

PERTTI MANNINEN JA JARMO KIVINEN

***GONYOSTOMUM SEMEN* (EHR.) DIES.
(CHLOROMONADOPHYCEAE) — LEVÄN
ESIINTYMISESTÄ JA VEDEN LAADUSTA
ERÄILLÄ VESISTÖALUEILLA**

KAISA HEIKKINEN

**JOKIVEDEN JA TURVETUOTANTOALUEIDEN
VALUMAVESIEN HUMUKSEN OMINAISUUKSISTA
JA VESISTÖVAIKUTUKSISTA KIIMINKIJOEN
VALUMA-ALUEELLA**

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

VESIHALLITUKSEN TIEDOTUKSIA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90)539 011/julkaisutilaukset

ISBN 951-46-9152-0
ISSN 0355-0745

Pertti Manninen ja Jarmo Kivinen

GONYOSTOMUM SEMEN (EHRENB.) DIES. -KELTARUSKOLEVÄN
(CHLOROMONADOPHYCEAE) ESIINTYMISESTÄ JA VEDEN
LAADUSTA ERÄILLÄ VESISTÖALUEILLA

SISÄLLYSLUETTELO

| | | |
|-----|--|----|
| 1. | TUTKIMUKSEN TAUSTA JA TARKOITUS | 5 |
| 2. | GONYOSTOMUM SEMEN (EHRENB.) DIESING-KELTARUSKOLEVÄ | 5 |
| 3. | TUTKIMUSALUEET | 6 |
| 4. | VESIANALYYSSIT | 8 |
| 5. | GONYOSTOMUM -NÄYTTEIDEN ANALYSOINTI | 12 |
| 6. | HUMUS- JA VALUMA-ALUETUTKIMUKSET | 12 |
| | 6.1. Vesihumuksen ominaisuuksista | 12 |
| | 6.2. Tehdyt humustutkimukset | 13 |
| | 6.3. Valuma-alue tiedot | 16 |
| 7. | TULOKSET | 17 |
| | 7.1. Gonyostomum semen -levän esiintyminen näytteissä | 17 |
| | 7.2. Vesianalyysitulokset | 17 |
| | 7.3. Tämän tarkastelun Gonyostomum semen -järvien fysikaalis-kemiallisten parametrien vertailu aikaisempiin tietoihin | 20 |
| | 7.4. Gonyostomum semen -biomassat ja a-klorofylli | 22 |
| 8. | HUMUSMITTAUSTEN TULOKSET | 25 |
| | 8.1. Fluoresenssimittaukset | 25 |
| | 8.2. "Happotitraukset" | 27 |
| 9. | TULOSTEN TARKASTELU | 30 |
| 10. | TIIVISTELMÄ | 32 |
| | KIRJALLISUUS | 34 |

1. TUTKIMUKSEN TAUSTA JA TARKOITUS

Gonyostomum semen-keltaruskolevä on yleisöilmoitusten ja planktonnäytteiden perusteella vuoden 1981 jälkeen lisääntynyt Mikkelin läänissä mm. Kyyveden alueella (Kymijoen vesistö, Mäntyharjun reitti) sekä Kangasjärven alueella (Vuoksen vesistö, Sysmäjärven vesistöalue). Lisäksi on hajanaisia ilmoituksia tullut myös muualta maasta.

Suhteellisen tiheänä kantana esiintyessään kyseinen levä aiheuttaa uimareiden iholle epämiellyttävän, joskus ruskehtavan limakerroksen, joka saattaa ärsyttää ihoa.

Tämä tutkimus kuuluu yhtenä osana Vesihallinnon, Vapo Oy:n ja Turveruukki Oy:n yhteistyönä käynnistettyyn turvetuotannon ympäristövaikutuksia käsittelevään projektiin. Tutkimuksen tarkoitus on selvittää poikkeavatko Kangasjärven ympäristön turvetuotantoalueiden vaikutuspiirissä olevat järvet ja lammet **Gonyostomum semen**-levän esiintymisen ja tiheyksien suhteen alueella sijaitsevien, turvetuotannon ulkopuolella olevien järvien ja lampien vastaavista ominaisuuksista, sillä yleisön taholta on esitetty käsityksiä turvetuotannon ja ko. levän esiintymisen yhteyksistä.

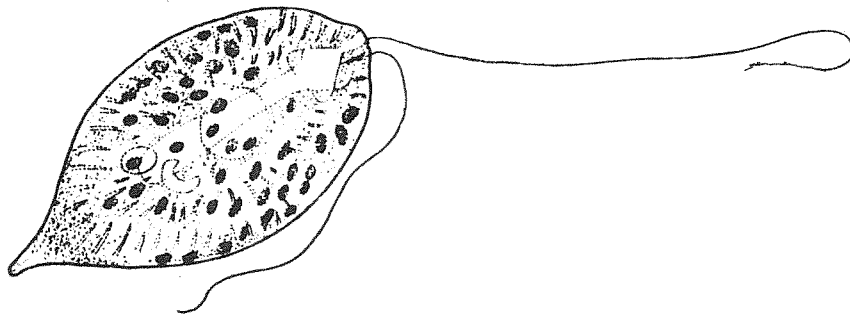
Työhön on aineiston laajentamiseksi koottu kaikki **Gonyostomum semen**-levän ja fysikaalis-kemiallisten parametrien osalta analysoidut lammet ja järvet. Näistä on tehty vesianalyysien osalta myös vertailutarkastelu. Lisäksi on Kangasjärven alueen järvistä ja lammista pyritty selvittämään myös valuma-alue tiedot sekä veden humuksen laatua.

2. GONYOSTOMUM SEMEN (EHRENB.) DIESING-KELTARUSKOLEVÄ

Gonyostomum semen-keltaruskolevän on tiettävästi ensimmäisen kerran kuvannut Ehrenberg vuonna 1853 ja antanut sille lajinimen **Monas semen**. Diesing muutti nimeksi **Gonyostomum semen** v. 1878.

Lajin levinneisyysalue on laaja ja sitä on kirjallisuusmainintojen perusteella tavattu Englannista, Suomesta, Ranskasta, Ruotsista, Tšekkoslovakiasta, Saksasta ja USA:sta (Sörensen 1954) sekä Japanista (Ioriya 1970).

Gonyostomum semen (kuva 1) on habitukseltaan pitkänomainen, litistynyt ovaali, jonka pituus on 0,04 - 0,08 mm ja leveys 0,03 - 0,07 mm. Solussa on kaksi siimaa, joista toinen on suuntautunut taakse päin uintisuuntaan nähden. Solun etupäässä on kontraktiili vakuoli ja sen edessä suurempi, vakuoliin asti ulottuva kolmiomainen pussi, joka avautuu ventraalipuolelle. Solun tuma sijaitsee keskellä solua ja sisältää nukleolin. Solussa on lukuisia levymäisiä kromatoforeja, jotka antavat solulle syvävihreän värin. Suvulle tyypillistä ovat säteettäiset solun periferiassa sijaitsevat sauvamaiset, lyhyet trikokystit.



Kuva 1. *Gonyostomum* semen

Levää kemiallisesti, optisesti tai fyysisesti rasitettaessa se "ampuu" ulos trikokystiensä sisällön. Sisältö muodostaa solun ulkopuolella limanauhoja, joiden pituus on jopa 0,5 mm. Jos ulkoinen rasitus on riittävän suuri, hajoaa koko solu trikokystien purkautumisen yhteydessä. Kun leväsolua ärsytetään kemiallisesti esim. laimealla formaliinilla, havaitaan joidenkin leväsolujen liikkuvan "hyppimällä". Tämä aiheutuu trikokystien räjähdysmäisestä purkautumisesta vain jossain kohdassa solua (Sörensen 1954, tämä tarkastelu). Tällainen äkkinäinen "hyppely" voisi Sörensenin (1954) mukaan toimia potentiaalisen vihollisen pelottimena sekä pakenemiskeinona.

Levien säilönnässä käytetyt normaalit säilöntämenetelmät saavat myös aikaan solun hajoamisen. Lisäksi voimakkaan valon on havaittu yli 21°C:ssa turmelevan *Gonyostomum*-soluja. Leväsolun pinnan vahingoittaminen sekä veden paineen voimakkaat vaihtelut aiheuttavat myös leväsolun hajoamisen (Sörensen 1954).

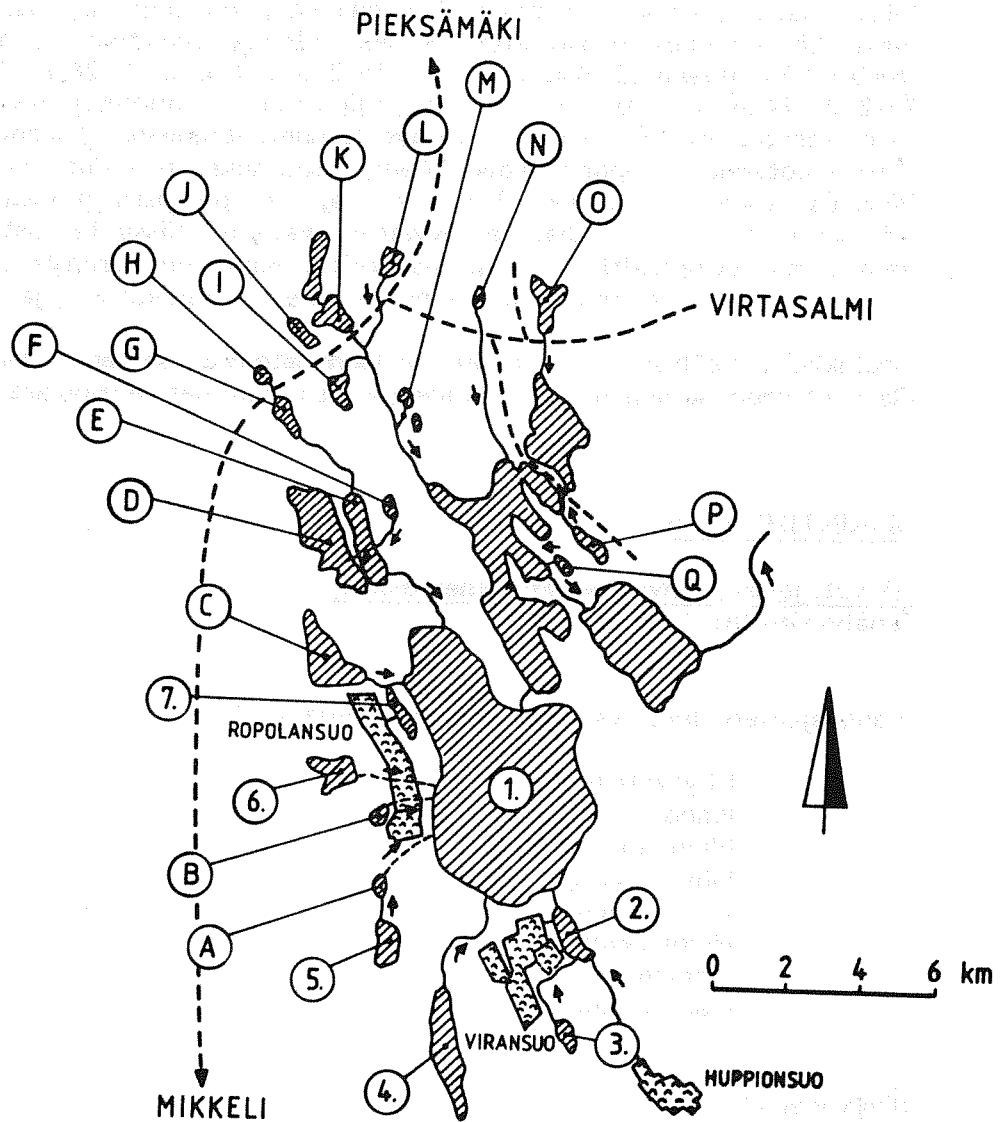
3.

TUTKIMUSALUEET

Kangasjärven alue (kuva 2) kuuluu Vuoksen vesistön Sysmäjärven vesistöalueen (4.253) latvaosiin. Alue on kokonaisuutena katsoen keskimääräistä soisempaa, joten alueen lammot ja järvet ovat luonnostaan huomattavan humuspitoisia. Lisäaineistona käytetty Kyyveden vesistöalue (14.93) (Kymijoen vesistö, Mäntyharjun reitti) on myös keskimääräistä soisempi. Hajahavaintoja on myös eräistä Syysjärven vesistöalueen (04.16), Niemisjärven vesistöalueen (14.38) sekä Kallaveden alaosan vesistöalueen (04.27) järvistä.

Aineiston koko kesäkauden tarkkailluista järvistä ja lammista sijaitsevat Kangasjärvi, Höytiönlampi ja Heiniönlampi (Kangasjärven alue) turvetuotantoalueiden vaikutuspiirissä. Muista Kangasjärven alueen lammista Kaatronlampi on turvetuotantoalueella.

Alueella sijaitsevan Pienilammen vesianalyysituloksia ei ole huomioitu *Gonyostomum*-järvien ja lampien aineistossa, sillä lampeen tuleva vesi on suurelta osin peräisin Löytynlammesta, jossa esiintyi runsaasti *Gonyostomum* semenlevää. Aineistossa on lisäksi mukana Mikkelin ja muiden vesipiirien alueelta kerättyjä hajatietoja.



Kuva 2. Kangasjärven alueen näytteenottopisteet
Alleviivatut järvet ja lammet ovat turvetuotannon vaikutuspiirissä

I Järvet ja lammet, joista havaintoja
2-3 viikon välein kesällä 1984

- | | | |
|----|---------------------|---|
| 1. | <u>Kangasjärvi</u> | * |
| 2. | <u>Höytiönlampi</u> | * |
| 3. | <u>Viranlampi</u> | |
| 4. | <u>Pitkäjärvi</u> | |
| 5. | <u>Löytynlampi</u> | * |
| 6. | <u>Haukilampi</u> | |
| 7. | <u>Heiniönlampi</u> | * |

II Järvet ja lammet, jotka havainnoitu
kerran heinäkuussa 1984

- | | | | | | |
|---|---------------------|---|---|----------------|---|
| A | Pienilampi | * | J | Mustalampi | |
| B | <u>Kaatronlampi</u> | * | K | Kivijärvet | |
| C | Hepokasjärvi | | L | Puukonlampi | |
| D | Iso-Tylönen | * | M | Ilmalammet | |
| E | Pieni-Tylönen | * | N | Haukilampi II | * |
| F | Ainapohjatonlampi | | O | Mustanlampi | |
| G | Etelälampi | | P | Pitkä Piilukka | |
| H | Likolampi | | Q | Pieni Piilukka | |
| I | Valkeisenlampi | | | | |

* = G.semen-järvi

4. VESIANALYYSIT

Seuraavista järvistä ja lammista (Kangasjärvi, Höytiönlampi, Viranlampi, Pitkäjärvi, Löytynlampi, Haukilampi ja Heiniönlampi) näytteet on otettu 8 kertaa kesän 1984 aikana (23-24.5., 5-6.6., 19-20.6., 3-4.7., 21-26.7., 14-15.8., 4-5.9., 25-26.9. Muista aineistoon kuuluvista järvistä ja lammista näytteet on otettu vain kerran, yleensä yhdessä **Gonyostomum semen**-näytteenoton yhteydessä. "Turvetuotannon ympäristövaikutukset"-tutkimukseen sisältyvistä lammista ja järvistä on kerätty näytteet 1 m pinnasta, 1 m pohjasta ja vesipatsaan puolivälistä (1 m, h, 2 h-1). Näistä analyysituloksista on tässä tarkastelussa käytetty vain 1 m:n syvyydeltä otettuja näytteitä. Kaikkien tarkasteltujen järvien ja lampien tärkeimmät analyysitulokset on esitetty taulukoissa 1 ja 2.

Taulukko 1 sisältää kaikki aineiston **Gonyostomum semen**-ja taulukko 2 kaikki **Gonyostomum semen**-levästä vapaat järvet ja lammet seuraavasti:

SIJAINTELIVITYS

Järvet, joissa **Gonyostomum semen** esiintyi
(analyysitulokset taulukossa 1)

Kangasjärven alue, Sysmäjärven vesistöalue (4.253):

Löytynlampi
Kangasjärvi
Heiniönlampi
Höytiönlampi
Iso Tylönen
Pieni Tylönen
Kaatronlampi
Haukilampi II

Kyyveden alue (14.93)

Raapunlampi
Iso Ravonlampi
Paihmaa
Iso Tuoppu
Pieni Naakkima
Niskajärvi
Pitkäsjärvi
Iso Perkai
Iso Lahnanen
Iso Luotikas
Tervaskaarre
Kurkisensaari
Pieni Valkeinen

Niemisjärven vesistöalue (14.38)

Mikonlampi

Kallaveden alaosan vesistöalue (04.27)

Ritisenjärvi

Vuoksen vesistö, Syysjärven vesistöalue (04.16)

Lylyjärvi
Liskojärvi
Saarijärvi
RautjärviJärvet, joissa ei esiintynyt *Gonyostomum semenä*
(analyysitulokset taulukossa 2)

Kangasjärven alue, Sysmäjärven vesistöalue (4.253)

Haukilampi
Pitkäjärvi
Viranlampi
Hepokasjärvi
Ainapohjatonlampi
Etelälampi
Likolampi
Valkeisenlampi
Mustalampi
Kivijärvet
Puukonlampi
Ilmalammet
Mustanlampi
Pitkä Piilukka
Pieni Piilukka

Kyyveden alue (14.93)

Pyhitty
Härkäjärvi
Tinakypärä
Iso Mäntynen
Pieni Mäntynen
Likosenlampi
Matala Pölläkkä
Mustalampi

Niemisjärven vesistöalue (14.38)

Keskinen

Taulukko 1

| Gonyostomum- järvet ja lammet | Johto- kyky mS/m | pH | Väri mgPt/l | COD _{Mn} mgO ₂ /l | KOK-N µg/l | NO ₃ -N µg/l | NH ₄ -N µg/l | KOK-P µg/l | PO ₄ -P µg/l | Fe µg/l | Alkali- nit mmol/l | a-kloro- fylli µg/l | Keski- syvyys m | Näytt. Märkäh. otto pvm. semen µg/l x = keski- arvo |
|----------------------------------|------------------------|-----|----------------|--|---------------|----------------------------|----------------------------|---------------|----------------------------|------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------|--|
| Löytynlampi | 2,7 | 5,7 | 130 | 16,9 | 550 | 4 | 19 | 30 | 3 | 1800 | 0,02 | 24,4 | 3 | 10,8 |
| Kangasjärvi | 3,5 | 5,9 | 150 | 18,1 | 613 | 67 | 17 | 44 | 7 | 1800 | 0,04 | 30,6 | 3,5 | 4,2 |
| Heiniönlampi | 4,5 | 5,6 | 610 | 65,2 | 1900 | 140 | 680 | 160 | 79 | 6100 | 0 | 45,9 | 1 | <0,1 |
| Höytiönlampi | 4,2 | 4,9 | 495 | 50,4 | 1200 | 58 | 212 | 134 | 87 | 3400 | 0,01 | 9,1 | 2,5 | <0,1 |
| Iso Tylönen | 4,3 | 6,1 | 190 | 23,3 | 850 | 7 | 18 | 59 | 8 | 2100 | 0,05 | 25,8 | 1 | 0,7 |
| Pieni Tylönen | 4,1 | 6,1 | 240 | 26,5 | 870 | 6 | 20 | 57 | 8 | 2600 | 0,05 | 49,5 | 1 | 0,6 |
| Kaatronlampi | 2,9 | 4,9 | 280 | 41,3 | 730 | 5 | 23 | 44 | 4 | 1500 | 0 | 68,1 | - | 1,9 |
| Haukilampi II | 4,6 | 6,8 | 110 | 20,5 | 530 | 2 | 6 | 40 | 2 | 680 | - | 50,2 | - | 0,1 |
| Raapunlampi | 4,1 | 6,3 | 160 | 30,2 | 1100 | - | - | 67 | 5 | 790 | 0,19 | 45,0 | - | 0,9 |
| Iso Ravonlampi | 3,6 | 6,2 | 320 | 32,1 | 1200 | - | - | 110 | 19 | 3900 | 0,11 | 63,2 | 1 | 3,3 |
| Paihmaa | 3,7 | 6,3 | 120 | 18,0 | 570 | - | - | 25 | - | 500 | 0,09 | - | 1 | <0,1 |
| Iso Tuoppu | 4,8 | 6,9 | 50 | 10,5 | 690 | - | - | 26 | - | 320 | 0,13 | 29,8 | - | 0,5 |
| Pieni Naakkima | 4,5 | 6,8 | 80 | 15,4 | 580 | - | - | 36 | - | 930 | - | - | <2 | <0,1 |
| Niskajärvi | 4,1 | 6,7 | 100 | 14,7 | 510 | - | 13 | 35 | 2 | 660 | 0,13 | 22,9 | - | <0,1 |
| Pitkäsjärvi | 3,9 | 6,6 | 90 | 15,7 | 540 | - | 10 | 32 | 4 | 770 | 0,13 | 24,1 | - | 0,5 |
| Iso-Perkai | 4,4 | 6,1 | 120 | 16,9 | 500 | - | - | 23 | - | 850 | 0,16 | - | - | 0,5 |
| Iso-Lahnanen | 3,4 | 6,0 | 70 | 12,9 | 450 | - | - | 16 | - | 380 | 0,08 | - | - | <0,1 |
| Iso Luotikas | 3,8 | 6,3 | 80 | 16,3 | 620 | - | - | 38 | - | 640 | 0,05 | 30,5 | - | <0,1 |
| Tervaskaarte | 4,2 | 7,0 | 80 | 13,5 | 540 | - | 21 | 27 | 1 | 430 | 0,13 | - | 4,0 | 1,0 |
| Kurkisenlahti | 5,4 | 6,7 | 60 | 12,3 | 530 | - | 7 | 32 | 1 | 360 | 0,17 | 44,3 | 2,7 | 1,0 |
| Pieni Valkeinen | 3,5 | 7,1 | 80 | 10,9 | 700 | 1 | - | 66 | - | 1351 | 0,21 | 14,3 | <2 | 6,6 |
| Mikonlampi | 4,8 | 6,9 | 90 | 16,3 | 700 | - | - | 37 | - | 540 | - | 52,9 | 1 | 5,7 |
| Ritisenjärvi | 5,8 | 6,7 | 140 | 19,0 | 580 | - | - | 46 | - | 1100 | - | - | - | 2,8 |
| Lyllyjärvi | 4,2 | 6,2 | 210 | 25,5 | 710 | - | - | 55 | - | 1700 | 0,04 | - | 1 | 1,2 |
| Liskojärvi | 5,3 | 6,1 | 70 | - | 590 | - | - | 34 | - | 470 | 0,03 | 17,2 | - | 0,5 |
| Saarijärvi | 5,2 | 6,5 | 60 | 12,7 | 370 | - | - | 15 | - | 340 | 0,10 | - | - | 1,0 |
| Rautjärvi | 4,9 | 6,6 | 80 | 12,4 | 750 | - | - | 21 | - | 370 | 0,10 | - | <4 | 1,0 |

Taulukko 2

| Gonyostomum semen-levästä vapaat järvet ja lammet | Johto- kyky mS/m | pH | Väri mgPt/l | COD _{Mn} mgO ₂ /l | KOK-N µg/l | NO ₃ -N µg/l | NH ₄ -N µg/l | KOK-P µg/l | PO ₄ -P µg/l | Fe µg/l | Alkali- nit mmol/l | a-kloro- fylli µg/l | Keski- syvyys m | Näytt. otto pvm. x = keski- arvo |
|--|------------------------|-----|----------------|--|---------------|----------------------------|----------------------------|---------------|----------------------------|------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------|--|
| Haukilampi | 4,1 | 5,3 | 260 | 29,7 | 690 | 59 | 44 | 41 | 10 | 2200 | 0,02 | 10,1 | 3,5 | x |
| Pitkäjärvi | 4,2 | 5,5 | 140 | 18,0 | 550 | 60 | 21 | 30 | 7 | 1100 | 0,02 | 10,2 | - | x |
| Viranlampi | 4,3 | 5,4 | 220 | 33,8 | 800 | 10 | 27 | 60 | 16 | 1500 | - | 12,9 | 2,5 | x |
| Hepokasjärvi | 3,7 | 5,8 | 140 | 19,0 | 610 | 2 | 18 | 32 | 4 | 1300 | 0,03 | 9,0 | 1 | 24,7 |
| Ainapohjatonlampi | 3,1 | 5,5 | 320 | 38,7 | 1000 | 7 | 20 | 75 | 9 | 3600 | 0,04 | - | - | 23,7 |
| Etelälampi | 2,9 | 5,4 | 150 | 25,8 | 770 | 4 | 20 | 43 | 11 | 340 | 0,09 | 6,5 | - | 23,7 |
| Likolampi | 6,2 | 6,4 | 180 | 36,0 | 1200 | 5 | 24 | 87 | 10 | 570 | 0,22 | 60,0 | - | 23,7 |
| Valkeisenlampi | 3,4 | 6,3 | 80 | 15,5 | 410 | 3 | 6 | 21 | 2 | 390 | - | 7,2 | - | 26,7 |
| Mustalampi | 2,6 | 5,4 | 150 | 20,5 | 450 | 4 | 7 | 12 | 2 | 400 | - | 3,5 | - | 26,7 |
| Kivijärvet | 2,9 | 6,2 | 150 | 16,8 | 320 | 4 | 6 | 24 | 5 | 1500 | - | 5,9 | - | 26,7 |
| Puukonlampi | 4,6 | 5,1 | 280 | 40,2 | 830 | 12 | 14 | 25 | 4 | 1300 | - | 5,7 | - | 26,7 |
| Ilmalammet | 1,3 | 5,0 | 10 | 7,6 | 230 | 1 | 3 | 11 | 1 | 120 | - | 3,1 | - | 26,7 |
| Mustanlampi | 5,0 | 6,6 | 50 | 10,3 | 460 | 2 | 11 | 14 | 3 | 250 | - | 5,1 | - | 26,7 |
| Pitkä Piilukka | 6,3 | 6,4 | 180 | 30,3 | 750 | 6 | 9 | 52 | 16 | 1000 | - | 5,8 | - | 26,7 |
| Pieni Piilukka | 2,4 | 4,5 | 35 | 3,2 | 320 | 1 | 6 | 11 | 2 | 70 | - | 1,7 | - | 26,7 |
| Pyhitty | 5,2 | 6,9 | 25 | 9,0 | 450 | - | - | 13 | - | 140 | 0,13 | 4,1 | - | 4,7 |
| Härkäjärvi | 4,3 | 6,7 | 80 | 13,8 | 460 | - | 10 | 15 | 2 | 380 | 0,10 | - | - | 17,7 |
| Tinakypärä | 2,6 | 5,8 | 100 | 14,1 | 480 | - | - | 40 | - | 660 | 0,04 | - | - | 14,3 |
| Iso Mäntynen | 3,7 | 5,9 | 100 | 9,6 | 320 | - | - | 15 | - | 1500 | 0,17 | - | - | 14,3 |
| Pieni Mäntynen | 3,6 | 6,1 | 70 | 9,8 | 330 | - | - | 10 | - | 670 | 0,15 | - | - | 14,3 |
| Likosenlampi | 5,3 | 6,1 | 90 | 15,0 | 620 | - | - | 17 | - | 650 | 0,17 | - | - | 14,3 |
| Matala Pölläkkä | 4,9 | 6,1 | 50 | 11,3 | 540 | - | - | 10 | - | 270 | 0,15 | - | - | 14,3 |
| Mustalampi | 5,6 | 6,2 | 140 | 20,5 | 940 | - | - | 35 | - | 1300 | 0,07 | - | - | 13,7 |
| Keskinen | 4,9 | 6,7 | 90 | 16,1 | 550 | - | - | 18 | - | 540 | - | 9,6 | - | x |

5. GONYOSTOMUM-NÄYTTEIDEN ANALYSOINTI

Varsinaisista "turvetuotannon ympäristövaikutukset"-tutkimukseen kuuluvista lammista ja järvistä (Kangasjärvi, Höytiönlampi, Viranlampi, Pitkäjärvi, Löytynlampi, Haukilampi ja Heiniönlampi) näytteet otettiin 0-2 m:n kokoomanäytteistä litran muovipulloon. Näytteiden otto tapahtui 5 kertaa kesän 1984 aikana: 19-20 kesäkuuta, 3-4 ja 24-25 heinäkuuta, 14-15 elokuuta ja 4-5 syyskuuta. Heiniönlammen näytteistä pääosa on otettu rannalta läheltä turvetuotantosoihtien laskuojaa. Muiden aineistoon sisältyvien lampien ja järvien näytteet on otettu joko veneestä (Iso-Tylönen, Pikku-Tylönen, Hepokasjärvi) tai rannalta käsin.

Laboratoriossa näytteet laskettiin laskentakammiossa noin 10 min "laskeutuksen" jälkeen. Kokemuksen mukaan käytännöllisesti katsoen kaikki **Gonyostomum semen-** yksilöt olivat tällöin hakeutuneet lähes liikkumattomiksi kammion pohjalle, mistä niiden tiheys oli helpohko arvioida joko satunnaiskenttämenetelmällä (tiheimmät näytteet) tai laskemalla koko kammion pinta-ala (harvemmat näytteet).

Mikäli näytteistä ei näillä menetelmillä löydetty **Gonyostomum semen-**lajia, etsintää jatkettiin sentrifuugin (MSE Centaur) avulla. Näytteet sentrifugoitiin n. 400/min kierrosnopeudella (su. säde n. 17 cm) 40 ml:n sentrifuugiputkissa, jolloin levä saatiin keräytyksi putken pohjalle, mistä se koottiin pasteuripipetillä laskentakammioon havainnointia varten.

Gonyostomum semen-solut hajoavat kokemuksen mukaan jo alle 1000/min kierrosnopeudella ja turvallisesti nopeudeksi havaittiin noin 500/min. Myös Van Den Avyle et.al. (1982) on havainnut **Gonyostomum semen-**solujen hajoavan sentrifugoitaessa.

Laskentatuloksia kontrolloitiin välillä kahden rinnakkaisnäytteen avulla hajottamalla toisen näytteen leväsolut formaliinilla ja laskeuttamalla ne laskentakammiossa sekä vertaamalla tulosta rinnakkaisen kammion hajoamattomien solujen laskentatulokseen. Erot menetelmissä olivat keskimäärin 10 %:n luokkaa. Tämä tarkkuus riittää hyvin kyseessäolevan tarkastelun materiaalille, koska **Gonyostomum semen** on luonteeltaan parveileva ja sillä on havaittu vertikaalisia vaelluksia vesipatsaassa (Sörensen 1954, Hutchinson 1967, Rosen 1981 ja Van Den Avyle et. al. 1982).

Heywood (1973) on käyttänyt **Gonyostomum semen-**levän huumauttamiseen laskeutusta varten 45 % etikkahappoa, mitä menetelmää tämän tutkimuksen yhteydessä ei ole kokeiltu.

6. HUMUS- JA VALUMA-ALUETUTKIMUKSET

6.1. Vesihumuksen ominaisuuksista

Veden orgaaninen aines voidaan karkeasti jakaa humukseen ja muuhun orgaaniseen ainekseen. Jälkimmäiseen luetaan kaikki nopeasti hajoava aines, kuten hiilihydraatit, proteiinit ja niiden rakenneosat, rasvat, vahat, hartsit, pigmentit ym. pienimolekyyliset orgaaniset yhdisteet. Nämä hajoavat nopeasti, joten pääosa veden liuenneesta orgaanisesta aineksestä on humusainekseksi luokiteltavaa.

Humus jaetaan maaperäkemiassa kokojärjestyksessä pienimmästä suurimpaan fulvohappoihin (liukoisia sekä happamissa että emäksisissä olosuhteissa), humushappoihin, jotka saostuvat happamissa olosuhteissa sekä humiiniin, joka on liukenematon laimeisiin happoihin ja emäksiin. Jaottelu on kuitenkin keinotekoinen, koska humuksen eri fraktiot ovat useiden yhdisteiden heterogeenisiä sekoituksia, joiden koostumus vaihtelee materiaalin alkuperästä ja hajoamisasteesta riippuen (Wetzel 1983).

Veden humusta on eri tutkimuksissa (mm. Shapiro 1967, Pennanen 1980) pyritty jakamaan fraktioihin mm. geelifraktioinnin ja ultrafilttereiden avulla. Geelifraktioinnilla on mm. Pennanen (1980) erottanut humuksesta kolme pääfraktiota kokojärjestyksestä suurimmasta pienimpään:

PARTIKKELIFRAKTIO, joka koostuu kiinteästä aineksesta, jossa epäorgaanisilla rauta- (fosfori-) suoloilla on huomattava osuus. Lisäksi kuitumainen orgaaninen aines kuuluu tähän fraktioon. Järvialtaissa partikkelimainen aines sedimentoituu nopeimmin muodostaen sedimentin pääosan.

KOLLOIDIFRAKTIO sisältää Pennanen (1980) mukaan mm. hiilen kanssa reagoivaa rautaa, josta osa on tiukasti, osa löyhästi liittynyt tähän kelaattikompleksiin. Tämä fraktio sedimentoituu hitaammin, kuin partikkelifraktio ja liuostila on huomattavan stabiili.

LIUENNUT FRAKTIO sisältää pääosan veden humusaineksesta ja muistuttaa suuresti maaperähumuksesta eristettyä fulvohappofraktiota. Tämä fraktio fluoresoi spesifisellä aallonpituudella, minkä perusteella se voidaan erottaa muusta värillisestä aineksesta.

Mm. Pennanen (1980) on havainnut kolloidifraktiolla tehokkaan valon absorptioa aallonpituuden kasvaessa, mikä on yhdistetty rautaan kyseisessä fraktiossa.

Verrattaessa eri fraktioiden humussisältöä, havaittiin, että vain liuenneen fraktion hiilisisältö korreloi absorptiossin (420 nm) kanssa ja samoin tapahtui myös fluoresenssin kohdalla. Tästä pääteltiin, että kolloidifraktion absorptiossiin vaikuttavat myös muut tekijät (mm. rautahumuskompleksin rauta) kuin pelkkä orgaaninen aines. Tätä tukee myös kolloidifraktion raudan ja absorptiossin välillä havaittu selvä positiivinen korrelaatio.

6.2. Tehdyt humustutkimukset

Tässä tutkimuksessa pyrittiin humuksen laatua määrittämään mittaamalla näytteiden absorptiossi 320 sekä 420 nm:n aallonpituudella sekä fluoresenssi 350 nm/455 nm (350 nm = herätevalo ja 455 nm = fluoresenssi = emissiovalo). Referenssinä fluoresenssin mittauksessa käytettiin kiniinisulfaattia (QS) ja tulokset on ilmoitettu kiniinisulfaatiksi laskettuna (fluoresenssi (350/455 nm) QS (mg/l)). Fluoresenssimittaukset on suorittanut mmyo Jaakko Mannio Helsingin yliopiston limnologian laitoksella MML Vappu Pennanen ohjauksessa.

