhäjärveen pidättyy erittäin suuri osa kuormituksesta. Vuosina 1980–1992 kokonaisuudesta pidättyi 84 % ja kokonaisfosforista 86 %. Vuonna 1992 liuenneista typpi-yhdisteistä ja liuenneesta reaktiivisesta fosforista pidättyi noin 95 % (kuvat 36 ja 37). Maatalouden kuormittamaan Artjärven Pyhäjärveen (teoreettinen viipymä 2 vuotta) on havaittu pidättyvän 25 % kokonaisuudesta, 36 % kokonaisfosforista, 0 % liuenneesta reaktiivisesta fosforista sekä 45 % kiintoaineesta (Knuuttila ym. 1992).

Kalansaaliin mukana Pyhäjärvestä poistui vuonna 1992 keskimäärin 5,2 t fosforia vuodessa (Jumppanen 1992). Ulkoinen liuenneen reaktiivisen fosforin kuormitus oli vain 5,1 t. Tämä viittaa siihen, että kalaston mukana poistuva fosforimäärä on yliarvioitu tai liuenneen reaktiivisen fosforin kuormitus on aliarvioitu. On myös mahdollista, että ulkoisen fosforikuorman muut jakeet muuttuvat järvessä leville käyttökelpoiseen muotoon.

Liuenneiden ravinteiden lähes täydellinen pidättyminen Pyhäjärveen voi johtua siitä, että järven vesitulavuudesta suurin osa on tuottavaa. Siten ravinteet sitoutuvat tehokkaasti tuotantoon ja poistuvat kalansaaliin mukana ja laskeutumisen seurauksena.

Kiintoaineen keskimääräinen bruttolaskeutuminen avovesikaudella oli  $20,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Rehevän ja matalan Tuusulanjärven syvänteellä laskeutumisen vuosikeskiarvo ( $31,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Kansanen 1992) oli jonkin verran suurempi kuin Pyhäjärven syvänteen avovesikauden arvo. Lappajärvellä kiintoaineen bruttosedimentaatio ( $2\text{--}13 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Malve ym. 1992) oli selvästi pienempi kuin Pyhäjärvellä. Lappajärven keskisyvyys on kaksi metriä suurempi kuin Pyhäjärven.

Pyhäjärvellä laskeutui kokonaisfosforia pohjaan avovesikaudella keskimäärin  $33 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ja kokonaisuutena  $180 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Lappajärven syvänteellä myös fosforin ja typen bruttolaskeutuminen ( $5\text{--}34 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ja  $15\text{--}87 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Malve ym. 1992) oli pienempi kuin Pyhäjärvellä.

Pyhäjärvellä keräystelineisiin laskeutuneen kiintoaineen keskimääräinen fosforisisältö oli  $1,6 \text{ mg g}^{-1}$  kun taas pohja-aineen fosforisisältö oli  $0,9 \text{ mg g}^{-1}$ . Myös Tuusulanjärvellä laskeutuvan aineen fosforipitoisuus ( $1,4 \text{ mg g}^{-1}$ ) oli jonkin verran suurempi kuin pohja-aineen fosforipitoisuus ( $1,1 \text{ mg g}^{-1}$ , Kansanen 1992). Lappajärvellä laskeutuvan aineen fosforipitoisuus oli samaa luokkaa ( $1,0\text{--}1,8 \text{ mg g}^{-1}$ , Malve 1992) kuin Pyhäjärvellä mutta pienempi kuin pohja-aineen fosforipitoisuus ( $2,2 \text{ mg g}^{-1}$ , Malve 1992). Pyhäjärvessä laskeutuvan aineen fosforisisältöä nostaa runsaasti fosforia sisältävä eloperäinen aines, joka on peräisin järvessä syntyneestä tuotannosta. Tämä aines on osittain laskeutunut pohjalle ja resuspendoitunut kovien tuulten vaikutuksesta. Pyhäjärven pohjalla on havaittu paljon eloperäistä ainesta, jonka määrä ja levinneisyys on kasvamassa (Salonen 1993).

Pyhäjärvellä laskeutuvan aineen keskimääräinen typpisisältö oli  $8,7 \text{ mg g}^{-1}$ . Tuusulanjärvellä laskeutuvan aineen typpipitoisuus ( $6,8 \text{ mg g}^{-1}$ ) oli pienempi kuin Pyhäjärvellä. Pohja-aineksen typpipitoisuutta ei määritetty Pyhäjärvellä.

#### 5.1.4 Sisäinen fosforikuormitus

Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan ravinteiden vapautumista järven pohja-aineksesta veteen. Pohja-aineksessa fosforia on liuenneena huokosvedessä, sitoutuneena rauta- ja alumiiniyhdisteisiin, karbonaatteihin sekä metallioksideihin, apatiittifosforina ja eloperäisessä aineksessa. Sisäisen fosforikuormituksen tasoon vaikuttavat mm. pohjanläheisen vesikerroksen happipitoisuus, aallokon ja virtausten aiheuttama pohja-aineksen resuspensio, pohjaeläimien ja kalojen toiminta sekä typpi- ja metaanikaasujen flotaatio.

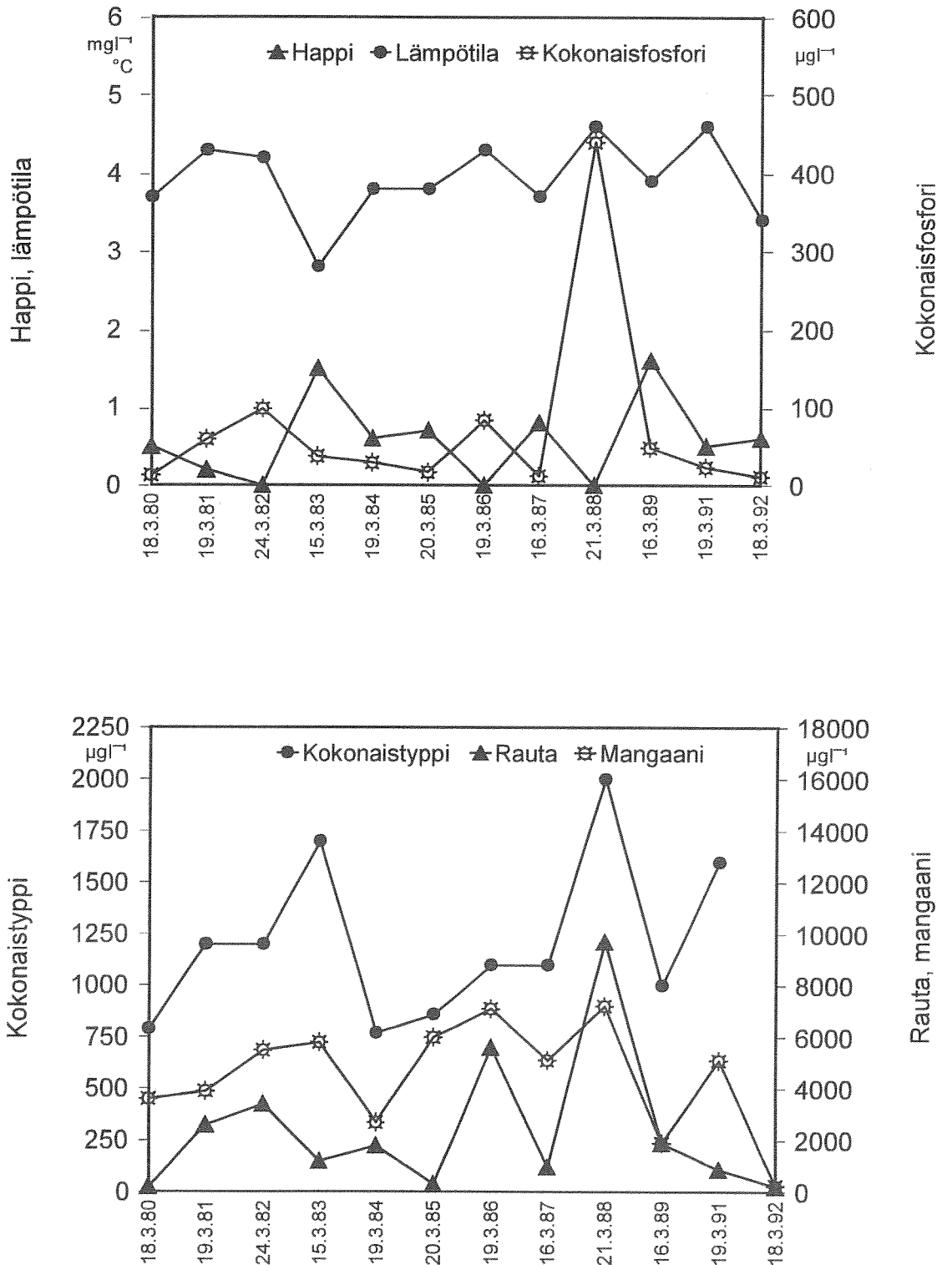
#### Happitilanteen vaikutus liuenneen fosforin vapautumiseen

Järven levätuotannosta suurin osa hajoaa jo vedessä (Golterman 1984). Levien vaikeasti hajoavat osat laskeutuvat järven pohjalle ja hajoavat osittain siellä. Myös osa ulkoisena kuormituksena tulleesta kivennäisaineksesta ja eloperäisestä aineksista päätyy järven pohjalle. Eloperäisen aineen hajotessa vapautuu ravinteita, joista osa pidättyy pohja-ainekseen ja osa siirtyy veteen.

Eloperäisen aineen hajoaminen voi pohjanläheisessä vesikerroksessa johtaa hapen loppumiseen. Hapettomissa oloissa hajoaminen hidastuu ja tapahtuu eri reaktioiden kautta kuin hapellisissa oloissa. Happea sisältävät yhdisteet pelkistyvät; nitraattityppi ammoniakiksi tai typpikaasuksi, ferrirauta ferriraudaksi ja sulfaatti rikkivedyksi. Klassisen teorian mukaan raudan pelkistyessä rauta-fosfaattikompleksit liukenevat ja fosfori vapautuu veteen (Mortimer 1941, 1942). Niin kauan kuin vedessä on jäljellä nitraattia raudan pelkistyminen estyy. Uusien tutkimusten mukaan happitilan heikentyessä fosforia voi vapautua myös mikro-organismeista (Fleischer 1986, Gächter ym. 1988, Sinke ja Cappenberg 1988).

Pyhäjärven syvänteiden talviaikaisten happikatojen on havaittu voimistuneen ja mm. fosforin ja raudan vapautumisen kasvaneen 1940-luvun jälkeen (Räsänen ym. 1992). Pintaan asti hapetonta pohja-ainesta esiintyy Pyhäjärven syvänteellä yli 10 metrin syvyydellä (Salonen ja Itkonen 1992). Vuosien 1980–1992 maaliskuussa happipitoisuus oli pohjan lähellä alle  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Vuosina 1982, 1986 ja 1988 happi kului täysin loppuun ja rauta-, mangaani- ja fosforipitoisuudet kohosivat selvästi (kuva 55). Nitraattipitoisuutta ei ole määritetty.

Vuonna 1988 talvinen happitilanne oli kauden 1980–1992 huonoin. Happi oli loppu 24 metristä ja lähes lopussa ( $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) myös 20 metrin syvyydellä. Jääpeite muodostui 27.11.1987 ja lähti 9.5.1988. Jos happi kului vedestä samalla nopeudella ( $\text{mg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) maaliskuun näytteenottopäivästä jäiden lähtöön kuin se kului alkutalvella, olisi hapettomuus ulottunut jäiden lähdön aikaan jo 15 metrin syvyydelle. Tosin eloperäisen aineen hajoaminen hidastuu happipitoisuuden pienentyessä.



Kuva 55. Happi-, rauta-, mangaani-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuus sekä lämpötila Pyhäjärven syväteen pohjanläheisessä vesikerroksessa v. 1980–1992.