Absorptiossit mitattiin sekä suoraan raakanäytteestä että happokäsittelyn jälkeen. Happokäsittely suoritettiin käyttäen 8N ja 0,8N rikkihappoa. Kymmenen näytteen (100 ml) sarjaan lisättiin happoa eri määrät eksponentiaalisena sarjana, jolloin saatiin tasaisesti laskeva pH-käyrä (kuva 3 ja taulukko 4). Mittaukset tehtiin 1 cm:n kyvetissä tislattua vettä vastaan. Happotitrauksessa kaikkien titrattujen näytteiden annettiin seisoa 3 tuntia, minkä jälkeen ne sentrifugoitiin MSE Centaur-sentrifugilla 10 min 3000 kierr./min ennen absorptiosmittausta.

Näytteet fluoresenssi- ja absorbanssimittauksiin otettiin viisi kertaa kesällä 1984 (6.6., 4.7., 14.8., 4.9., 26.9.) Näytteet happotitrausta varten on otettu vain heinäkuussa (4.7.).

Taulukossa 3 esitetään kaikki humustarkastelua varten mitatut muuttujat.

Taulukko 3. Kaikki humustarkastelua varten eri näytepisteiltä mitatut muuttujat:

| | | | |
|--------------------|---|--|--|
| A 420 | = | absorbanssi | 420 nm:n aallonpituudella |
| A 320 | = | absorbanssi | 320 nm:n aallonpituudella |
| A _I 420 | = | absorbanssi | 420 nm:n aallonpituudella happokäsittelystä näytteestä (pH ~ 1,4) |
| A _I 320 | = | absorbanssi | 320 nm:n aallonpituudella happokäsittelystä näytteestä (pH ~ 1,4) |
| Fluoresenssi | = | näytteiden 350 nm/455nm fluoresenssi referenssinä kiniinisulfaatti QS. Tulos on ilmoitettu kiniinisulfaattina (mg/l) | |

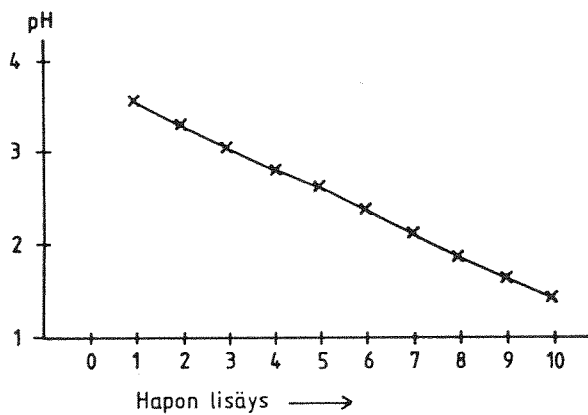
| | 6.6 | 4.7 | 14.8 | 4.9 | 26.9 | \bar{x} |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------|
| LÖYTYNLAMPI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 130 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 60 | 61 | 66 | 68 | | 64 |
| Fluoresenssi | 0,091 | 0,084 | 0,076 | 0,076 | 0,076 | 0,081 |
| A320 | 279 | 277 | 296 | 309 | | |
| A _I 420 | 40 | 39 | 31 | 28 | | |
| A _I 320 | 252 | 245 | 242 | 253 | | |
| KANGASJÄRVI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 150 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 75 | 72 | 68 | 57 | | 68 |
| Fluoresenssi | 0,098 | 0,101 | 0,078 | 0,080 | 0,088 | 0,089 |
| A320 | 341 | 322 | 312 | 287 | | |
| A _I 420 | 51 | 41 | 31 | 26 | | |
| A _I 320 | 304 | 261 | 245 | 234 | | |
| HEINIÖNLAMPI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 610 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 311 | 284 | 331 | 278 | | 301 |
| Fluoresenssi | 0,257 | 0,245 | 0,275 | 0,226 | 0,206 | 0,242 |
| A320 | 1590 | 1156 | 1338 | 1135 | | |
| A _I 420 | 125 | 121 | 124 | 87 | | |
| A _I 320 | 1049 | 852 | 925 | 768 | | |

| | 6.6 | 4.7 | 14.8 | 4.9 | 26.9 | \bar{x} |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------|
| HAUKILAMPI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 260 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 135 | 130 | 139 | 135 | | 135 |
| Fluoresenssi | 0,145 | 0,134 | 0,137 | 0,134 | 0,134 | 0,137 |
| A320 | 578 | 529 | 570 | 556 | | |
| A _I 420 | 73 | 76 | 63 | 60 | | |
| A _I 320 | 459 | 431 | 429 | 423 | | |
| PITKÄJÄRVI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 140 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 72 | 63 | 59 | 58 | | 63 |
| Fluoresenssi | 0,105 | 0,099 | 0,095 | 0,084 | 0,074 | 0,091 |
| A320 | 309 | 276 | 270 | 282 | | |
| A _I 420 | 48 | 40 | 33 | 33 | | |
| A _I 320 | 277 | 237 | 217 | 229 | | |
| HÖYTIÖNLAMPI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 495 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 168 | 204 | 275 | 273 | | 230 |
| Fluoresenssi | 0,209 | 0,202 | 0,249 | - | 0,229 | 0,222 |
| A320 | 707 | 835 | 1112 | 1096 | | |
| A _I 420 | 117 | 111 | 116 | 111 | | |
| A _I 320 | 641 | 689 | 796 | 774 | | |
| VIRANLAMPI | | | | | | |
| Väri \bar{x} = 220 mg Pt/l | | | | | | |
| A420 | 108 | 126 | 136 | 126 | | 124 |
| Fluoresenssi | 0,176 | 0,153 | 0,168 | 0,160 | 0,157 | 0,163 |
| A320 | 488 | 530 | 579 | 547 | | |
| A _I 420 | 79 | 82 | 76 | 64 | | |
| A _I 320 | 446 | 452 | 472 | 442 | | |

Taulukko 4. Hapotettujen näytteiden happamuuden kasvu hapon lisäyksen funktiona.

Hapon lisäys — ->

| käytetty noin ml | 0,8 N H ₂ SO ₄ | | | | 8N H ₂ SO ₄ | | | | | |
|---------------------|--------------------------------------|------|------|------|-----------------------------------|------|------|------|------|------|
| | 0,05 | 0,09 | 0,18 | 0,36 | 0,04 | 0,08 | 0,17 | 0,34 | 0,67 | 1,34 |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Heiniönlampi | 3,89 | 3,43 | 3,09 | 2,91 | 2,68 | 2,42 | 2,17 | 1,93 | 1,72 | 1,48 |
| Höytiönlampi | 3,63 | 3,35 | 3,10 | 2,82 | 2,70 | 2,42 | 2,13 | 1,88 | 1,64 | 1,39 |
| Haukilampi | 3,60 | 3,27 | 2,98 | 2,66 | 2,51 | 2,22 | 2,05 | 1,80 | 1,55 | 1,31 |
| Viranlampi | 3,79 | 3,44 | 3,11 | 2,80 | 2,68 | 2,39 | 2,10 | 1,84 | 1,63 | 1,40 |
| Kangasjärvi | 3,64 | 3,36 | 3,06 | 2,80 | 2,67 | 2,42 | 2,14 | 1,90 | 1,66 | 1,41 |
| Löytynlampi | 3,59 | 3,32 | 3,06 | 2,81 | 2,64 | 2,40 | 2,15 | 1,90 | 1,68 | 1,46 |
| Pitkälampi | 3,62 | 3,36 | 3,08 | 2,79 | 2,69 | 2,39 | 2,14 | 1,84 | 1,61 | 1,41 |



Kuva 3. Näytteiden pH keskimäärin hapon lisäyksen funktiona.

6.3.

Valuma-alue tiedot

Valuma-alue tiedot on kerätty kaikista Kangasjärven alueen järvistä ja lammissa (kuva 2). Tiedot esitetään taulukossa 5.

Taulukko 5. Kangasjärven alueen järvien ja lampien valuma-alue tiedot

| | Pinta- ala ha | Valuma- alue ha | Metsää % | Suota % | Ojitettu suo % | Pelto % | |
|---|---------------------|-----------------------|-------------|------------|----------------------|------------|------------------------|
| Gonyostomum semen - järvet ja lammet | | | | | | | |
| Löytynlampi | 23,2 | 146,8 | 80 | 13 | 6 | 1 | |
| Kangasjärvi | 195 | | | | | | |
| Heiniönlampi | 6,0 | 132,7 | 53 | 8 | 15 | 24 | Turvetuot. vesiä |
| Höytiönlampi | 39 | 3111 | 35 | | 65 | - | Turvetuot. vesiä |
| Iso Tylönen | 117,2 | 908 | 72 | 20 | | 8 | |
| Pieni Tylönen | 65 | 610 | 56 | 27 | 12 | 5 | |
| Kaatronlampi | 4 | 241 | 22 | - | 75 | 3 | Turvetuot. alueella |
| Haukilampi II | 2,5 | 17,5 | 57 | 40 | - | 3 | |
| Järvet ja lammet, joissa Gonyostomum semen ei esiintynyt | | | | | | | |
| Haukilampi | 16,5 | 103,5 | 37 | 3 | 53 | 7 | |
| Pitkäjärvi | 81,1 | 439 | 71 | 14 | 7 | 8 | |
| Viranlampi | 8,2 | 180 | 49 | - | 47 | 4 | |
| Hepokasjärvi | 78,7 | 888,8 | 59 | 25 | 9 | 7 | |
| Ainapohjaton- lampi | 2 | 25,5 | 60 | 36 | - | 4 | |
| Etelälampi | 12,5 | 85 | 75 | 24 | - | 1 | |
| Likolampi | 3,9 | 496,1 | 85 | 5 | 6 | 4 | |
| Valkeisenlampi | 6,4 | 41,1 | 7 | 92 | - | 1 | |
| Kivijärvet | 20 | 202,5 | 64 | 36 | - | - | |
| Puukonlampi | 2,5 | 147,5 | 75 | 14 | - | 11 | |
| Ilmalammet yht. | 1,3 | 146,2 | 92 | 6 | - | 2 | |
| Mustalampi | 20 | 160 | 87 | 2 | 3 | 8 | |
| Pitkä Piilukka | 7,0 | 273 | 70 | 17 | 5 | 8 | |
| Pieni Piilukka | 2,5 | 20 | 80 | 20 | - | - | |

7. TULOKSET

7.1. **Gonyostomum semen**-levän esiintyminen näytteissä

Tutkituista 51 lammesta ja järvestä **Gonyostomum semen**-keltaruskolevää löytyi kaikkiaan 27:stä. Näistä 8 sijaitsee Kangasjärven alueella missä tutkittuja järviä ja lampia oli kaikkiaan 24 kpl. Kyyveden alueella tutkittiin 20 vesistöä, joista 12:ssa esiintyi **Gonyostomum semen**. Taulukossa 1 edellä on esitetty kaikkien **Gonyostomum semen**-järvien ja lampien sisältämät **Gonyostomum**-tiheydet mg/l (märkäpaino). Taulukossa 6 esitetään erikseen jatkuvassa seurannassa olleiden Löytynlammen, Kangasjärven, Heiniönlammen, Haukilammen, Pitkäjärven, Höytiönlammen ja Viranlammen **Gonyostomum semen**-tiheydet havaintokerroittain. Tiheydet olivat kyseisissä järvissä ja lammissa suuria jatkuvasti vain Löytynlammessa ja Kangasjärvessä. Näistä Kangasjärvi kuuluu turvetuotannon vaikutuspiiriin. Heiniönlammen näytteisiin levä ilmestyi vasta loppukesästä ja Höytiönlammesta levää tavattiin vain viimeisellä näytteenottokerralla.

Taulukko 6. **Gonyostomum semen**-levän esiintyminen Kangasjärven alueen jatkuvasti seuratuissa järvissä ja lammissa. + = havaittu muutamia kappaleita. Tulokset mg/l märkäpainona = mm³/l

| | | Turvetuot. | 19-20.6. | 3-4.7. | 24-25.7. | 15.8. | 4-5.9. |
|--------------|---|------------|----------|--------|----------|-------|--------|
| | | alue (+) | | | | | |
| Löytynlampi | - | | 1,5 | 4,0 | 7,7 | 0,11 | 0,7 |
| Kangasjärvi | + | | 1,0 | 2,2 | 8,7* | 6,6 | 1,7 |
| Heiniönlampi | + | | 0 | 0 | + | 1,4 | 0 |
| Haukilampi | - | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pitkäjärvi | - | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Höytiönlampi | + | | 0 | 0 | 0 | 0 | + |
| Viranlampi | - | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

* Näytteet otettu 30.7. neljästä eri pisteestä eri puolelta Kangasjärveä pisteiden keskiarvo on 8,7 mg/l ja vaihteluväli 1,7 - 19,3 mg/l.

7.2. Vesianalyysitulokset

Taulukossa 7 on esitetty kaikkien tässä tarkastelussa mukana olevien **Gonyostomum semen**-järvien ja kyseisestä levästä vapaitten järvien tärkeimpien fysikaalis-kemiallisten parametrien keskiarvot, mediaanit sekä vaihteluvälit. Mediaania on käytetty tunnuslukuna, koska keskiarvo saattaisi pienessä aineistossa painottaa liikaa suuria ääriarvoja.

Taulukosta voidaan havaita vain kokonaisfosforin painottuvan aineiston **Gonyostomum semen**-järvissä havaittavasti korkeammalle tasolle verrattuna ko. levästä vapaisiin järviin.

Taulukko 7. Kaikkien Mikkelin vesipiirin alueella analysoitujen *Gonyostomum semen*-järvien ja siitä vapaitten järvien vertailu.

| | Gonyostomum semen-järvet | | | Gonyostomum-semenistä vapaat järvet | | |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------|------------------------|-------------------------------------|--------------|------------------------|
| | X | n = 27 Md | Vaihteluväli | X | n = 24 Md | Vaihteluväli |
| Johtokyky mS/m | 4,2 | 4,2 | 2,7 - 5,8 | 4,0 | 4,2 | 1,3 - 6,3 |
| pH | 6,3 | 6,3 | 4,9 - 7,1 | 5,8 | 6,0 | 4,5 - 6,9 |
| Väri mg Pt/l | 160 | 110 | 50 - 610 | 130 | 120 | 10 - 320 |
| COD _{Mn} mg/l O ₂ | 21,8 | 17,0 | 10,5 - 65,2 | 19,4 | 16,5 | 7,6 - 40,2 |
| Kok-P µg/l | 48 | 40 | 15 - 160 | 30 | 23 | 10 - 87 |
| Kok-N µg/l | 720 | 600 | 370 - 1900 | 590 | 550 | 230 - 1200 |
| Fe µg/l | 1350 | 850 | 320 - 6100 | 900 | 700 | 120-3600 |
| a-klorofylli µg/l | 35,9 | 31 | 9,1 - 68,1 (n = 18) | 10,0 | 6,5 | 1,7 - 60,0 (n = 16) |

Aineistossa on molemmissa vertailuryhmissä mukana myös muutamia kevättalvella 1984 otettuja vesinäytteitä (*Gonyostomum semen*-järvet 2 kpl ja järvet, joissa *Gonyostomum semen* ei esiintynyt, 5 kpl). Näiden todennäköisesti kesäarvoja pienemmät fosforipitoisuudet eivät kuitenkaan vaikuta merkittävästi tässä esitetyn aineiston tunnuslukuihin.

Myöskään raudan, fosfaattifosforin sekä nitraatti- ja ammoniumtyypen osalta ei havaita eroja *Gonyostomum semen*-järvien ja järvien, joissa *Gonyostomum semen* ei esiintynyt välillä, joskin aineisto on kolmen viimeksi mainitun kohdalla vajavainen. Liitteissä 1-11 on esitetty Kangasjärven seitsemän jatkuvasti tarkkaillun järven ja lammen kemiallis-fysikaalisten parametrien keskiarvoja ja vaihteluvälit.

Taulukossa 8 on esitetty eri parametrit luokiteltuna. Luokat on pääravinteiden (typpi ja fosfori) osalta määritelty Nordforskin (1980) pohjoismaisessa tutkimusyhteenvedossa esitetyn trofiatasoluokittelun mukaan. Fosforin kohdalla "eutrofiset järvet" (25-100 µgP/l) on jaettu tässä vielä kahteen erilliseen luokkaan. Muut jaottelut on tehty mielivaltaisesti vain tätä tarkastelua silmällä pitäen.

Taulukko 8. Eri fysikaalis-kemiallisten parametrien luokittelu sekä järvien ja lampien jakaantuminen luokkiin. Mediaaniluokka on merkitty "MDI".

| | Kaikki <i>Gonyostomum semen</i> -järvet | Kaikki <i>Gonyostomum semen</i> -levästä vapaat järvet | Kangasjärven alueen <i>Gonyostomum semen</i> -järvet |
|----------------|---|--|--|
| Johtokyky mS/m | | | |
| 1 - 2 | | 1 | |
| 2 - 3 | 2 | 5 | 2 |
| 3 - 4 | 7 | 5 | 1 |
| 4 - 5 | 14 MDI | 8 MDI | 5 |
| 5 - 6 | 4 | 3 | |
| >6 | | 2 | |

| | Kaikki semen järvet | Gonyostomum semen-levästä vapaat järvet | Kangasjärven alueen Gonyostomum semen järvet |
|--|---------------------------|---|---|
| pH | | | |
| 4,5 - 4,7 | | 1 | |
| 4,8 - 5,2 | 2 | 2 | 2 |
| 5,3 - 5,7 | 2 | 6 | 2 |
| 5,8 - 6,2 | 8 | 8 MDI | 3 |
| 6,3 - 6,7 | 9 MDI | 6 | |
| 6,8 - 7,2 | 6 | 1 | 1 |
| Väri mg Pt/l | | | |
| 10 - 20 | | 1 | |
| 20 - 40 | | 2 | |
| 40 - 80 | 10 | 5 | |
| 80 - 160 | 10 MDI | 10 MDI | 3 |
| 160 - 320 | 5 | 6 | 3 |
| > 320 | 2 | | 2 |
| COD_{MN} mg/l O₂ | | | |
| >10 | | 5 | |
| 10 - 20 | 17 MDI | 10 MDI | 2 |
| 20 - 30 | 4 | 5 | 3 |
| 30 - 40 | 2 | 3 | |
| 40 - 50 | 1 | 1 | 1 |
| 50 - 60 | 1 | | 1 |
| > 60 | 1 | | 1 |
| Kok-P µg/l | | | |
| >15 | 1 | 9 | |
| 15 - 25 | 4 | 5 MDI | |
| 25 - 50 | 14 MDI | 6 | 4 |
| 50 - 100 | 5 | 4 | 2 |
| >100 | 3 | | 2 |
| Kok-N µg/l | | | |
| >400 | 1 | 5 | |
| 400 - 600 | 12 | 9 MDI | 2 |
| 600 - 1500 | 13 MDI | 10 | 5 |
| >1500 | 1 | | 1 |
| Fe µg/l | | | |
| >200 | | 3 | |
| 200 - 300 | | 2 | |
| 300 - 600 | 9 | 6 | |
| 600 - 1800 | 13 MDI | 11 MDI | 4 |
| 1800 - 3600 | 3 | 2 | 3 |
| >3600 | 2 | | 1 |

7.3. Tämän tarkastelun **Gonyostomum semen**-järvien fysikaalis-kemiallisten parametrien vertailu aikaisempiin tietoihin

Taulukossa 9 verrataan kahdessa ruotsalaisessa tutkimuksessa (Sörensen 1954 ja Rosen 1981) saatuja **Gonyostomum semen**-järville tyypillisiä fysikaalis-kemiallisia parametrejä tässä tarkastelussa saatuihin vastaaviin parametreihin. Arvoista on ilmoitettu mediaani ja vaihteluväli.

Taulukko 9. Aikaisempien ruotsalaisten tutkimusten fysikaalis-kemiallisten parametrien vertailu tämän tarkastelun vastaaviin parametreihin.

| | Sörensen 1954 | Rosen 1981 n = 266 | | Mikkelin vesip. n = 27 | |
|---------------------------|---------------|-----------------------|--------------|---------------------------|--------------|
| | Vaihteluväli | Md | Vaihteluväli | Md | Vaihteluväli |
| Väri mgPt/l | 40-140 | 60 | (<10-150<) | 110 | (50-610) |
| pH | 6,3-7,0 | 6,6 | (5,0-7,7) | 6,3 | (4,9-7,1) |
| Johtokyky mS/m | 4,4-6,4 (18) | 4,0 | (2,0-13,5) | 4,2 | (2,7-5,8) |
| CODMn mg/l O ₂ | 13,4-29,9 | - | | 17,0 | (10,5-65,2) |
| Kok-N µg/l | - | 470 | (150-1000) | 600 | (370-1900) |
| Kok-P µg/l | - | 17 | (5-75) | 40 | (15-160) |
| Alkaliniteetti mmol/l | 0,1-0,2 | 0,08 | (0-0,75) | 0,10 | (0-0,21) |

Happamuus (pH)

Gonyostomum semen suosii aikaisempien tutkimusten mukaan happamia, ruskeavetisiä pieniä lampia ja matalia järviä (mm. Prescott 1954, Sörensen 1954).

Sörensenin (1954) tutkimuksissa kyseinen levä esiintyi myös pienehköjen ja keskisuurten järvien planktonissa, kuten tässäkin tarkastelussa.

Rosenin (1981) aineistossa levä ei esiintynyt alle pH 5:ssä (5,0 - 7,7), mediaani 6,6.

Nygaardin (1977, ref Rosen 1981) havaintojen mukaan **Gonyostomum semen** on tavallinen pH 3,7 - 4,6:ssa ja harvinainen pH 5-6:ssa.

Van Den Avyle et.al:n (1982) tutkimuksessa **Gonyostomum semen** esiintyi pienissä järvissä, jonka pH oli n. 6,8 (6,5 - 7,7)

Tässä tarkastelussa levä löydettiin järvistä ja lammista, joiden pH vaihteli 4,9 - 7,1 mediaanin ollessa 6,3. Näiden tutkimustulosten perusteella levän pH-toleranssi on laaja pH-optimin sijoituessa 6:n ja 7:n välille.

Väri

Sörensenin (1954) tutkimissa järvissä väri vaihteli 40-140 mgPt/l. Rosenin (1981) mukaan **Gonyostomum semen** on humuksesta riippuvainen ja värin mediaaniarvo on noin 60 mgPt/l. 80 %:ssa Rosenin tutkimissa järvissä väri oli yli 30 mgPt/l. Tämän tutkimuksen aineistossa **Gonyostomum**-järvien värin mediaani on 110 mgPt/l (50-610). Aineiston järvet ovat kaikki hyvin ruskeita, myös vertailujärvet, missä **Gonyostomum semen** ei esiintynyt, joiden värin mediaani on 120 (v.v. 10-320). **Gonyostomum**-järvistä Heiniönlampi ja Höytiönlampi ovat lähinnä turvetuotantoalueiden vesien välialtaita ennen Kangasjärveä. Näiden värit olivat tarkasteluajankohtana keskimäärin 610 ja 495 mg Pt/l ja **Gonyostomum semen** havaittiin näytteissä vasta loppukesästä (taulukko 3, edellä).

Aikaisempien tietojen pohjalta ja tämän tarkastelun aineiston vahvistamana **Gonyostomum semen** viihtyy parhaiten vesissä, joiden väri on yli 40 mgPt/l. Ylärajaa on hankalampi määritellä, koska suuria tiheyksiä on löydetty mm. Kyyveden valuma-alueen Ravonlammesta, jonka väri on 320 mgPt/l. Suuri tiheys tällaisessa humuspitoisuudessa on kuitenkin poikkeus ja voi aiheutua mm. levälle tyypillisen parveilun ja sääolojen yhteisvaikutuksesta.

Tässä työssä käsitellyssä aineistossa suurimmat pitoisuudet havaittiin järvissä ja lammissa, joiden väri vaihteli 60-160 mgPt/l (19 järveä ja lampea 27:stä). Rosenin (1981) aineistossa suurin tiheys, 30 mm³/l, havaittiin järvestä, jonka väri oli 150 mgPt/l.

Gonyostomum semen on Mikkelin läänissä tavattu tässä käytetyn aineiston lisäksi paikallisena esiintymänä mm. oligotrofisesta Puruvedestä, missä väri on yleensä alle 10 mgPt/l. Rosenin (1981) aineistossa **Gonyostomum semen** löydettiin 266 järvestä, joista vain 10 %:ssa väri oli alle 20 mgPt/l.

Fosfori

Rosenin (1981) mukaan **Gonyostomum semen**-järvien kokonaisfosforin mediaaniarvo on 17 µgP/l, mikä vastaa mesotrofista järveä. Saman tutkimuksen mukaan levän biomassa kasvaa ravinteiden määrän kasvaessa, mutta mitään suoraa yhteyttä kemiallis-fysikaalisten parametrien ja biomassan välillä ei mm. parvenmuodostuksen johdosta ole. Suurin biomassa, 30 mg/l (märkäpaino), esiintyi järvestä, jonka fosforipitoisuus oli 40 µg/l. Saman tutkimuksen mukaan humusjärvissä, joiden kokonaisfosforipitoisuus on alle 10 µg/l, on **Gonyostomum semenin** biomassa yleensä pienempi kuin 0,3 µg/l (märkäpaino). Myös Hörnström (1981) on eri levälajien trofiaindeksejä määriteltessään luokitellut **Gonyostomum semen**-levän lähinnä mesotrofiseksi lajiksi.

Tässä tutkimuksessa **Gonyostomum semen** esiintyi vesissä, joiden fosforin mediaani oli 40 µgP/l (v.v.15-160 µgP/l). Näistä 24:n kokonaisfosforipitoisuus vastaa mesotrofista tai eutrofista järveä (Kok-P >15 µgP/l).

Johtokyky

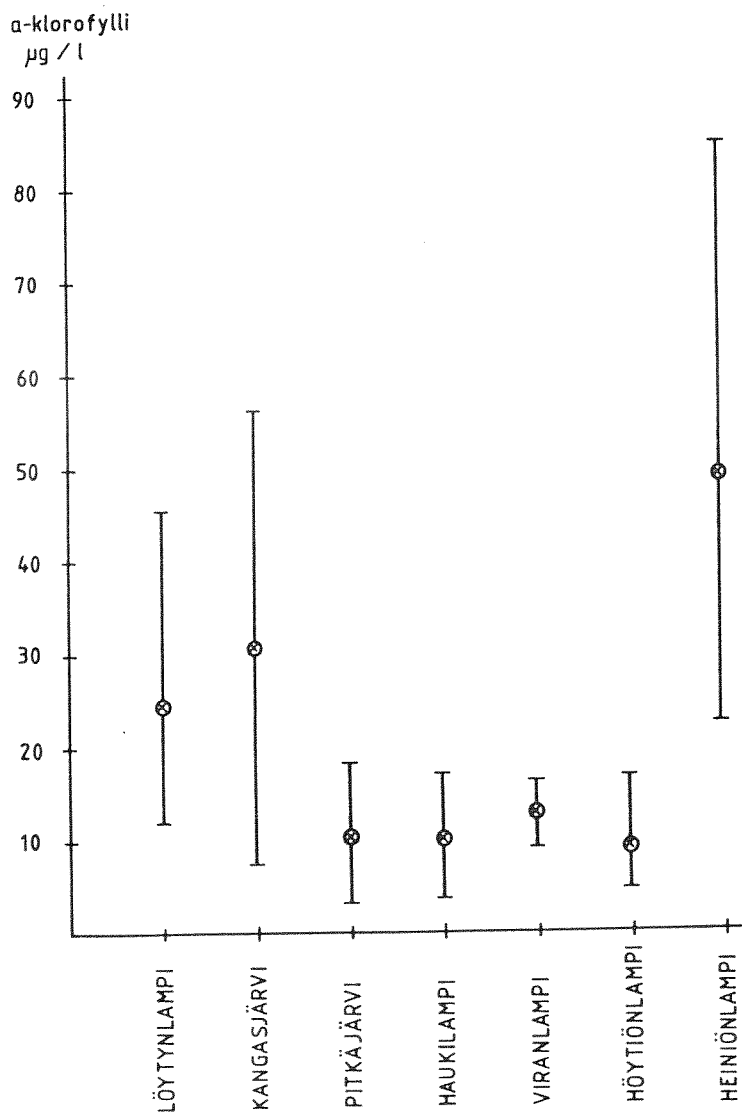
Johtokyvyn on **Gonyostomum semen**-järvissä havaittu olevan alhainen (Sörensen 1954, Rosen 1981, tämä tutkimus). Tämä on yleensä tyypillistä humuspitoisille järville ja pätee myös tämän tarkastelun vertailujärviin, missä **Gonyostomum semen** ei esiintynyt.

Kemiallinen hapenkulutus COD_{Mn}

Kemiallinen hapenkulutus korreloi tämän tarkastelun aineistossa, kuten tyypillistä, veden värin (humuspitoisuuden) kanssa. Korrelaatiot ovat erittäin merkitseviä sekä **Gonyostomum semen**-järvissä, että järvissä, joista se puuttui. **Gonyostomum semen**-järvet: $r = 0,958$, $r^2 = 0,91$, järvet, mistä **Gonyostomum semen** puuttui: $r = 0,930$, $r^2 = 0,86$.

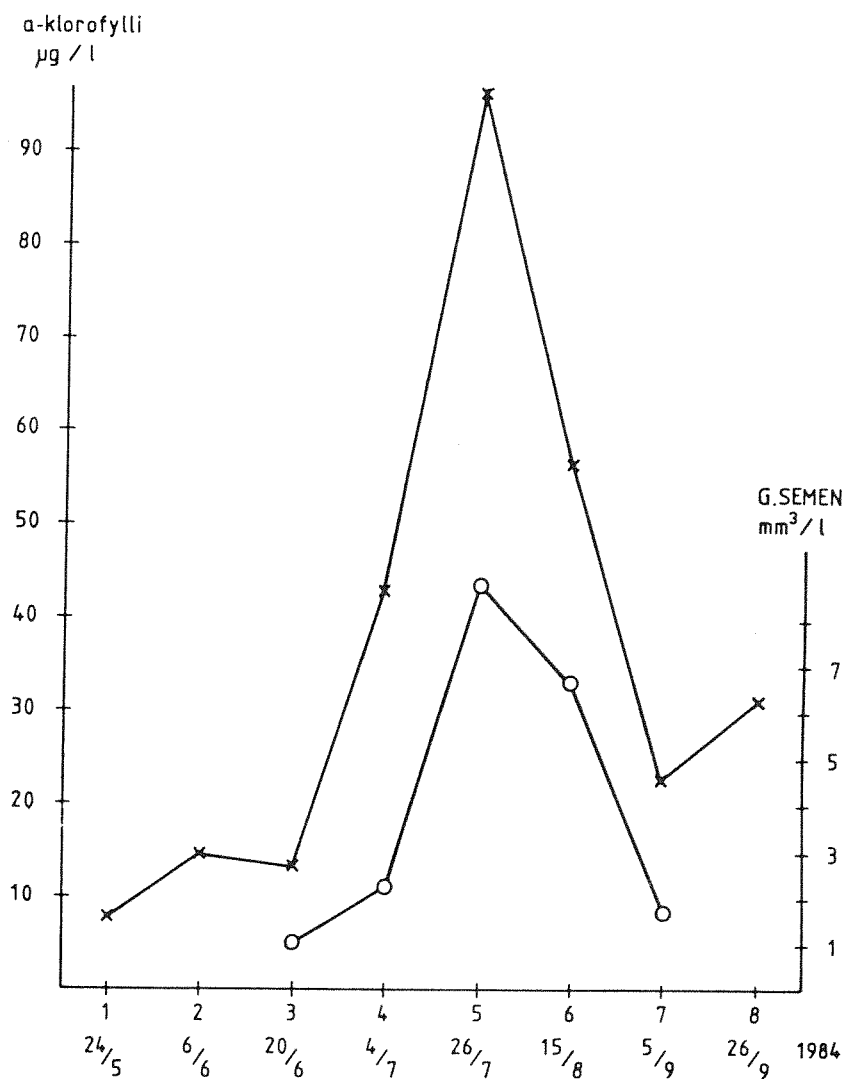
7.4. **Gonyostomum semen**-biomassat ja a-klorofylli

A-klorofylliä on seurattu jatkuvasti ainoastaan varsinaiseen "turvetuotannon vesistövaikutukset"-tutkimukseen kuuluvilla Löytynlammella, Kangasjärvellä, Pitkäjärvellä, Haukilammella, Viranlammella, Höytiönlammella ja Heiniönlammella. Klorofyllitulosten keskiarvot ja vaihteluvälit on esitetty kuvassa 4. Heiniönlammen klorofyllitulokset eivät ole vertailukelpoisia muiden tulosten kanssa, johtuen näytteenottotavasta ja paikasta.



Kuva 4. A-klorofylli keskiarvot ja vaihtelu Kangasjärven alueen jatkuvasti havainnoiduissa järvissä ja lammissa.

Löytynlammessa ja Kangasjärvessä olivat kesäaikaiset a-klorofylli pitoisuudet keskimäärin selvästi muita järviä suuremmat. Myös vaihtelu näissä kahdessa on selvästi muita suurempaa (kuva 4). Suurempi klorofyllipitoisuus ja sen vaihtelu johtuu lähinnä *Gonyostomum semen*-levän esiintymisestä ja tiheyden vaihteluista Kangasjärvessä ja Löytynlammessa, sillä klorofyllipitoisuuden vaihtelut näissä vesissä noudattavat melko tarkoin *Gonyostomum semen*-tiheyksien vaihteluita (kuvat 5 ja 6). Verrattaessa Löytynlammen ja Kangasjärven klorofyllipitoisuuksia alueen muiden järvien ja lampien vastaaviin, voidaan olettaa *Gonyostomum semen*-levän aiheuttavan näissä tapauksissa klorofyllipitoisuuden 2-3 kertaistumisen. Jos oletetaan a-klorofylli pitoisuuden samoissa olosuhteissa olevan suoraan verrannollinen kasviplanktonin kokonaisbiomassaan, käsittelee *Gonyostomum semen* Löytynlammessa ja Kangasjärvessä keskimäärin noin 50-60 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Tällainen yleistys voi kuitenkin antaa asiasta hieman väärän kuvan, sillä levien a-klorofylli pitoisuuksissa on eroja suhteessa biomassaan ja *Gonyostomum semen* sisältää paljon klorofylliä (Lindmark 1984). Lindmarkin tutkimuksen tuloksista voidaan karkeasti arvioida 1 mg:n *Gonyostomum semen*-levää (tuorepaino) sisältävän n. 14 µg klorofylli a:ta.



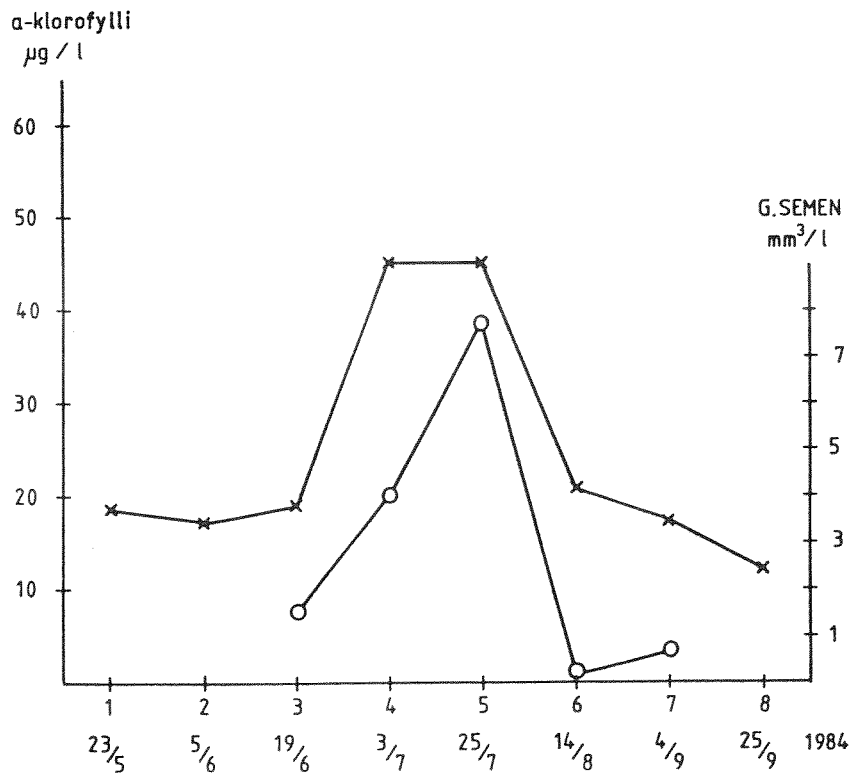
Kuva 5. A-klorofylli ja *Gonyostomum semen*-tiheyksien vaihtelu Kangasjärven syvänpisteellä kesällä 1984. X-X = a-klorofylli, o-o = *Gonyostomum semen*.

Löytynlammen **Gonyostomum semen**-biomassan ja a-klorofyllin suuret poikkeavuudet saattavat johtua eri kokoomanäytteiden käytöstä a-klorofyllin ja **Gonyostomum semen**-tiheyden määrittämisessä.

Klorofyllipitoisuudet ovat Kangasjärvessä ja Löytynlammessa hieman keskimääräistä korkeampia verrattaessa niitä tiettyä kokonaisfosforimäärää vastaavaan, pohjoismaissa havaittuun keskimääräiseen a-klorofylli pitoisuuteen (Nordforsk 1980).

Myös kaikkien tarkastelussa mukana olevien **Gonyostomum semen**-järvien ja lampien a-klorofylli pitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin niiden järvien ja lampien, joissa **Gonyostomum semen** ei esiintynyt (taulukko 4 edellä).

Mm. Kyyvedellä Mäntyharjun reitin pohjoisosassa oli a-klorofylli pitoisuus **Gonyostomum semen**-lajin johdosta ajoittain selvästi eutrofista vastaavalla tasolla (n. 36 $\mu\text{g}/\text{l}$), vaikka järven kokonaisfosfori oli kyseisenä vuonna keskimäärin noin 15 $\mu\text{gP}/\text{l}$ (n. mesotrofinen). **Gonyostomum semen**-lajin osuus biomassasta oli tällöin 74 %.

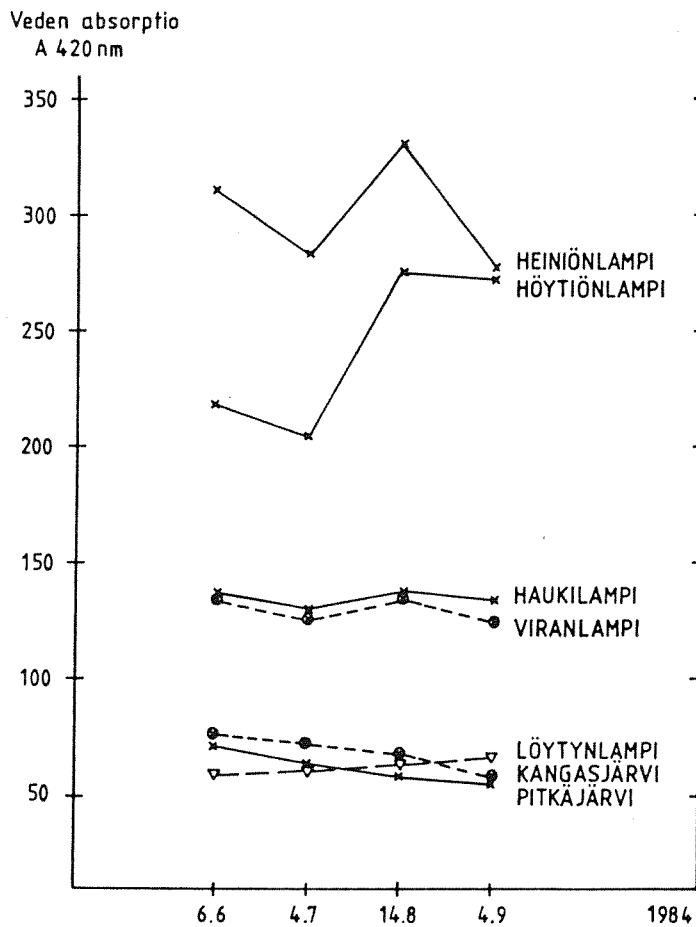


Kuva 6. A-klorofylli ja **Gonyostomum semen**-tiheyksien vaihtelu Löytynlammen näytteenottopisteellä kesällä 1984. X-X = a-klorofylli o-o = **Gonyostomum semen**.

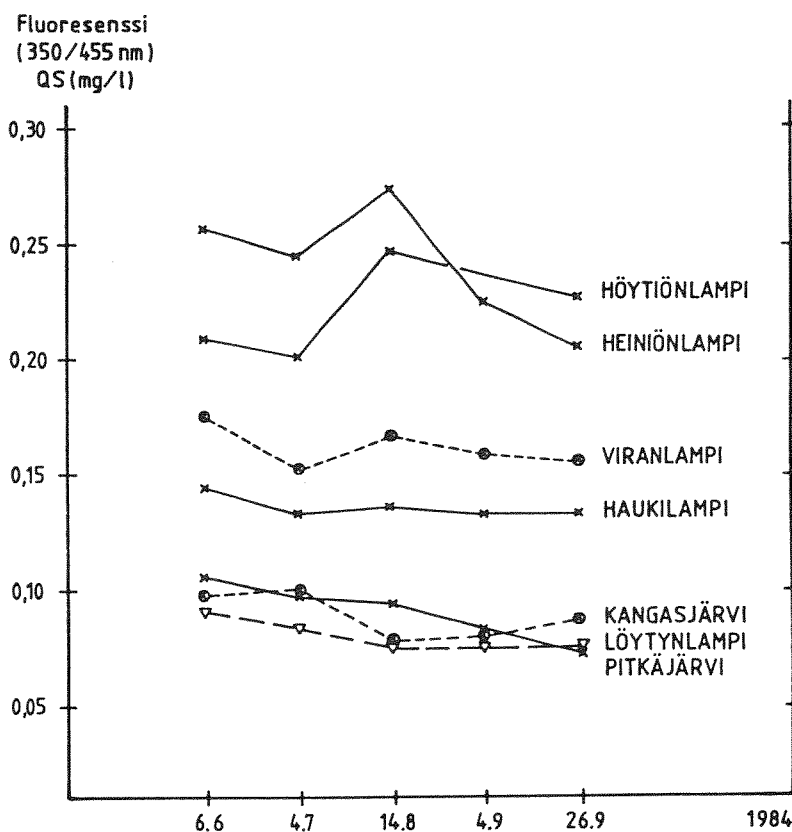
8. HUMUSMITTAUSTEN TULOKSET

8.1. Fluoresenssimittaukset

Näytteiden fluoresenssia verrattiin 420 nm aallonpituudella mitattuun absorptanssiin (näyte sellaisenaan), jotta saataisiin tietoa veden kokonaisvärin ja liuennun fraktion (fluoresenssi) suhteesta. Tulokset on esitetty kuvissa 7 ja 8.

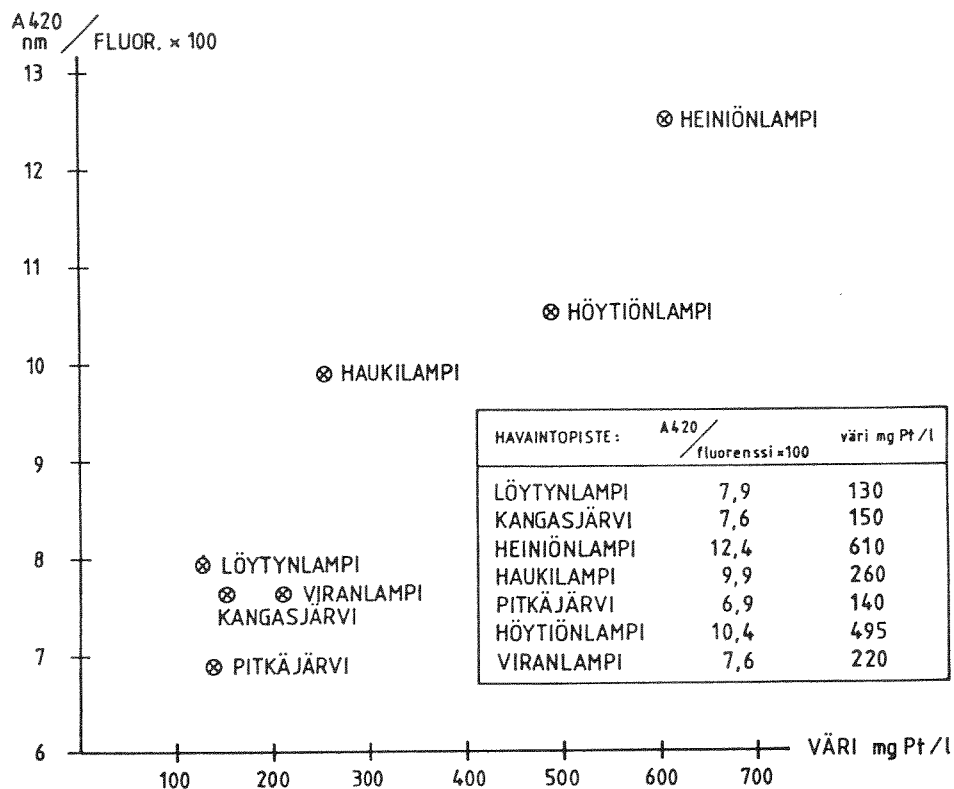


Kuva 7. Eri havaintopaikoille mitatut 420 nm:n absorptanssit.



Kuva 8. Eri havaintopaikoilla mitatut fluoresenssit.

Kuvista voidaan havaita, että 420 nm:n absorbanssi- ja fluoresenssiarvot käyttäytyivät samansuuntaisesti, eli värin kasvaessa sekä absorbanssi että fluoresenssi kasvavat. Absorbanssi kasvaa kuitenkin enemmän väriyksikköä kohti. Tämä ominaisuus selviää kuvasta 9, joka esittää mitattujen vesien värin ja fluoresenssin suhdetta.

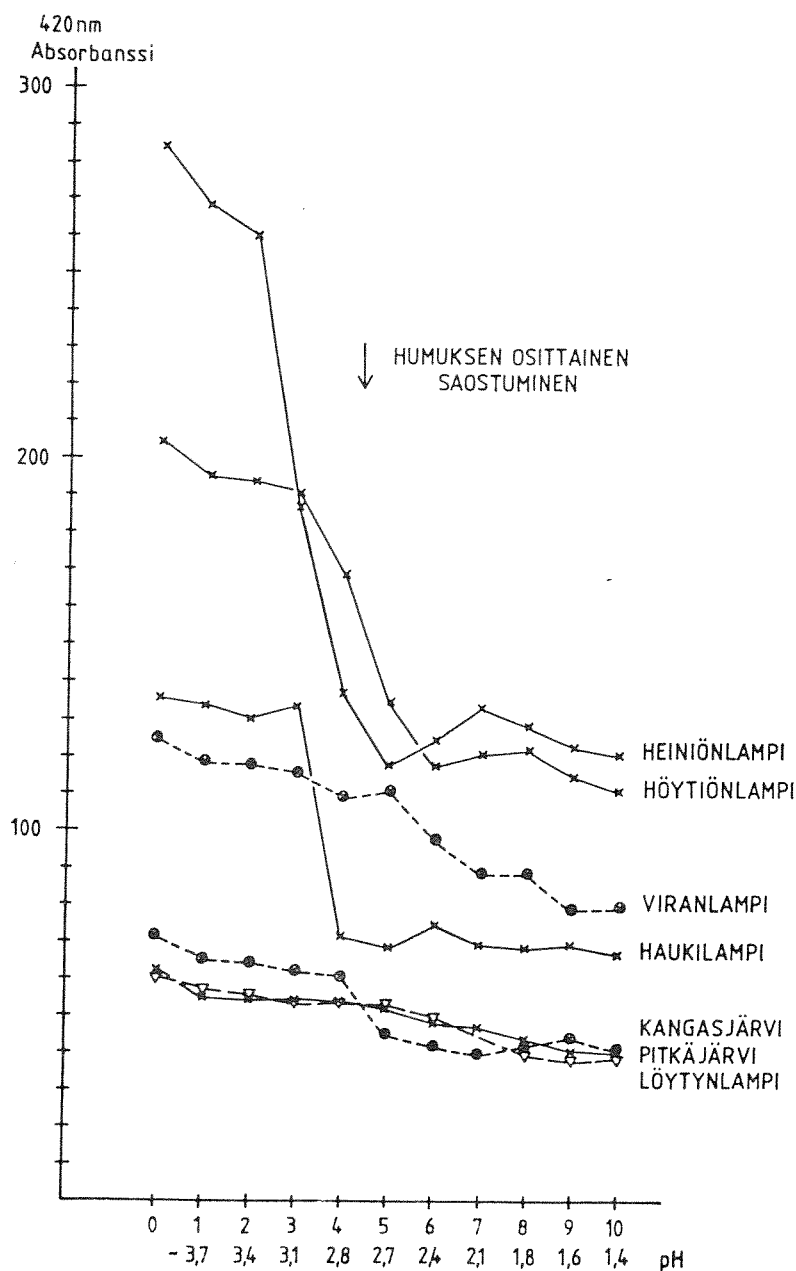


Kuva 9. Tutkittujen vesien fluoresenssin ja 420 nm:n absorbanssin suhteen kasvu värin funktiona.

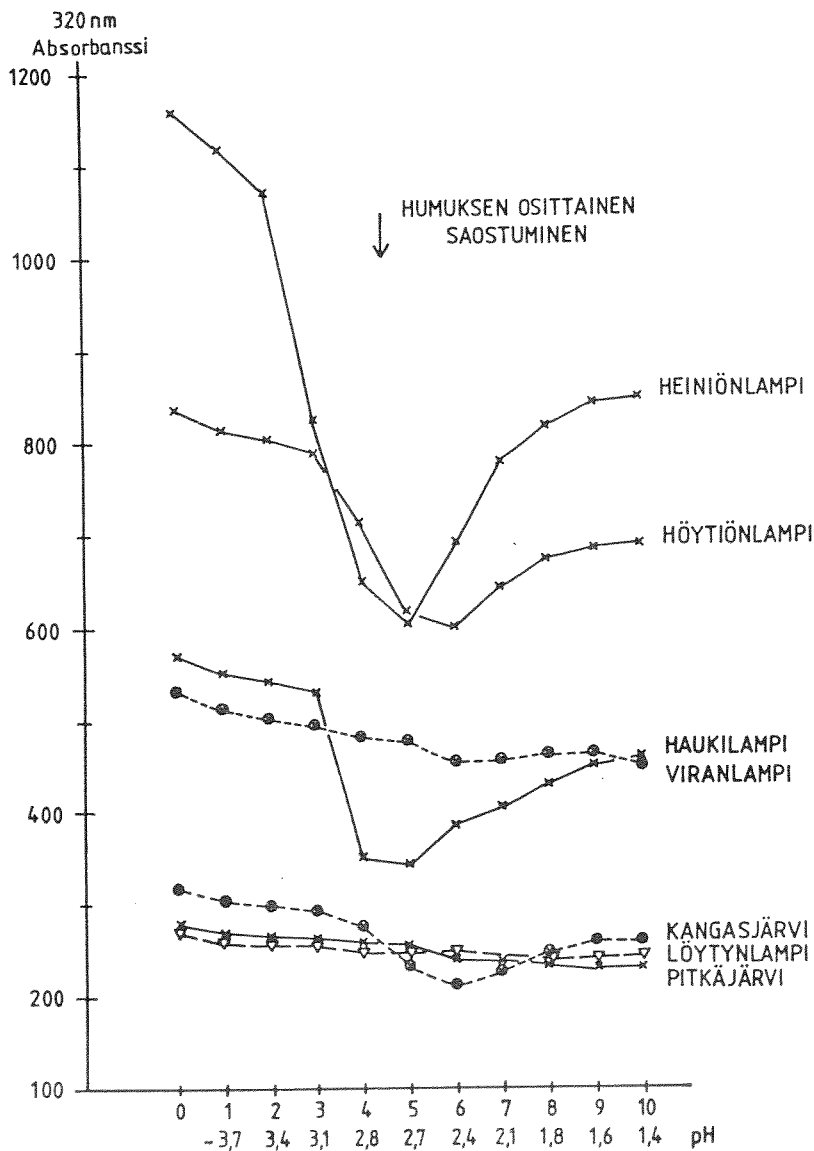
Tuloksista voidaan päätellä, että tutkittujen järvien ja lampien partikkeli- ja kolloidifraktioiden osuus kasvaa nopeammin värin kasvaessa, kuin liuenneen fraktion osuus. Tämä merkitsee sitä, että humuskuormituksen kasvaessa huomuksen suurempi molekyylipainoisten fraktioiden osuus vedessä kasvaa. Merkittävä laadullinen poikkeama on havaittavissa vain Viranlammen näytteissä, joissa A420/fluoresenssi-suhde on pienempi, kuin värin perusteella olisi odotettavissa verrattaessa tuloksia muihin tutkittuihin vesiin.

8.2. "Happotitraukset"

Kuvassa 10 on esitetty tutkittujen vesien absorbanssit. 420 nm:n ja kuvassa 11 320 nm aallonpituudella happamuuden funktiona. X-akselin numeroa vastaavat tarkat pH:t on esitetty kunkin järven kohdalta erikseen taulukossa 4. Kuvissa esitetyt pH-arvot ovat keskiarvoja.



Kuva 10. Näytteiden absorbtio 420 nm:n aallonpituudella pH:n funktiona.



Kuva 11. Näytteiden absorbtio 320 nm:n aallonpituudella pH:n funktiona.

Molemmissa kuvissa näkyvä äkillinen absorbanssin väheneminen kohdassa 3, etenkin voimakasvärissä näytteissä, vastaa havaittua humuksen saostumista (pH keskimäärin 3), mikä jatkuu aina kohtaan 5-6 asti (pH keskimäärin 2,3 - 2,7). Tätä vastaa myös saostuman lisääntyminen. Saostuman vaikutus myös veden väriin oli silmin nähtävä voimakasvärissä vesissä. Poikkeuksena ominaisuudesta oli Viranlampi, jossa ei voimakkaasta väristä huolimatta ilmennyt selvää saostumista.

Kohdan 6 jälkeen havaittava ero käyrissä (320 nm ja 420 nm) johtuu todennäköisesti raudan irtoamisesta rauta-humuskompleksista, minkä on mm. Pennanen (1980) mukaan havaittu aiheuttavan osan partikkeli- ja kolloidifraktion väristä. Myös mm. Shapiro (1967) on maininnut raudan olevan yhteydessä humuksen suurimolekyylipainoisiin fraktioihin. Pennanen (1975) on havainnut liuenneen fraktion absorboivan voimakkaammin 320 nm:n aallonpituudella. Nämä fraktioitten erilaiset absorbtio-ominaisuudet yhdessä kolloidifraktion raudan ja absorbanssin positiivisen korrelaation kanssa (Pennanen 1980) tukevat olettamusta, että mm. kolloidifraktiosta irtoava rauta saisi aikaan 420 nm:n absorbanssin jäämisen alhaiselle tasolle, kun happamuutta lasketaan edelleen n. pH 1,4:ään. Noin pH 2,3 jälkeen havaitaan edellisessä vaiheessa saostuneen humuksen nimittäin liukenevan suurelta osin jälleen veteen.

Raudan osuutta 320 ja 420 nm:n absorbanssien eroissa pyrittiin selvittämään myös vertaamalla kyseisten absorbanssien suhdetta näytteissä sekä ennen happotitrausta että titrauksen loppupisteessä (piste 10 pH 1,4). Tässä käytettiin seuraavaa verrantoa:

$$\frac{A_{I320}}{A_{I420} + X} = \frac{A_{320}}{A_{420}}, \text{ josta}$$

$$X = \frac{A_{I320} \times A_{420}}{A_{320}} - A_{I420}$$

- A_{320} = Veden absorbanssi ilman hapon lisäystä aallonpituudella 320 nm
 A_{420} = Veden absorbanssi ilman hapon lisäystä aallonpituudella 420 nm
 A_{I320} = Hapotetun veden absorbanssi aallonpituudella 320 nm
 A_{I420} = Hapotetun veden absorbanssi aallonpituudella 420 nm
 X = Havaitun 420 nm:n absorbanssin ja lasketun teoreettisen absorbanssin ero. Tässä on oletettu A_{320}/A_{420} -suhteen säilyvän samana happamuuden lisääntyessä, jos humuksessa ei oleteta tapahtuvan muita muutoksia.

Tällä menetelmällä saatiin tutkimuksen yhteydessä mitatuille vesille seuraavia arvoja:

| | Havaittu absorbanssi A_{I420} nm | Teoreettisen ja havaitun 420 nm:n absorbanssin erotus = X | Rauta Fe $\mu\text{g/l}$ |
|----------------|---------------------------------------|--|-----------------------------|
| Löytynlampi | 39 | 15 | 1600 |
| Kangasjärvi | 41 | 19 | 1700 |
| Heiniönlampi | 121 | 88 | 5900 |
| Haukilampi | 63 | 42 | 1400 |
| Pitkäjärvi | 40 | 14 | 960 |
| Höytiönlampi | 111 | 57 | 3200 |
| Viranlampi | 82 | 25 | 1500 |
| Iso Ravonlampi | 79 | 52 | 3900 |
| Raapunlampi | 60 | 15 | 790 |

Näille laskettiin seuraavat korrelaatiot:

$$\text{Fe}/A_{I420}; r = 0,797^* (*) \quad r^2 = 0,63$$

$$\text{Fe}/X; r = 0,934^{***} \quad r^2 = 0,87$$

Fe/X -muuttujaparilla on erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio ja Fe/A_{420} pareilla jokseenkin merkitsevä (merkitsevä). Aineisto on tässä tapauksessa kuitenkin pieni, jolloin positiiviseen suuntaan voivat vaikuttaa mm. mukana olevat erittäin humuspitoiset vedet.

Keväällä 1984 kerättiin koemielessä eri puolelta Mikkelin lääniä suurempi (n = 22) aineisto, joka käsiteltiin edellisiä vastaavasti. Tästä aineistosta saatiin seuraavat korrelaatiot:

$$\begin{array}{lll} \text{Fe}/\text{A}_{420} ; & r = 0,261 & r^2 = 0,07 \\ \text{Fe}/\text{X}; & r = 0,930^{***} & r^2 = 0,86 \end{array}$$

Teoreettisen ja laskettujen 420 nm:n absorbanssien erotuksen ja raudan voimakas korrelaatio myös suuremmassa aineistossa näyttäisi näin osoittavan raudan osuutta edellä mainittuihin ilmiöihin.

Väri vaihteli näissä näytteissä 20-500 mg Pt/l.

Tutkituista vesistä Viranlammen tulokset ovat poikkeavia verrattuna muihin havaintopisteisiin.

Viranlammen fluoresenssi on suurempi kuin värin perusteella olisi odotettavissa (verrattuna muihin tutkittuihin vesiin), joten liuennan fraktion suhteellinen osuus on kyseisissä lammessa suurempi. Lisäksi happotitrauksessa ei saostu merkittävästi humusta vaikka ilmiö värin perusteella olisi odotettavissa. Lisäksi humuksen happamissa olosuhteissa hajoavaa, väriä aiheuttavaa rautahumuskompleksia on todennäköisesti vähemmän kuin veden värin perusteella on oletettavissa.

Selviä humuksen laadun yhteyksiä **Gonyostomum semen**-levän esiintymiseen ei kuitenkaan voida tämän käsitellyn aineiston perusteella osoittaa.

9. TULOSTEN TARKASTELU

Tämän tarkastelun ja ruotsalaisten tutkimusten perusteella **Gonyostomum semen**-keltaruskolevä ei ole vain selvästi happamien vesien laji, kuten aikaisemmin on ilmeisesti vähäisten esiintymistietojen perusteella oletettu. Sörensenin (1954) tutkimissa järvissä pH vaihteli välillä 6,3 - 7,0, Rosenin (1981) aineistossa 5,0 - 7,7 (mediaani 6,6) ja tässä tarkastelussa 4,9 - 7,1 (mediaani 6,3). Aikaisemmin kyseistä levää on pidetty lähinnä pienten suolampien lajina (mm. Prescottt 1954, Sörensen 1954), mutta nykyisen tiedon mukaan (Sörensen 1954, Rosen 1981 ja tämä tutkimus) se esiintyy myös keskisuurissa humuspitoisissa järvissä.

Johtokyky on yleensä ollut **Gonyostomum semen**-järvissä ja lammissa alhainen (Sörensen 1954, Rosen 1981). Sama humusvesille yleensä tyypillinen ominaisuus pätee myös tämän tutkimuksen niille järville, joissa **Gonyostomum semen** ei esiinny. Kemiallinen hapenkulutus korreloi sekä **Gonyostomum semen**-järvissä - että järvissä, joissa **Gonyostomum semen** ei esiinny, lähinnä humuspitoisuuden kanssa, selitysaste n. 90 %.

Gonyostomum semen-keltaruskolevän esiintymiselle suotuisia veden ominaisuuksia näyttävät olevan korkeahko humuspitoisuus sekä mesotrotiaa (>15 µgP/l) vastaava, tai korkeampi kokonaisfosforipitoisuus. Ruotsalaisten tutkimusten (Sörensen 1954, Rosen 1981) väriarvoja (mediaani n. 60) korkeamat väriarvot (mediaani 110) tässä tarkastelussa johtuvat todennäköisimmin tarkasteltavien alueiden järvien luontaisesti voimakkaammasta väristä. Sama pätee myös kokonaisfosforin kohdalla, sillä ruotsalaisten järvien (Rosen 1981) mediaaniarvo on 17 µgP/l ja tämän tutkimuksen 40 µgP/l. Tätä tukevat myös niiden järvien, joissa **Gonyostomum semen** ei esiinny, värin ja kokonaisfosforipitoisuuden samankaltaisuus **Gonyostomum semen**-järviin nähden.

Rosenin (1981) aineistossa suurin **Gonyostomum semen**-tiheys, $30 \text{ mm}^3/\text{l}$, havaittiin järvestä, jonka väri oli 150 mgPt/l ja kokonaisfosforipitoisuus $40 \mu\text{g/l}$. Nämä ovat samaa luokkaa mm. Löytynlammen ja Kangasjärven vastaavien arvojen kanssa (suurimmat **Gonyostomum semen**-tiheydet Kangasjärven alueella). Myös tämän tarkastelun kaikkien **Gonyostomum semen**-järvien kokonaisfosforin ja värin mediaaniarvot (väri 110 mgPt/l ja kok-P $40 \mu\text{g/l}$) vastaavat edellä mainittuja tuloksia. Valtaosa, 20 27:stä **Gonyostomum semen**-järvestä sijoittuu värin osalta välille $40\text{-}150 \text{ mgPt/l}$ ja 22:n kokonaisfosfori on 27:stä yli $25 \mu\text{g/l}$.

Gonyostomum semen esiintyi tiheähkönä myös muutamissa erittäin ruskeavertisissä lammissa, kuten Iso Ravonlampi, Iso Tylönen, Pieni Tylönen ja Lylyjärvi (taulukko 1). Näiden väri vaihtelee $190\text{-}320 \text{ mgPt/l}$ ja kokonaisfosfori välillä $55\text{-}110 \mu\text{g/l}$. Näiden kaikkien keskisyvyys on huomattavan pieni, $<1 \text{ m}$. Tämä voi viitata valon rajoittavaan vaikutukseen. Kyseisellä lajilla on nimittäin havaittu vertikaalisia vaelluksia vesipatsaassa: ylöspäin aikaisin päivällä ja alaspäin myöhemmin iltapäivällä (mm. Hutchinson 1967, Van Den Avyle et al. 1982). Levä voisi tällöin liian syvässä vedessä ja korkean humuspitoisuuden vallitessa joutua alaspäin vaeltaessaan pois kriittiseksi ajaksi valaistusta vyöhykkeestä eikä tällöin menestyisi hyvin syvemmissä runsashumuksisissa vesissä.

Gonyostomum semen aiheuttaa esiintyessään selvän kasviplanktonbiomassan nousun verrattuna tasoon ilman kyseistä levää ja dominoi suuren kokonsa vuoksi ja suhteellisen harvalukuisena kasviplanktonbiomassaa, mikä heijastuu tietysti myös klorofyllipitoisuuksissa. Klorofyllipitoisuus voi fosforipitoisuuden perusteella lievähkönä mesotrofiseksi luokitelluissa **Gonyostomum semen**-järvissä olla selvästi eutrofisen järven tasoa. Selvästi tämä on ollut havaittavissa mm. Lindmarkin (1984) tutkimuksessa. Kohdejärvestä (Lilla Galtsjön, Ruotsi) kokonaisfosforipitoisuus oli v. 1980 $16 \mu\text{g/l}$ ja v. 1981 $23 \mu\text{gP/l}$ sekä vastaavat a-klorofylli pitoisuudet 50 ja $90 \mu\text{g/l}$.

Humusmittausten perusteella havaittiin aineistoon kuuluvan Viranlammen näytteiden fluoresenssin olevan suurempi kuin värin perusteella olisi odotettavissa (verrattuna muihin tutkittuihin lampiin.) Lisäksi kyseisen lammen näytteistä ei saostunut happamissa olosuhteissa värin edellyttämää määrää humusta ja myös humuksen happamissa olosuhteissa rauta-humuskompleksia oli näytteissä havaintojen perusteella vähemmän, kuin veden värin perusteella oli odotettavissa.

Havaitut ominaisuudet osoittavat Viranlammessa olevan suhteellisesti enemmän humuksen pienimolekyylipainoista, liukoista fraktiota, kuin muissa tutkituissa vesissä.

Selviä humuksen laadun yhteyksiä **Gonyostomum semen**-levän esiintymiseen ei kuitenkaan voida tämän käsitellyn aineiston perusteella osoittaa.

Valuma-alueiden ominaisuuksien yhteydestä **Gonyostomum semen**-levän esiintymiseen ei metsäojitustietojen toistaiseksi puuttuessa voitu tehdä lopullisia johtopäätöksiä.

Nykyisten tietojen perusteella **Gonyostomum semen**-keltaruskolevän esiintyminen ei ole suorassa syy-seuraus suhteessa turvetuotantoon. Vesialueet, joihin turvetuotantoalueiden vedet laskevat, ovat yleensä jo luonnostaan huomattavan humuspitoisia. Vähäravinteisissa humusvesissä voivat turvetuotannon vedet kuitenkin edesauttaa kyseisen lajin esiintymistä, sillä turvetuotannon aiheuttamat kokonaisfosforin vuosihuhtoutumat ovat mm. Sallantauksen (1983) mukaan yli 10-kertaisia verrattuna luonnonhuhtoutumaan. Samaan suuntaan voivat vaikuttaa myös metsä- ja suo-ojitukset.

Tämän tarkastelun **Gonyostomum semen**-järvet, ja järvet, joissa sitä ei esiintynyt, eivät eronneet fysikaalis-kemiallisten parametrien suhteen merkittävästi toisistaan. Pieni, ehkä näennäinen ero fosforipitoisuudessa on ainut erottava tekijä. Myös niiden järvien, missä **Gonyostomum semen** ei esiintynyt, aineistosta löytyy useita järviä, jotka tässä tarkasteltujen fysikaalis-kemiallisten parametrien suhteen olisivat erittäin otollisia kyseisen lajin esiintymiselle, vaikka levää ei niissä tavattu.

Esim. Kangasjärven väri on jo ennen turvetuotannon aloittamista ollut n. 80 mgPt/l ja kokonaisfosfori oletettavasti >20 µgPt/l mitkä pitoisuudet ovat jo otollisia **Gonyostomum semen**-levän esiintymiselle. Tosin vanhemmat tiedot järven tilasta ovat vähäiset.

Varsinainen syy **Gonyostomum semen**-levän esiintymisen kytkeytymiseen nimenomaan humuspitoisiin vesiin ei ole tiedossa. Rosen (1981) on esittänyt, että esim. levällä olisi erikoinen entsyymisysteesi, jonka avulla se voisi käyttää hyväkseen humukseen sitoutuneita ravinteita. Lehman (1976) on osoittanut, että **Dinobryon**-lajit (Chrysophyceae) voivat käyttää hyväkseen mm. orgaanisesti sidottuja fosfaatteja. Saman lähteen mukaan levät, jotka käyttävät näitä fosfaatteja, lisääntyvät hitaammin kuin levät, jotka käyttävät epäorgaanisia fosfaatteja. Tällöin ne ovat herkkiä kilpailulle eivätkä menesty ravinteikkaissa vesissä.

Jos **Gonyostomum semen** käyttää humukseen sidottuja ravinteita ja lisäksi huomioidaan sen viihtyminen fosforipitoisuudeltaan meso-eutrofisissa olosuhteissa, voitaisiin ajatella, että humuksen valaistusoloja huonontava vaikutus humukseen sidottujen ravinteiden ohella loisi lajille kilpailullisesti otolliset olosuhteet. Myös muut ympäristötekijät, kuten esim. vitamiinit ja muut orgaaniset ja epäorgaaniset tekijät voivat vaikuttaa levän esiintymiseen.

Heywoodin (1973) tekemissä kokeissa **Gonyostomum semen** ei moneen vuoteen menestynyt ravinneliuos pohjaisissa kasvatuskokeissa ilman maalisäystä.

Koska levä on valitusten perusteella ilmaantunut vasta vuoden 1981 jälkeen useisiin vesiin esim. Kangasjärven alueelle, on myös ajateltavissa, että levä olisi jostakin syystä vasta levinnyt sille suotuisiin vesiin. Tämä on P. Elorannan (suullinen tiedonanto) mukaan kuitenkin erittäin epätodennäköistä, ja kysymyksessä lienee näin ollen leväkannan lisääntyminen.

10. TIIVISTELMÄ

Tässä tutkimuksessa on tarkasteltu **Gonyostomum semen** (Ehrenb.) Dies-keltaruskolevän (Chloromonadophyceae) esiintymistä osittain turvetuotannon vaikutuspiirissä olevalla Kangasjärven alueella (Vuoksen vesistö, Sysmäjärven vesistöalue). Vertailutietoja on saatu mm. Kyyveden pohjoispuoliselta alueelta (Kymijoen vesistö, Mäntyharjun reitti). Lisäksi aineistoon on liitetty muiden vesipiirien alueelta saatuja hajahavaintoja.