Pohjasta vapautuneen fosforin määrää talvella 1987–1988 on vaikea arvioida, sillä maaliskuun kokonaisfosforipitoisuus tunnetaan vain pohjan läheltä (24 m, 440 µg l<sup>-1</sup>) ja 15 m (15 µg l<sup>-1</sup>) syvyydeltä. Jos kokonaisfosforipitoisuus oli 440 µg l<sup>-1</sup> syvyyden 22 m

alapuolella ja fosforin vapautumisnopeus pysyi samana jäiden lähtöön saakka, vapautui koko jääpeitteisenä aikana pohjasta 120 kg fosforia. Tämä nostaisi järven kokonaisfosforipitoisuutta vain  $0,2 \mu\text{g l}^{-1}$ . Jos fosforipitoisuuden oletetaan olleen  $440 \mu\text{g l}^{-1}$  syvyysvyöhykkeellä 17,5–24,5 m, vapautui fosforia yhteensä 3 200 kg. Vapautunut fosforimäärä nostaisi kokonaisfosforipitoisuutta  $3,9 \mu\text{g l}^{-1}$ .

Syvänteen vedenlaatu tulisi selvittää juuri ennen jäiden lähtöä, jotta voitaisiin tarkemmin arvioida hapettomuudesta johtuva sisäisen kuormituksen määrä. Talvella pohjasta vapautuvalla fosforilla voi olla merkitystä niinä vuosina, jolloin happitilanne on erityisen huono. Jos Pyhäjärven rehevyystaso nousee, talviset happikatot voivat pahentua. Kesäajan lyhytaikaisilla kerrostumisjaksoilla ei ole merkitystä järven tilaan.

### **Liunneen fosforin vapautuminen resuspendoituneesta kivennäisaineesta**

Pohja-aineksen resuspension merkityksestä on esitetty vaihtelevia tuloksia. Vihdin Enäjärvellä resuspensiota pidetään yhtenä tärkeimmistä sisäisen kuormituksen tekijöistä (Kettunen ja Stenmark 1982). Toisaalta maatalouden kuormittamissa järvissä ei resuspension ole voitu todeta vaikuttavan järven kasviplanktonbiomassaan (Malve ym. 1992, Knuutila ym. 1994).

Pyhäjärvässä kivennäisainesta resuspendoituu virtaustutkimusten mukaan enintään kolmen metrin syvyydeltä. Resuspendoituneen kivennäisaineksen merkitystä liunneen fosforin sisäisessä kuormituksessa arvioitiin seuraavien määrittystulosten perusteella. Pohjasta resuspendoituu avovesikaudella päivittäin keskimäärin 3 200 000 kg kiintoainesta, jonka fosforisisältö on  $0,9 \text{ mg g}^{-1}$ . Kiintoaineen fosforista vapautuu vedessä 3,9 % ts.  $100 \text{ kg fosforia d}^{-1}$ . Laskelma yliarvioi resuspension merkitystä, sillä sama pohja-aines resuspendoituu veteen kerta toisensa jälkeen. Olettaen, että fosforia vapautuu vain viimeisen vuoden aikana tulleesta kivennäisaineesta (kiintoaineen vuosikuormitus  $6\,900\,000 \text{ kg a}^{-1}$ ), jonka fosforisisältö on keskimäärin  $1,8 \text{ mg g}^{-1}$ , vapautuisi fosforia vain  $1,3 \text{ kg P d}^{-1}$ . Tämäkin yliarvioi liunneen fosforin sisäistä kuormitusta, sillä osa fosforista vapautuu jo ennen kuin kiintoaine laskeutuu järven pohjalle.

Huokosveden liunneen reaktiivisen fosforin pitoisuus vaihteli välillä 4 ja  $7 \mu\text{g l}^{-1}$ . Siten pohja-aineksen resuspensiossa ei veteen sekoitu juuri lainkaan jo pohja-aineksessa liukoisessa muodossa ollutta fosforia.

Kasviplanktonin yhteyttäminen nostaa järven veden pH-arvoa. Korkea pH suosii fosforin vapautumista savihiukkasten pinnalta (esim. Hartikainen 1981, Ekholm 1992). Pyhäjärven veden pH vaihteli vuonna 1992 välillä 6,9–7,9. Leville potentiaalisesti käyttökelpoinen fosfori määritettiin pH 8:ssa (korkein Pyhäjärvässä havaittu pH-arvo). Mikäli Pyhäjärven tuotanto kasvaa ja veden pH nousee oleellisesti, fosforin vapautuminen resuspendoituneesta kivennäisaineksesta voi lisääntyä.

### **Liunneen fosforin vapautuminen resuspendoituneesta eloperäisestä aineesta**

Eloperäistä ainesta voi Pyhäjärvässä resuspendoitua 10 metrin syvyydeltä. Vuoden 1992 heinä–elokuun vaihteessa Pyhäjärvellä oli voimakkaita etelätuulia. Ulkoinen fosforikuormitus oli tuolloin  $14 \text{ kg d}^{-1}$ . Järven kokonaisfosforipitoisuus kasvoi tänä aikana

(20.7.–17.8.)  $9 \mu\text{g l}^{-1}$  ja fosforisisältö  $7\,500 \text{ kg}$  ( $270 \text{ kg d}^{-1}$ ). Kokonaisfosforipitoisuuden nousu johtui laskennallisesti määritetyn detritusfosforin pitoisuuden kasvusta. Detritusfosfori oli todennäköisesti sitoutunut resuspendoituneeseen eloperäiseen ainekseen.

Sinilevien kasvuvaiheessa elo–syyskuussa (20.7.–16.9) niiden biomassassa kasvoi noin  $3,7 \text{ mg l}^{-1}$  ja niihin sitoutui  $7\,500 \text{ kg}$  ( $130 \text{ kg d}^{-1}$ ) fosforia. Näyttää siltä, että heinä–elokuussa leviin sitoutunut fosfori on peräisin resuspendoituneesta detritusfosforista. Ulkoinen liuenteen reaktiivisen fosforin kuormitus oli tuona aikana vain  $420 \text{ kg}$  ( $7 \text{ kg d}^{-1}$ ).

Eloperäisen aineksen resuspensio vaihtelee tuulitilanteiden mukaan. Aikaisempina vuosina ei määritetty detritusfosforipitoisuutta. Kokonaisfosforipitoisuuden nousu useana kesänä vuosina 1980–1992 viittaa fosforin resuspendoitumiseen. Fosforin vapautumistapaa eloperäisestä aineesta ei tunneta. On mahdollista, että eloperäisen aineksen suspendoituminen veteen nopeuttaa sen hajoamista tai että levillä on erityinen kyky käyttää hyväkseen eloperäistä fosforia. On myös mahdollista, että detritusfosfori on sitoutunut sinilevien lepomuotoihin.

### **Kalojen ja pohjaeläinten vaikutus liuenteen fosforin vapautumiseen**

Särkikalat syövät ravintoa etsiessään suuria määriä pohja–ainesta, joka kalojen ulostaessa päätyy veteen (Lamarra 1975, Andersson ym. 1978, Brabrand ym. 1990). Kalojen eritteiden fosforista 50–95 % vapautuu liuenteena reaktiivisena fosforina (Lamarra 1975, Brabrand ym. 1990). Kalojen ravinnon etsintä sekä uiminen matalassa vedessä sekoittaa myös pohjan pintaa (Havens 1991).

Pyhjärven särkikaloiden biomassaa ei tunneta. Olettaen, että kalojen kokonaisbiomassa on  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  ja särkikaloiden osuus 15 %, olisi särkikaloiden biomassassa  $45 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $690\,000 \text{ kg}$ ). Särkikalat ulostavat kasvukautena (150 vuorokautta) 10 % painostaan päivittäin ( $69\,000 \text{ kg d}^{-1}$ , Hofer ym. 1982). Pyhjärven pohja–aineksessa on fosforia  $0,9 \text{ mg P g}^{-1}$ . Siten kalojen ulosteen mukana veteen joutuisi päivittäin noin  $62 \text{ kg}$  kokonaisfosforia. Koska pohja–aineksessa on paljon kivennäisainesta vain melko pieni osa kalojen ulosteen kokonaisfosforista hajoaa liuenteeksi reaktiiviseksi fosforiksi. Olettaen, että osuus olisi 25 %, olisi kalojen aiheuttama liuenteen reaktiivisen fosforin kuormitus  $16 \text{ kg d}^{-1}$ . Arvo on suuri ulkoiseen kuormitukseen verrattuna ( $14 \text{ kg d}^{-1}$ ).

Pohjaeläinten on havaittu lisäävän pohja–aineksen liukoisten fosforyyhdisteiden vapautumista (Tessenow 1964, Graneli 1978, Gallepp 1979, Holdren ja Armstrong 1980, Håkansson ja Jansson 1983, Andersson ym. 1988), mutta päinvastaisiakin havaintoja on tehty (Andersen ja Jensen 1991). Pohjaeläimet hajottavat pohja–ainesta ja vapauttavat liukoista fosforia. Toisaalta ne hapettavat liikkeillään pohja–ainesta, jolloin pohja–aineksen happitilanne paranee ja fosfori voi sitoutua niukkaliukoisiin rautayhdisteisiin.

### **Liuenteen reaktiivisen fosforin sisäinen kuormituksen suuruus**

Liuenteen fosforin sisäinen kuormitus vaihtelee arviointimenetelmästä riippuen välillä  $< 0,008\text{--}0,299 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (taulukko 26). Suuri vaihteluväli johtuu kalojen ja hapetto–



muuden aiheuttaman kuormituksen määritysvaikeuksista. Syvänteen talviaikaisen hapettomuuden aiheuttama sisäinen kuormitus on yleensä melko pientä mutta joinakin vuosina sillä voi olla merkitystä. Pyhjäjärven fosforin vapautuminen resuspendoituneesta kivennäisaineksesta on melko vähäistä. pH:n nousun vaikutus sisältyy arvioon kivennäisaineksesta vapautuvasta fosforista. Resuspendoituneesta eloperäisestä aineksesta vapautuvalla fosforilla on Pyhjäjärven ajoittain hyvin suuri merkitys. Eloperäinen aines koostuu pohjalle laskeutuneesta heikosti hajonneesta aineksesta tai sinilevien lepoitioista.

Taulukko 26. Sisäinen fosforikuormitus.

| Tapahtuma   | Liuennta reaktiivista fosforia |                                    |
|---|--------------------------------|------------------------------------|
|   | kg d <sup>-1</sup>             | mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> |
| Hapettomuuden aiheuttama vapautuminen                     | 0,3–8,8                        | 0,002–0,057                        |
| Vapautuminen resuspendoituneesta kivennäisaineksesta      | ≤ 1                            | ≤ 0,006                            |
| Vapautuminen resuspendoituneesta eloperäisestä aineksesta | ≤ 20                           | ≤ 0,133                            |
| Kalojen aiheuttama vapautuminen                           | < 16                           | < 0,103                            |
| Sisäinen kuormitus yhteensä                               | < 1,3–46                       | < 0,008–0,299                      |
| Ulkoinen kuormitus  | 14                             | 0,091                              |

Vuonna 1992 liuenneen reaktiivisen fosforin ulkoinen kuormitus oli 0,091 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Jos kalojen ja hapettomuuden aiheuttama kuormitus oletetaan hyvin vähäiseksi, sisäinen liuenneen fosforin kuormitus oli 0,139 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

### 5.1.5 Ravinnepitoisuuksien määräytyminen

Vuosina 1980–1992 Pyhjäjärven syvänteen avovesikauden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus ja -typpipitoisuus olivat yli 30 % korkeampia kuin vuosina 1970–1979. Maaliskuun pitoisuuksissa ei ole havaittavissa muutosta. Avovesikauden pitoisuusmuutos saattaa johtua sadannan kasvusta ja maataloudessa tapahtuneista muutoksista (Rekolainen 1993, Kallio 1994), jotka ovat lisänneet järven tulevaa kuormitusta. Pitoisuusmuutos voi johtua myös pohjalle kertyneen ravinnemäärän vähittäisestä kasvusta ja tästä johtuvasta lisääntyneestä resuspensiosta.