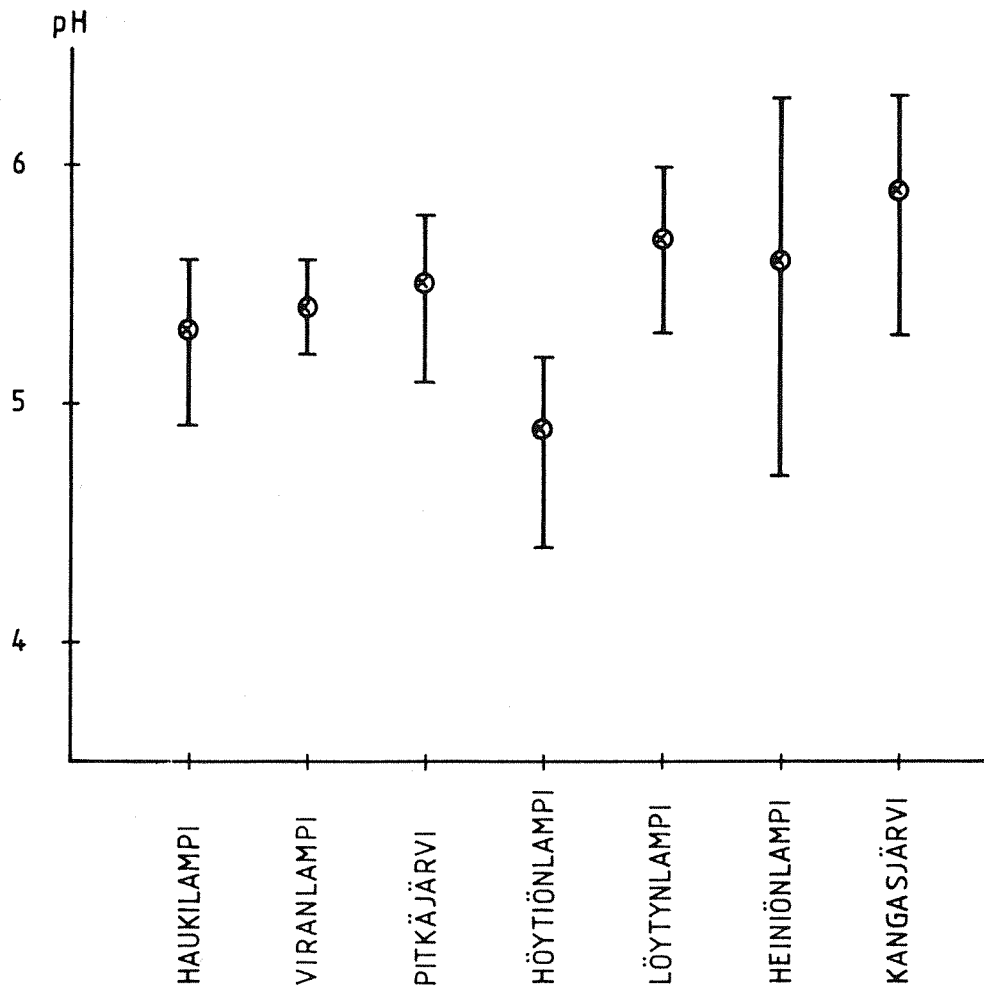
Tarkastelussa verrattiin **Gonyostomum semen**-järvien ja sellaisten järvien, joissa kyseistä levää ei tavattu, fysikaalis-kemiallisia parametrejä mm. johtokykyä, pH:ta, väriä, kemiallista hapenkulutusta ja fosforipitoisuutta, eikä ryhmien välillä havaittu merkittäviä eroja. Absorbanssi- ja fluoresenssimittauksin selvitettiin myös veden "humuskoostumusta" ja tuloksia verrattiin veden väri- ja Fe-arvoihin sekä **Gonyostomum semen**-levän esiintymiseen. Selviä yhteyksiä humuksen laadun ja kyseisen lajin esiintymisen välillä ei voitu osoittaa. Tätä tutkimusta varten kerättyä **Gonyostomum semen**-järvien aineistoa on verrattu myös aikaisempiin ruotsalaisiin tutkimuksiin. Tässä vertailussa havaittiin lähinnä kokonaisfosforin ja värin olevan tämän tutkimuksen **Gonyostomum semen**-järvissä vastaavia ruotsalaisia järviä korkeampia. Eron oletettiin aiheutuvan tämän tutkimuksen aineiston järvien luonnostaan suuremmasta väristä ja fosforipitoisuudesta sillä myös järvissä, joissa **Gonyostomum semen** ei esiintynyt, pitoisuudet olivat vastaavaa tasoa.

Tämän ja ruotsalaisten tutkimusten järvien **Gonyostomum semen** tiheyksien perusteella levälle optimi väri olisi 100-150 mgPt/l ja kokonaisfosforipitoisuus >20 µgP/l, joskin suurehkoja tiheyksiä on Ruotsissa tavattu myös väriarvoltaan selvästi pienemmissä (n. 20-30) vesissä. **Gonyostomum semen** voi suurina tiheyksinä esiintyessään dominoida voimakkaasti järven planktista perustuotantoa ja biomassat voivat olla selvästi eutrofisille järville tyypillisiä fosforipitoisuuden ollessa vain mesotrofiseksi luokitellulla tasolla.

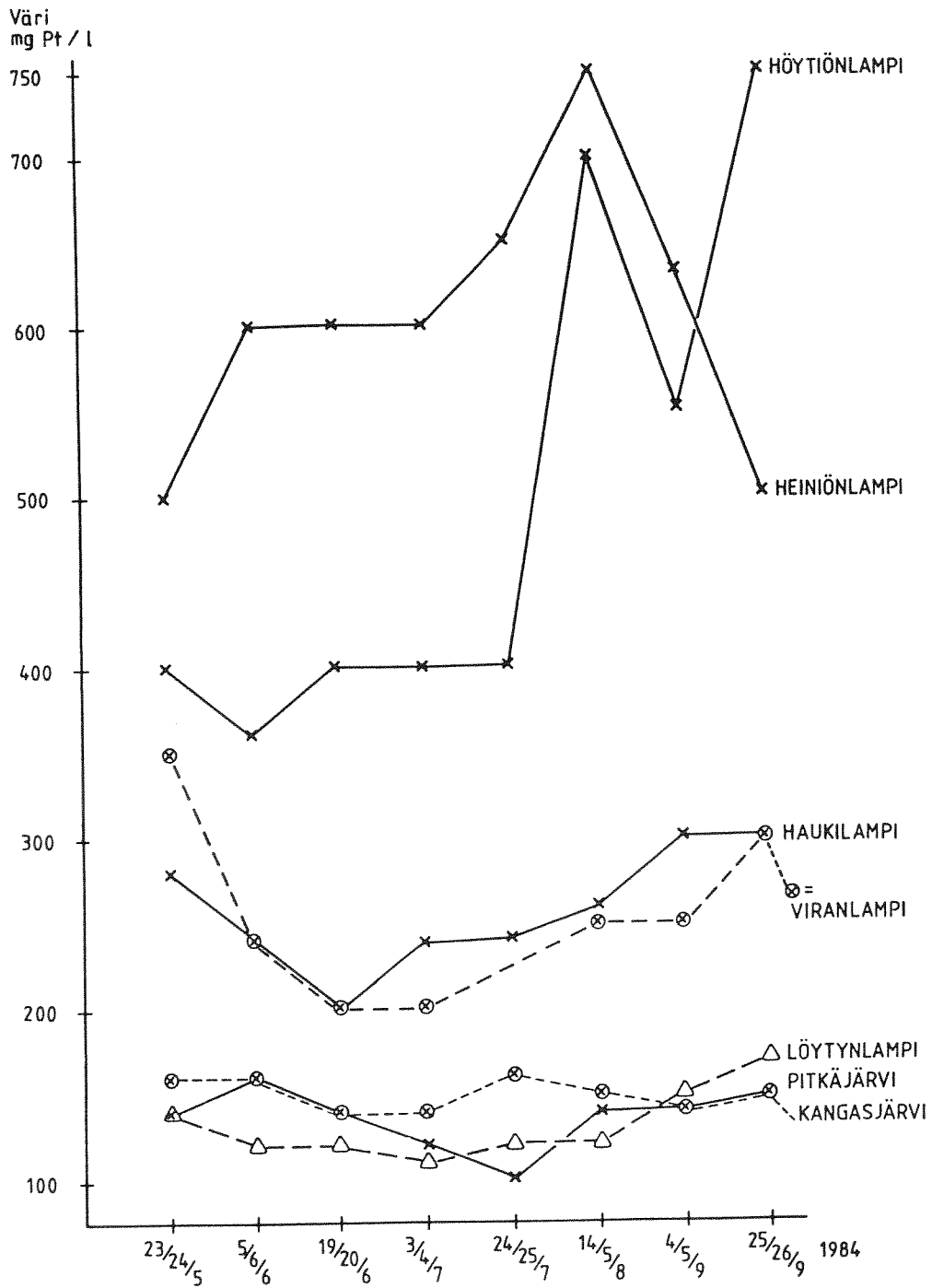
Gonyostomum semen-levän esiintymisen ei voida katsoa olevan nykyisten tietojen perusteella suorassa syy-seuraus suhteessa turvetuotantoon. Vähäravinteisiin vesiin johdettuna voivat turvetuotannon kuten myös metsä- ja suo-ojitusten vedet kuitenkin tämänhetkisen tietämyksen mukaan kohottaa vesien ravinnepitoisuuksia, jotka näin muuttuvat lajin esiintymiselle otollisemmiksi.

KIRJALLISUUS

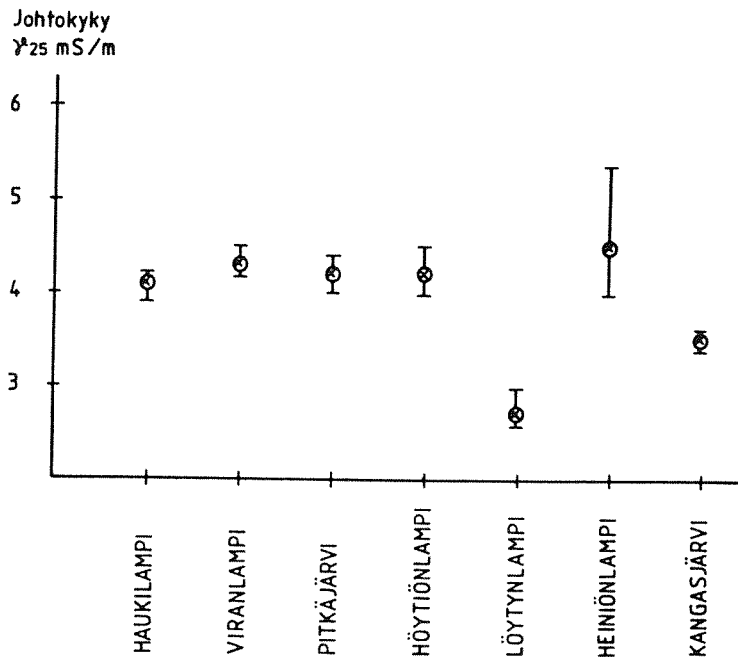
- Heywood, P. 1973: Nutritional studies on the chloromonadophyceae: **Vacuolaria virescens** and **Gonyostomum semen**. - J. Phycol. 9: 156-159.
- Hutchinson, G.E 1967: A Treatise on limnology vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. 1115s. New York.
- Hörnström, E. 1981: Trophic Characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. - Limnologica (Berlin) 13 (2): 249-261.
- Ioriya, T. 1970: Notes on some species of Chloromonadophyceae from Hokkaido, Japan. - Bull. Japanese soc. Phycol 3: 137-141.
- Lehman, J.T. 1976: Ecological and nutritional studies on **Dinobryon Ehrenb**: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. - Limnol. Oceanogr 21: 646-650
- Lindmark, G. 1984: Lilla Galtsjön - en återställd idyll i Blekinges försurningsargade natur. - Blekinges Natur 1984. 32-47.
- Nordforsk 1980: Monitoring of inland waters. OECD Eutrophication programme. The Nordic Project. - Secretariat of environmental sciences publication 2.
- Nygaard, G. 1977: New or interesting plankton algae. - K. Danske vidensk selsk, Biol Skr 21 (1): 1-107 (Ref. Rosen 1981).
- Pennanen, V. 1975: Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. In: Povoledo, D. & Golterman, H.L. (Eds.) Proc.int.meet. Humic Substances, Nieuwersluis 1972, Wageningen.
- Pennanen, V. 1980: Humusfraktioidet Hakojärvisä v. 1975. Lisensiaattityö. Helsingin yliopisto Limnologian laitos. Moniste. 68 s.
- Prescott, G.W. 1954: How to know the freshwater algae. - 211s. Dubuque, Iowa.
- Rosen, G. 1981: Tusen sjöar. Växtplanktons miljökrav. - Statens naturvårdsverk. Rapporter. - 119s. Stockholm
- Sallantausta, T. 1983: Turvetuotannon vesistökuormitus. - Helsingin yliopisto Limnologian laitos. Sarja D:29.
- Shapiro, J. 1967. Yellow organic acids of lake water: differences in their composition and behaviour. In: Golterman, H.L. & Clymo, R.S. (Eds.): Chemical environment in the aquatic habitat. Proc. of an I.B.P. symposium Amsterdam and Nieuwersluis 1966. Amsterdam.
- Sörensen, I. 1954: **Gonyostomum semen** (Ehrenb.) Diesing., en vattenorganism av teoretiskt och praktiskt intresse. - Svensk Faunistisk Revy 2. 1-6
- Van Den Avyle, M.J., Allard, D.W. Dreier, T. M., (Lark, W.) 1982: Effects of diel phytoplankton migrations on chlorophyll a vertical profiles in a Central Texas Pond. - Texas journal of science 34 (1) 69-78.
- Wetzel, R.G. 1983: Limnology. 767 p. Philadelphia.



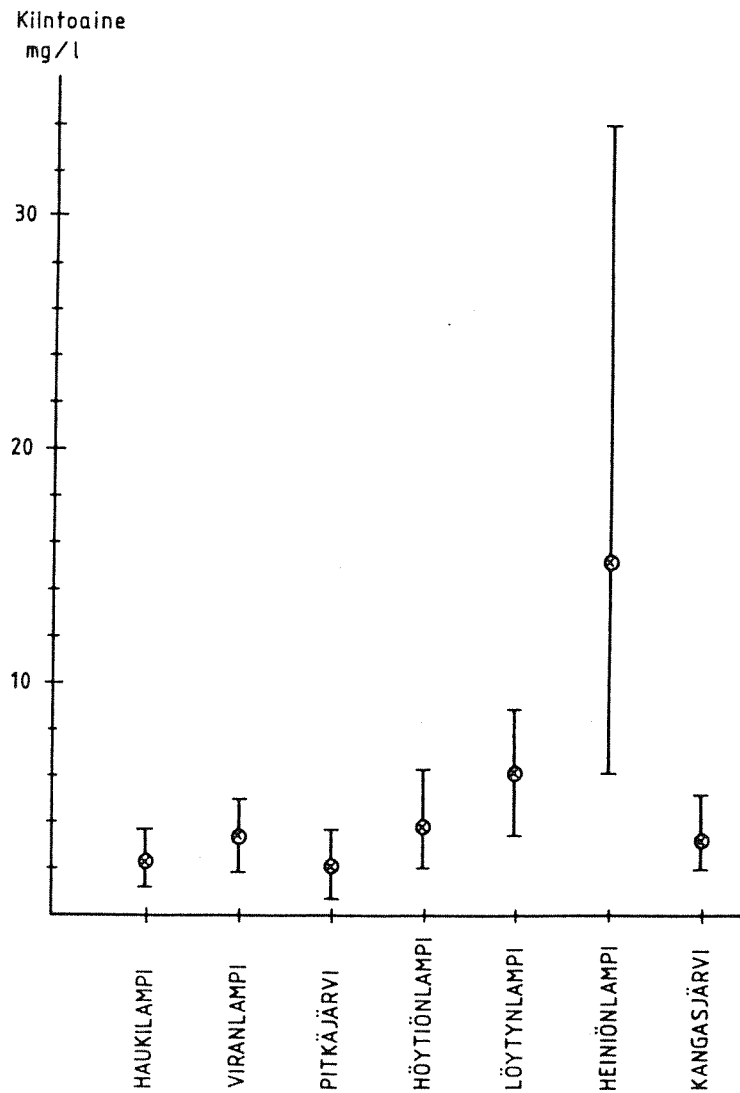
pH:n vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



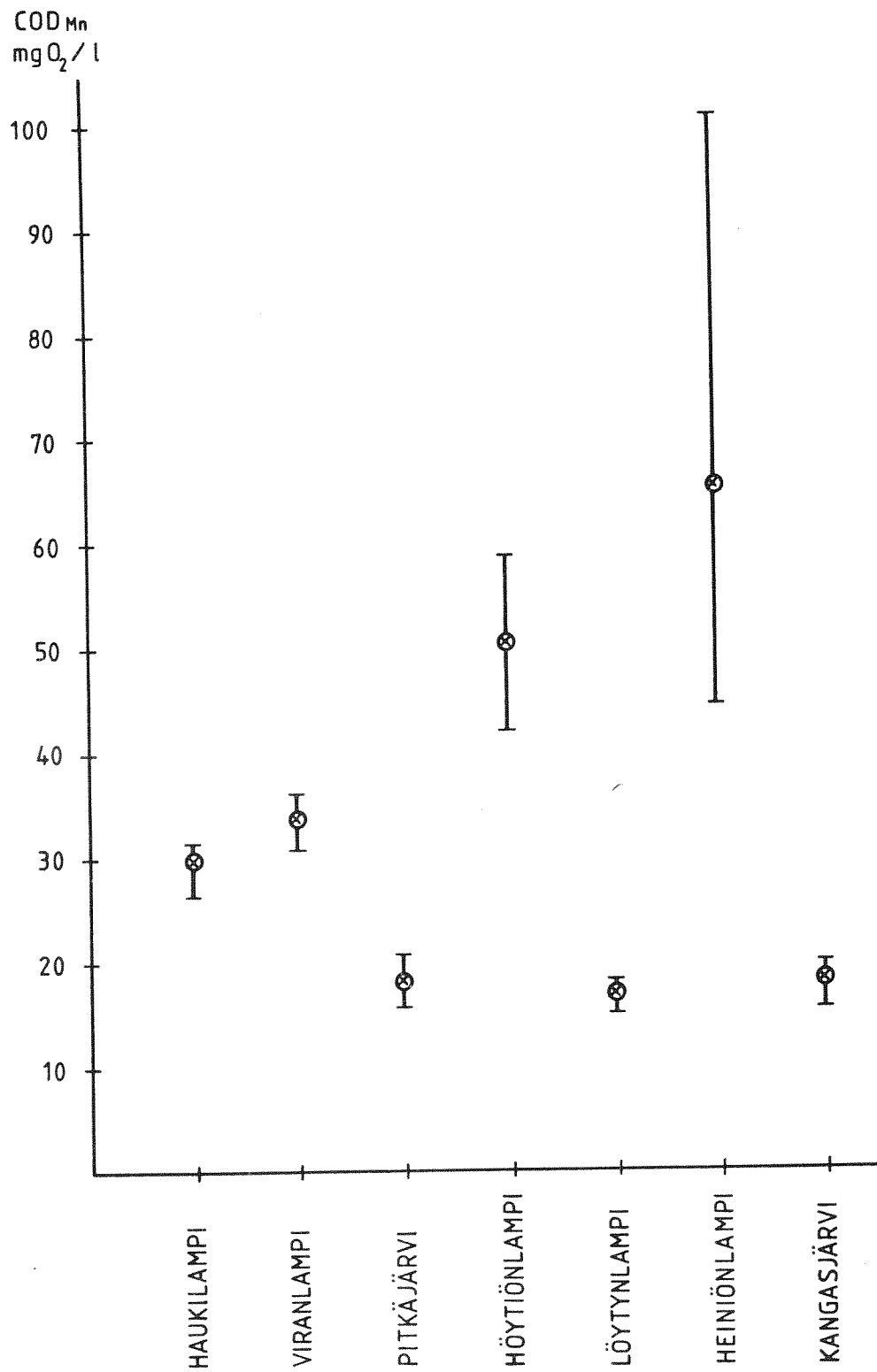
Väriin vaihtelu Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



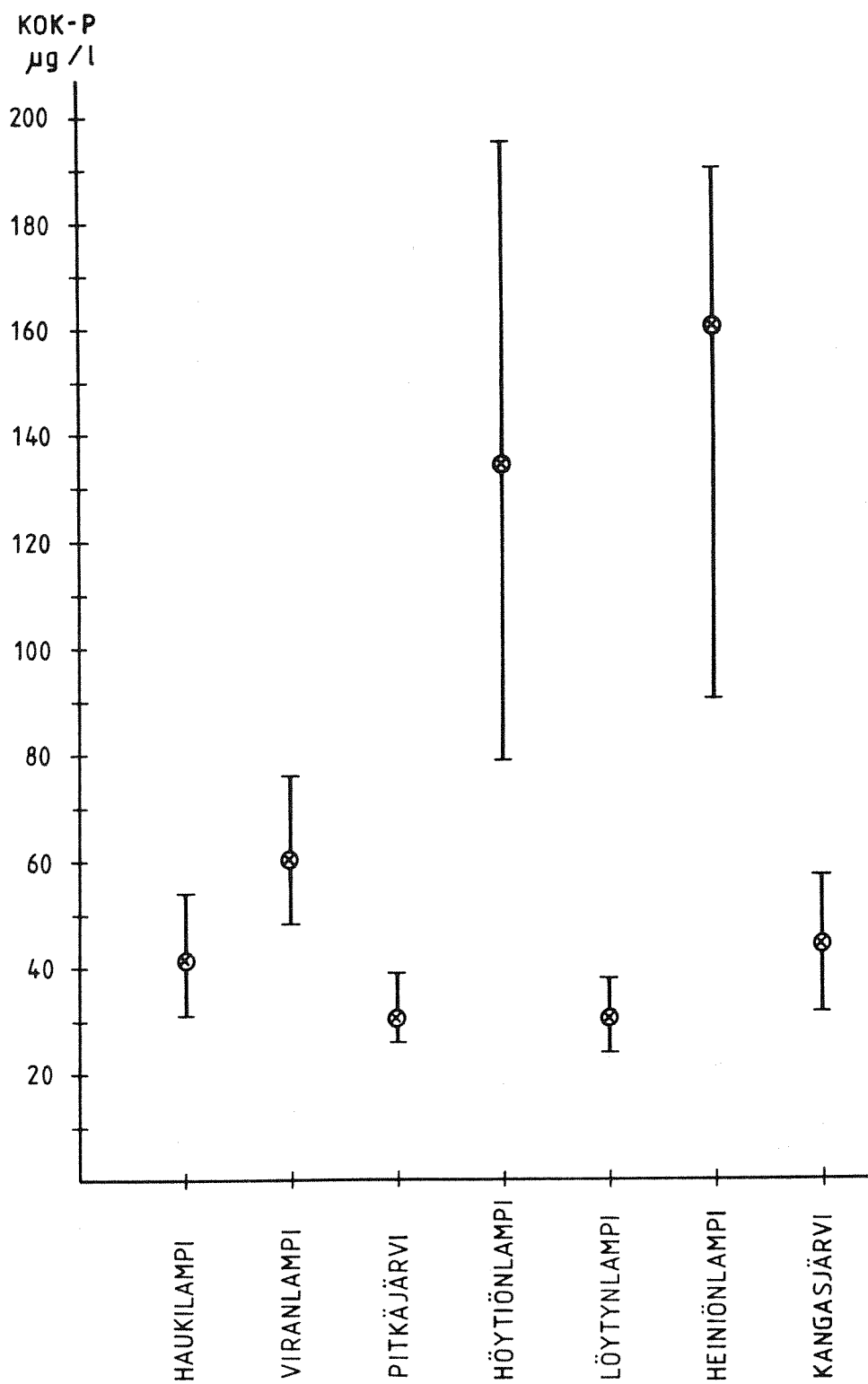
Johtokyvyn vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



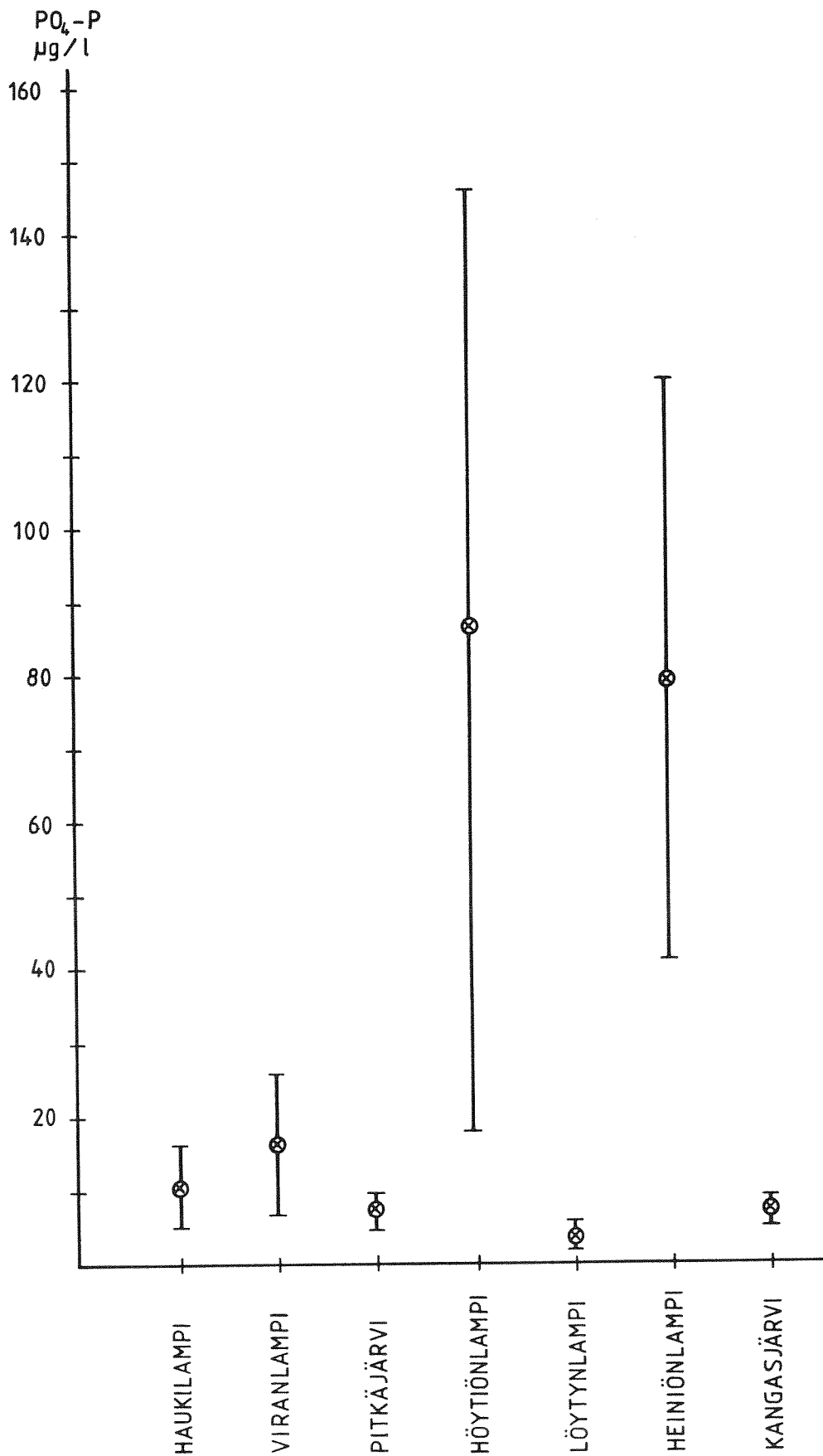
Kiintoaineen keskiarvot ja vaihtelu Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



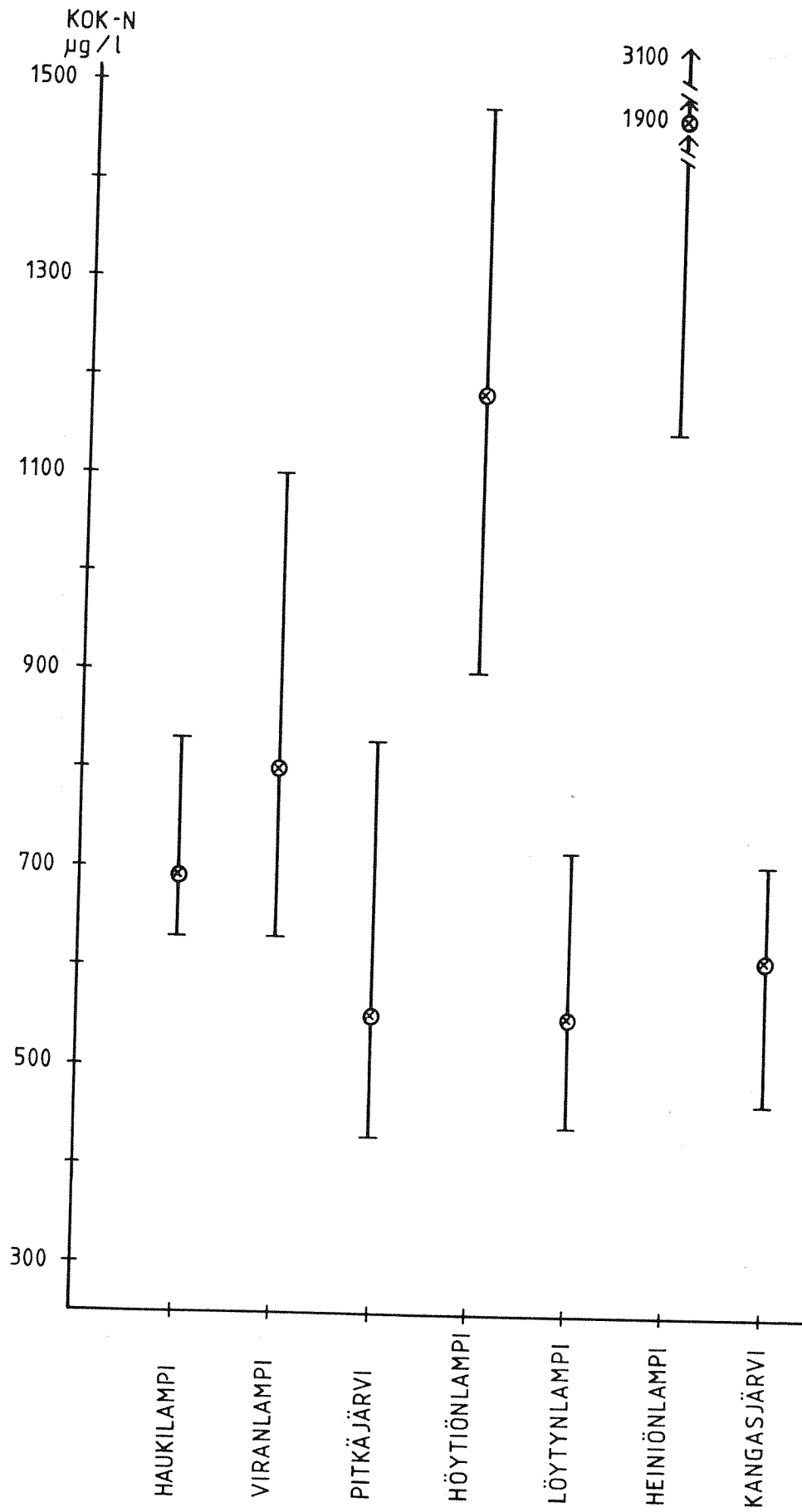
Kemiallisen hapenkulutuksen keskiarvot ja vaihtelu Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



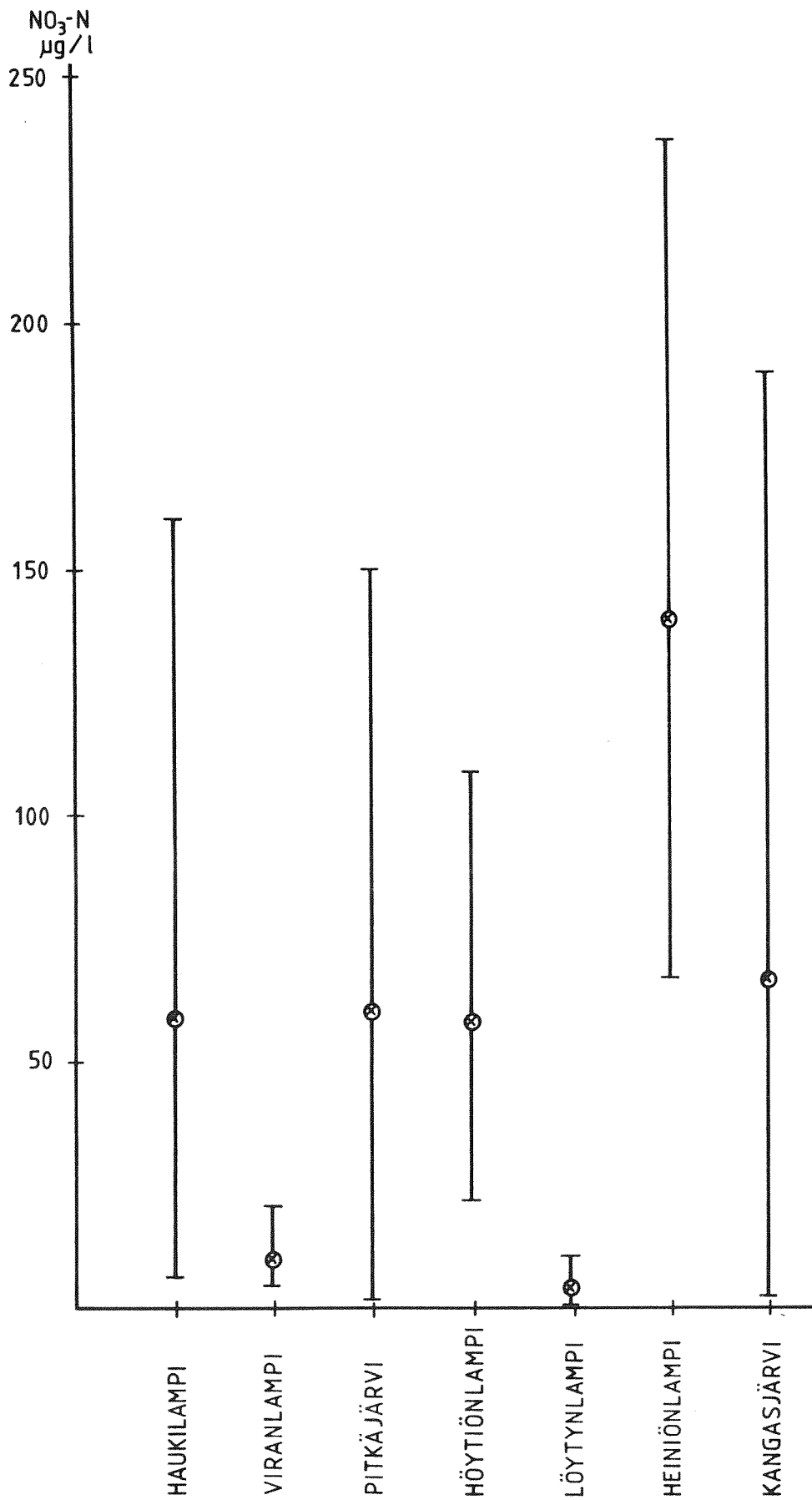
Kokonaisfosforin keskiarvot ja vaihtelu Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



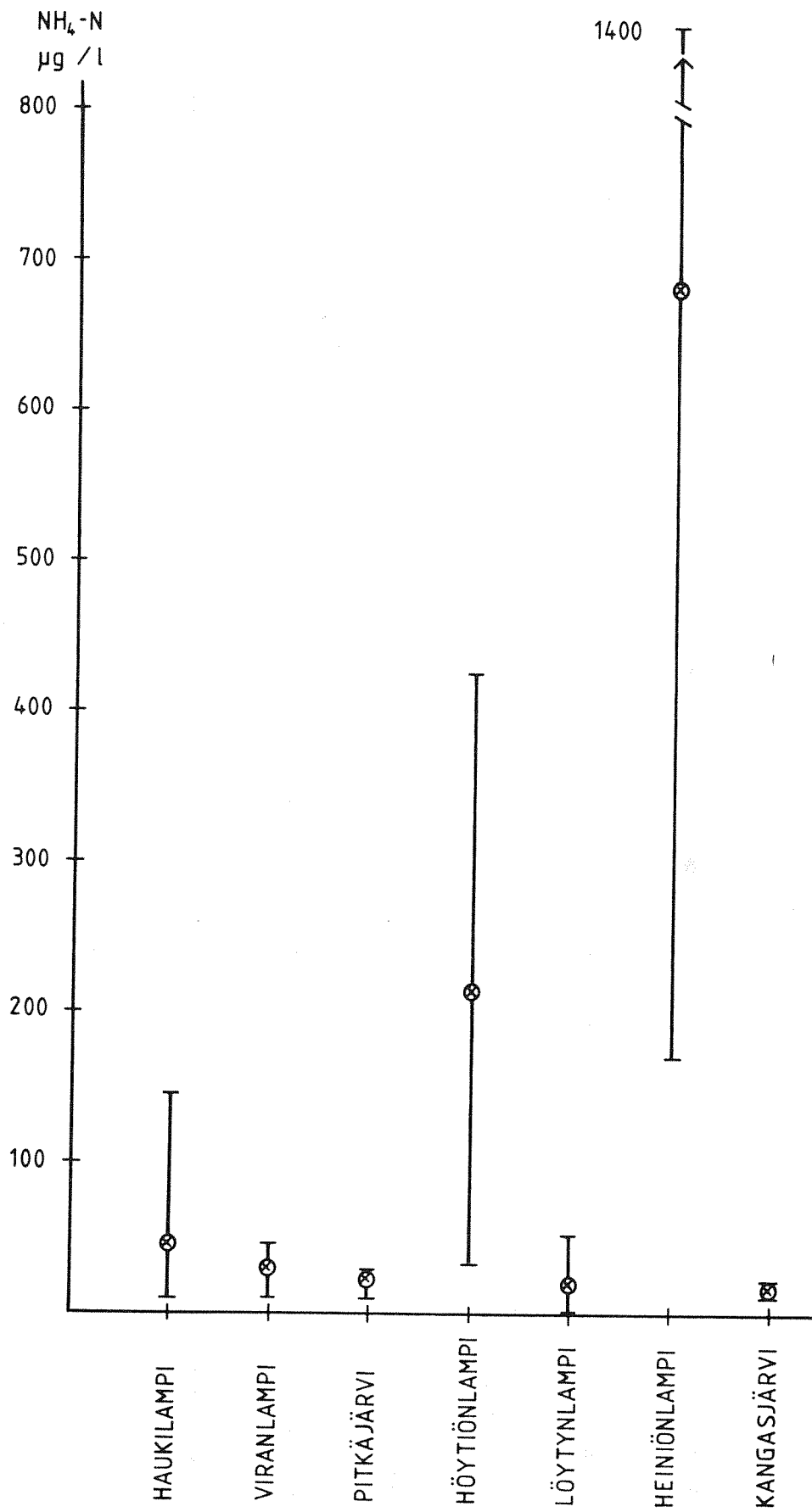
Fosfaattifosforin vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



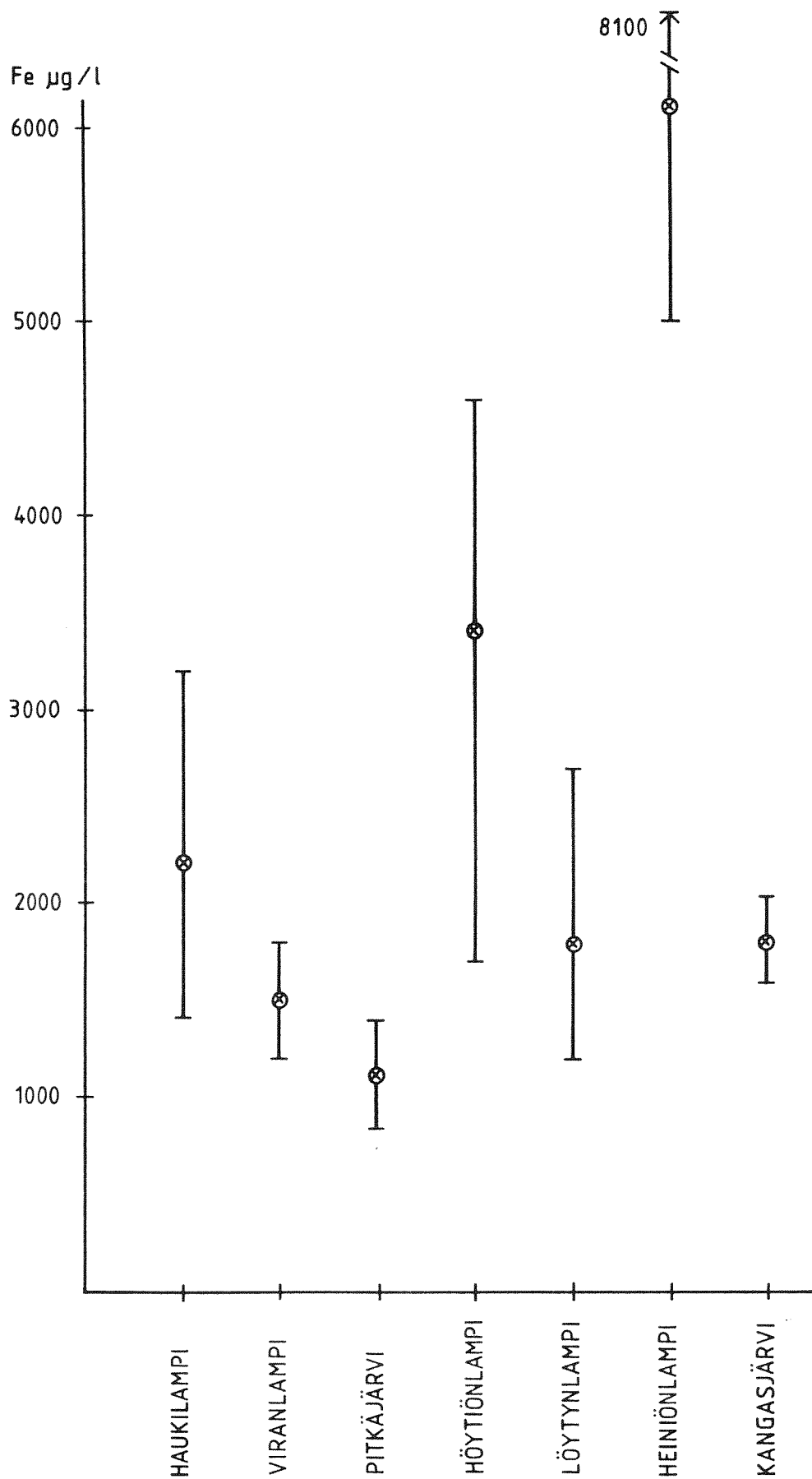
Kokonaistypen vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



Nitraattitypen vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



Ammoniumtyypen vaihtelu ja keskiarvot Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m.



Raudan keskiarvot ja vaihtelu Kangasjärven alueen järvissä ja lammissa. Syvyys 1 m

Kaisa Heikkinen

JOKIVEDEN JA TURVETUOTANTOALUEIDEN VALUMAVESIEN HUMUKSEN
OMINAISUUKSISTA JA VESISTÖVAIKUTUKSISTA KIIMINKIJOEN
VALUMA-ALUEELLA

S I S Ä L L Y S L U E T T E L O

| | Sivu |
|---|------|
| 1 JOHDANTO | 49 |
| 2 ORGAANISTEN AINEIDEN LUOKITTELU JA KÄYTETYT LYHENTEET | 49 |
| 3 TUTKIMUSALUE | 50 |
| 3.1 Yleistä | 50 |
| 3.2 Havaintopaikat | 52 |
| 4 AINEISTO JA MENETELMÄT | 53 |
| 4.1 Aineisto | 53 |
| 4.2 Näytteiden otto ja säilytys | 53 |
| 4.3 Menetelmät | 53 |
| 5 TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU | 56 |
| 5.1 Orgaanisten aineiden kokonaispitoisuudet | 56 |
| 5.11 Vesistöhavainnot | 56 |
| 5.12 Menetelmien vertailua | 64 |
| 5.13 Turvesoiden kuormitus | 67 |
| 5.2 Humuksen laatu | 69 |
| 5.12 Humus- ja fulvohapot | 69 |
| 5.22 Geelisuodatusfraktiot | 71 |
| 5.3 Humus ja rauta | 75 |
| 5.4 Humus ja fosfori | 84 |
| 5.5 Vaikutus happitalouteen | 88 |
| 6 TIIVISTELMÄ | 90 |
| KIRJALLISUUS | 93 |

1 J O H D A N T O

Jokiekosysteemien energiatalous riippuu maalta huuhtoutuvien orgaanisten aineiden määrästä ja laadusta. Näistä partikkeli-kokoluokan materiaalin ominaisuudet vaikuttavat pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen ja myös kolloidikokoisen sekä liunneen osan merkitys energiataloudessa on luultavasti aikaisemmin oletettua suurempi. Viimeksimainituista suurin osa on humusaineita, jotka vaikuttavat erilaisten kompleksinmuodostusreaktioiden kautta myös vesien ravinnekiertoihin. Tätäkin kautta orgaaniset aineet määräävät vesien laatua ja ekosysteemien toimintaa.

Kaikki maankäyttömuodot, jotka muuttavat maalta jokiin luontaisesti huuhtoutuvien orgaanisten aineiden määrää ja laatua, voivat myös muuttaa jokiekosysteemien rakennetta. Vaikutuksia voi ilmetä monella tasolla. Valuma-alueiden orgaanisten aineiden luontainen vuodenaikaisvaihtelu, samoin kuin sen vaikutukset jokielistöön ovat maassamme vielä selvittämättä. Tämä vaikeuttaa eri maankäyttömuotojen kokonaisvaikutusten arviointia.

Tämä tutkimus suoritettiin Kiiminkijoen valuma-alueella, Pohjois-Suomessa. Suuri, rakentamaton jokivesistö ja laajat suot muodostavat ainutlaatuisen kokonaisuuden koko Euroopassa. Joki on yksi maassamme suojeltaviksi tarkoitetuista vesistöistä ja kuuluu ns. Project Aqua-luetteluun polyhumoosisena jokivesistönä. Tähän mennessä lähes kolmannes valuma-alueesta on metsäojitettu ja myös turvetuotanto alueella on lisääntymässä.

Tarkoituksena oli selvittää orgaanisten aineiden laatua ja pitoisuuksia eräiden Kiiminkijoen valuma-alueen turvetuotantosoiden ja yhden luonnontilaisen suon valumavesissä sekä joessa turvetuotannon kuormitusalueella. Tavoitteeksi otettiin myös orgaanisista aineista eri menetelmillä saatavien tulosten vertailu. Vesihallinnossa yleisesti käytettyjen menetelmien ohella määritettiin liuennut ja partikkelimainen orgaaninen hiili, fluoresenssi sekä humusaineiden määrä. Pyrkimyksenä oli myös selvittää orgaanisten aineiden yhteyttä raudan ja fosforin esiintymiseen tutkimusalueella.

2 O R G A A N I S T E N A I N E I D E N L U O K I T T E L U J A
K Ä Y T E T Y T L Y H E N T E E T

Jokiveden orgaaniset aineet (TOM) koostuvat partikkelimaisista (POM) ja liukoisista (DOM) aineista. Niiden hiilipitoisuuksista puhuttaessa käytetään lyhenteitä TOC, POC ja DOC. Partikkelimaisien ja liukoisten orgaanisten aineiden välillä ei ole selvää rajaa, mutta useimmiten ne kuitenkin käytännön syistä erotetaan toisistaan 0,45 µm:n suodatinpaperilla (esim. Wangersky 1975). Elävän materiaalin osuus POM:sta vaihtelee. 'Liukoinen' osa sisältää myös kolloideja sekä mahdollisesti myös pieniä partikkeleita.

Orgaaninen aines jaetaan myös humusaineisiin sekä ei-humusmaisiiin aineisiin (Schnitzer ja Khan 1972, Stevenson 1982). Humusaineita ovat suhteellisen suurimolekyyliset, kemialliselta rakenteeltaan monimutkaiset, ruskeat tai keltaiset orgaaniset aineet, jotka ovat syntyneet sekundaaristen synteessireaktioiden tuloksena. Niitä eivät ole biokemiallisesti luokiteltavissa olevat yhdisteet eivätkä vielä tunnistettavissa olevat kasvi- ja eläinsolukkojen jäännökset. Maassa termi humus käsittää kaikki maan orgaaniset aineet (Stevenson 1982) ja veden humus on määritelty maan humuksesta vedeen uuttuvaksi fraktioksi (Gjessing 1976). Humusaineet muodostavat yleensä suurimman osan DOM:sta vedessä, kun taas muita biokemiallisia yhdisteitä on yleensä hyvin pieniä määriä (Josefsson 1973).

Humusaineet jaetaan emäs- ja happoliukoisuutensa mukaan kolmeen ryhmään (mm. Black ja Christman 1963a, Schnitzer ja Khan 1972): humushappoihin (HA), fulvohappoihin (FA) sekä humiiniin. HA:n saostuessa happamassa liuoksessa FA pysyy liukoisena. Molemmat liukenevat emäksiin, kun taas humiini ei liukene. HA:sta voidaan erottaa hymatomelaniinihappojen ryhmä alkoholiuutoksella. Humusaineiden eri ryhmät ovat rakenteellisesti samankaltaisia, mutta muun muassa molekyyllipaino ja ns. funktionaalisten ryhmien kööstumus vaihtelevat (Schnitzer ja Khan 1972).

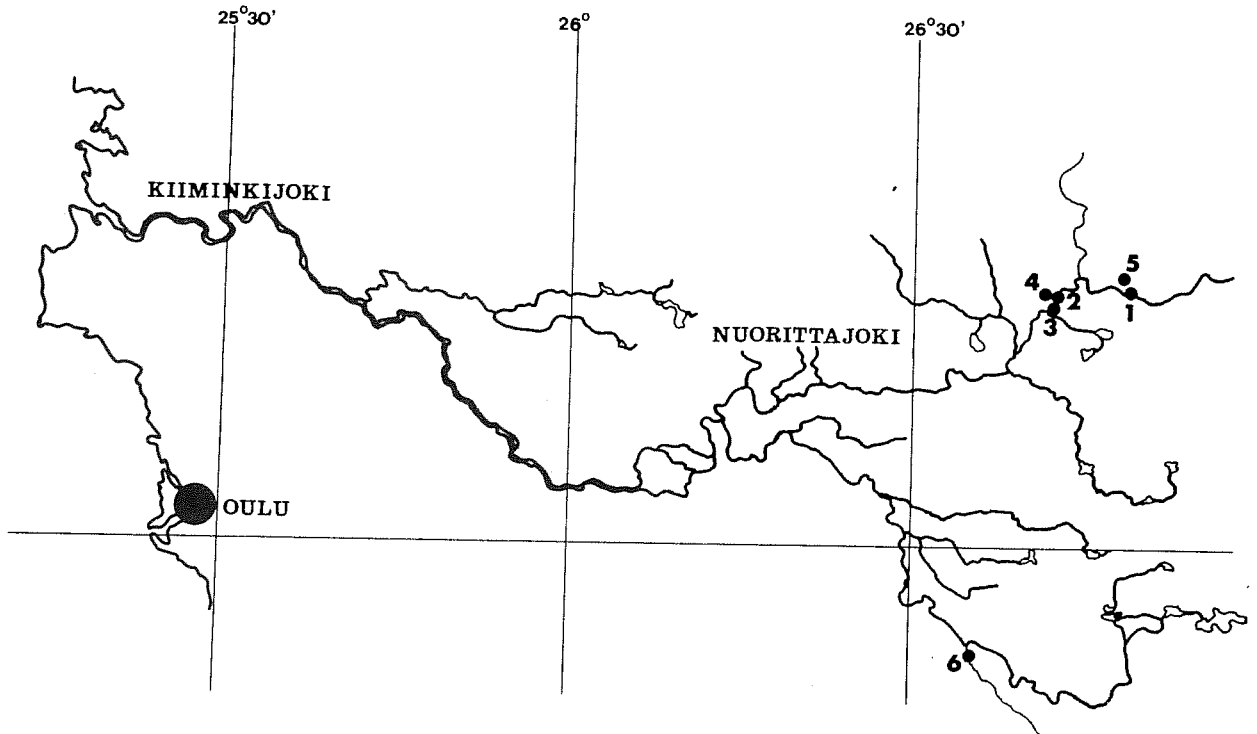
Eräs yleisesti käytetty tapa jakaa veden liukoinen humus homogeenisempiin ryhmiin on geelisuodatus. Tällä humuksesta voidaan erottaa keskimäärin eri molekyyllipainoluokkaa olevia fraktioita. Pennanen (1980) on jakanut nämä ns. kolloidifraktioksi (f_1), väli-fraktioksi (f_0) sekä liuenneeksi fraktioksi (f_2). Tässä tutkimuksessa on tulosten vertailtavuuden vuoksi käytetty samoja nimityksiä. Liuenneesta fraktiosta on tässä lisäksi erotettu pienimolekyyllipainoisin f_3 . Fraktioiden välillä ei ole selvää rajaa ja niiden erottumiseen vaikuttavat suuresti menetelmälliset seikat (Gjessing 1976, Aho ja Lehto 1984). Tässä tutkimuksessa käytetyllä geelillä erottuva f_1 on fraktioista homogeenisin ja se on rinnastettu humushappoihin¹ (Pennanen 1980), kun taas f_0 ja f_2 ovat jo huomattavasti heterogeenisempia (Aho ja Lehto 1984).

3 T U T K I M U S A L U E

3.1 YLEISTÄ

Kiiminkijoki alkaa Puolangalta Kivarinjärvestä 150 m meren pinnan yläpuolelta ja laskee Perämereen noin 20 km Oulun pohjoispuolella. Joen pituus on noin 160 km, valuma-alueen pinta-ala 3660 km² ja järvisyys 3,4 %. Suurimmassa sivujoessa, Nuorittajoessa, vastaavat luvut ovat 72 km, 1085 km² ja 2,1 %. Järvet ovat pieniä ja sijaitsevat joen latvoilla (Vesihallitus 1977). Kevättulvat alueella ovat voimakkaita.

Sademäärä alueella oli vuosina 1931-1960 keskimäärin 550 mm. Tästä haihtuu noin kolmannes, joten vesistöön kohdistuvaksi valunnaksi tulee noin 370 mm (Vesihallitus 1977).



Kuva 1. Tutkimuksen havaintopaikat (1 = Nuorittajoki, Määtänpäri, 2 = Nuorittajoki, Vittasuon alapuoli, 3 = Nuorittajoki, Vittasuon ja Jauhosuon alapuoli, 4 = Jauhosuon mittapato, 5 = Vittasuon mittapato, 6 = Keihäsoja).

Alue kuuluu Pohjanmaan aapasuoalueeseen (Ruuhijärvi 1960) soiden osuuden ollessa 50-60 % (Ilvessalo 1960). Varsinkin Nuorittajoen alueella soita on runsaasti. Maaperässä vallitsevat moreeni ja turve (Koutaniemi 1982).

Kiiminkijoki on toistaiseksi säilynyt suhteellisen luonnontilaisena. Joki kuuluu ns. Project Aqua-vesiin, jotka on esitetty suojeltaviksi mm. tutkimusta varten. Vesistöön kohdistuvasta kuormituksesta 95-98 % tulee hajakuormituksena. Tämä, samoin kuin kokonaiskuormituskin ovat selvästi pienemmät kuin koko maan keskiarvot. Huomattavan osan hajakuormituksesta aiheuttaa metsäojitus (Vesihallitus 1977). Myös metsälannoituksella on vesistöä rehevöittävä vaikutusta. Jokivarren vähäinen teollisuus ei saattavasti vaikuta veden laatuun ja myös asutuksen merkitys tässä suhteessa on vähäinen.

Vuonna 1980 valuma-alueesta oli metsäojitettua 25 % ja suurin osa uudisojituksista on tähän mennessä suoritettu. Tulevaisuudessa toimenpiteiden pääpaino kohdistuu ojitettujen alueiden kunnostukseen mm. ojien perkauksin. Näiden toimenpiteiden vaikutukset veden laatuun lienevät samaa luokkaa kuin uudisojitusten (Hynninen 1981).

Turpeen käyttö Pohjois-Pohjanmaalla lisääntyy 1980-luvulla voimakkaasti (Pohjois-Pohjanmaan Seutukaavaliitto 1983). Todennäköisesti turvetuotanto myös Kiiminkijoen valuma-alueella laajenee, koska suurin osa alueen soista on edullisella etäisyydellä Oulusta (Hynninen 1981). Oulun vesipiirin mukaan valuma-alueelta oli vuonna 1984 varattu turvetuotantoon $38,7 \text{ km}^2$ eli $1,08 \%$ ja jo tuotannossa oli $8,4 \text{ km}^2$ eli $0,24 \%$. Tuotannon painopiste oli Nuorittajoen valuma-alueella, mistä varauksia oli tehty $1,94 \%$.

3.2 HAVAINTOPAIKAT

Tutkimuksen havaintopaikat olivat seuraavat (Kuva 1):

Jauhosuon turvetuotantoalue

Näyte otettiin Jauhosuon turvetuotantoalueen laskeutusaltaasta lähtevästä vedestä mittapadon kohdalta. Turvetuotantoalue ojitettiin v. 1975 ja on ollut tuotannossa vuodesta 1978 lähtien. Alueen pinta-ala on 115 ha , josta on tuotantoaluetta 98 ha . Suo lienee alunperin ollut lyhytkortista nevaa. Turve on luokiteltu rahkasaraturpeeksi. Kentän ojakehitys on $0,5 \text{ o/oo}$. Laskeutusallas alueelle rakennettiin v. 1982, sen pinta-ala on 1800 km^2 ja tilavuus 2320 m^3 . Tuottajan mukaan kaikki alueen vedet laskevat jokeen altaan kautta. Altaasta on tyhjennetty lietettä 220 m^3 vuodessa. Alue oli tätä tutkimusta tehtäessä palaturvetuotannossa.

Vittasuon turvetuotantoalue

Näyte otettiin alueen isommasta laskeutusaltaasta lähtevästä vedestä mittapadon kohdalta. Turvetuotantoalue ojitettiin v. 1977. Vuosi 1982 on tähän mennessä ollut ainoa alueen tuotantovuosi. Tällöin tuotettiin jyrshinturvetta. Alueen pinta-ala on 152 ha , josta tuotantokelpoista 133 ha . Suo lienee alunperin ollut lyhytkortista nevaa. Turve on luokiteltu sararahkaturpeeksi. Ojien kehitys alueella on $1,2 \text{ o/oo}$. Alueelle rakennettiin v. 1982 laskeutusallas (pinta-ala 3120 km^2 , tilavuus 5430 m^3 , valuma-alue 132 ha) ja vuonna 1983 toinen allas (pinta-ala 848 m^2 , tilavuus 1463 m^3 , valuma-alue 33 ha). Alue ei ollut tuotannossa tämän tutkimuksen aikana.

Keihäsoja

Ojan valuma-alue on järvetön ja ojittamaton. Alueen pinta-ala on $14,1 \text{ km}^2$, josta suota 71% , kangasmaata 28% ja peltoa 1% . Keihäsojan yläosa on perattu v. 1958, jolloin Keihäslampi kuivui. Näytteet otettiin ojan suulta.

Määtänperä

Paikka sijaitsee Nuorittajoessa noin 8 km Jauhosuon laskuojan ja noin 1 km Vittasuon laskuojan yläpuolella. Yläpuolella ei ole turvetuotantoalueita. Näytteet otettiin jokiuoman keskikohdalta.

Vittasuon alapuoli

Paikka sijaitsee Nuorittajoessa noin 7 km Vittasuon alapuolella ja noin 50 m Jauhosuon laskuojan yläpuolella. Näytteet otettiin uoman keskikohdalta.

Vitta- ja Jauhosuon alapuoli

Paikka sijaitsee Nuorittajoessa noin kilometrin Jauhosuon laskuöjan alapuolella. Näytteet otettiin uoman keskikohdalta.

4 A I N E I S T O J A M E N E T E L M Ä T

4.1 AINEISTO

Näytteitä otettiin 31.7., 13.8., 27.8., 10.9., 2.10., 15.10. ja 30.10.1984. Niistä määritettiin väri, fluoresenssi, POC ja DOC. Humus- ja fulvohappojen osuudet mitattiin eristetyistä humuksesta 31.7., 27.8. ja 2.10. sekä konsentraateista 13.8. ja 10.9.1984. Humus fraktioitiin geelisuodatuksella 13.8., 10.9. ja 15.10.1984, jolloin fraktioista mitattiin väri, kokonaisfosfori, kokonaisrauta, fluoresenssi ja 10.9. sekä 15.10. myös orgaaninen hiili. Oulun vesipiirin vesitoimistossa näytteistä määritettiin lisäksi happi, väri, COD_{Mn}, kokonaistyyppi, nitriitti-, nitraatti- ja ammoniumtyppi, kokonaisfosfori, ortofosfaatti, kokonaisrauta sekä gravimetrisesti orgaanisten aineiden kokonaismäärä ja orgaaninen kiintoainne. Myös mittapatojen vedenkorkeustiedot saatiin vesipiiristä.

4.2 NÄYTTEIDEN OTTO JA SÄILYTYS

Ojavesinäytteet otettiin leveäsuisella muoviastialla ja joki-näytteet Ruttner-näytteenottimella. Humusaineiden eristystä varten näytteet otettiin lasi-, muuten muovipulloihin. Kylmahuoneessa säilytettyjen näytteiden analysointi aloitettiin seuraavana päivänä. Geelisuodatus tapahtui viimeistään 4 vuorokauden kuluttua näytteenotosta ja sitä varten näytteet säilytettiin suodatettuina. Fluoresenssin mittaamista varten osa näytteestä siirrettiin hapolla pestyyn lasipulloon, joka peitettiin alumiinifoliolla. Mittaus tehtiin viimeistään 2 viikon kuluttua. POC-suodatukset tehtiin näytteenottoa seuraavana päivänä ja suodatinpaperit pakastettiin. DOC-näytteet säilytettiin kylmahuoneessa ilman säilöntäaineita. Hiilet määritettiin viimeistään 3 viikon kuluttua näytteenotosta.

4.3 MENETELMÄT

a) Orgaaninen hiili

Orgaaninen hiili mitattiin Salosen (1979) menetelmällä Unicarbohiilianalysointilaitteella Oulangan biologisella asemalla. Kukin tässä esitetty tulos on viiden saman suuruusluokan tuloksen keskiarvo.

b) Fluoresenssi ja humusaineiden määrä

Fluoresenssi mitattiin Perkin Elmer Model 512-fluoresenssispektrofotometrillä käyttäen 1 cm:n kvartsikyvettiä. Laitteessa on ksenonlamppu. Säätöön käytettiin kiniinisulfaattia 0,1-N rikkihapossa. Lukemat mitattiin aallonpituuksilla 315/425, 365/460 ja 335/425 nm. Näytteet laimennettiin 20-kertaisesti juuri ennen mittausta. Fluoresenssiarvoista laskettiin humusaineiden määrä käyttäen standardina valuma-alueen eräästä ojasta aiemmin Mantoura ja Rileyn (1975) menetelmällä eristettyä humusta. Saman periaatteen mukaisesti

humusaineita ovat mitanneet myös Almgren ym. (1975) ja Sundholm ym. (1981).

c) Väri

Väri mitattiin Hitachi Model 100-49-spektrofotometrillä aallonpituudella 420 nm, mistä lukemasta vähennettiin 720 nm:llä saatu sameuslukema.

d) Humus- ja fulvohapot

Humusaineet eristettiin suodatetusta (Whatman GF/C) vedestä Amberlite XAD-2 hartsilla (Mantoura ja Riley 1975). Uuttamiseen käytettiin 0,2-N NaOH:ta. Humushapot saostettiin säätämällä liuoksen pH 1:een suolahapolla, kuten ovat tehneet mm. Wershaw ja Pincney (1973) sekä Weber ja Wilson (1975). Näytteiden annettiin seisoa seuraavaan päivään, jotta HA:n saostuminen olisi täydellistä (Chalupa 1963). HA ja FA erotettiin toisistaan sentrifugoimalla, HA liuotettiin uudelleen emäkseen ja liuoksista määritettiin orgaaninen hiili. Ennen fluoresenssin mittausta HA vielä puhdistettiin kerran saostamalla ja liuottamalla. Fluoresenssimittauksia varten näytteiden pH säädettiin alueelle 6-7 ja mittaus suoritettiin aallonpituudella 315/425 nm. Näillä pH:n vaikutus fluoresenssilukemaan on Kiiminkijoen vedessä ollut vähäinen (Heikkinen 1984). Määritykset konsentraateista tehtiin kuten eristetyillä humusaineilla ja määrät mitattiin hiilenä.

e) Geelisuodatus

Juuri ennen fraktiointia ojavedet konsentroitiin 7- ja jokivedet 10-kertaisesti vakuumissa 35-40°C:ssa, jotta fraktioiden analysointi olisi mahdollista. Konsentraateista poistettiin niihin muodostunut pieni sakka Whatman GF/C-lasikuitusuodatinpaperilla. Fraktioinnissa käytettiin geeliä Sephadex G-100 sekä pylvästä 2,6/40 cm. Ajoliuoksena oli tislattu vesi. Ennen fraktiointeja patsasta huuhdeltiin tislattulla vedellä noin 2 vuorokautta tasapainon saavuttamiseksi ja geelin puhdistamiseksi orgaanisesta hiilestä. Konsentraattia suodatuksessa käytettiin 5 ml. Eluution virtausnopeus 0,5 ml/min säädettiin peristalttisella pumpulla. Fraktioita (9ml) kerättiin, kunnes vettä oli eluoitunut 225-270 ml. Nämä yhdistettiin värin perusteella ennen analyysyä keskimäärin 27 ml:n fraktioiksi. Näistä fraktioista mitattiin väri spektrofotometrillä (420nm), kokonaisfosfori vesihallituksen menetelmällä, rauta AAS:llä, fluoresenssi aallonpituudella 315/425 nm ja orgaaninen hiili Salosen (1979) menetelmällä. Tislattun veden pienet hiilipitoisuudet huomioitiin tulosten käsittelyssä. Konsentraateista suodatinpaperille pidättynyt rauta määritettiin liuottamalla se kiehuvalle 7-molaarisella typpihapolla ja mittaamalla AAS:llä laimennetusta liuoksesta.

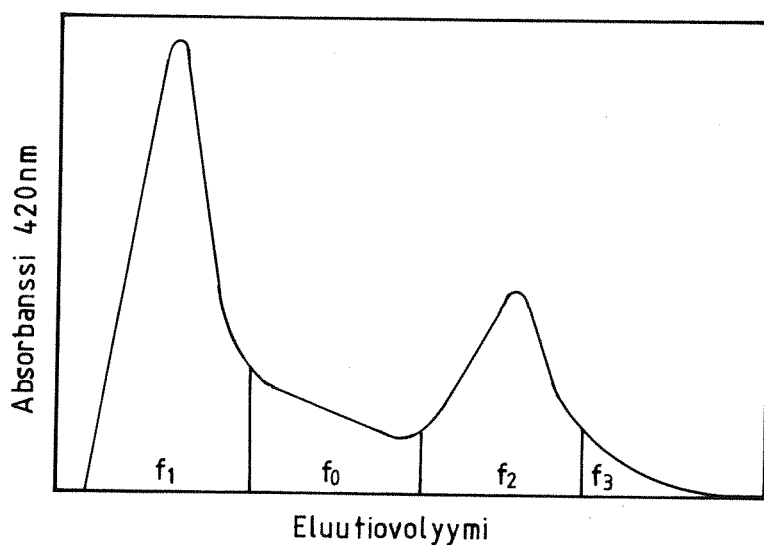
f) Muut vesianalyysit

Vesianalyysit tehtiin vesihallinnossa käytettyjen menetelmien mukaisesti (Vesihallitus 1981).

g) Tilastolliset ja muut laskennalliset menetelmät

Geelisuodatusfraktioiden pitoisuudet tulosten tarkastelua varten saatiin seuraavasti (Kuva 2):

$$f_1 = \frac{\sum_{i=2}^7 A_i \cdot V}{\sum_{i=2}^7 A_i \cdot V} \quad (1)$$



Kuva 2. Fraktioiden muodostaminen värin eluutioprofiilin perusteella.

$$f_0 = \sum_{i=8}^{14} A_i V \quad (2)$$

$$f_2 = \sum_{i=15}^{17} A_i V \quad (3)$$

$$f_3 = \sum_{i=18}^{26} A_i V \quad (4)$$

ja 15.10.

$$f_3 = \sum_{i=18}^{33} A_i V \quad (5)$$

missä A_i = osafraktion konsentraatio
 V^i = osafraktion tilavuus

Fraktiointisaalis R_0 laskettiin seuraavasti:

$$R_0 = f_1 + f_0 + f_2 + f_3$$

Geelifraktioiden ominaisuuksia sekä veden laadun muuttujien keskinäisiä riippuvuuksia tutkittiin korrelaatio- ja regressioanalyysillä.

5. T U L O K S E T J A N I I D E N T A R K A S T E L U

5.1 ORGAANISTEN AINEIDEN KOKONAISPITOISUUDET

5.11 V e s i s t ö h a v a i n n o t

Vesissä oli orgaanisia aineita keskimäärin 41,8–62,4 mg/l (taulukko 4). Jokivesien kokonaishiilipitoisuudet (taulukko 1) ja COD_{Mn}:n arvot (taulukko 4) olivat samaa tasoa useimmista Pohjanmaan^{Mn} joista esitettyjen (Wartiovaara 1978) kanssa.