Kokonaisravinteiden pitoisuudet vaihtelevat huomattavasti vuodesta toiseen ja vuoden sisällä. Ainetasemallin perusteella ulkoinen kuormitus säätelee osittain ravinnepitoisuuksia vuositasona. Tämän lisäksi järven sisäiset tapahtumat mm. aineiden laskeutuminen, pohja-aineksen resuspensio ja typen denitrifikaatio vaikuttavat huomattavasti ravinteiden pitoisuuksiin. Sisäinen kuormitus näkyy mm. siinä, että kokonaisfosforipitoisuus on avovesikaudella korkeampi kuin talvella. Kokonaisfosforipitoisuus nousee myös usein

loppukesällä ilman, että järveen tulisi ulkoista kuormitusta. Kokonaistyyppipitoisuudet laskevat useana vuonna loppukesällä denitrifikaation vaikutuksesta.

Liuenneen reaktiivisen fosforin ja  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuuksia järvessä tarkasteltiin vain vuoden 1992 avovesikauden aineiston perusteella. Jo ensimmäisellä avovesikauden näytteenottokerralla liuennut reaktiivinen fosfori oli melkein kokonaan sitoutunut tuotantoon. Pitoisuus oli lähes koko avovesikauden ajan alle määritysrajan.  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuus laski alkukesällä tasaisesti denitrifikaation ja kasviplanktonin typenoton seurauksena. Kesäkuun jälkeen myös  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuus oli alle määritysrajan syksyä lukuunottamatta.

Pistemalli kuvasi liuenneen reaktiivisen fosforin ja  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuuksia kohtuullisen hyvin. Laskettu liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuuden nousu loppukesällä johtui fosforin vapautumisesta resuspendoituneesta eloperäisestä hiukkasmaisesta aineksesta ja pohjalta. Todellisuudessa levät sitovat vapautuneen fosforin välittömästi.

Pyhäjärven ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat ulkoinen kuormitus ja järven sisäiset tapahtumat. Ulkoisen kuormituksen mukana tulevat käyttökelpoiset ravinteet sitoutuvat perustuotantoon ja muihin tuotantotasoihin. Osa eliöihin sitoutuneista ravinteista, samoin kuin kiintoaineeseen sitoutuneet ei-käyttökelpoiset ravinteet, laskeutuvat järven pohjalle. Tyypeä poistuu järvestä myös denitrifikaation vaikutuksesta. Tämän lisäksi ravinteita poistuu jonkin verran ulosvirtauksen mukana. Ravinteita vapautuu eloperäisestä aineksesta vedessä ja järven pohjalla. Tämä on osa luonnollista ravinteiden kiertoa. Ulkoinen kuormitus voi vaikuttaa ravinteiden vapautumiseen järven pohjalta. On kuitenkin vaikea arvioida, missä määrin sisäinen kuormitus, esim. kalojen aiheuttama fosforin siirtyminen pohjalta veteen, on luonnollista ravinteiden kiertoa ja missä määrin se aiheutuu kasvaneesta ulkoisesta kuormituksesta tai muusta ihmisen aiheuttamasta muutoksesta. Liuenneen reaktiivisen fosforin sisäinen kuormitus oli vuonna 1992 jonkin verran suurempi kuin ulkoinen kuormitus. Fosforin vapautuminen eloperäisestä aineksesta oli merkittävin sisäisen kuormituksen lähde.

## 5.2 Pyhäjärven rehevyytason määräytyminen

### Pyhäjärven rehevyytaso

Järven rehevöityminen tarkoittaa ravinnepitoisuuksien noususta johtuvaa tuotannon nopeutumista. Järnefeltin (1928) havaintojen mukaan Pyhäjärvessä olisi käynnistynyt rehevöitymiskehitys jo vuosisadan alussa johtuen tukinuitosta ja maanviljelystä. Rehevyytaso voidaan määrittää monen eri vedenlaatumuuttujan perusteella. Pyhäjärvi on rehevyytasoiltaan mesotrofinen tai lievästi eutrofinen tarkasteltavasta vedenlaatumuuttujasta riippuen. Vuosien 1980–1992 keskimääräinen avovesikauden fosforipitoisuus on tyypillinen mesotrofiselle järvelle (ks. Dillon ja Rigler 1975). Kasviplanktonbiomassan mukaan Pyhäjärvi on mesotrofinen tai lievästi eutrofinen (ks. Heinonen 1980). Keskimääräinen perustuotanto ja perustuotantokyky osoittavat lievää eutrofiaa (ks. Rodhe 1948).

Kasviplanktonlajistossa piilevät olivat useimmiten vallitsevana leväryhmänä vuosina 1980–1992. Ne pystyvät sopeutumaan erilaisiin ympäristöolosuhteisiin. Sinilevät ja

silmälevät suosivat pääasiallisesti runsasravinteisia vesiä. Pyhäjärnessä silmälevien määrä oli koko tutkimusjakson ajan erittäin vähäinen. Sen sijaan sinileviä esiintyi runsaana etenkin vuosina 1982 ja 1992. Valtalajina oli vuonna 1982 *Planktothrix agardhii* ja vuonna 1992 *Anabaena flos-aquae*. Molemmat lajit ovat yleisiä kaikenlaisissa vesissä, mutta ne suosivat runsasravinteisia vesiä (Rosen 1981). Kultalevät (mm. *Dinobryon* sp. ja *Uroglena* sp.) olivat joinakin vuosina vallitsevina alku- tai keskikesällä.

Rehevyystasoa kuvaavien muuttujien arvot ovat vaihdelleet vuodesta toiseen, mutta arvoissa ei ole havaittavissa selvää kehityssuuntaa vuosina 1980–1992.

A-klorofylliä käytetään usein kasviplanktonbiomassan kuvaajana, sillä sen määrittäminen on halvempi ja helpompi kuin kasviplanktonlaskenta. Pyhäjärvellä a-klorofylli- ja biomassarvojen välinen yhteys oli heikko. A-klorofylli ei myöskään, toisin kuin biomassarvot, korreloinut perustuotantoa mittaavien muuttujien kanssa. Siten vaikuttaisi siltä, että kasviplanktonlaskenta antaa luotettavamman kuvan kasviplanktonbiomassasta kuin a-klorofyllimäärittäminen.

Rehevyystaso vaikuttaa myös ranta- ja pohjakasvillisuuteen, pohjaeläimiin, päällysteväistöön ym. Näitä tekijöitä ei tämän tutkimuksen yhteydessä selvitetty.

## Rehevyystasoon vaikuttavat tekijät

Kasviplanktonituotanto vaihtelee voimakkaasti eri vuosina ja vuoden aikoina mm. valaistuksen, veden sameuden, lämpötilan sekä ravinteiden saatavuuden ja eläinplanktonin laidunnuksen mukaan. Pyhäjärven vesimassa on lähes kauttaaltaan tuottavaa. Perustuotanto on suurimmillaan pinnalla, mutta kasviplanktonin tuotantoa tapahtuu kuuden metrin syvyyteen asti.

Kasviplanktonbiomassan, perustuotannon sekä perustuotantokyvyn korrelaatio kokonaisfosforipitoisuuden kanssa oli jaksolla 1980–1992 melko hyvä. Sen sijaan kokonaistyyppipitoisuudet eivät korreloineet rehevyyttä kuvaavien muuttujien kanssa. Kokonaistyyppien ja kokonaisfosforin suhteen perusteella fosfori on kasvua rajoittava ravinne lähes koko kasvukauden ajan (ks. Forsberg ym. 1978).

Kasviplanktonmallilla saatiin havaintojen kanssa samansuuntaisia tuloksia. Malli kalibroitiin pääosin yritys- ja erehdysmenetelmällä. Kertoimien alkuarvoja annettaessa käytettiin hyväksi tietämystä eri kasvutekijöiden vaikutuksista kasviplanktonryhmien kasvuun. Mallin perusteella levien kasvua rajoitti ensisijaisesti liuenneen reaktiivisen fosforin ja nitraattityypin pitoisuus. Avovesikauden alussa myös lämpötila, alkukesällä eläinplanktonin laidunnus ja loppukesällä säteily rajoittivat kasvua merkittävästi. Laskelmien mukaan piilevät kasvoivat kylmässä vedessä nopeammin kuin muut levät. Kultalevät ja tyypeä sitovat sinilevät tarvitsivat muita leviä enemmän säteilyä. Piilevät ja tyypeä sitovat sinilevät tarvitsivat muita leviä enemmän liuennutta reaktiivista fosforia.

Avovesikaudella kasviplanktonituotanto on yleensä pienimmillään heti jäiden lähdettyä. Tuotanto saavuttaa kevätluipun toukokuussa tai kesäkuun alussa. Sen jälkeen tuotanto vähenee. Toinen tuotantokuippu on yleensä loppukesällä. Vuonna 1992 Pyhäjärven perustuotanto ja perustuotantokyky olivat korkeimmillaan vasta syyskuussa. Samaan aikaan myös a-klorofyllipitoisuus ja tyypeä sitovien sinilevien biomassa olivat

suurimmillaan, vaikka lähes kaikki levien kasvuun vaikuttavat tekijät (säteily, lämpötila, liuennon reaktiivisen fosforin ja  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuus) olivat epäsuotuisia.

*Nostocales*-lahkoon kuuluvat heterosyyttiset sinilevät pystyvät käyttämään ilmasta veteen liuennutta molekulaarista typpeä. Näin ne ovat muita leviä edullisemmassa asemassa, mikäli käyttökelpoinen typpi loppuu. Vuonna 1992 kukinnan muodosti typen sidontaan kykenevä *Anabaena flos-aquae* -levä. Leville käyttökelpoinen typpi kului vedestä lähes loppuun kesäkuun loppuun mennessä. Kesäkuun puolivälistä lähtien järvessä esiintyi typpeä sitovia *Anabaena* -suvun leviä. Suurimmillaan niiden määrä oli elo-syyskuussa. Vuoden 1982 sinileväkukinnan aiheutti *Planktothrix agardhii* -levä, jolla ei ole heterosyyttejä. Eräiden tutkimusten mukaan se kuitenkin pystynee sitomaan typpeä (mm. Carpenter ja Price 1976). Aikaisemmilta vuosilta ei ole olemassa tietoja typen liuennon jakeiden pitoisuuksista.

Rehevissä järvissä typpeä sitovien sinilevien kasvua voi edistää (ks. Varis 1993) korkea lämpötila ja ravinnepitoisuus, alhainen typpi-fosforisuhde ja säteily, korkea pH ja alhainen hiilidioksidipitoisuus, eläinplanktonin valikoiva laidunnus, muiden levien kasvun estyminen sinilevien erittämien yhdisteiden vuoksi ja sinilevien vaellus pystysuunnassa sekä kyky elää isoina joukkoina järven pohja-aineksen pinnalla.

Tässä tutkimuksessa ei selvitetty pH:n ja hiilidioksidipitoisuuden, sinilevien erittämien yhdisteiden eikä pystysuoran vaelluksen vaikutusta typpeä sitovien sinilevien kasvuun. Mallilaskelmien perusteella typpeä sitovien sinilevien kasvua suosi Pyhäjärvessä korkea lämpötila ja liuennon reaktiivisen fosforin pitoisuus, alhainen typpipitoisuus ja eläinplanktonin valikoiva laidunnus. Vastoin aikaisempia tutkimuksia (ks. Varis 1993) typpeä sitovat sinilevät hyötyivät korkeasta säteilystä.

Turun yliopiston tutkimusten mukaan Pyhäjärvessä muikkukannan koko vaikuttaa eläinplanktonin kautta kasviplanktonbiomassaan (Sarvala ja Jumpanen 1988, Helminen 1994). Merkittävimmät eläinplanktoniryhmät Pyhäjärvessä ovat hankajalkaiset ja vesikirput, jotka syövät pääasiassa pienikokoisia leviä. Kalat syövät ensimmäisenä isokokoisien, tehokkaasti leviä laiduntavan eläinplanktonin, jolloin levien syönti hidastuu. Eläinplanktonbiomassan väheneminen vuosina, jolloin muikkukanta on vahva, johtaa laidunnuksen vähenemiseen ja kasviplanktonbiomassan kasvuun. Vuosien 1980–1992 muikun vuosiluokan vahvuus keväällä korreloi positiivisesti loppukesän keskimääräisten a-klorofylliarvojen kanssa. Vastaavasti eläinplanktonin keskimääräinen biomassa korreloi negatiivisesti muikun keväisen vuosiluokan sekä loppukesän a-klorofyllipitoisuuksien kanssa (Helminen 1994).

Vuosina 1983, 1985 ja 1992 Pyhäjärvessä oli vahva muikkuvuosiluokka. Kyseisinä vuosina kasviplanktonin avovesikauden kehitys vaihteli huomattavasti. Vuonna 1983 kasviplanktonin biomassa oli korkeimmillaan kesä-heinäkuun vaihteessa, jolloin vallitsevina olivat piilevät. Vuonna 1985 biomassa oli myös korkeimmillaan heinäkuun alussa, mutta valtalajina olivat kultalevät. Sinileviä oli kumpanakin vuonna vähän. Vuonna 1992 kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli korkea koko avovesikauden ajan. Piilevät olivat vallitsevina elokuun alkuun asti ja sinilevät siitä lähtien. Muikun vuosiluokan vahvuus keväällä korreloi heikosti loppukesän keskimääräisen kasviplanktonin biomassan kanssa. Toisaalta myös a-klorofyllin ja biomassan välinen korrelaatio oli heikko.

Useiden tutkimusten mukaan eläinplankton ei suosi sinileviä ravintonaan. Näinollen sinileväkukinnat ovat mahdollisia myös runsaan eläinplanktonbiomassan yhteydessä. Sinilevien ravintoarvo on vähäinen, niiden käsittely on hankalaa ja ne saattavat olla myrkyllisiä. Eräät rihmamaiset levät kasaantuvat mm. *Daphnia*-vesikirpun suodatusmekanismiin, jolloin eläin työntää kerääntyneen levämässän pois (Webster ja Peters 1978). Mm. Arnoldin (1971) mukaan *Daphnia* tunnistaa myrkyjä tuottavien sinilevien solut ja hylkää ne. Sinileviä on harvoin löydetty eläinplanktonin suolistosta (Spencer ja King 1984). Toisaalta *Chydorus sphaericus* -vesikirpun biomassan on todettu Rusutjärvässä korreloivan merkitsevästi rihmamaisien sinilevien kanssa (Antikainen 1989). Se on tehokas bakteerien syöjä ja hyötynee sinilevien yhteydessä runsaana esiintyvistä bakteereista.

Laidunnuspaineen vähenemisellä lienee merkitystä lähinnä muiden kuin sinilevien esiintymiselle. On mahdollista, että vuoden 1982 sinileväkukintaan vaikutti eläinplanktonin muihin leviin kohdistuva laidunnus, jolloin sinilevien kilpailumahdollisuudet paranivat. Kesällä 1992 myös käyttökelpoisen tyyppien loppuminen vedestä suosi ilmakehän tyyppä sitovan *Anabaena flos-aquae* -levän esiintymistä.

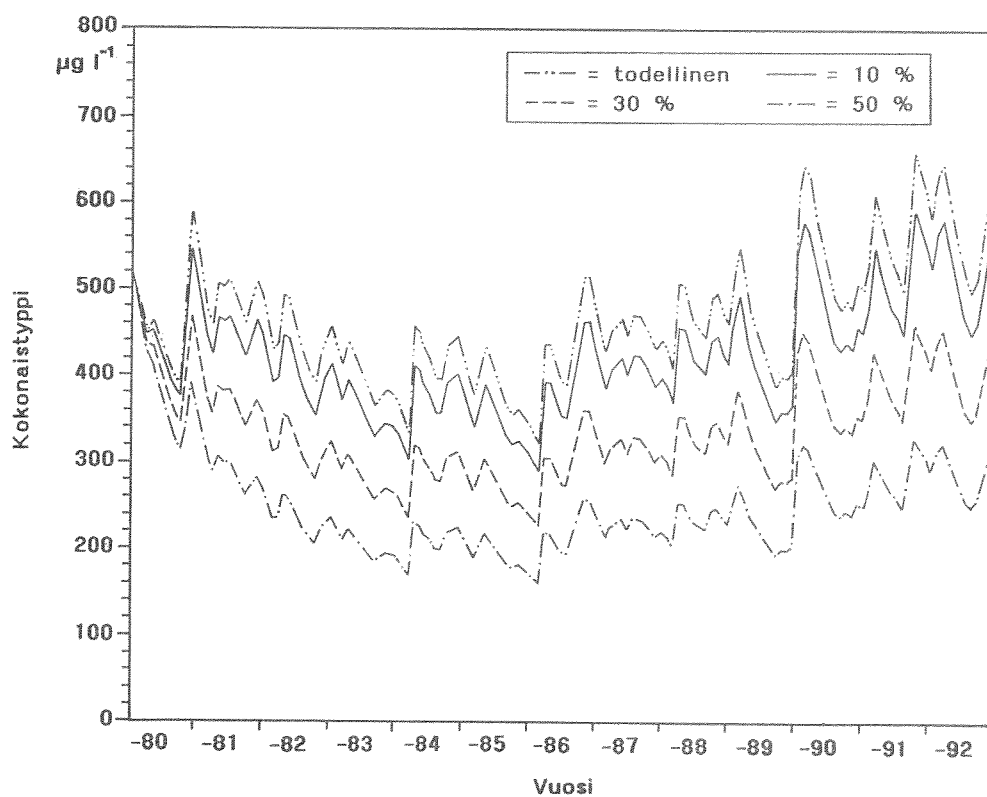
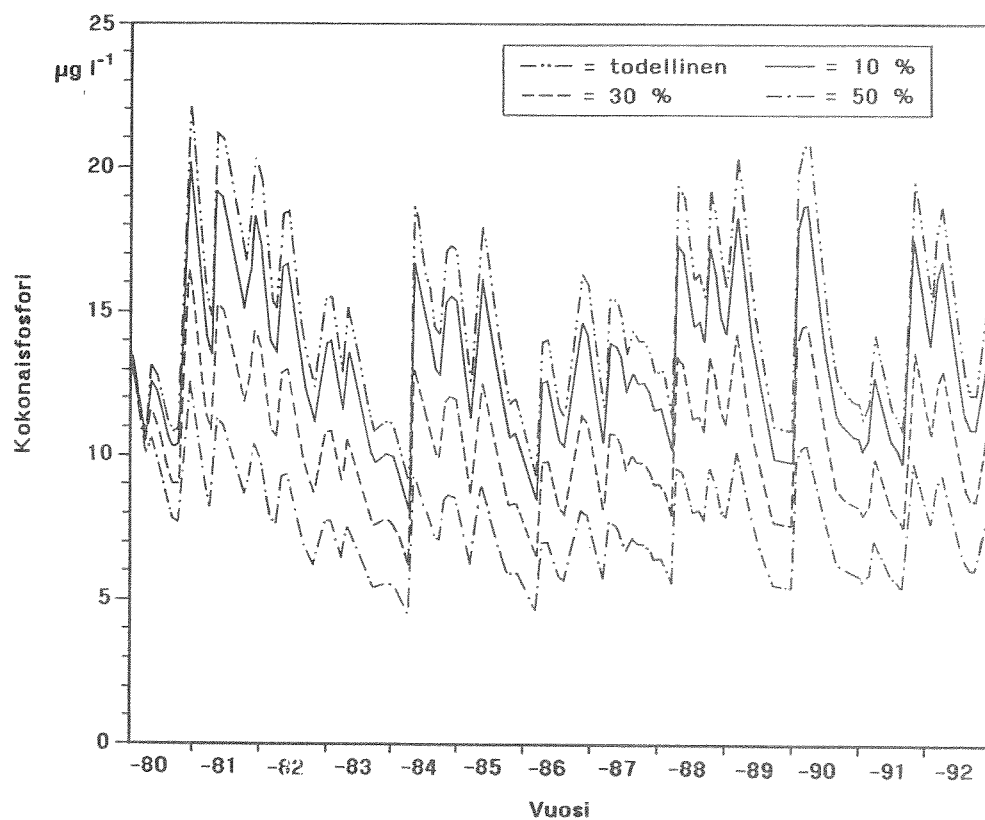
On mahdollista, että eloperäisen aineksen resuspensio voi merkittävästi vaikuttaa leväkukintojen syntyyn. Esimerkiksi vuonna 1992 nitraattityppi loppui järvestä kesä-heinäkuun vaihteessa. Samanaikaisesti detritusfosforin määrä järvestä kasvoi huomattavasti, ja tyyppä sitovien sinilevien biomassa alkoi nousta. Koska tyyppä sitovat sinilevät eivät ole riippuvaisia  $\text{NO}_x$ -tyypin pitoisuudesta, ne pystyvät hyödyntämään eloperäisestä hiukkasmaisesta aineksesta ja pohjalta loppukesällä vapautuvaa fosforia. Vuodelta 1982 ei ole tietoja liuenneiden ravinteiden eikä detritusfosforin pitoisuuksista.

### 5.3 Kuormitusmuutosten vaikutus Pyhäjärven tilaan

Pyhäjärven kokonaisfosforikuormitus ( $0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , vuodet 1980–1992) ylittää Vollenweiderin (1968) viiden metrin syvyiselle järvelle esittämän vaarallisen fosforikuormituksen ( $0,13 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ). Liuenneen reaktiivisen fosforin kuormitus ( $0,03 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , vuosi 1992) sen sijaan alittaa selvästi sallitun fosforikuormituksen ( $0,07 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).

Ravinnekuormituksessa tapahtuvien muutosten vaikutusta järven tilaan tarkasteltiin kokonaisravinteita laskevalla pistemallilla. Järven kokonaisravinnepitoisuudet laskettiin vuosille 1980–1992 sekä havaitulla että 10, 20, 30, 40 ja 50 % havaittua pienemmällä kuormituksella. Malli ei ota huomioon sisäisen kuormituksen kehitystä ulkoisen kuormituksen muuttuessa.

Kokonaisravinteiden lasketut pitoisuusmuutokset olivat suhteellisesti samansuuruisia kuin kuormitusmuutokset (kuva 56). Vuosien 1980–1992 keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden ( $16 \mu\text{g l}^{-1}$ ) perusteella Pyhäjärvi on mesotrofinen (ks. Dillon ja Rigler 1975). Kuormitustarkastelun mukaan Pyhäjärvi muuttuisi oligotrofiseksi, jos kokonaisfosforikuormitus pienenee 40 % ja eutrofiseksi, jos kuormitus kasvaa yli 20 %.