Taulukko 1. Orgaanisen hiilen keskimääräiset pitoisuudet tutkimusalueella.

| Havaintopaikka | Liukoinen hiili | | | Partikkelimainen hiili | | | Kokonaishiili | | |
|-----------------------|-----------------|-----|---|------------------------|-----|---|---------------|-----|---|
| | mg/l | | | mg/l | | | mg/l | | |
| | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n |
| Määtänperä | 16,5 | 3,8 | 7 | 2,3 | 0,5 | 7 | 18,7 | 4,1 | 7 |
| Vittasuon alapuoli | 16,3 | 3,8 | 7 | 2,3 | 0,8 | 7 | 19,1 | 5,5 | 7 |
| Jauho- ja Vittas.alap | 16,5 | 3,5 | 7 | 2,3 | 0,9 | 7 | 18,8 | 4,3 | 7 |
| Jauhosuon mittapato | 20,3 | 4,7 | 7 | 3,6 | 1,4 | 7 | 23,9 | 5,8 | 7 |
| Vittasuon mittapato | 16,0 | 3,0 | 7 | 2,8 | 0,8 | 7 | 18,8 | 3,5 | 7 |
| Keihäsoja | 20,4 | 3,8 | 7 | 2,0 | 0,7 | 7 | 22,4 | 3,8 | 7 |

Taulukko 2. Keskimääräiset humusaineiden pitoisuudet tutkimusalueella.

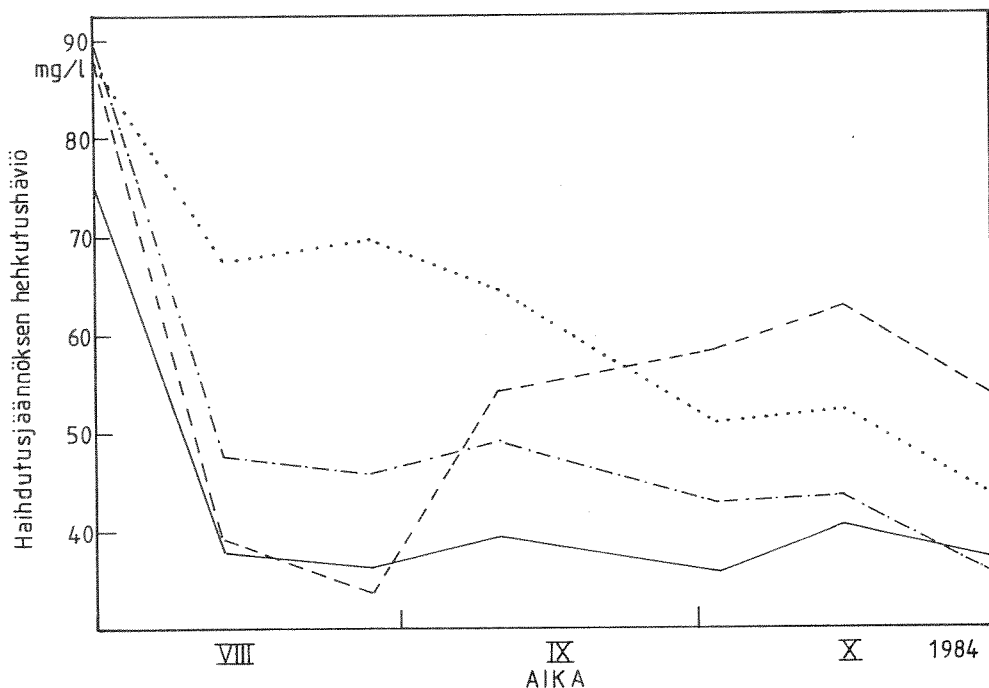
| Havaintopaikka | 315/425 nm | | | 365/460 nm | | | 335/425 nm | | |
|-------------------------|------------|------|---|------------|------|---|------------|------|---|
| | mg/l | | | mg/l | | | mg/l | | |
| | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n |
| Määtänperä | 29,5 | 7,2 | 7 | 30,3 | 8,2 | 7 | 34,7 | 8,3 | 6 |
| Vittasuon alapuoli | 30,3 | 7,1 | 7 | 31,0 | 7,3 | 7 | 33,9 | 7,8 | 7 |
| Vitta- ja Jauhosa.alap. | 30,3 | 7,0 | 7 | 31,7 | 6,9 | 7 | 34,3 | 7,5 | 7 |
| Jauhosuon mittapato | 53,6 | 16,3 | 7 | 50,7 | 14,0 | 7 | 58,3 | 16,8 | 7 |
| Vittasuon mittapato | 33,7 | 8,3 | 7 | 33,9 | 8,1 | 7 | 37,5 | 9,6 | 7 |
| Keihäsoja | 30,3 | 6,4 | 7 | 33,7 | 8,2 | 7 | 34,3 | 8,2 | 7 |

Taulukko 3. Veden värin keskiarvot tutkimusalueella.

| Havaintopaikka | Spektrofotometri | | | | | | Komparaattori | | |
|-----------------------|------------------|-----|---|------------|-----|---|---------------|-----|---|
| | Alkuperäinen | | | Suodatettu | | | mg Pt/l | | |
| | mg Pt/l | | | mg Pt/l | | | | | |
| | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n |
| Määtänperä | 359 | 72 | 7 | 278 | 62 | 7 | 206 | 44 | 7 |
| Vittasuon alapuoli | 405 | 171 | 7 | 290 | 73 | 7 | 207 | 50 | 7 |
| Vitta- ja Jauhos.alap | 374 | 89 | 7 | 280 | 65 | 7 | 210 | 47 | 7 |
| Jauhosuon mittapato | 648 | 281 | 7 | 453 | 152 | 7 | 304 | 180 | 7 |
| Vittasuon mittapato | 525 | 221 | 7 | 458 | 127 | 7 | 314 | 145 | 7 |
| Keihäsoja | 498 | 94 | 7 | 415 | 95 | 7 | 297 | 55 | 7 |

Taulukko 4. Kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Mn}) ja haihdutusjäännöksen hehkutushäviön sekä orgaanisen kiintoaineen keskiarvot tutkimusalueella.

| Havaintopaikka | COD_{Mn} mg/10 ₂ | | | Haihdutusjäännök- sen hehkutushäviö mg/l | | | Orgaaninen kiintoaines mg/l | | |
|------------------------|----------------------------------|-----|---|--|------|---|-----------------------------------|-----|---|
| | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n | \bar{x} | s | n |
| Määtänperä | 19,1 | 2,4 | 6 | 43,0 | 14,1 | 7 | 3,1 | 1,3 | 6 |
| Vittasuon alapuoli | 22,1 | 6,0 | 6 | 45,6 | 15,3 | 7 | 2,4 | 1,3 | 6 |
| Vitta- ja Jauhos.alap. | 20,5 | 3,8 | 6 | 41,8 | 5,7 | 7 | 2,5 | 1,0 | 6 |
| Jauhosuon mittapato | 30,1 | 7,4 | 6 | 62,4 | 14,8 | 7 | 4,6 | 1,7 | 6 |
| Vittasuon mittapato | 21,2 | 2,2 | 6 | 50,4 | 17,4 | 7 | 4,3 | 2,4 | 6 |
| Keihäsoja | 32,6 | 9,3 | 7 | 53,1 | 12,6 | 7 | 2,0 | 1,1 | 6 |



Kuva 3. Orgaanisten aineiden kokonaispitoisuus Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.

Turvetuotannossa olleen Jauhosuon valumaveden orgaanisten aineiden kokonaispitoisuus (kuva 3), TOC-pitoisuus (kuva 4) sekä COD_{Mn} (kuva 9) olivat yleensä selvästi joesta mitattuja suurempia. Myös Vittasuoalla COD_{Mn} -arvot olivat jonkin verran suurempia kuin joessa, mutta hiilipitoisuuksissa ei sen sijaan ollut selviä eroja. Keihäsojassa TOC:n ja COD_{Mn} :n arvot olivat kesällä ajoittain jopa pienempiä kuin joessa, mutta kohosivat voimakkaasti syksyllä ollen lokakuussa suurimmat havaintoaineistossa. Erot turvesoiden valumavesien ja jokiveden pitoisuuksissa vähenivät syksyä kohden.

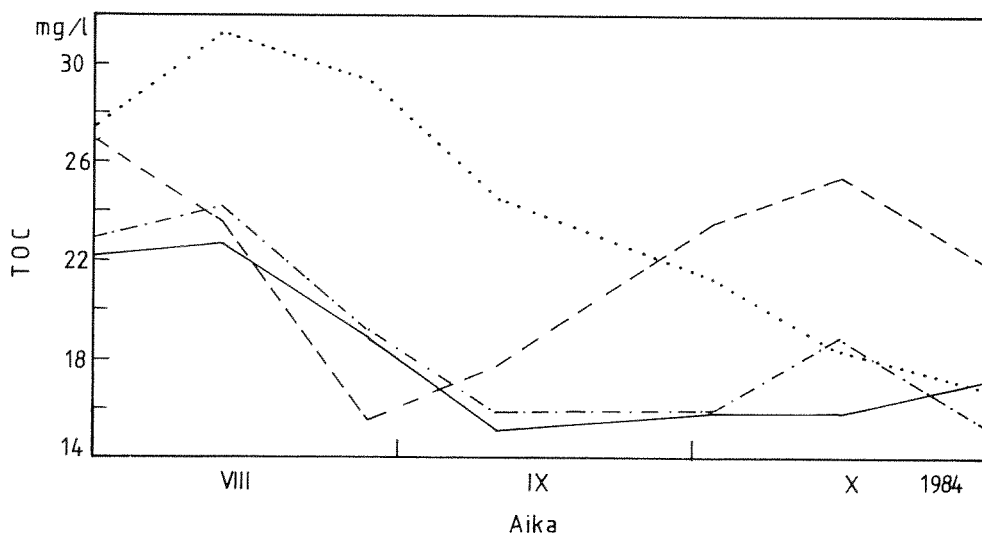
Tässä tutkimuksessa 'liukoisia' orgaanisia aineita mitattiin DOC:n, humusaineiden ja myös suodatetun värin avulla. Näytteistä suodatuksen jälkeen mitattu väri kuvaa tarkimmin humusaineista aiheutuvaa väriä, joskin suodatinpaperi voi pidättää myös osan kolloidikokoisista humusaineista. Väriä voimistaa myös veden suuri rautapitoisuus.

Suurin osa, 85-91 %, Nuorittajoen sekä tutkittujen ojien veden orgaanisesta kokonaishiilestä oli 'liukoista' (taulukko 1). Sama tulos saatiin Kiiminkijoelta myös aikaisemmin (Heikkinen 1985). Näin on ollut myös muissa jokivesissä (Wetzel ym. 1972, McDowell ja Fisher 1976, Saunders 1976, Moeller ym. 1979). Maailman jokien DOM:n keskiarvoksi on laskettu keskimäärin 10 mg/l (Reuter ja Perdue 1972), josta enintään puolet on hiiltä. Tähän verrattuna Kiiminkijoen DOC-pitoisuudet ovat suuria. Useimmissa tutkituissa jokivesissä onkin liukoista orgaanista hiiltä ollut vähemmän kuin Kiiminkijoessa (ks. mm. Moeller ym. 1979). Humusaineita (taulukko 2) tutkimusalueella oli enemmän kuin mitä vastaavalla menetelmällä on saatu aikaisemmin merestä (Almgren ym. 1975) ja makeista vesistä eri puolilta Suomea (Sundholm ym. 1981).

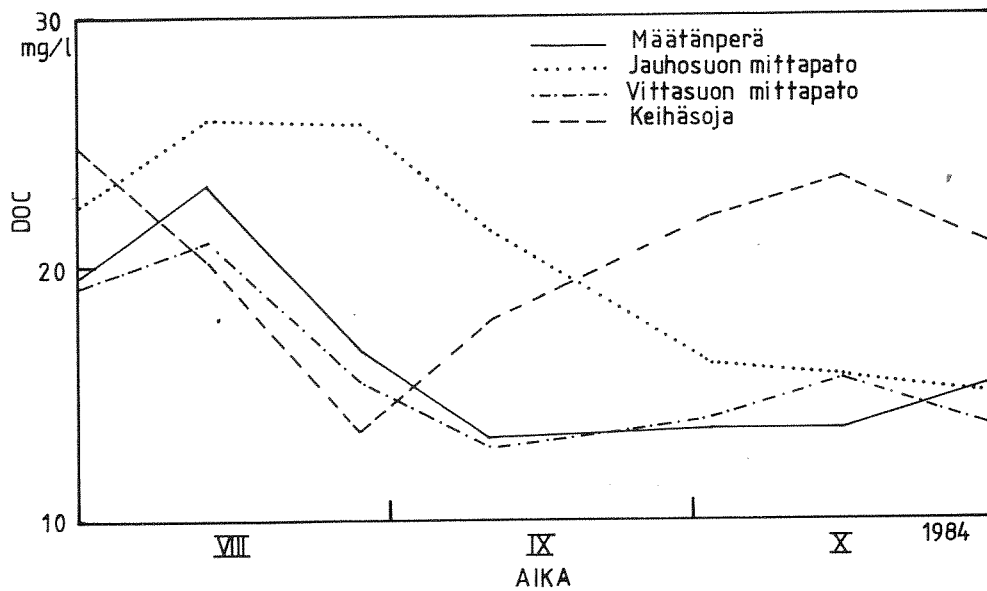
Humusaineiden pitoisuuksien mittauksessa taso vaihteli eri aallonpituuksilla ja menetelmä vaatiikin vielä tarkennuksia mm. käytetyn standardin suhteen. Väri joessa ja ojavesissä (taulukko 3) oli huomattavasti korkeampi kuin Suomen vesille ilmoitettu keskiarvo 91 mgPt/l (Laaksonen 1970).

Myös Jauhosuon DOC:n (kuva 5), humusaineiden (kuva 7) sekä suodatetun värin (kuva 8) arvot olivat yleensä selvästi joesta mitattuja suurempia. Humusaineita ja väriä oli useimmiten joesta mitattua enemmän myös Vittasuolla, kun taas DOC:n arvot olivat lähes samaa luokkaa kuin joessa. Keihäsojassa DOC:n ja humusaineiden pitoisuus samoin kuin suodatettu väri vaihtelivat kuten orgaanisten aineiden kokonaispitoisuus. Erot turvesoiden valumavesien ja jokiveden pitoisuuksien välillä vähenivät syksyllä. Myös muualla (Helsingin yliopisto, limnologian laitos, 1983) on todettu liuenneen COD_{Mn}:n perusteella liukoisten orgaanisten aineiden määrän vähenevän syksyllä turvetuotantoalueiden valumavesissä.

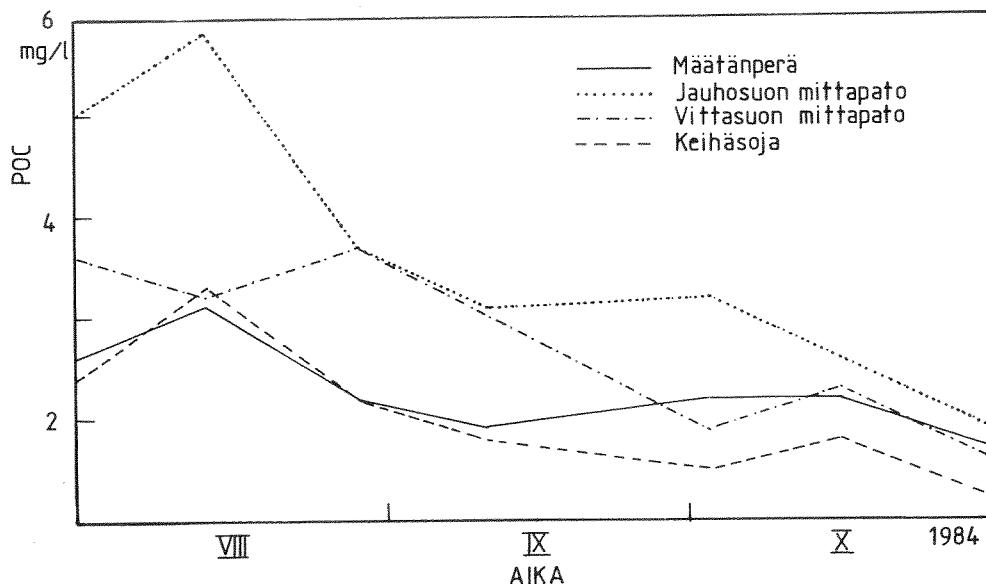
Partikkelimaisten orgaanisten aineiden pitoisuuksia mitattiin hiilen ja kiintoaineen hehkutushäviön avulla. POC käsitti keskimäärin 9-15 % kokonaishiilestä ja orgaaninen kiintoaine 4-9 % orgaanisten aineiden kokonaismäärästä. POM:n arvot Nuorittajoes- sa olivat samaa suuruusluokkaa kuin USA:n joissa (Newbern ym. 1981). Jauhosuolla lähes kaikkina aikoina ja usein myös Vittasuolla oli POC:ta (kuva 6) ja orgaanista kiintoainetta selvästi joesta mitattua enemmän. Keihäsojassa pitoisuudet olivat usein jopa pienempiä kuin joessa. POM:n määräästä saadaan kuitenkin tarkka kuva vain huomattavasti tiheämmällä näytteenotolla (Helsingin yliopisto, limnologian laitos, 1983).



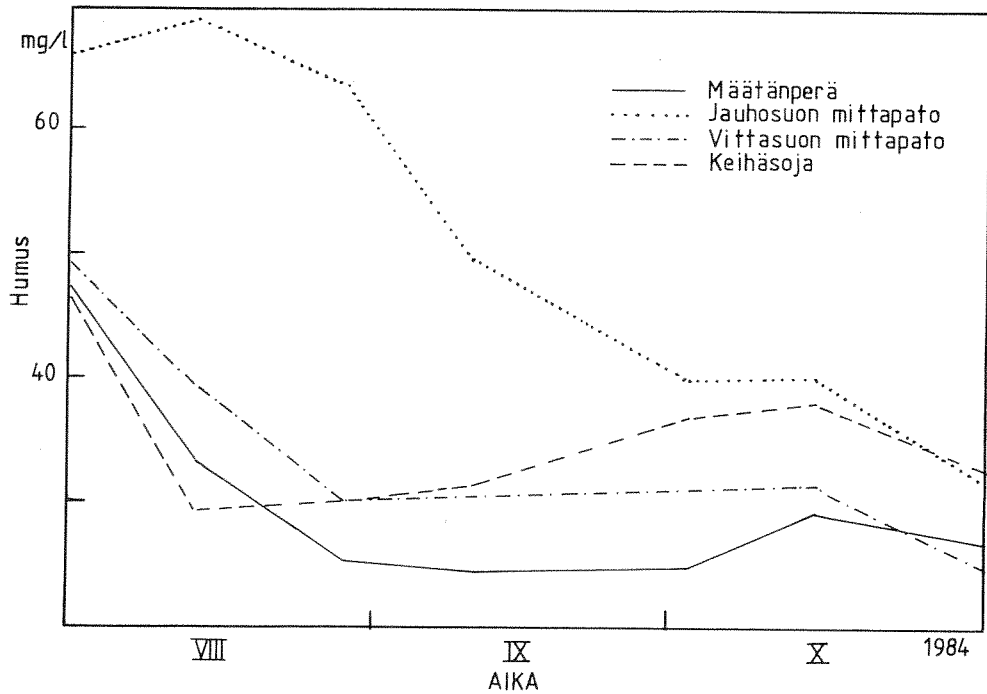
Kuva 4. Orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus Nuorittajoes- sa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotanto- alueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen ver- tailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.



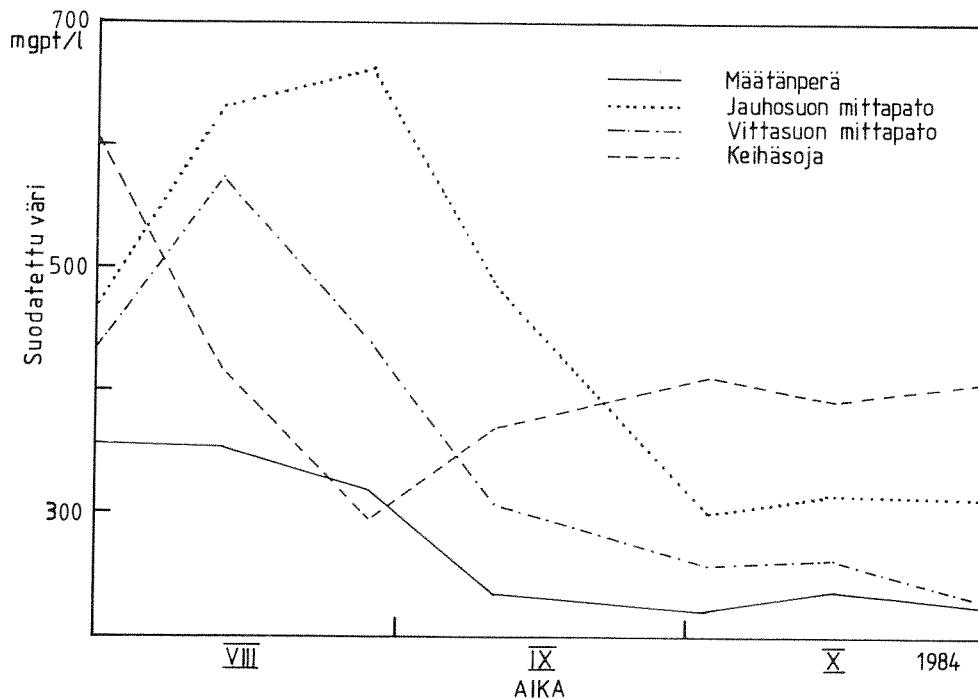
Kuva 5. Liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuus Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.



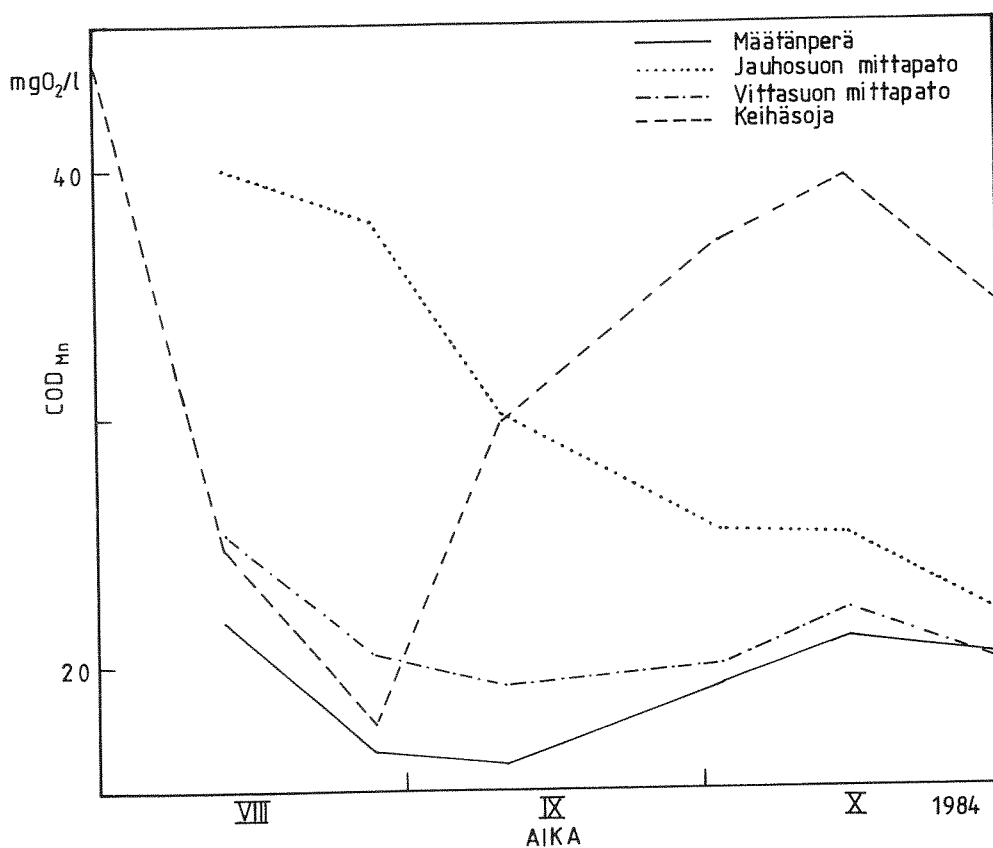
Kuva 6. Partikkelimaisen orgaanisen hiilen (POC) pitoisuus Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.



Kuva 7. Humusaineiden pitoisuus (365/460 nm) Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.



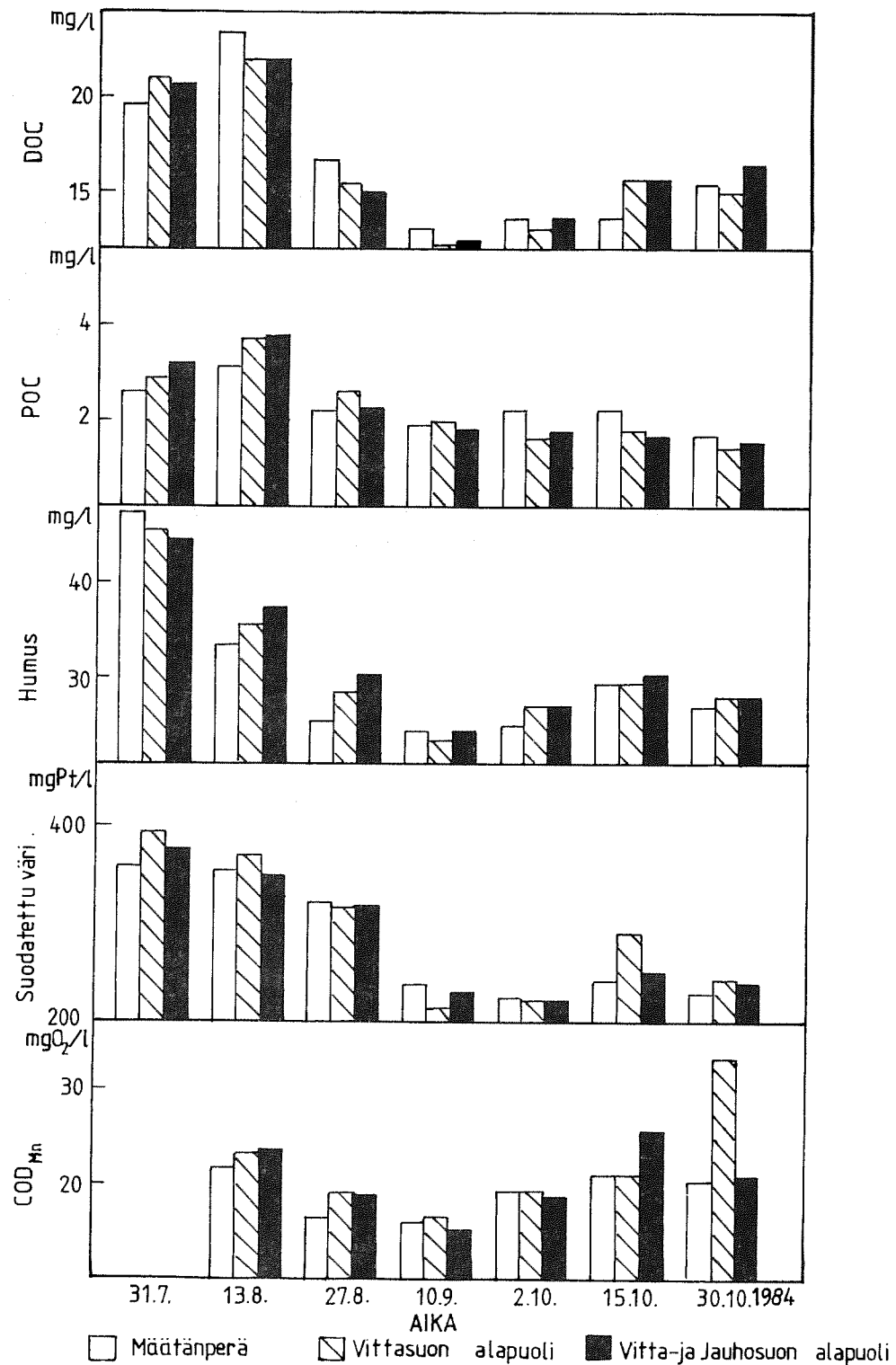
Kuva 8. Suodatettu väri (420 nm) Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.



Kuva 9. Kemiallinen hapen kulutus (COD_{Mn}) Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määttänpäri) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.

Tutkimuksessa ei havaittu selvää orgaanisten aineiden pitoisuuksien kasvua jokivedessä turvesoiden alapuolella, arvot joessa vaihtelivat suuresti (kuva 10).

Kiiminkijoen valuma-alueen eräillä ojitusalueilla suoritetuissa veden laadun tutkimuksissa vuosina 1972–1975 (Hynninen ja Sepponen 1983) todettiin vesien värin tummuvan ojituksen aikana yhdellä suolla ja kaikilla tutkituilla alueilla väri vaaleni selvästi kahden vuoden kuluessa ojituksesta. Voimakasvärisimmän Syväojan (väri ennen ojituksia keskimäärin 480 mgPt/l) veden väri vaaleni lähes Nuorittajoen arvojen tasolle. Myös monet muut tutkijat ovat havainneet ojitusalueiden valumavesien laadun palaavan nopeasti ennalleen tai jopa paremmaksi ojituksen jälkeen (Heikurainen ym. 1978, Kenttämies 1980). Värin vaaleneminen on havaittu myös Norjassa (Braekke 1978). Toisaalta ojituksen aiheuttama muutos valumavesien orgaanisten aineiden pitoisuudessa on liunneen COD_{Mn} :n perusteella todettu vähäiseksi (Helsingin yliopisto, Limnologian laitos 1983). Tässä tutkimuksessa ei ollut käytettävissä tietoja turvesoiden valumavesien laadusta ennen ojituksia. Vesien väri oli kuitenkin hyvin voimakas varsinkin Jauhosuolla verrattuna Nuorittajoen sekä myös aiemmin valuma-alueella tutkittujen ojitusalueiden vesien arvoihin ennen ojituksia (Hynninen ja Sepponen



Kuva 10. Orgaanisten aineiden pitoisuus eri tavoin mitattuna joessa turvesoiden ylä- ja alapuolella tutkimusjakson aikana.

1983). Tässä tutkitut turvetuotantoalueet on perustettu yli 5 vuotta sitten. Todennäköisesti ainakaan Jauhosuon veden värisä ei ole tapahtunut vaalenemista.

Useissa tutkimuksissa on todettu ojitusten voimistavan suoventien valuntaa (mm. Seuna 1981). Tämän vuoksi orgaanisten aineiden huuhtouma voi lisääntyä vaikka pitoisuuksissa ei tapahtuisikaan muutosta. Orgaanisten aineiden kokonaiskuormituksen selvittäminen on tärkeää tarkasteltaessa kuormituksen vaikutuksia jokivesistöissä. Kuormituksesta tämä tutkimus antaa vain viitteellistä tietoa. Kokonaisvaikutuksen arvioinnissa olisi tärkeää myöskin tuntea ne eri tiet, joilla joessa maalta huuhtoutuvat orgaaniset aineet pidättyvät ekosysteemiin sekä missä määrin pidättymistä yleensä tapahtuu. Näin voitaisiin mm. tunnistaa ne eliöryhmät, joiden esiintymiseen kuormituksella on suurin vaikutus.