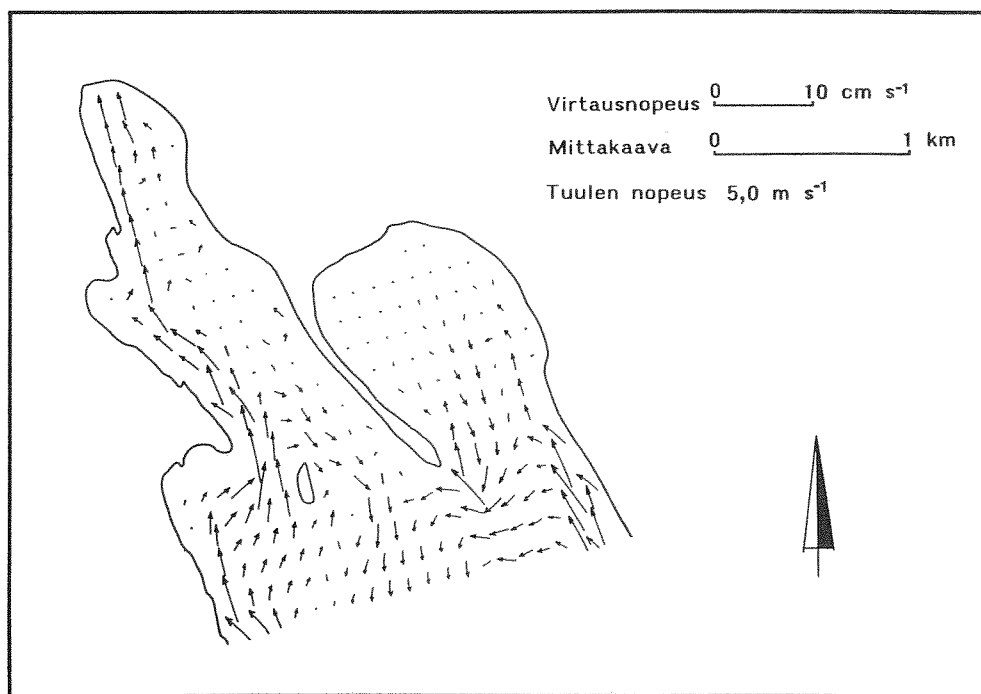
Kuva 56. Pyhäjärven kokonaisfosforin ja kokonaistyypin lasketut pitoisuudet eri kuormitustasoilla v. 1980–1992. Pitoisuudet on laskettu todellisella kuormituksella 10 % ja 30 % ja 50 % todellista pienemmällä kuormituksella.

Kokonaisravinnepitoisuuksien muutokset eivät kuitenkaan välttämättä vaikuta rehevyystasoon samansuuruisina. Rehevyystaso määräytyy käyttökelpoisten ravinteiden kuormituksen mukaan. Niiden osuus kokonaisravinnekuormituksesta voi vaihdella.

Suurin osa sisäisestä kuormituksesta on resuspendoituneen eloperäisen aineksen ja mahdollisesti kalaston sekä hapettomuuden aiheuttamaa. Resuspendoituneeseen eloperäiseen ainekseen sitoutunut fosfori on alkuaan peräisin ulkoisesta kuormituksesta. Siten ulkoisen kuormituksen pienentäminen on tärkeää myös sisäisen kuormituksen vähentämiseksi. Sisäistä kuormitusta voidaan jossain määrin vähentää myös muilla toimenpiteillä, esimerkiksi alusveden hapettamisella ja biomanipulaatiolla. Pyhäjärven hapettamisella saatava hyöty olisi todennäköisesti vähäinen. Tehokkaan kalastuksen säilyminen järvestä on tärkeää, sillä kalansaaliin mukana poistuu ravinteita. Valikoivalla kalastuksella voidaan vaikuttaa myös kalalajistoon ja -kantoihin ja sitä kautta sisäiseen kuormitukseen ja ravintoketjun rakenteeseen. Jo nykyisellä kuormituksella löyhän eloperäisen pohja-aineen määrä vähitellen kasvaa. Jos kuormitusta ei saada vähenemään, fosforin resuspensio voi lisääntyä ja leväkukintojen esiintymistiheys kasvaa.

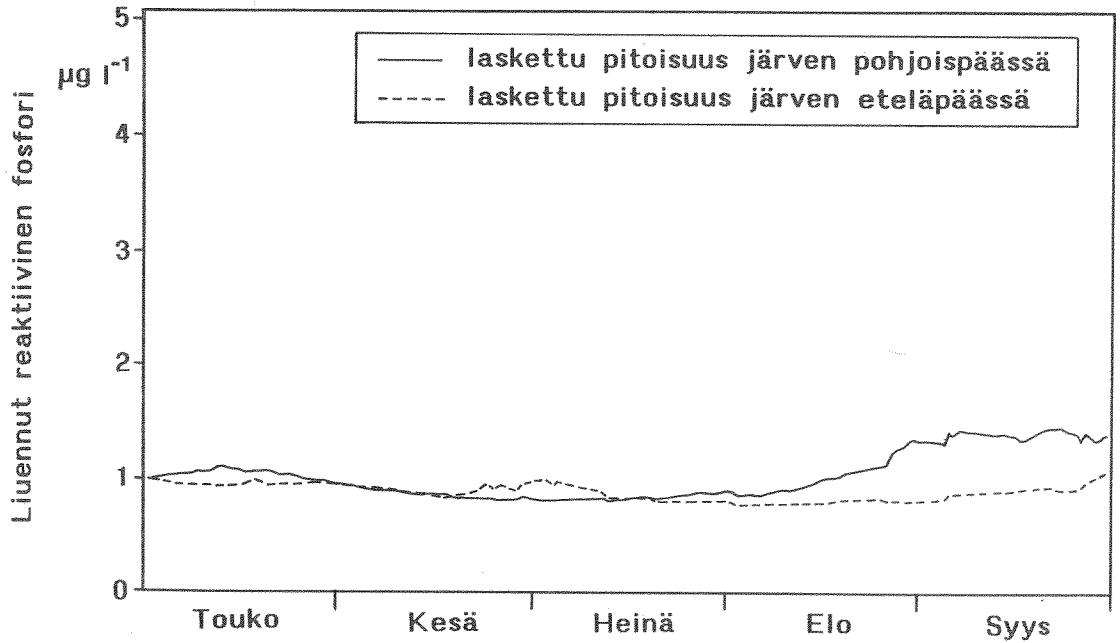
## 5.4 Vedenoton vaikutukset Pyhäjärven tilaan

Turun seudun vedenottosuunnitelmissa on esitetty kaksi vaihtoehtoista vedenottopaikkaa, toinen Pyhäjärven eteläosassa ja toinen luusuan läheisyydessä alueelta, josta ei enää virtaa vettä takaisin järveen. Aikaisempien tutkimusten mukaan (Sarkkula ja Forsius 1979, 1980) järven eteläpään ulappa-alueella vedenotto vaikuttaisi virtauskenttään vain muutaman kymmenen metrin säteellä vedenottopisteestä. Tässä tutkimuksessa tehtyjen mallilaskelmien mukaan vesi ei enää virtaa takaisin järveen 500 metrin säteellä luusuasta. Laskelmissa oletettiin, että Eurajoen juoksutus on  $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ja tuuli etelästä  $5 \text{ m s}^{-1}$  (kuva 57). Etelätuulella paluuvirtaus Kauttuanlahdelta järveen on voimakkainta.

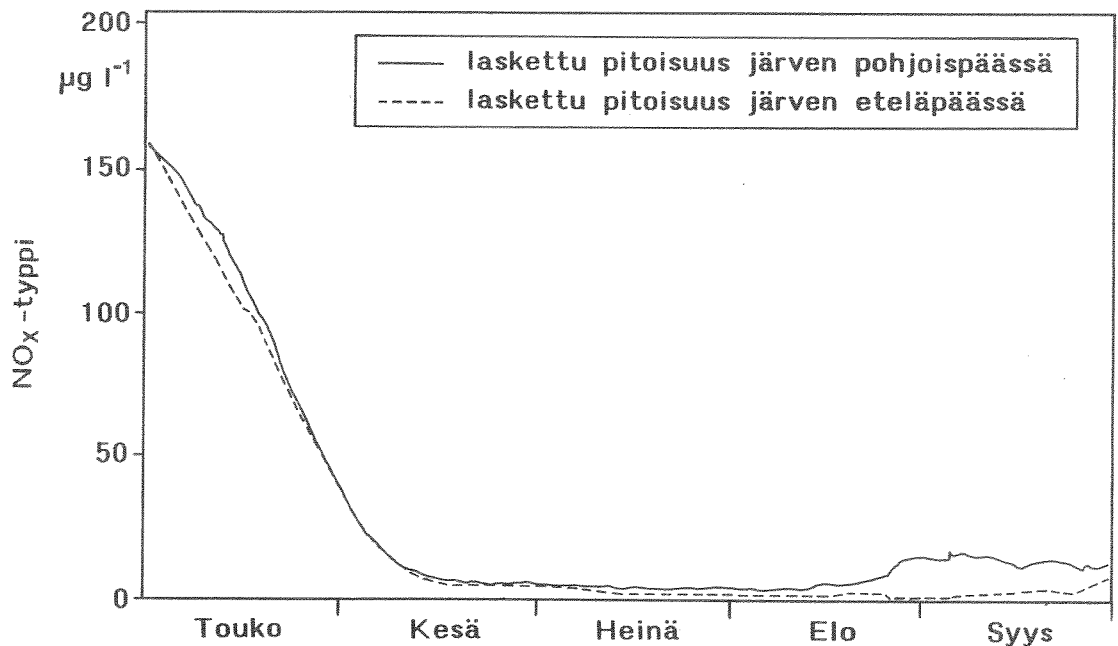


Kuva 57. Kauttuanlahden virtauskenttä etelätuulella ( $5 \text{ m s}^{-1}$ )  $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  juoksutuksella.

Kaksiulotteisella mallilla laskettiin pohjois- ja etelään ravinnepitoisuudet kasvu-kaudella 1992 (kuvat 58 ja 59). Vedenottoaikalla ei ole merkittävää vaikutusta poistuviin ravinnemääriin ja rehevyytasoon, sillä erot pitoisuuksissa olivat pieniä. Myös alueellisten kartoitusten perusteella erot etelä- ja pohjoispään vedenlaadussa ovat pieniä. Jääpeitteisenä kautena järven pohjois- ja etelään ravinnepitoisuuksissa voi esiintyä kuormituksen epätasaisen jakautumisen vuoksi lyhytaikaisia eroja. Vedenoton ( $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) mukana poistuvat liuenneiden ravinteiden määrät vastaavat 0,3 % järven ulkoisesta liuenneen reaktiivisen fosforin ja 0,4 % nitraattitypen kuormituksesta.



Kuva 58. Kaksiulotteisella mallilla laskettu liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus järven etelä- ja pohjoispäässä.



Kuva 59. Kaksiulotteisella mallilla laskettu  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuus järven etelä- ja pohjoispäässä.



Tässä tutkimuksessa ei selvitetty säännöstelyn vaikutusta järven tilaan. Järven pinnan lasku tai voimakas vaihtelu voi lisätä ravinteiden huuhtoutumista rantavyöhykkeeltä veteen. Vedenpinnan laskun seurauksena matalan veden suurkasvustot saattavat laajentua. Huovarin (1967) mukaan järviruoko levisi Pyhäjärvässä voimakkaasti 1940-luvulla alhaisen veden pinnan seurauksena. Säännöstelymuutosten myötä kalaston lisääntyminen voi häiriintyä ja lajisto muuttua (Sarvala 1986).

## 5.5 Pyhäjärvi raakavesilähteenä

Arvioitaessa veden käyttökelpoisuutta raakavedeksi lähtökohtana ovat myrkylliset ja terveydelle haitalliset aineet, haju ja maku, välillisesti vedenlaatuun vaikuttavat muuttujat (mm.  $\text{KMnO}_4$ -luku, väriluku, a-klorofylli) ja vedenlaatua yleisesti kuvaavat muuttujat (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Suurin painoarvo annetaan myrkyllisille ja terveydelle haitallisille aineille. Pyhäjärveen ei tule myrkyllisten yhdisteiden kuormitusta. Sen vuoksi niiden pitoisuuksia vedessä ei ole määritetty. Veden hygieninen laatu on hyvä tai erinomainen.

Pyhäjärven kasviplanktonissa esiintyy lajeja (mm. piilevien ja sinilevien ryhmissä), jotka voivat aiheuttaa haju- ja makuhaittoja. Sinilevät ja niitä hajottavat sädesienet aiheuttivat todennäköisesti kalojen ja veden maku- ja hajuhaittoja talvella 1993. Vedessä oli syyskuussa *Anabaena* -rihmoja jopa yli miljoona kappaletta litrassa. Vedenhankinnan ja virkistyskäytön kannalta kriittiseksi rajaksi on esitetty 530 000 rihmaa litrassa (Heinonen 1980). Pyhäjärvässä ajoittain runsaana esiintyvä *Uroglena americana* voi myös aiheuttaa maku- ja hajuhaittoja.

Humuksen ja värin poisto on raakaveden käsittelyssä eräs keskeinen toimenpide. Pyhäjärven vesi on suhteellisen kirkasta, sekä väriluku että permanganaattiluku ovat varsin pieniä.

Vesi- ja ympäristöhallituksen raakavesiluokituksessa rehevöitymisen arvioinnissa käytetään kokonaisfosforia, a-klorofyllia, kasviplanktonin biomassaa ja lajistoa. Pyhäjärvi kuuluu luokituksessa tyydyttävään (III) tai hyvään (II) luokkaan. A-klorofylli- ja kasviplanktonin biomassarvojen, perusteella Pyhäjärvi sijoittuu useimpina vuosina tyydyttävään (III) luokkaan. Vuoden 1982 avovesikauden keskimääräinen biomass oli huonon luokan (IV) tasolla. Jos Pyhäjärvi muuttuu rehevämmäksi, saattaa veden käyttökelpoisuus alentua pysyvästi tyydyttävälle tai jopa huonolle tasolle. Hyvästä raakavedestä voidaan muodostaa tekopohjavettä ilman esikäsittelyä, mutta tyydyttävä raakavesi tulee esikäsitellä ennen pohjaveden muodostamista. Huono raakavesi vaatii tehostetun fysikaalisen ja kemiallisen käsittelyn (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988).

## 6 YHTEENVETO

### Ravinnekuormitus

Yläneenjoen ja Pyhäjoen ainevirtaamat ovat vaihdelleet huomattavasti vuosina 1980–1992. Typpivirtaama oli vuosina 1990 ja 1991 poikkeuksellisen suuri. Fosforivirtaamissa

ei ole havaittavissa selvää kehityssuuntaa. Sadanta oli 1980-luvulla suurempi kuin 1970-luvulla. Sadannan kasvun ja peltoviljelyssä tapahtuneiden muutosten vuoksi jokien ravinnevirtaamat saattoivat olla vuosina 1980–1992 aikaisempaa suuremmat. Liuenneiden ravinteiden ainevirtaama tunnetaan vain muutamalta viime vuodelta. Se ei välttämättä vaihtele samassa suhteessa kokonaisravinnekuormituksen kanssa.

Vuosina 1980–1992 Pyhäjärveen tuli keskimäärin  $3,1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  typpeä ja  $0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  fosforia. Typestä noin 70 % ja fosforista noin 80 % tuli valuma-alueelta ja loput ilmalaskeumana. Valuma-alueelta tuleva kuormitus on pitkälti peräisin maataloudesta. Jokien kuljettamasta fosforista vain noin viidennes ja typestä kolme neljäsosaa oli leville käyttökelpoista. Ilmaperäisten ravinteiden käyttökelpoisuutta ei tunneta.

## Virtaukset

Virtaukset kiertävät pohjois- ja länsituulilla myötäpäivään sekä itä- ja etelätuulilla vastapäivään. Paluuvirtausta järveen ei tapahdu 500 metriä lähempänä luusuaa. Virtausnopeudet ovat ulappa-alueellakin ajoittain riittävän suuria irrottamaan eloperäistä ainesta pohjan pinnalta.

## Vedenlaatu

Pyhäjärven avovesikauden keskimääräinen kokonaisfosfori ja -typpipitoisuus oli vuosina 1980–1992 yli 30 % korkeampi kuin vuosina 1970–1979. Avovesikauden kokonaisfosforipitoisuudet olivat korkeimmillaan vuosina 1982–1983. Vuonna 1984 pitoisuudet olivat alhaisia ja sen jälkeen ne ovat tasaisesti nousseet. Kokonaistyyppipitoisuudet olivat korkeimmillaan vuosina 1989–1992. Ravinnepitoisuuksissa ei ollut avovesikaudella selviä alueellisia eroja. Pyhäjärvi on kokonaisfosforipitoisuuksien ja rehevyyttä kuvaavien vedenlaatumuuttujien perusteella mesotrofinen tai lievästi eutrofinen. Piilevät ja kultalevät olivat kasviplanktonissa valtaryhminä lukuunottamatta vuosia 1982 ja 1992, jolloin järvellä oli voimakas sinileväkukinta.

## Ravinnepitoisuuksien määräytyminen

Ulkoisen kuormituksen muutokset näkyvät järven kokonaisravinnepitoisuuksissa vuositasolla. Järveen pidättyi yli 80 % kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormituksesta. Liuenneiden ravinteiden ja kiintoaineen pidättyminen oli vielä suurempaa. Kalansaaliin mukana poistui 6 % kokonaistypestä ja 26 % kokonaisfosforista. Liuenneen reaktiivisen fosforin sisäinen kuormitus oli vuonna 1992 suurempi kuin ulkoinen kuormitus. Pohjalta resuspendoituneesta cloperäisestä aineesta vapautuu ajoittain merkittävä määrä käyttökelpoista fosforia. Pohja-aineksen kivennäisjakeesta vapautui fosforia hyvin vähän. Hapettomuudesta ja pH:n noususta johtuva sisäinen kuormitus oli melko vähäistä. Kalaston aiheuttama kuormitus jäi epävarmaksi. Fosforipitoisuus vaihteli avovesikaudella merkittävästi sisäisen kuormituksen vuoksi.

## Rehevyystason määräytyminen

Kokonaisravintoesuhteiden perusteella fosfori rajoittaa kasviplanktonituotantoa enemmän kuin typpi. Mallilaskelman perusteella levien kasvua rajoittavat ensisijaisesti liuenneen reaktiivisen fosforin ja  $\text{NO}_x$ -typen pitoisuudet. Kasvukauden alussa myös lämpötila ja eläinplanktonin laidunnus sekä loppukesällä säteily rajoittivat merkittävästi kasvua. Muikkukanta saattaa säädellä eläinplanktonin välityksellä kasviplanktonituotantoa. Loppukesän sinileväkukintoihin voi vaikuttaa eläinplanktonin muihin leviin kohdistama laidunnus. Sinilevät voivat lisäksi hyödyntää pohjalta resuspendoituneeseen eloperäiseen ainekseen sitoutunutta fosforia.

## Kuormitusmuutosten vaikutukset järven tilaan

Ravinnekuormituksen muutosten vaikutusta järven tilaan tarkasteltiin kokonaisravintetaseita kuvaavilla pistemalleilla. Laskelmien mukaan 40 % kokonaisfosforikuorman vähennys muuttaisi järven oligotrofiseksi ja 20 % lisäys eutrofiseksi. Leville käyttökelpoisten, liuenneiden ravinteiden kuormitus ei kuitenkaan välttämättä muutu samassa suhteessa kokonaisravintekuormituksen kanssa. Laskelmissa ei otettu huomioon sisäisen kuormituksen kehitystä ulkoisen kuormituksen muuttuessa. Sisäistä kuormitusta pystytään tehokkaimmin pienentämään ulkoista kuormitusta vähentämällä. Jo nykyisellä kuormituksella pohjalle kertyvän eloperäisen aineksen määrä kasvaa. Tämä voi lisätä ravinteiden sisäistä kuormitusta ja leväkukintojen määrää.

## Vedenotto ja raakaveden laatu

Suunniteltu vedenotto ei vaikuta järven virtauksiin eikä ravintetaseisiin. Vedenoton mahdollisia vaikutuksia rantavyöhykkeeseen ei tässä tutkimuksessa selvitetty.

Järven käyttökelpoisuus raakavesilähteenä on hyvä tai tyydyttävä. Mikäli ulkoinen ravinnekuormitus pysyy nykyisellä tasolla, järven käyttökelpoisuus raakavesilähteenä voi huonontua. Leväkukinnat heikentävät käyttökelpoisuutta.

## Jatkotutkimustarpeet

Kuormitusarviota tulisi tarkentaa lähivaluma-alueen ja ilmalaskeuman osalta. Ilmalaskeumaa tulisi mitata Pyhäjärvellä. Myös jokien tuomien liuenneiden ravinteiden määrää ja ajallista vaihtelua tulisi seurata riittävän pitkään. Jotta hajakuormitusta voitaisiin tehokkaasti vähentää, olisi selvitettävä valuma-alueen maankäyttö mahdollisimman tarkoin (esim. peltojen lannoitus ja maanmuokkaus).

Sisäisen kuormituksen määrän selvittämiseksi olisi tutkittava syvänteiden talvista happipitoisuutta ja ravintepitoisuuksia. Tämän lisäksi olisi selvitettävä löyhän eloperäisen aineksen kertymä syvyysvyöhykkeittäin sekä sen merkitys kasviplanktonin fosforin lähteenä. Myös kalaston ja kalastuksen vaikutusta ravintoverkkoon ja ravintetalouteen olisi tarkemmin tutkittava. Eri kasviplanktoniryhmien riippuvuus kasvutekijöistä olisi selvitettävä perusteellisemmin.

## KIRJALLISUUS

- Andersen, F.O. & H.S. Jensen. 1991. The influence of chironomids on decomposition of organic matter and nutrients exchange in a lake sediment. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24:3051–3055.
- Andersson, G., H. Bergren, G. Cronberg & C. Gelin. 1978. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. Hydrobiologia 59:9–15.
- Andersson, G., Graneli, W. & Stenson, J. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. Hydrobiologia 170:267–284.
- Antikainen, S. 1989. Rehevän Rusutjärven kasvi- ja eläinplankton. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 187. Helsinki.
- Arnold, D. E. 1971. Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. Limnol Oceanogr. 16:906–920.
- Aulio, K. 1981. Pyhäjärven suurkasvillisuuden perustuotanto ja ravinnetalous. Julkaisussa Säkylän Pyhäjärven tila ja biologinen tuotanto v. 1980. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y. s. 56–88.
- Aulio, K. 1985. Biomass and chlorophyll contents of *Isoetes lacustris* as related to water depth in the Lake Pyhäjärvi, SW Finland. Aqua Fennica 15,1:127–131.
- Brabrand, Å., B.A. Faafeng & J.P.M. Nilssen. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 47:364–372.
- Bretschneider, C.C. 1958. Revisions in wave forecasting; Deep and shallow water. proc. ASCE 6:th conf. coastel Eng.
- Brunberg, A.-K. & Boström, B. 1992. Coupling between benthic biomass of *Microcystis* and phosphorus release from the sediments of a highly eutrophic lake. Hydrobiologia 235/236:375–385.
- Carpenter, E. J. ja Price, C. C. 1976. Marine Oscillatoria (*Trichodesmium*): explanation for aerobic nitrogen fixation without heterocysts. Science 191:1278–1280.
- DePinto, J.V., T.C. Young & S.C. Martin. 1981. Algal-available phosphorus in suspended sediments from Lower Great Britain Lakes tributaries. J. Great Lakes Res. 7:311–325.
- Dillon, P.J. & F.H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trofic status. J. Fish. Res. Bd. Can. 32:1519–1531.
- Ekholm, P. 1992. Maatalouden ravinnekuormituksen vaikutukset rannikkovesissä. Julkaisussa: Rekolainen, S. & Kauppi, L. (toim.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimus-projektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 359.