5.12 Menetelmien vertailua

Lähes kaikkien orgaanisista aineista eri menetelmillä saatujen tulosten väliset positiiviset korrelaatiot olivat tilastollisesti merkitseviä. Korrelaatiokertoimien arvoja esitetään liitteessä 1. Humusaineiden pitoisuudet ja fluoresenssi korreloivat vahvasti värin, TOC:n, DOC:n (kuva 11), orgaanisten aineiden kokonaismäärän sekä COD_{Mn} kanssa. Värin parempi korrelaatio DOC:hen verrattuna humusaineiden määrään johtunee siitä, että humusaineiden määrityksessä tulevat parhaiten mitatuiksi fluoresoivat fulvohapot ja vesissä on myös lähes fluoresoimattomia humushappoja (ks. s. 24). TOC korreloi voimakkaammin DOC:n kuin POC:n kanssa. DOC korreloi selvästi suodatetun värin (kuva 12) sekä COD_{Mn}:n ja TOC COD_{Mn}:n (kuva 13) sekä orgaanisten aineiden kokonaismäärän kanssa. Myös suodatetun värin ja COD_{Mn}:n välillä oli selvä korrelaatio. Samat tulokset värin,

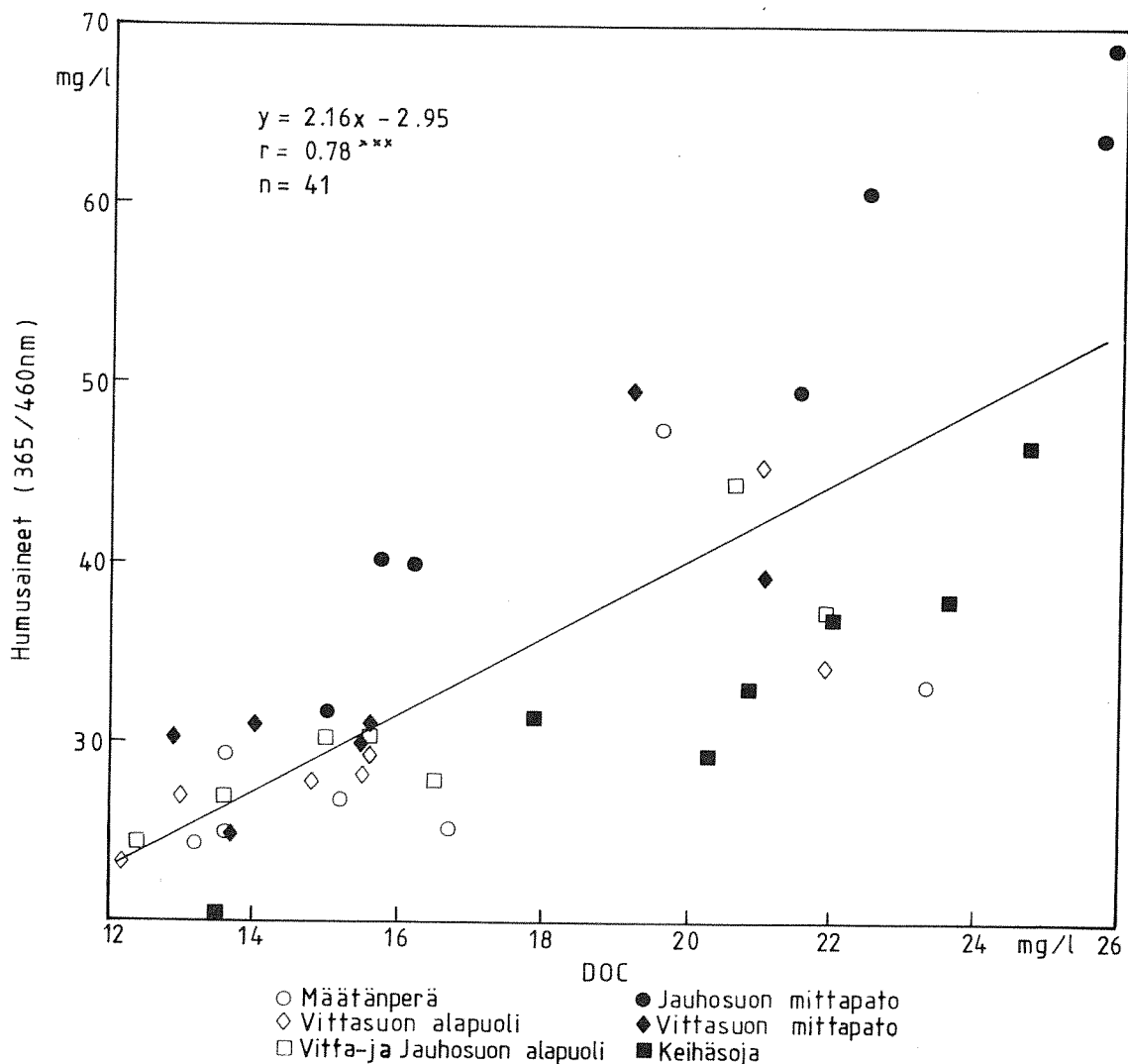
Taulukko 5. Eräiden orgaanisista aineista saatujen tulosten suhteiden keskiarvoja havaintoaineistossa.

| Havaintopaikka | COD _{Mn} /humus 365/460nm | COD _{Mn} /TOC | Suodatettu väri /DOC | Suodatettu väri / humus 365/460nm |
|------------------------------|---------------------------------------|------------------------|-------------------------|---|
| Määtänperä | 0,70 | 1,08 | 16,9 | 9,4 |
| Vittasuon alapuoli | 0,78 | 1,26 | 17,7 | 9,4 |
| Vitta- ja Jauhosuon alapuoli | 0,67 | 1,16 | 17,0 | 8,9 |
| Jauhosuon mittapato | 0,62 | 1,30 | 21,9 | 8,9 |
| Vittasuon mittapato | 0,69 | 1,19 | 22,0 | 10,6 |
| Keihäsoja | 0,96 | 1,43 | 20,4 | 12,5 |
| Koko aineisto | 0,74 | 1,24 | 19,3 | 9,9 |

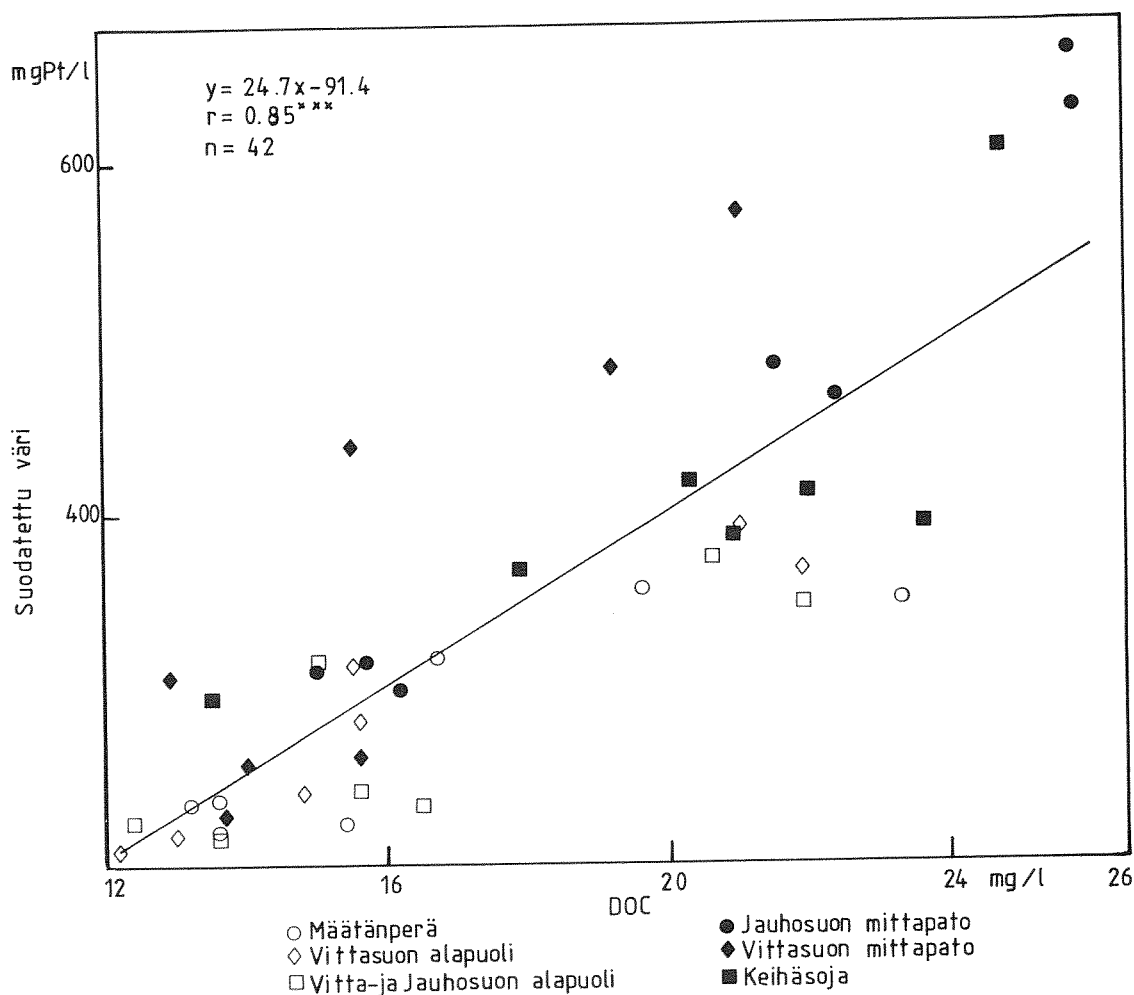
COD_{Mn}:n ja TOC:n välisten korrelaatioiden osalta sai Wartiovaara (1978) Itämereen laskevista joista, joissa ei kuitenkaan ollut mukana Kiiminkijokea. Kiintoaineen hehkutushäviön ja POC:n välinen positiivinen riippuvuus oli myös selvä. Alkuperäinen väri voimistui merkitsevästi POC/DOC -suhteen kasvaessa.

Paras kuva TOC:sta fluoresenssimittauksilla saatiin aallonpituudella 365/460 nm (kuva 14). Korrelaatio oli parempi kuin suodatamattomalla värillä, COD_{Mn}:llä ja orgaanisten aineiden gravimetrisellä määrittelyksellä. Aallonpituuksia 365/400-500 nm TOC:n mittaamiseen suosittelivat jo Smart ym. (1976). Kiiminkijoen alueella saatujen tulosten paras korrelaatio TOC:hen johtunee ainakin osittain siitä, että tutkituissa vesissä oli humushappojen osuus suhteellisen suuri. Kiiminkijosta eristettyjen humushappojen emissio- ja eksitaatiospektrien huiput ovat olleet lähellä kyseistä aallonpituusalueita.

Orgaanisista aineista eri menetelmillä saatujen tulosten välistä vertailua vaikeuttaa se, että niistä jokaisella, myös hiilianaalysillä, on omat virhelähteensä. Niinpä regressioanalyysillä saadut tulokset ovat vain suuntaa antavia.



Kuva 11. DOC:n ja humusaineiden määrän välinen riippuvuus havaintoaineistossa.

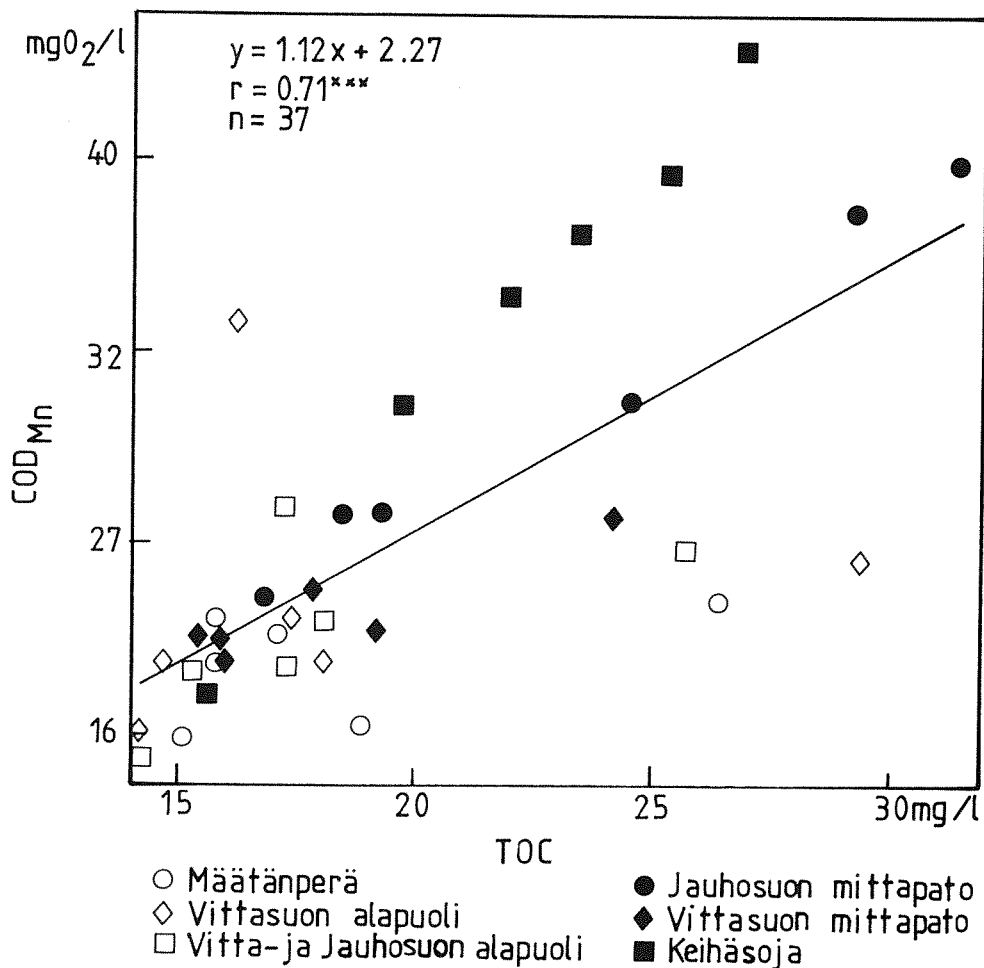


Kuva 12. DOC:n ja suodatetun värin välinen riippuvuus havaintoaineistossa.

Yksi mg/l TOC:ta vastasi keskimäärin 1,24 mgO₂/l COD_{Mn}:aa (taulukko 5). Tulokset eivät poikenneet joelta aikaisemmin saaduista (Heikkinen 1985). Suhteen COD_{Mn}/TOC vaihtelu voi johtua eroista orgaanisten aineiden koostumuksessa. Jauhosuolla ja Keihäsojassa 1 mg/l TOC aiheutti useimmiten suuremman kemiallisen hapen kulutuksen arvon kuin muualla (taulukko 5, kuva 13). Jauhosuolla syynä tähän lienee veden suuri kiintoainespitoisuus. Koska Keihäsojassa kiintoainespitoisuudet olivat pieniä, voi ojan hiilen muita suurempaan kemialliseen hapen kulutukseen (taulukko 5) olla syynä myös eroavuus 'liukoisen' humuksen laadussa.

Mikäli tutkittujen vesien orgaanisten aineiden hiilipitoisuudeksi otetaan aiemmin Kiiminkijoen humusaineille määritetty 43 % (Kuusela ja Heikkinen 1982), 1 mgO₂/l COD_{Mn} vastasi keskimäärin 1,9 mg/l TOM ja 1 mg/l KMnO₄ keskimäärin 0,49 mg/l TOM. Tulos on samaa suuruusluokkaa Ahlin ja Odenin (1972) Ruotsin joista esittämän luvun kanssa.

Yksi mg/l DOC:tä aiheutti suodatetulle värille keskimäärin arvon 19,3 mgPt/l (taulukko 5). Pidettäessä humuksen hiilipitoisuutena 43 % vastasi 1 mg/l humusta keskimäärin suodatettua väriä 8,30 mgPt/l. Se, että luku on Hutchinsonin (1957) esittämää suurempi, voi johtua menetelmällisistä eroista, mutta myös tutkittujen vesien suuresta rautapitoisuudesta.



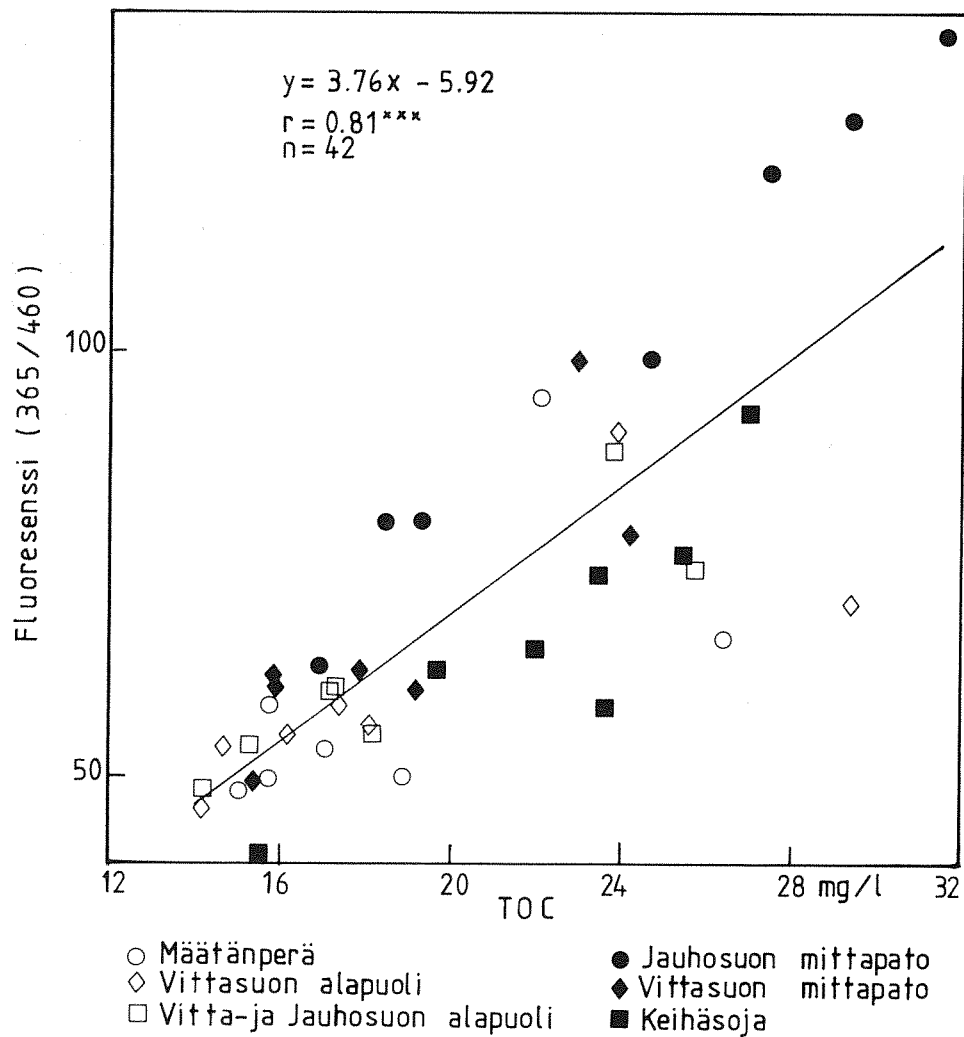
Kuva 13. TOC:n ja COD_{Mn}:n välinen riippuvuus havintoaineistossa.

5.13 Turvesoiden kuormitus

Kuten jo aiemmin esitetyistäkin tuloksista on havaittu, oli suurin osa turvetuotantoalueilta jokeen huuhtoutuvista orgaanisista aineista 'liukoisia' (taulukko 6). Vittasuon suurempien virtaamien vuoksi sen kuormitus oli aina selvästi suurempi kuin Jauhosuon. Ero Jauhosuohon verrattuna myös pinta-alaa kohden laskettuna oli 4-9 kertainen. Tämä voi johtua eroista suoalueiden välillä. Kuitenkin Vittasuon vedenkorkeuslukemien havainnointia häiritsi usein mittapadon roskaantuminen. Myös Jauhosuolle rakennettu mittapato oli rikki tutkimuksen alussa. Häiriöt vaikeuttavat tarkkojen laskelmien tekemistä ainevirtaamista.

Taulukko 6. Orgaanisten aineiden ainevirtaamat Jauho- ja Vittasuo turvetuotanto-alueilta (HJHH = haihdutusjäännöksen hehkutushäviö).

| Havainto- paikka | Päivä- määrä | Kokonaismäärä | | | Liukoiset aineet | | | Partikkelimaiset aineet | | |
|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|------------------------|-----------------|----------------|----------------------------------|------|------|
| | | TOC mg/s/ha | HJHH mg/s/ha | DOC mg/s/ha | Humusaineet mg/s/ha | HJHH mg/s/ha | POC mg/s/ha | Orgaaninen kiintoaine mg/s/ha | | |
| Jauhoso | 13.7. | .. | .. | .. | .. | .. | .. | .. | .. | .. |
| | 13.8. | 3.5 | 7.5 | 2.9 | 8.3 | 6.7 | 0.6 | 0.7 | 0.6 | 0.7 |
| | 27.8. | 0.3 | 0.7 | 0.3 | 0.7 | 0.6 | 0.03 | 0.1 | 0.03 | 0.1 |
| | 10.9 | 0.9 | 2.3 | 0.8 | 1.9 | 2.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| | 2.10. | 1.8 | 4.8 | 1.5 | 3.8 | 4.3 | 0.3 | 0.5 | 0.3 | 0.5 |
| | 15.10. | 2.0 | 5.8 | 1.7 | 4.5 | 5.4 | 0.3 | 0.4 | 0.3 | 0.4 |
| 30.10. | 1.1 | 2.8 | 1.0 | 2.0 | 2.6 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| Vittasuo | 31.7. | 0.7 | 2.7 | 0.6 | 1.5 | .. | 0.1 | .. | 0.1 | .. |
| | 13.8. | 31.7 | 62.4 | 27.5 | 52.9 | 51.5 | 4.2 | 10.9 | 4.2 | 10.9 |
| | 27.8. | 2.2 | 5.2 | 1.8 | 3.7 | 4.6 | 0.4 | 0.7 | 0.4 | 0.7 |
| | 10.9. | 4.3 | 13.3 | 3.5 | 8.5 | 12.1 | 0.8 | 1.2 | 0.8 | 1.2 |
| | 2.10. | 7.5 | 20.3 | 6.6 | 14.0 | 19.0 | 0.9 | 1.2 | 0.9 | 1.2 |
| | 15.10. | 7.8 | 18.9 | 6.8 | 13.1 | 17.9 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| 30.10. | 6.1 | 14.2 | 5.5 | 9.4 | .. | 0.6 | .. | 0.6 | .. | .. |



Kuva 14. TOC:n ja fluoresenssin (365/460 nm) välinen riippuvuus havaintoaineistossa.

5.2 HUMUKSEN LAATU

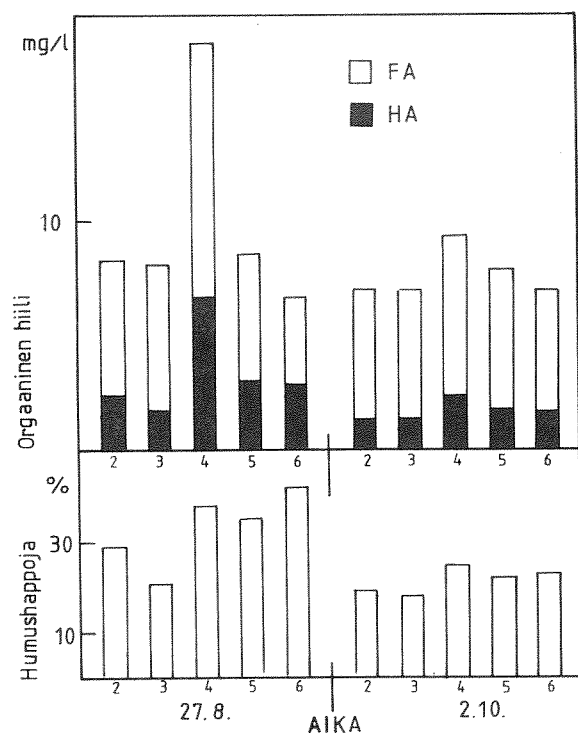
5.12 Humus- ja fulvohapot

Humushapot käsittivät eristetyistä humusaineista 18-38 % ja fulvohapot 58-82 % (kuva 15). Konsentraateissa (kuva 16) HA:ta oli 18-23 % ja FA:ta 77-82 %. Humushappojen osuus humusaineista oli jonkin verran Black ja Christmannin (1963a) esittämää suurempi. Hiilipitoisuuksien perusteella fulvohappoja oli konsentraateissa 3,4-5,3 ja eristetyissä humusaineissa 1,4-4,5 kertaa enemmän kuin humushappoja. Vesien suurehko humushappojen määrä lienee Kiiminkijoelle luontaista, koska HA:n on havaittu (Yefimof ja Vasilkova 1971) muodostavan humusaineista suuremman osan aapa- kuin keidassuoalueilla.

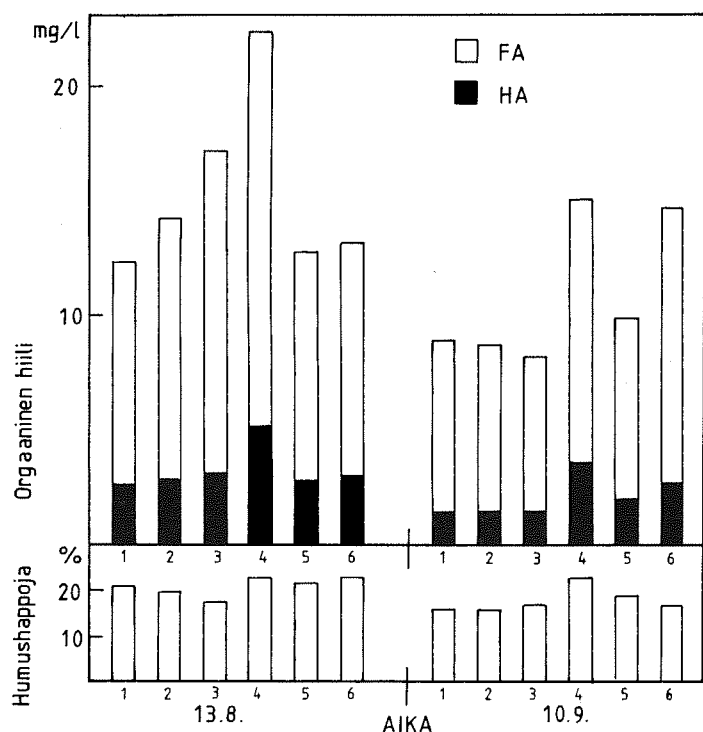
Humushappojen osuus humusaineista oli suurin turvesoiden ja Keihäsojan vesissä (kuvat 15 ja 16). Ero joki- ja ojavesien välillä oli suurimmillaan elokuussa. Sensijaan turvetuotanto-alueiden ja Keihäsojan vedet eivät tässä suhteessa poikenneet toisistaan. Luultavasti humushappojen suurempi osuus turvetuotantoalueiden vesissä verrattuna jokiveteen on ainakin osittain luontaista.

Humusaineiden eristys XAD-2 harsilla voi muuttaa HA/FA-suhdetta humushappojen hyväksi, koska hartsi läpäisi eristyksen loppua kohden yhä enemmän FA:n tyyppisiä humusaineita, kun taas suurin osa eristyksessä saostuneista humushapoista pidättyi hartsin pinnalle. Määritettäessä HA:ta ja FA:ta karkeasti suoraan kon-sentraateista, tulevat mukaan myös kaikki muut veden liukoiset orgaaniset aineet, joskin näiden pitoisuudet vesissä ovat yleensä olleet pieniä.

Tutkittujen vesien fluoresenssista FA muodosti 87-97 % ja HA 3-13 %. Fulvohappojen hiilen kyky fluoresoida oli 3-10 kertaa voimakkaampi kuin humushappojen. Voimakkain fluoresenssi on monissa tutkimuksissa liitetty juuri fulvohappoihin (mm. Visser 1981). Tulosten perusteella kuitenkin myös HA:n fluoresenssi vaikuttaa jossain määrin Kiiminkijoen veden kokonaisfluoresenssiin. Humushapot vaikuttavat siten fluoresenssimittauksella saattuihin tuloksiin humusaineiden pitoisuuksista.



Kuva 15. Humus (HA)- ja fulvo-(FA) happojen määrä ja HA:n %-osuus XAD-2 hartsilla eristetyistä humusaineista. Havaintopaikkojen numerointi kuten kuvassa 17.

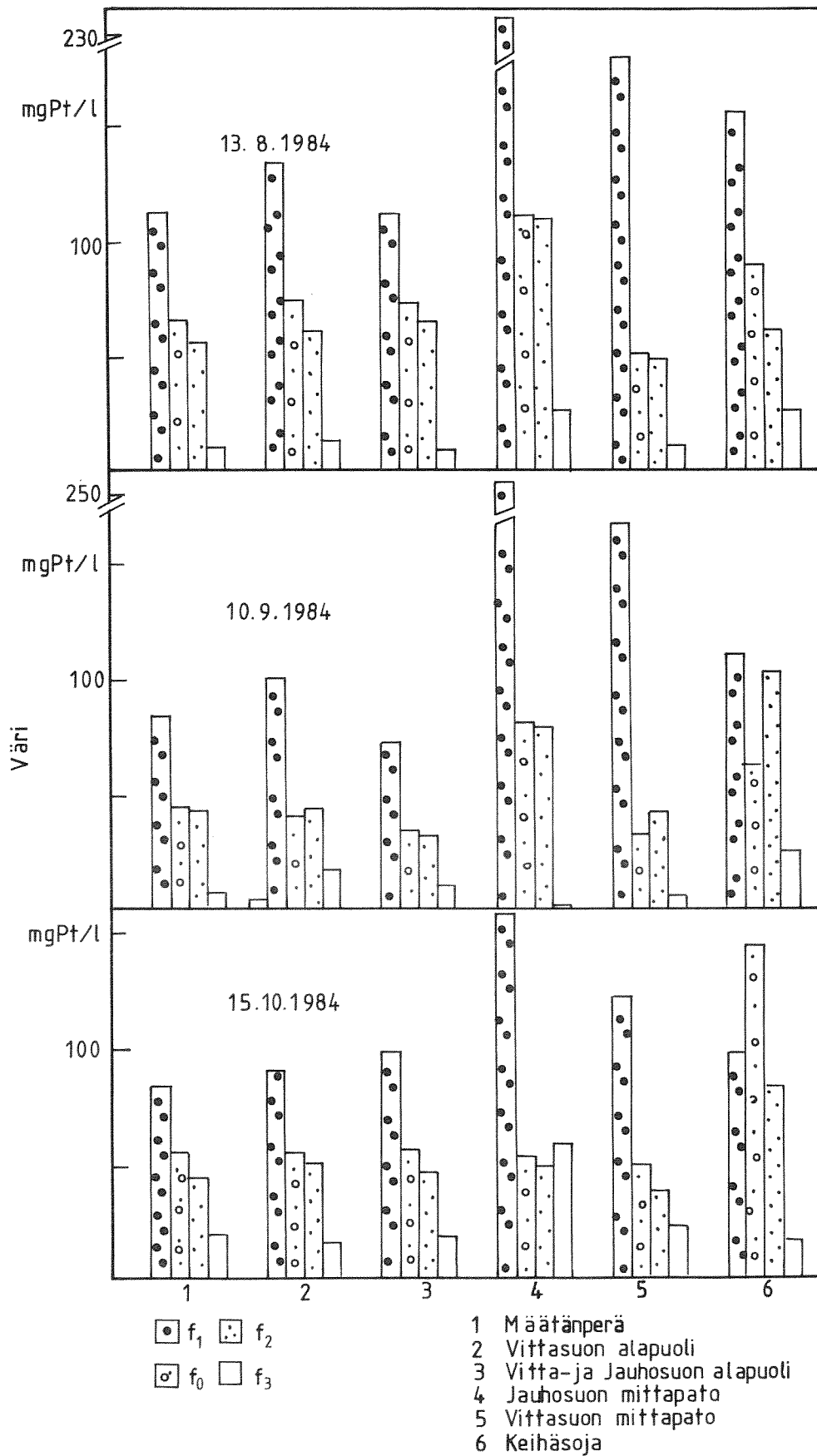


Kuva 16. Humus (HA)- ja fulvo (FA)-happojen määrä ja HA:n %-osuus konsentraattien humuksesta. Havaintopaikkojen numerointi kuten kuvassa 17.

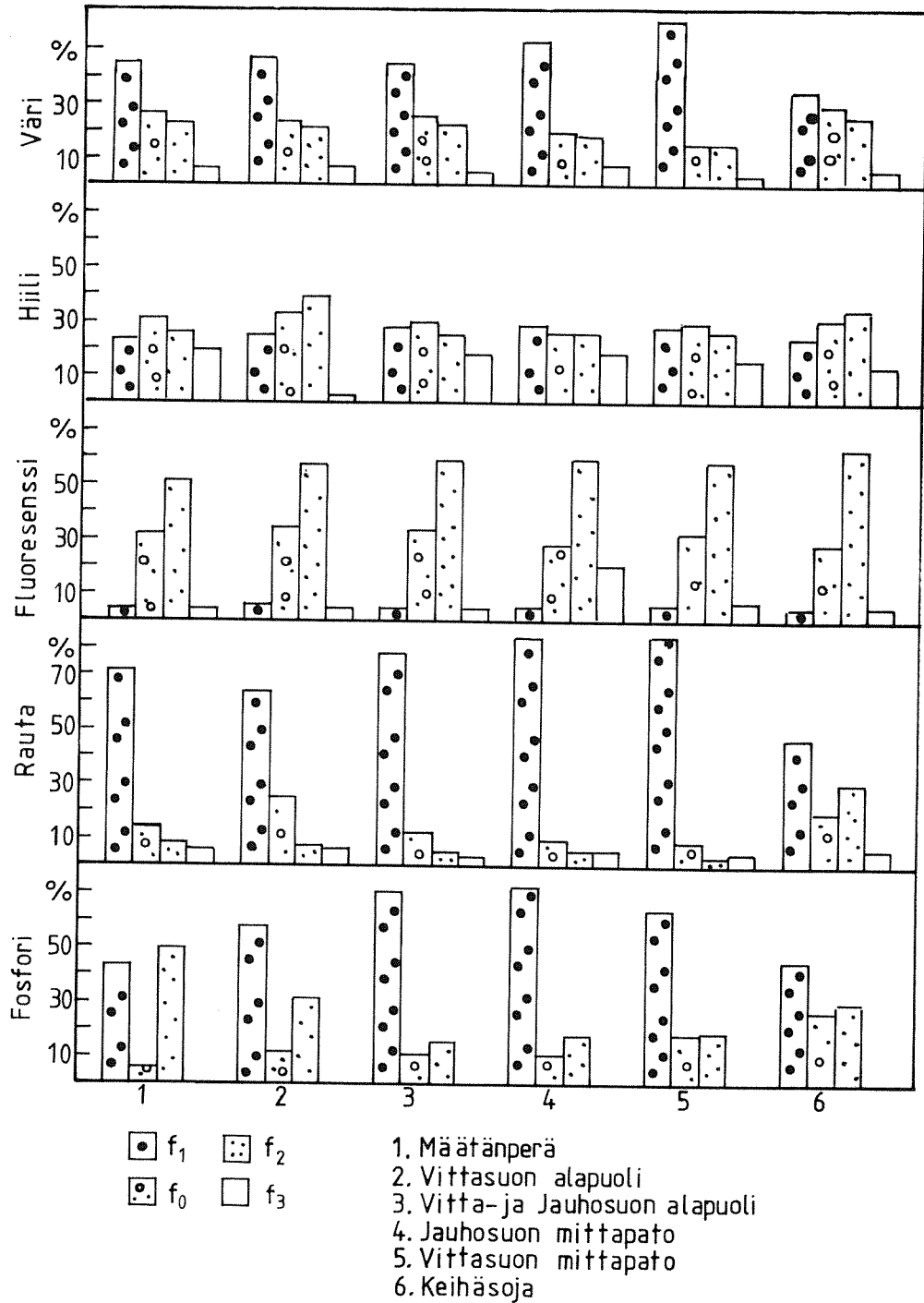
5.22 Geelisuodatuseraktioid

Kolloidifraktio (f_1) oli kaikissa näytteissä (poikkeus Keihäsoja 15.10.) voimakasvärisiin ja siinä oli suurin osa väristä (kuva 17, taulukko 7), kun taas välifraktiossa (f_0) ja liuenneessa fraktiossa (f_2) väriä oli lähes yhtä paljon. Jauho- ja Vittasuon turvetuotantoalueilla väri oli keskittynyt selvimmin f_1 :een kuin joessa ja Keihäsojassa (kuva 18). Kolloidifraktion väri oli voimakkaampi oja- kuin jokivesissä (kuva 17) ja koko aineistossa veden värin voimistuminen lisäsi selvästi f_1 :n ja jossain määrin myös f_0 :n ja f_2 :n väriä (taulukko 8). Samat tulokset värin osalta saatiin Kiihminkijoelta jo aiemmin eräistä ojitettujen soiden valumavesistä ja jokivedestä (Heikkinen 1979). Värillä fraktiointisaalis R_0 oli keskimäärin 80 % suodatetusta väristä.