- Ekholm, P. 1994. Bioavailability of phosphorus in agriculturally loaded rivers in southern Finland. *Hydrobiologia* 287:179–194.
- Eklund, K. 1978. Pyhjärven kasviplanktonin koostumus ja tuotanto. Moniste, Turku.
- Eloranta, P. 1978. Effects of size of sample counted in phytoplankton analyses. *Ann. Bot. Fennici*, vol. 15, no. 3:169–176.
- Fleischer, S. 1983. Microbiological phosphorus release during enhanced glycolysis. *Naturwissenschaften* 70:414.
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesso, 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. ja B. Nyholm. 1980. Lämpötilan vaikutuksesta reaktionopeuskertoimiin vedenlaatumalleissa. *Vesitalous* 21, 5:24–27.
- Gaspar, C., J. Jozsa, and P. Simbierowicz. 1991. Lagrangian modelling of the convective diffusion problem using unstructured grids and multigrid technique. In: "First international conference on water pollution", Southampton Sept. 1991 ISBN 1–85166–697–4 pp. 299–312.
- Gaspar, C. and P. Simbierowicz. 1992. Difference schemes in Tree-structured Multigrid Context. Conference on CMWR, Denver, Colorado, USA June 1992.
- Golterman, H.L. 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22:23–59.
- Gächter, R., Meyer, J.S. & Mares, A. 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 33:1542–1558.
- Havens, K.E. 1991. Fish-induced sediment resuspension: effects on phytoplankton biomass and community structure in a shallow hypereutrophic lake. *J. Plankton Res.* 13:11–63–1176.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publications of the Water Research Institute 37. Helsinki 91 s.
- Helminen, H., Sarvala, J., Sydänoja, A. ja Wright, J. 1993. Muikun ja siian poikasten runsaus sekä kasvu Säskylän Pyhjärvessä keväällä 1992. Turun yliopisto, Biologian laitos, Ekologian ja eläinsystematiikan osasto. 12 s.
- Helminen, H. 1994. Year-class fluctuations of vendace (*Coregonus albula*) and their consequences in a freshwater ecosystem. Reports from the Department of Biology, University of Turku. No. 37 1994. Turku.
- Hirvonen, A., Helminen, H. ja Sarvala, J. 1990. Muikun ja siian poikasten runsaus, kasvu ja kuntoisuus Säskylän Pyhjärvessä keväällä 1989. Turun yliopisto, Biologian laitos, Ekologian osasto. 20 s.

- Hirvonen, A., Helminen, H. ja Sarvala, J. 1991. Muikun ja siian poikasten runsaus sekä kasvu Säskylän Pyhäjärvässä keväällä 1990. Turun yliopisto, Biologian laitos, Eläinekologian osasto. 18 s.
- Hofer, R., H. Forstner & R. Rettenwander. 1982. Duration of gut passage and its dependence on temperature and food consumption in roach, *Rutilus rutilus* L: laboratory and field experiments. J. Fish. Biol. 20:289–299.
- Holdren, G.C. & Armstrong, D.E. 1980. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. Envir. Sci. Technol. 14:79–87.
- Huovari, P. 1967. Pyhäjärven kasvillisuus. Tie- ja vesirakennuslaitos. Moniste 10 s.
- Huttula, T., Krogerus K. and Virtanen M. 1990. Interactions between water currents and sedimentation effluents. Encyclopedia of Fluid Mechanics, v. 10, Surface and Groundwater Flow Phenomena, p. 211–265.
- Huttula, T. 1992. Modelling resuspension and settling in lakes using a one-dimensional vertical model. Aqua Fennica 22,1:23–34.
- Huttula, T. 1994. The transport of suspended solids in shallow lakes. Ph. D. thesis submitted to be examined at Univ. of Helsinki, Dept. of Geophysics.
- Håkansson, L. & Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin. 316 s.
- Isotalo, I. 1981. Pyhäjärven veden laatu ja sen ajallinen ja paikallinen vaihtelu. Julkaisussa Säskylän Pyhäjärven tila ja biologinen tuotanto v.1980. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 47. s. 23–44.
- Józsa, J. and C. Gaspar. 1992. Fast adaptive approximation of wind induced horizontal flow patterns in shallow lakes using quadtree-based multigrid method. Conference on CMWR, Denver, Colorado, USA June 1992.
- Jumppanen, K. 1993. Säskylän Pyhäjärven ainetaseet, veden laatu ja kasviplanktonin perustuotanto vuonna 1992 ja yhteenveto vuosilta 1980–1992. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Tutkimuslauseita 88. Turku. 26 s.
- Järnefelt, H. 1928. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. III Pyhäjärvi. Ann. Zool. Soc. Vanamo 6:101–153.
- Kallio, K. 1994. Typen huuhtoutuminen peltoalueilta Lounais-Suomessa vuosina 1980–92. Käsikirjoitus.
- Kansanen, P. 1992. Tuusulanjärven sedimentin kunto ja kunnostusmahdollisuudet. Sedimenttitutkimuksen 1989–1991 loppuraportti. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntainliitto. Kerava 1992. 87 p.
- Kauppara, T. 1993. Säskylän Pyhäjärven eri sedimenttityyppien fosforifraktioista. Geocenter raportti no.4 19 s. + 10 liites. Turun Yliopisto, maaperägeologian osasto.

- Kettunen, J. & M. Stenmark. 1982. Wind induced resuspension and phosphorus exchange between resuspended sediment and lake water. In: Proceedings of the 10th Nordic Symposium on Sedimentology. Physical, chemical and biological dynamics in sediment. Division of Water Engineering, Helsinki University of Technology. Report 26:11–20.
- Knuuttila, S., K. Kallio & S. Salo. 1992. Ravinnetaseet ja rehevöityminen maatalouden kuormittamisessa järvissä. Julkaisussa: Rekolainen, S. & L. Kauppi (toim.). Maaatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359.
- Knuuttila, S., O-P. Pietiläinen & L. Kauppi. 1994. Nutrient balances and phytoplankton dynamics in two agriculturally loaded shallow lakes. *Hydrobiologia*. 275/276:359–369.
- Kuusisto, E. 1975. Säskylän Pyhjäjärven vesitase ja säännöstely. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 11. Vesihallitus. Helsinki 1975.
- Lamarra, V.A. jr. 1975. Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19:2461–2468.
- Malve, O., Huttula, T., Lehtinen, K. & Krogerus, K. 1992. Ähtävänjoen vesistön rehevyytasoon vaikuttavat tekijät. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 419.
- Martikainen, H. 1981. Effect of decreasing acidity on the extractability of inorganic soil phosphorus. *I. Scient. Agric. Finl.* 53:16–26.
- Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, I. *J. Ecol.* 29:280–329.
- Mortimer, C.H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, II. *J. Ecol.* 30:147–201.
- Mälkki, P. 1966. On the dependence of seiches on wind velocity in lake Pyhjäjärvi in south-western Finland. Extract of publication no 70. Symposium of Garda 1966. International association of scientific hydrology.
- Mölsä, H. 1978. Säskylän Pyhjäjärven pohjaeläimistön koostumus, biomassa ja tuotanto. Moniste, Turku.
- Niemi, A. 1978a. Säskylän Pyhjäjärven eläinplankton vuonna 1977. Moniste. Helsinki.
- Niemi, A. 1978b. Säskylän Pyhjäjärven kalataloutta ja tuotantoa koskeva tutkimus vuonna 1977. Moniste. Helsinki.
- Pahtamaa, T. 1983. Säskylän Pyhjäjärven pesimälinnusto v. 1983. Turun yliopiston biologian laitoksen julkaisuja 6. Turku.
- Potsetchine, V. and Huttula, T. 1992. Modelling of sedimentation and resuspension in Lakes. To be published in Proc. of Workshop on Physical Limnology and Water Quality Modelling of Large Lakes Systems. Russia, October 1993.

- Rekolainen, S. & Pitkänen, H. 1994. Nitrogen and phosphorus fluxes from small agricultural basins and in rivers discharging to the Baltic Sea from Finland. Submitted to *Nordic Hydrology*.
- Rodhe, W. 1958. Primärproduktion und Seetypen. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 13:121–141.
- Rosén, G. Tusen sjöar. Växtplanktons miljökrav. Naturvårdsverket. Stockholm 1981.
- Räsänen, M., V.-P. Salonen, J. Salo, M. Walls & J. Sarvala. 1992. Recent history of sedimentation and biotic communities in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Journal of Paleolimnology* 7:107–126.
- Salonen, V.-P. & Itkonen, A. 1992. Vihdin Enäjärven ja Säskylän Pyhäjärven sedimentit sekä niistä johtuva sisäinen fosforikuormitus. Geologian tutkimuskeskus, Maaperäosasto. Raportti P36.4.001.
- Sarkkula, J ja J. Forsius. 1977. Selvitys virtausmittauksista Säskylän Pyhäjärvellä 8.–10.3.1977. Hydrologian toimisto.
- Sarkkula, J ja J. Forsius. 1979. Säskylän Pyhäjärven virtaukset Yläneenjoen edustalla talvella 1979. Selvitys virtaus- ja lämpötilamittauksista 14.–15.2.1979. Hydrologian toimisto
- Sarkkula, J. ja J. Forsius. 1980. Säskylän Pyhäjärven virtaukset avovesikaudella. Selvitys mittauksista syksyllä 1980. Hydrologian toimisto.
- Sarkkula, J., J. Józsa & P. Bakoney. 1991. Measuring and modelling wind induced flows in shallow lakes. *Proceedings of IAHS symposium on hydrology of natural and man made lakes* 15.–16.8.1991.
- Sarkkula, J. 1991. Measuring and modelling water currents and quality as a part of decision making process for water pollution control. Abstract of Ph. D. thesis. Tartu University, Tartu.
- Sarvala, J. 1986. Järven kalatuotantoa säätelevät tekijät. Loppuraportti. Tutkimussopimus 09/109. Suomen Akatemia. Valtion luonnontieteellinen toimikunta. Turun yliopiston biologian laitos. Turku 1986.
- Sarvala, J. & K. Jumppanen. 1988. Nutrients and planktivorous fish as regulators of productivity in lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Aqua Fennica* 18,2:137–155.
- Sinke, A.J.C. & Cappenberg, T.E. 1988. Influence of bacterial process on the phosphorus release from sediments in the eutrophic Loosdrecht Lakes, The Netherlands. *Arch. Hydrobiol. Beich.* 30:5–13.
- Spencer, C. N. ja King, D. L. 1984. Role of Fish in Regulation of Plant and Animal Communities in Eutrophic ponds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1851–1855.
- Svedrup, H.V. & W.H. Munk. 1947. Wind, sea and swell: Theory of relations for forecasting, Publ. 601, US Navy Hydrographic Office, Washington, USA.



- Tessenow, U. 1964. Experimental untersuchungen zur Kieselsäurerückführung aus dem Schlamm der Seen durch Chironomidenlarven (Plumosus-Gruppe). Arch. Hydrobiol. 60:497-504.
- Tie- ja vesirakennushallitus. 1969. Lounais-Suomen vedenhankinnan yleissuunnitelma. Helsinki.
- Turun vesi- ja ympäristöpiiri. 1991. Yläneenjoki vuonna 1990. Vesistökuormitus ja sen vähentämismahdollisuudet. Turun vesi- ja ympäristöpiiri. 40 s.
- Turun vesi- ja ympäristöpiiri. 1992. Pyhäjoen vesiensuojeluprojekti. Turun vesi- ja ympäristöpiiri. 18 s.
- Van Rijn, L. C. 1990. Handbook sediment transport by current and waves. Second edition. Delft Hydraulics.
- Varis, O. 1993. Cyanobacteria dynamics in a restored Finnish lake: a long term simulation study. Hydrobiologia 268: 129-145. Kluwer Academic Publishers, Belgium.
- Vesi- ja ympäristöhallitus, 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja no: 20. Helsinki.
- Webster, K. E. ja Peters, R. H. 1978. Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filterers in filamentous suspensions. Limnol. Oceanogr. 23: 1238-1245.

## VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.  
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvisissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumpputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.
96. Salonen, Seija; Frisk, Tom; Kärmeniemi, Tellervo; Niemi, Jorma; Pitkänen, Heikki; Silvo, Kimmo & Vuoristo, Heidi: Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Helsinki 1992.
97. Assmuth, Timo; Strandberg, Tapio; Jouti, Anneli & Kalevi, Kirsti: Kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmät. Helsinki 1992.
98. Kivimäki, Anna-Liisa: Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki 1992.
99. Tanninen, Risto: Arvot ja asenteet Pyhäjoen vesiensuojelusuunnittelussa. Helsinki 1992.
100. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitin vene- ja retkisatamasuunnitelma. Helsinki 1992.
101. Eloheimo, Karri: Veneily ja sen ympäristövaikutukset. Helsinki 1992.
102. Sytyke 16. Sannholm, Gun & Söderström, Mirja: Entsyymikäsittelyn merkitys sulfaattimassan valkaisuissa. Helsinki 1992.
103. Sytyke 9. Raitio, Laura: Siistausprosessin ympäristökuormitus. Helsinki 1992.
104. Sytyke 17. Jantunen, Esko: Jätevesipäästötön paperitehdas. Helsinki 1992.
105. Sytyke 10. Lehtinen, K.-J. & Tana: Effects in mesocosms exposed to effluents from bleached hardwood kraft pulp mill. Helsinki 1992.
106. Hudd, Richard; Toivonen, Anna-Liisa & Wistbacka Ralf: Malax å fiskeriutredning. Helsinki 1992.
107. Rontu, Mika: Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki 1992.
108. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitti - Kansallisvesi. Helsinki 1992.
109. Sytyke 11. Junttila, Vesa: Sellutehtaan ympäristökuormitusten pienentäminen ja hallinta uudella tehdaslayoutilla. Helsinki 1992.
110. Sytyke 20. Kara, Mikko: Natrium- ja rikkitaseen säätömahdollisuuksia suomalaisessa sellutehtaassa. Helsinki 1992.
111. Kauppi, Marja: Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys. Helsinki 1992.
112. Lindholm, Tapio (toim.): Sukkessiotutkimusten tuloksia Suomen ja SNTL:n luonnonsuojelualueilta. Helsinki 1992.
113. Sytyke 2. Hatakka, Annele; Valo, Marjatta & Lankinen, Pauliina: Puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittely valkolahosienillä ja niiden entsyymeillä. Helsinki 1992.
114. Sytyke 19. Krogerus, Märten & Hynninen, Pertti: Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja kustannukset. Helsinki 1992.
115. Hyvärinen, Pekka; Salojärvi, Kalervo; Pushkin, Sergei & Ahonen, Mikko: Kalojen vaellus Oulujärvestä Oulujokeen. Helsinki 1992.
116. Ettala, Matti & Koskela, Juhani: Kloorifenolipitoisten pohjavesien käsittely aktiivihiihliuodatuksella ja aktiivilietemenetelmällä. Helsinki 1992.

117. Sytyke 6. Myrén, Bertel: Suomen metsäteollisuuden tila vuonna 1995. Helsinki 1992.
118. Lyly, Olavi: Torjunta-aineiden käytön kannattavuus ja ympäristöhaittojen vähentäminen. Helsinki 1992
119. Sytyke 21. Laxén, Torolf: Organosolvkeitot. Helsinki 1992.
120. Sytyke 4. Pere, J; Thun, R; Alén, R; Kyllönen, H & Viikari, L: Metsäteollisuuden jätelietteet. Helsinki 1992.
121. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki 1992.
122. Sytyke 14. Siitonen, Heikki; Wartiovaara, Jyrki & Kasanen, Pirkko: Sellu- ja paperitehdas-integraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi - casetutkimus. Helsinki 1992.
123. Sytyke 22. Malinen, Raimo: Skenaarioanalyysi massan valmistuksen kehitysvaihtoehtoista. Helsinki 1992.
124. Sytyke 22A. Vasara, Petri: Skenaarioiden tuottaminen ja analyysi massanvalmistukselle Suomessa 1995 - 2010. Helsinki 1992.
125. Törttö, Heli; Kaakinen, Eero & Alasaarela, Erkki: Ympäristövaikutusten arviointi aluehallinnossa - esimerkkinä Oulun lääni. Helsinki 1992.
126. Ekholm, Matti: Suomen vesistöalueet. Helsinki 1992.
127. Aura, Erkki; Puustinen, Markku; Virtanen, Seija; Mikkola, Hannu; Luoma, Tarmo & Peltomaa, Rauno: Salaojitusmenetelmien vertailu Zaitsevon kenttäkokeessa. Helsinki 1992.
128. Sytyke 15. Puustinen, Jukka: Ravinteiden käytön optimointi metsäteollisuuden aktiivilietelaitoksissa.  
Sytyke 3. Lammi, Reino & Pakarinen, Kauko: Typpiravinnelisäyksen vaikutus sellutehtaan aktiivilietelaitoksen toimintaan. Helsinki 1993.
129. Seppälä, Jyri: Ympäristöriskianalyysi teollisuudessa. Helsinki 1992.
130. Sytyke 18. Pihlaja, Kalevi (koordinaattori): Valkaistua sulfaattisellua valmistavan tehtaan jätevesien orgaanisen aineen hajoaminen ja ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
131. Lax, Hans-Göran; Koskenniemi, Esa; Sevola, Pertti & Bagge, Pauli: Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana. Helsinki 1993.
132. Sytyke 12. Kauppinen, Jyrki: Metsäteollisuuden hajuaineiden analytiikka ja seuranta. Helsinki 1993.  
Sytyke 5. Välttilä, Olli: Biolietteen poltto.
133. Sytyke 10A. Lehtinen, K-J: Ecological impact of pulp mill effluents. Helsinki 1993.
134. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Operatiivinen ajelhtimis- ja kulkeutumismalli merialueille. Helsinki 1993.
135. Nystén, Taina: Kärkölän likaantuneen pohjavesialueen geologia ja matemaattinen mallintaminen. Helsinki 1993.
136. Vesihuoltolaitokset 1991. Helsinki 1993.
137. Ullvén, Johanna: Simpukoiden soveltuvuudesta kloorifenolien tutkimiseen murtovedessä. Helsinki 1993.
138. Peura, Pekka: Happamoituminen Merenkurkun pienissä järvissä.  
Peura, Pekka: Försuming av småsjöarna i Norra Kvarken. Helsinki 1993
139. Huttunen, Leena & Soveri, Jouko: Luonnontilaisen roudan alueellinen ja ajallinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1993.
140. Kaatra, Kai & Marttunen, Mika (toim.): Oulujoen vesistön säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Helsinki 1993.
141. Suomela, Tapani: Tuusulan kunnan Hyrylän pohjavesialueen suojelusuunnitelma. Helsinki 1993.
142. Kauppi, Lea (toim.): Itäisen Suomenlahden lintukuolemat keväällä 1992. Helsinki 1993.
143. Lahti, Kirsti; Lepistö, Liisa; Niemi, Jorma & Färdig, Michael: Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti cyanobakteerien poistossa. Helsinki 1993.
144. Koskimies, Pertti: Population sizes and recent trends of breeding birds in the nordic countries. Helsinki 1993.
145. Alasaarela, Erkki; Hellsten, Seppo; Keränen, Reijo; Kurttila, Terttu & Riihimäki, Juha: Säännöstelyjen järvien rantojen kunnostuksen ja hoidon periaatteet - esimerkkinä Oulujoen vesistö. Helsinki 1993.
146. Korkka-Niemi, Kirsti; Sipilä, Annika; Hatva, Tuomo; Hiisvirta, Lena; Lahti, Kirsti & Alftan, Georg: Valtakunnallinen kaivovesitutkimus. Helsinki 1993.
147. Ruonala, Seppo (toim.): SYTYKE-ohjelman projektien yhteenvedot. Helsinki 1993.
148. Ruonala, Seppo (red.): Sammandrag av projekten i programmet SYTYKE. Helsinki 1993.
149. Ruonala, Seppo (ed.): Summaries of SYTYKE-projects. Helsinki 1993.

150. Niinioja, Riitta: Lietelannan levitys ja ravinteiden huuhtoutuminen. Helsinki 1993.
151. Hynninen, Pekka (toim.): Pyhäjoen vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
152. Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Karjalan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1993.
153. Rathmayer, Hans & Juvankoski, Markku: Tiivistemattoina käytettävät geomembraanit - toiminta-vaatimukset ja materiaalinvalintakriteerit. Helsinki 1993.
154. Vertanen, Suvi: Elinkaarianalyysi ja pakkaukset. Helsinki 1993.
155. Ahtela, Irmeli: Porvoon edustan merialueen tila vuosina 1985 - 1991. Helsinki 1993.
156. Mroueh, Ulla-Maija: Orgaanisten liuotteiden käyttö Suomessa. Helsinki 1993.
157. Hudd, Richard; Leskelä, Ari & Kjellman, Jakob: Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset vuosina 1980 - 1990. Helsinki 1993.
158. Hottola, Petri : Lintuvesiohjelma puntarissa - Linnustoselvitys Pohjois- Karjalan lintujärvillä. Helsinki 1993.
159. Luther, Annika: Muurahaiset ympäristön seurannassa. Kirjallisuusselvitys. Helsinki 1993.
160. Haatainen, Susanna; Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipalinen, Irmeli: Hyalotheca dissiliens -koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Helsinki 1993.
161. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Kiskonjoen luonnontaloudellinen kehittämissuunnitelma. Helsinki 1993.
162. Porvari, Petri; Verta, Matti: Elohoepa ympäristössä ja tekoaltaissa - kirjallisuuskatsaus ja arvio Vuotoksen tekoaltaan hauen elohoepapitoisuuden kehittymisestä. Helsinki 1993.
163. Grönroos, Juha: Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vähentämismenetelmien arviointitutkimus. Helsinki 1993.
164. Heikkinen, Onni (toim.): Oulujärven vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
165. Reuna, Marja, Perälä, Jaakko ja Aitamurto, Seppo: Lumen aluevesiarvoja Suomessa vuosina 1946 - 1993. Helsinki 1993.
166. Madekivi, Olli: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
167. Shuibo, Pan (ed.) & Loukola, Erkki (ed.): Chinese-Finnish cooperative research work on dam break hydrodynamics. Helsinki 1993.
168. Vesihuoltolaitokset 1992. Helsinki 1993.
169. Virkanen, Juhani; Heikkilä, Raimo; Lindholm, Tapio: Kerrossammaten (Hylocomium splendens) raskasmetallipitoisuudet Kuhmossa 1989. Helsinki 1994.
170. Vuori, Kari-Matti: Hydropsychidae-heimon vesiperhostoukat ympäristökuormituksen mittareina virtaavissa vesissä. Helsinki 1993.
171. Keränen, Saara & Kokko Aira: Pesosjärven yhdenntetyn seurannan alueen kasvillisuus vuosina 1989 ja 1990. Helsinki 1993.
172. Kärkkäinen, Sirpa: Kolin alueen lehdot. Helsinki 1994.
173. Marttunen, Mika & Hiedanpää, Juha: Etutahojen suhtautuminen Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen tulvasuojeluun. Helsinki 1994.
174. Krogerus, Kirsti & Bileletdin, Ämer: Kyrösjärven, Parkanonjärven ja Jämijärven vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1994.
175. Rutanen, Ilpo: Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset I. Helsinki 1994.
176. Rönkkömäki, Mauno: Hydrologisten mallien käyttö turvetuotantoaluiden vesiensuojelutekniikan kehittämisessä. Helsinki 1994.
177. Lindholm, Tapio & Airaksinen, Outi (toim.): Talaskankaan metsä- ja suoalueen luonnonsuojeluintoinnit. Helsinki 1994.
178. Dahlbo, Helena: Kiinteän yhdyskuntajätteen metallivirrat – tutkimuksen kokeellinen osa ja yhteen-veto. Helsinki 1994.
179. Sandman, Olavi; Kauppi, Lea & Tossavainen, Tarmo: Metsäojitusten ja -lannoitusten aiheuttamien ravinnehuuhtoutumien pidätyminen järvisuomuihin.  
Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Metsätalouden pitkäaikaiset vaikutukset suurissa järvissä, Kuhmon Änättijärven ja Lentuan sedimenttitutkimus. Helsinki 1994.
180. Lapin vesi- ja ympäristöpiiri: Lapin vesistöt ja ympäristö 1990-luvulla. Lapin vesien käytön, hoidon ja suojelun kehittämissuunnitelma. Helsinki 1994.