Jauhosuon mittapadon ja Vittasuon alapuolen fraktioiden hiilitulokset 10.9. hylättiin analyysivirheen vuoksi. Hiilellä fraktiointisaalis R_0 sai usein alkuperäisiä DOC-pitoisuuksia jonkin verran suuremman arvon, mikä johtunee pääasiassa geelistä irtoavasta hiilestä. Hiilen jakauma fraktioissa vaihteli (kuva 19), joskin useimmiten ojavesissä oli hiiltä eniten f_1 :ssä ja jokivesissä f_0 :ssa tai f_2 :ssa. Näytteiden DOC-pitoisuuden lisääntyminen näkyi selvimmin f_0 :n hiilipitoisuuksien lisääntymisenä (taulukko 8). Pienimolekyylipainoisimmassa f_3 :ssa oli hiiltä keskimäärin 15 % fraktioiden hiilestä (taulukko 7), kun siinä oli fraktioiden väristä vain keskimäärin 7 %. Tulokset fraktioiden hiilipitoisuuden jakaumasta poikkesivat huomattavasti Pennasen (1980) Hakojärveltä esittämistä tuloksista, joiden mukaan yli puolet fraktioiden kokonaishiilestä oli f_2 :ssa. Tässä tutkituissa



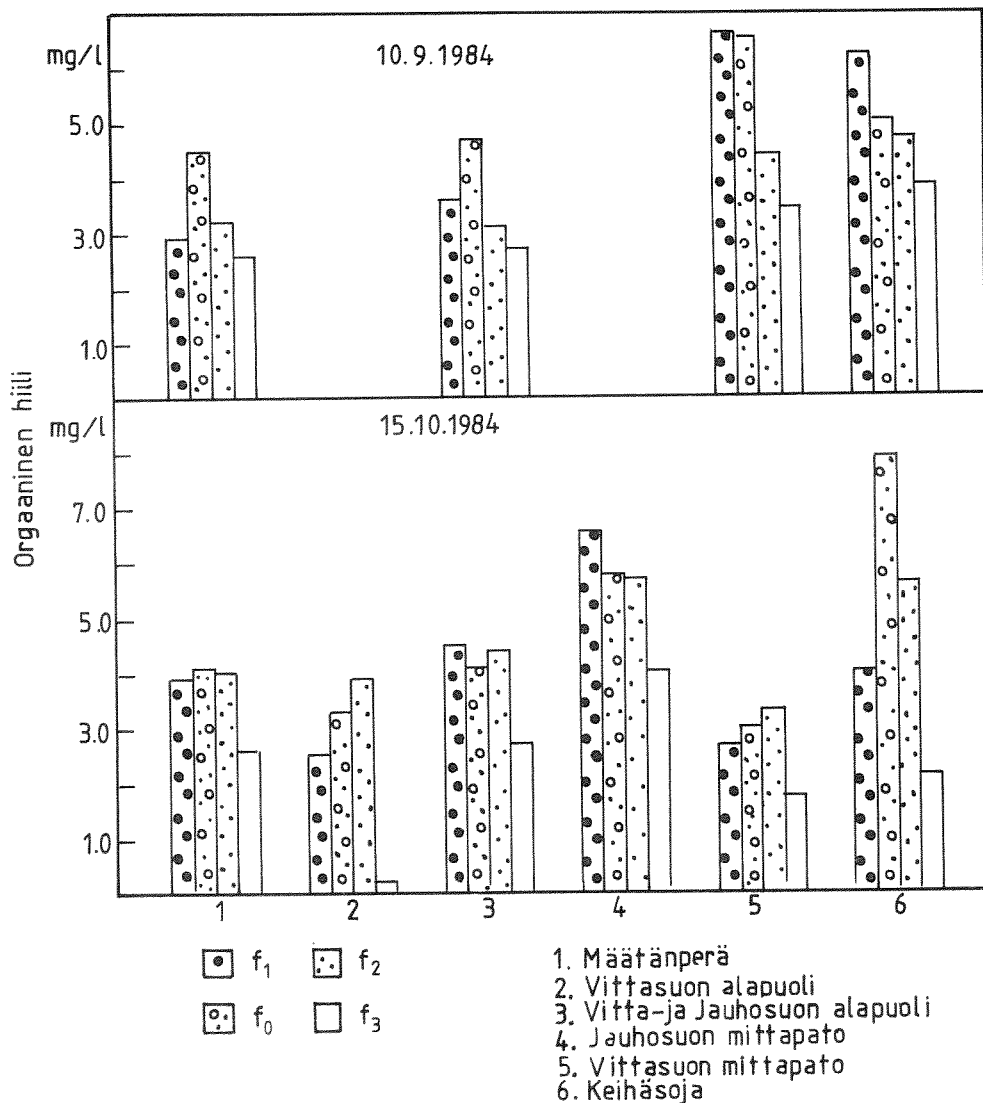
Kuva 17. Väri humuksen geelisuodatusfraktioissa havaintopaikoissa eri aikoina.



Kuva 18. Geelisuodatusfraktioiden keskimääräiset osuudet R_0 :sta eri havaintopaikoissa.

oja- ja jokivesissä hiiltä oli aina yli puolet fraktioissa f_1 ja f_0 . Hiilipitoisuuksia humuksen geelisuodatusfraktioista ei Kii-
minkijoella ole aikaisemmin määritetty.

Voimakkain fluoresenssi mitattiin f_2 :sta, josta aiheutui suurin osa fraktioiden fluoresenssista. Välifraktion osuus oli jo pienempi ja f_1 muodosti fraktioiden fluoresenssista alle 6 % (kuva 18, taulukko 7). Voimakkain fluoresenssi on jo aikaisemmin yhdistetty liukoiseen fraktioon (Pennanen ja Sederholm 1974). Kokonaisfluoresenssin voimistuminen lisäsi selvästi f_0 :n ja f_2 :n fluoresenssia (taulukko 8). Turvesoilta eristettyjen geelifraktioiden fluoresenssiominaisuudet eivät poikenneet muusta aineistosta. Fraktiointisaalis R_0 oli keskimäärin 86 % näytteiden kokonaisfluoresenssista.



Kuva 19. Orgaaninen hiili humuksen geelisuodatusfraktioissa havaintopaikoissa eri aikoina.

Taulukko 7. Humuksen geelisuodatusfraktioiden keskimääräiset osuudet fraktiointisaaliista R_0 . Fosforilla yhdistetty fraktio $f_2 + f_3$.

| Fraktio | Väri % | Hiili % | Fluoresenssi % | Rauta % | Fosfori % |
|---------|-----------|------------|-------------------|------------|--------------|
| f_1 | 48 | 26 | 4 | 71 | 59 |
| f_0 | 24 | 30 | 31 | 14 | 14 |
| f_2 | 22 | 29 | 58 | 10 | 27 |
| f_3 | 7 | 15 | 6 | 5 | |

Kolloidifraktiossa oli värin ja hiilipitoisuuden välillä merkitsevä positiivinen riippuvuus (taulukko 9) ja myös värin ja fluoresenssin välinen korrelaatiokerroin sai suuren, joskaan ei tilastollisesti merkitsevän, arvon. Välifraktiossa fluoresenssi korreloi positiivisesti värin ja hiilen kanssa. Värin ja hiilen välinen positiivinen korrelaatiokerroin ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Liukoisessa fraktiossa positiivinen riippuvuus värin ja fluoresenssin välillä oli tilastollisesti erittäin merkitsevä sekä värin ja hiilen välillä jokseenkin merkitsevä.

Näytteiden konsentrointi aiheuttaa muutoksia f_0 :n ja f_2 :n ominaisuuksissa (Aho ja Lehto 1984), kun taas f_1 :n ominaisuudet pysyvät konsentroidin aiheuttamaa saostumista lukuunottamatta muuttumattomina.

Humuksen ominaisuuksiin joessa vaikuttavat suurimolekyylipainoisimpien fraktioiden sedimentoituminen (Gjessing 1970b), humuksen adsorboituminen kiintoaineen pinnalle (Gjessing 1979b), ja hajoaminen sekä haalistuminen auringon UV-valon vaikutuksesta (Gjessing 1970d).

5.3 HUMUS JA RAUTA

Tutkituissa vesissä oli paljon rautaa (taulukko 10). Rautapitoisuudet olivat suurimmillaan turvetuotantoalueilla (kuva 20). Pitoisuudet kasvoivat joessa Määtänpereästä alaspäin edettäessä. Jauhosuon ylä- ja alapuolella ei pitoisuuksissa ollut selviä eroja (kuva 21).

Koko aineistossa, oja-vesissä (Jauhosuo, Vittasuo, Keihäsoja) ja turvetuotantoalueiden vesissä (taulukko 11) oli erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio raudan ja kiintoaineen välillä. Kauppi (1975) sai pieniltä valuma-alueilta saman tuloksen. Osa kokonaisraudasta kulkeutuu siten kiintoaineen mukana. Kiiminkijoen suulla kiintoaineen raudan osuudeksi saatiin keskimäärin 31 % kokonaisraudasta (Heikkinen 1984). Osuutta ei tässä tutkimuksessa selvitetty. Kaupin (1975) pieniltä valuma-alueilta havaitsemaa erittäin merkitsevää positiivista korrelaatiota kokonaisraudan ja COD_{Mn} :n välillä ei havaittu.

Taulukko 8. Näytteen alkuperäisten ja geelifraktioiden pitoisuuksien väliset korrelaatiot, korrelaatiokertoimen alla havaintojen lukumäärä.

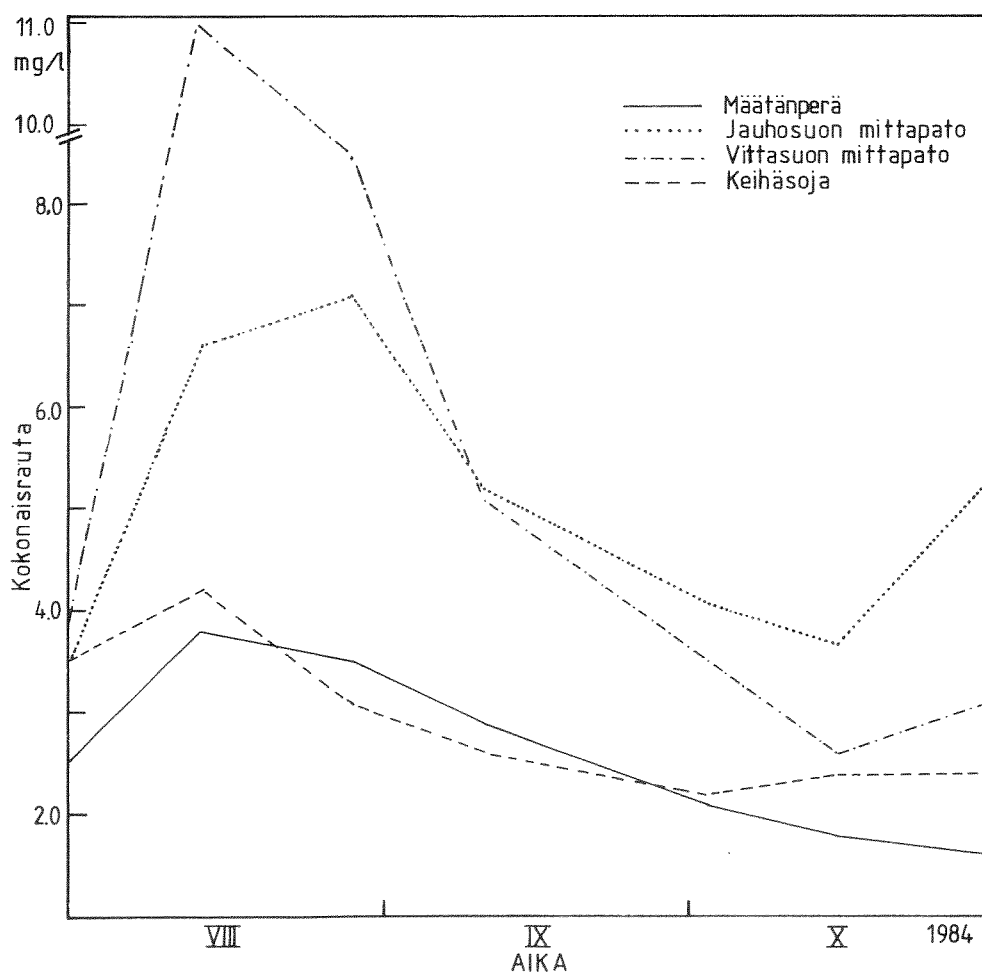
| | Väri | Fluoresenssi | Hiili | Rauta | Fosfori |
|---------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|--------------------------|
| Fraktio f_1 | | | | | |
| väri | 0,88 ^{xxx} 18 | | | | |
| fluoresenssi | | 0,34 18 | | | |
| hiili | | | 0,18 11 | | |
| rauta | | | | 0,88 ^{xxx} 18 | |
| fosfori | | | | | -0,00 18 |
| Fraktio f_0 | | | | | |
| väri | 0,57 ^x 18 | | | | |
| fluoresenssi | | 0,73 ^{xxx} 18 | | | |
| hiili | | | 0,69 ^x 11 | | |
| rauta | | | | -0,09 18 | |
| fosfori | | | | | -0,45 ⁰ 18 |
| Fraktio f_2 | | | | | |
| väri | 0,69 ^{xx} 18 | | | | |
| fluoresenssi | | 0,97 ^{xxx} 18 | | | |
| hiili | | | 0,24 11 | | |
| rauta | | | | -0,31 18 | |
| fosfori | | | | | -0,10 18 |

Taulukko 9. Korrelaatioita geelifraktioiden pitoisuuksien välillä, korrelaatiokertoimen alla havaintojen lukumäärä.

| | Väri | Fluoresenssi | Rauta | Hiili | Fosfori |
|---------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------|---------|
| Fraktio f_1 | | | | | |
| väri | | | | | |
| fluoresenssi | 0,36 18 | | | | |
| rauta | 0,91 ^{xxx} 18 | | | | |
| hiili | 0,76 ^{xx} 11 | | | | |
| fosfori | 0,42 ⁰ 18 | 0,72 ^{xxx} 18 | 0,41 ⁰ 18 | 0,53 ⁰ 11 | |
| Fraktio f_0 | | | | | |
| väri | | | | | |
| fluoresenssi | 0,49 ^x 18 | | | | |
| rauta | | | | | |
| hiili | 0,56 ⁰ 11 | 0,72 ^x 11 | | | |
| fosfori | 0,41 ⁰ 18 | | | 0,52 ⁰ 11 | |
| Fraktio f_2 | | | | | |
| väri | | | | | |
| fluoresenssi | 0,79 ^{xxx} 18 | | | | |
| rauta | 0,54 ^x 18 | | | | |
| hiili | 0,62 ^x 11 | | 0,63 ^x | | |
| fosfori | | | | | |

Humusvesien suuret rautapitoisuudet johtuvat kiintoainesraudan ohella raudan ja humusaineiden välisestä kompleksinmuodostuksesta (Shapiro 1964, Ghassemi ja Christman 1968, Tryland ja Gjesing 1975, Tryland 1976, Koenings 1976), minkä avulla rauta pysyy 'liukoisena' happipitoisessa vedessä. Rauta esiintyy osittain humuksen sisä rakenteessa (Aleksandrova 1967, Rashid 1971). Tässä aineistossa kokonaisraudan positiiviset korrelaatiot humusaineiden ja DOC:n määrään (taulukko 11) olivat merkitseviä vain koko aineistossa sekä joessa. Tarkastelua tässä vaikeuttaa se, ettei vesistä määritetty suodatettua rautaa ja kiintoaine vaikuttaa voimakkaasti ojavesien tuloksiin. Kiintoaineen merkitys pienenee joessa sedimentaation seurauksena ja humusaineiden määrän vaihtelu alkaa näkyä rautapitoisuuksissa. Rauta voimisti selvästi myös veden väriä, kuten myös Wartiovaara (1978) on havainnut Itämereen laskevista jokivesistä.

Yleensä suurin osa geelisuodatusfraktioiden raudasta oli kolloidifraktiossa (taulukko 7 ja kuva 22), mikä on havaittu aiemmin muualla (Koenings ja Hooper 1976, Francko ja Heath 1982) ja myös Kiiminkijoella (Heikkinen 1979). Veden rautapitoisuuden kasvu lisäsi erittäin merkitsevästi kolloidifraktioiden rautapitoisuutta (taulukko 8).

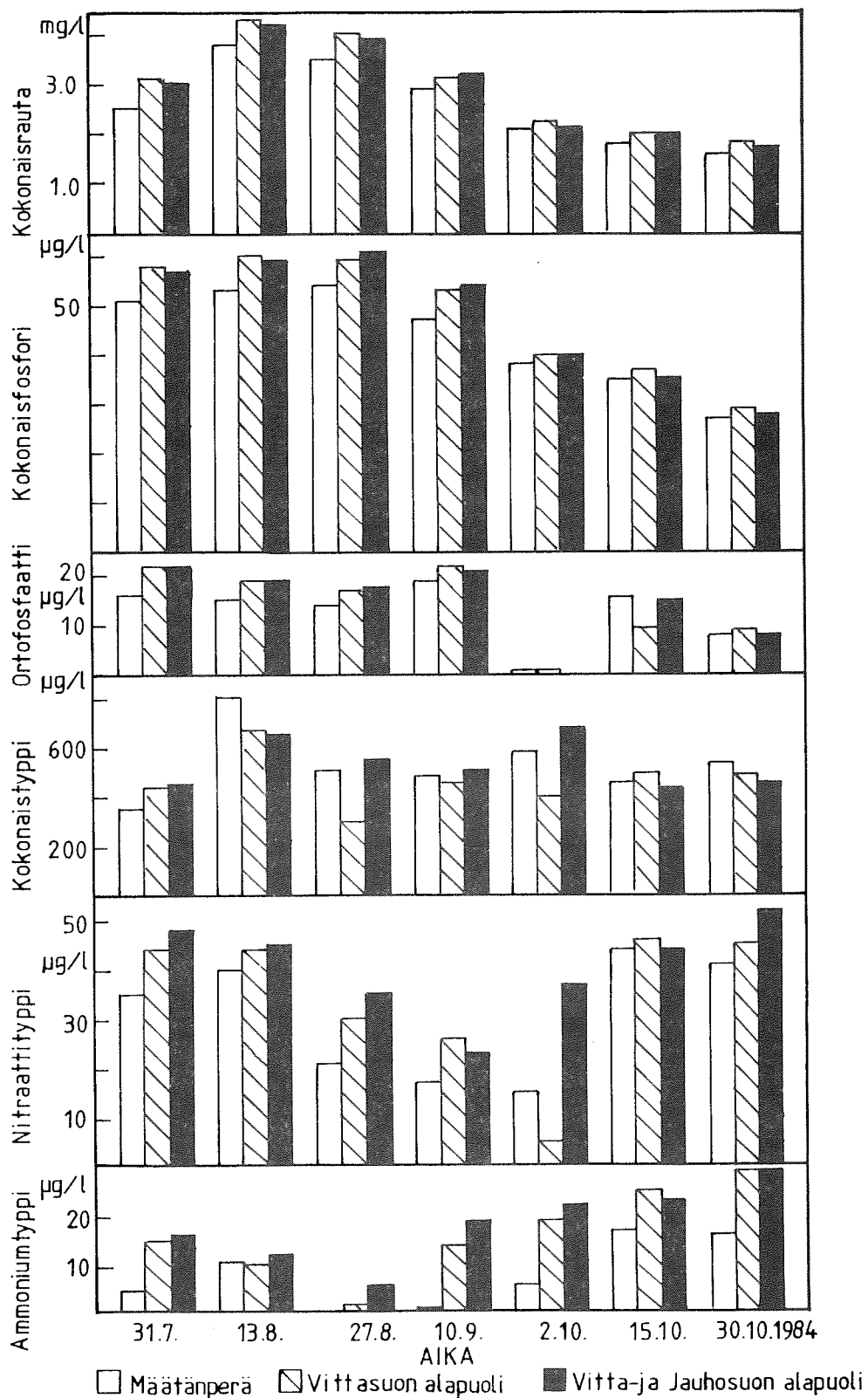


Kuva 20. Kokonaisraudan pitoisuus Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.

Taulukko 10. Veden keskimääräinen laatu tutkimusalueella (n = 7).

| Laatu ominaisuus | Määttän-perä | Vittasuon alapuoli | Vitta- ja Jauho-suon alapuoli | Jauhosuo mittapato | Vittasuo mittapato | Keihäs-oja |
|-------------------------|--------------------------|--------------------|-------------------------------|--------------------|--------------------|--------------|
| Fe µg/l | \bar{x} 2 600 s 840 | 2 900 980 | 2 900 970 | 5 100 1 400 | 5 400 3 200 | 2 900 730 |
| P µg/l | \bar{x} 44 s 10 | 48 12 | 48 13 | 53 15 | 65 33 | 51 20 |
| PO ₄ -P µg/l | \bar{x} 13 s 6 | 14 8 | 15 8 | 11 4 | 25 16 | 26 19 |
| Kok.N µg/l | \bar{x} 540 s 140 | 470 110 | 450 200 | 2 500 820 | 1 400 210 | 440 130 |
| NO ₂ -N µg/l | \bar{x} 3 s 3 | 3 2 | 2 1 | 5 3 | 6 2 | 3 2 |
| NO ₃ -N µg/l | \bar{x} 30 s 12 | 30 15 | 40 8 | 410 400 | 240 170 | 15 15 |
| NH ₄ -N µg/l | \bar{x} 8 s 7 | 16 9 | 18 8 | 1 500 540 | 630 160 | 8 3 |
| O ₂ mg/l | \bar{x} 10,9 s 1,9 | 9,5 1,9 | 9,7 1,9 ^{x)} | 9,0 1,4 | 9,0 2,1 | 9,8 1,3 |
| O ₂ kyll.% | \bar{x} 84 s 6 | 80 6 | 84 3 | 77 6 | 74 11 | 81 4 |

X) havainto 31.7.1984 puuttuu

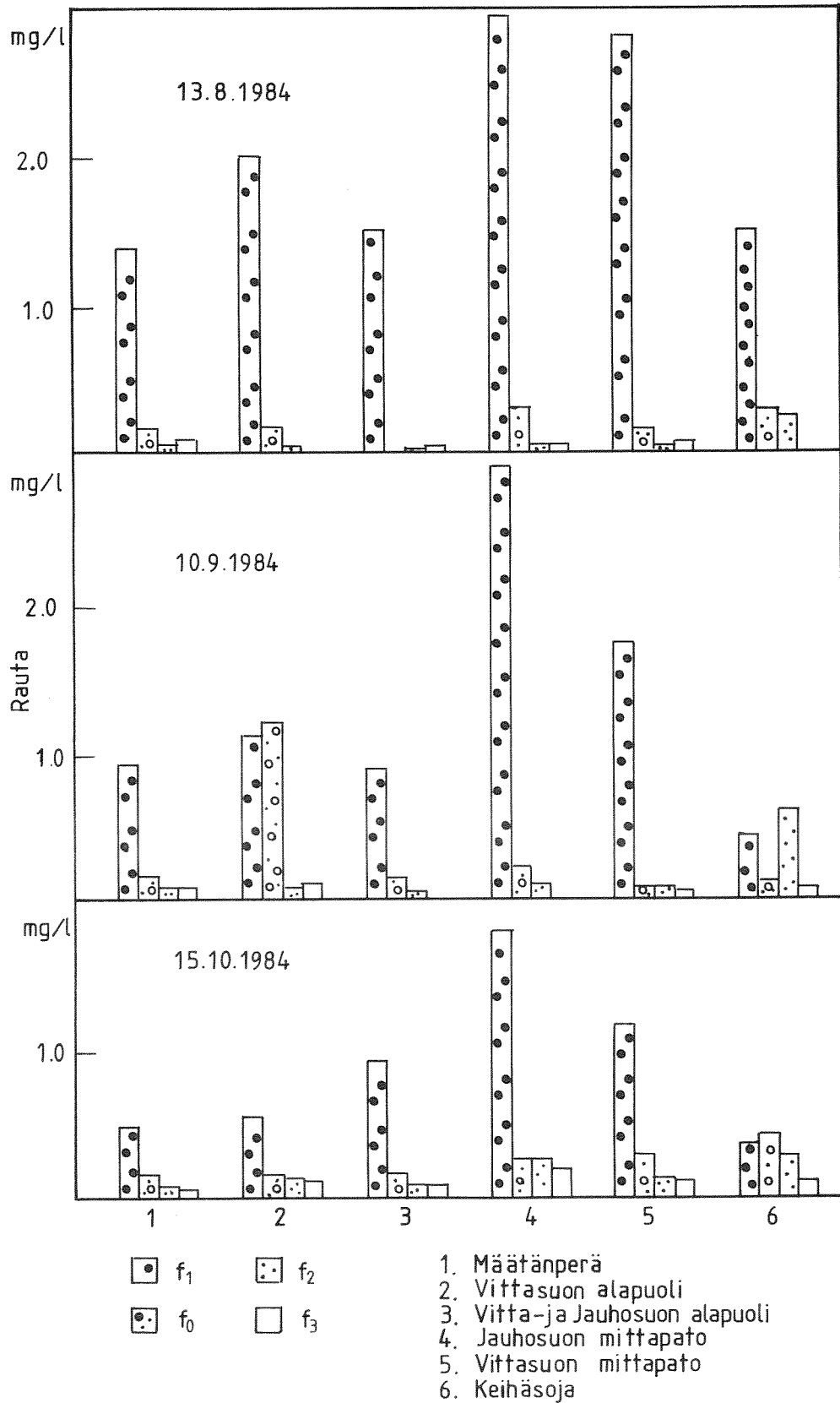


Kuva 21. Ravinnepitoisuuksia joessa turvesoiden ylä- ja alapuolella tutkimusjakson aikana.

lukko 8), mutta ei vaikuttanut muiden fraktioiden rautapitoisuuksiin. Eniten rautaa sisältäneissä Jauho- ja Vittasuon vesissä rauta oli keskittynyt selvimmin kolloidifraktioon kuin muualla. Pääosin samat tulokset on raudan osalta saatu jo aiemmin Kiiminkijoesta sekä valuma-alueen eräiden ojitusalueiden valumavesistä (Heikkinen 1979). Keihäsoajassa raudan jakautuminen fraktioihin vaihteli. Kolloidifraktiossa värin ja raudan välillä oli erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio (taulukko 9). Sama tulos saatiin myös aiemmin (Heikkinen 1979). Sen sijaan hiilen ja raudan korrelaatio ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Välifraktiossa raudalla ei ollut merkitseviä korrelaatioita. Rautapitoisuus lisäsi jossain määrin myös liukoisen fraktion väriä ja tässä oli myös jokseenkin merkitsevä positiivinen korrelaatio hiilen ja raudan välillä.

Taulukko 11. Kokonaisraudan tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita eräisiin veden laatuominaisuuksiin havaintoaineistossa. (ojavedet = Jauhosoja ja Keihäsoja. Korrelaatiokertoimen alla havaintojen lukumäärä.

| Veden laatuominaisuus | Koko aineisto | Oja vedet | Turvesoiden valumavedet | Nuorittajoki |
|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Väri | 0,78 ^{xxx} 42 | 0,71 ^{xxx} 21 | 0,73 ^{xx} 14 | 0,79 ^{xxx} 21 |
| COD _{Mn} | | | | |
| Humusaineet (335/425 nm) | 0,45 ^{xx} 41 | | | 0,40 ⁰ 20 |
| DOC | 0,33 ^x 42 | | | 0,50 ^x 21 |
| POC | 0,60 ^{xxx} 42 | 0,51 ^x 21 | | 0,76 ^{xxx} 21 |
| Kiintoaine | 0,85 ^{xxx} 42 | 0,89 ^{xxx} 21 | 0,85 ^{xxx} 14 | |
| Orgaaninen kiintoaine | 0,84 ^{xxx} 36 | 0,90 ^{xxx} 18 | 0,86 ^{xxx} 12 | 0,60 ^{xx} 18 |



Kuva 22. Rauta humuksen geelisuodatusfraktioissa havaintopaikoissa eri aikoina.

Kolloidifraktion rauta/hiili suhde oli kaikissa näytteissä selvästi muille fraktioille laskettua suhdetta suurempi (taulukko 12). Turvetuotantoalueet eivät poikenneet Fe_{f1}/C_{f1} -suhteen perusteella muista havaintopaikoista, joten niiden vesien suuri rautapitoisuus näyttäisikin kiintoaineen ohella selittyvän vain kolloidifraktion voimakkuudella. Keihäsojassa Fe_{f1}/C_{f1} oli muualta laskettua pienempi ja Fe_{f2}/C_{f2} vastaavasti suurempi.

Fraktiointisaalis R_o oli keskimäärin 51 % kokonaisraudasta. Konsentroinnissa kokonaisraudasta menetettiin 3-17 %. Koska konsetraateissa ei ollut kiintoainetta, on niistä poistunut rauta pääosin kolloidifraktiosta. Siten fraktion todellinen rautapitoisuus on tässä esitettyä jonkin verran suurempi. Myös hiiltä ja fosforia on voinut saostua konsetroinnin aikana.

Sepponen ja Haapala (1979) eivät todenneet vuosina 1972-1976 tilastollisesti merkitsevää muutosta turpeesta uuttuvan raudan määrässä eräillä Kiiminkijoen valuma-alueella sijaitsevilla ojitetuilla soilla. Nyt tutkittujen turvesoiden valumavesien rautapitoisuuksista ennen ojituksia ei ollut käytettävissä havaintoja. Pitoisuudet olivat kuitenkin suuria joesta mitattuihin verrattuna. Tässäkin muutokset raudan huuhtoutumassa kytkeytyvät kiinteästi valunnan muutoksiin. Huuhtouman mahdollinen lisäntyminen ojitusten ja turvetuotannon seurauksena voi lisätä pohjasedimenttien raudan määrää varsinkin joen suvannoissa.

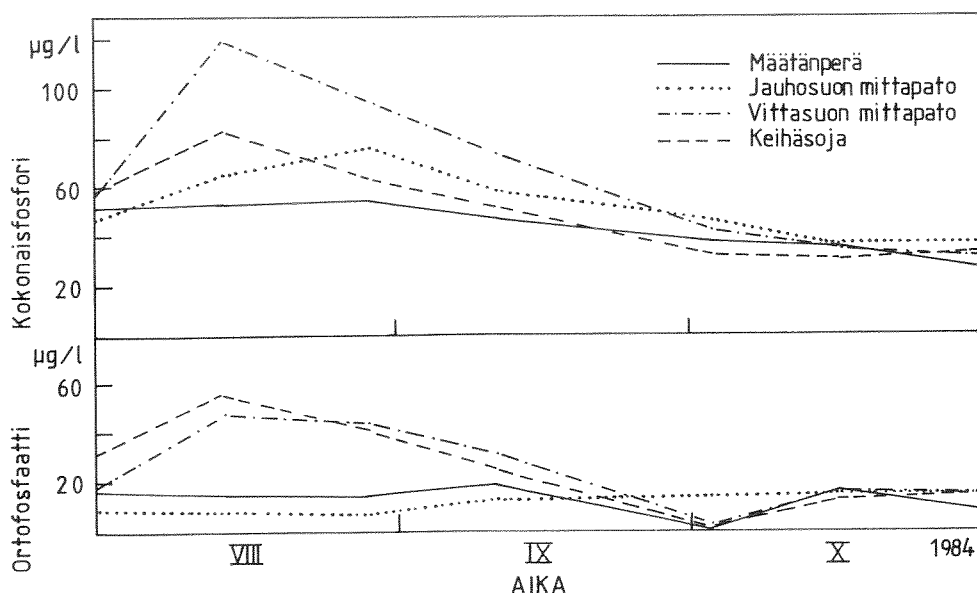
Taulukko 12. Geelifraktioiden rauta/hiili -suhteet havainto-aineistossa.

| Havaintopaikka | pvm | Kolloidifraktio | Välifraktio | Liukoinen fraktio |
|------------------------------|--------|-----------------|-------------|-------------------|
| Määtänperä | 10.09. | 312 | 32 | 30 |
| | 15.10. | 115 | 39 | 21 |
| Vittasuon alapuoli | 10.09. | 294 | - | 10 |
| | 15.10. | 94 | 46 | 34 |
| Vitta- ja Jauhосуon alapuoli | 10.09. | 243 | 30 | 16 |
| | 15.10. | 199 | 44 | 21 |
| Jauhосуon mittapato | 10.09. | 299 | 23 | - |
| | 15.10. | 276 | 45 | 46 |
| Vittasuon mittapato | 01.09. | 263 | 13 | 5 |
| | 15.10. | 443 | 98 | 40 |
| Keihäsoja | 10.09. | 71 | 26 | 64 |
| | 15.10. | 88 | 51 | 69 |

Suuri rautapitoisuus ei sellaisenaan ole haitallista veden eliöstölle ja mm. kaloille, mikäli veden laatu muuten pysyy hyvänä. Happipitoisessa vedessä humukseen on sitoutunut pääasiassa ferri- (Fe^{3+}) rautaa (Koenings ja Hooper 1976). Kuitenkin veden hapettomuus, suuri hiilidioksidipitoisuus, happamuus sekä monet orgaaniset ja epäorgaaniset yhdisteet pelkistävät humusrautaa ferromuotoon (Fe^{2+}) (Bloomfield 1952, Koenings 1976) ja myös auringon UV-valo voi aiheuttaa pelkistymisen (Stumm ja Lee 1960, Koenings 1976, Francko ja Heath 1982). Kolloidista ferrorautaa on tavattu mm. eräiden happamien suojärvien pohjanläheisistä kerroksista (Koenings ja Hooper 1976). Vapaan ferroraudan haitallisuus on tunnettua. Sen sijaan sen vaikutuksista humukseen sitoutuneena ei ole tietoa.

5.4 HUMUS JA FOSFORI

Ojavesien keskimääräiset kokonaisfosforin ja ortofosfaatin pitoisuudet olivat joesta mitattuja suurempia (taulukko 10). Ne olivat samaa tasoa aikaisemmin valuma-alueen eräiltä ojitusalueilta esitettyjen arvojen kanssa (Hynninen ja Sepponen 1983). Elo-syyskuussa kokonaisfosforin pitoisuudet olivat selvästi suurimmillaan Vittasuoalla (kuva 23). Kokonaisfosforin pitoisuudet kasvoivat kaikkina aikoina jonkin verran joessa Vittasuon alapuolella, kun taas Jauhosuon alapuolella ei enää havaittu selvää pitoisuuksien kohoamista. Muulloin kuin 2.10. ja 15.10. myös jokiveden ortofosfaattipitoisuudet kasvoivat vähän turvetuotantoalueiden alapuolella.



Kuva 23. Kokonaisfosforin ja ortofosfaatin pitoisuus Nuorittajoen turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnon-tilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimuksen aikana.

Ns. hiukkasfosforilla oli positiivinen korrelaatio kokonaisfosforiin koko aineistossa, ojissa sekä joessa (taulukko 13). Oja- ja jokivesissä oli myös erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio kokonaisraudan ja kokonaisfosforin välillä ($r=0,85^{xxx}$, $n=42$), mikä havaitsivat myös Kauppi (1975) pienillä valuma-alueilla sekä Wartiovaara (1978) Itämereen laskevissa joissa.

Koko aineistossa ja joessa kokonaisfosfori korreloi erittäin merkitsevästi veden värin ja jokseenkin merkitsevästi humusaineiden määrän ja DOC:n kanssa (taulukko 13). Wartiovaara (1978) havaitsi kokonaisfosforin erittäin merkitsevän positiivisen korrelaation väriin ja orgaaniseen hiileen niissä Itämereen laskevissa joissa, missä kokonaisfosforia oli alle 100 µg/l. Tähän ryhmään kuuluu myös Kiiminkijoki. Ortofosfaatilla oli merkitsevä positiivinen korrelaatio (taulukko 14) koko aineistossa ja joessa värin kanssa. Ojavesissä korrelaatiot olivat suuntaa antavia. Koko aineistossa ja Nuorittajoessa oli myös suuntaa antavat ja jokseenkin merkitsevät positiiviset korrelaatiot humusaineiden määrän ja ortofosfaatin välillä.

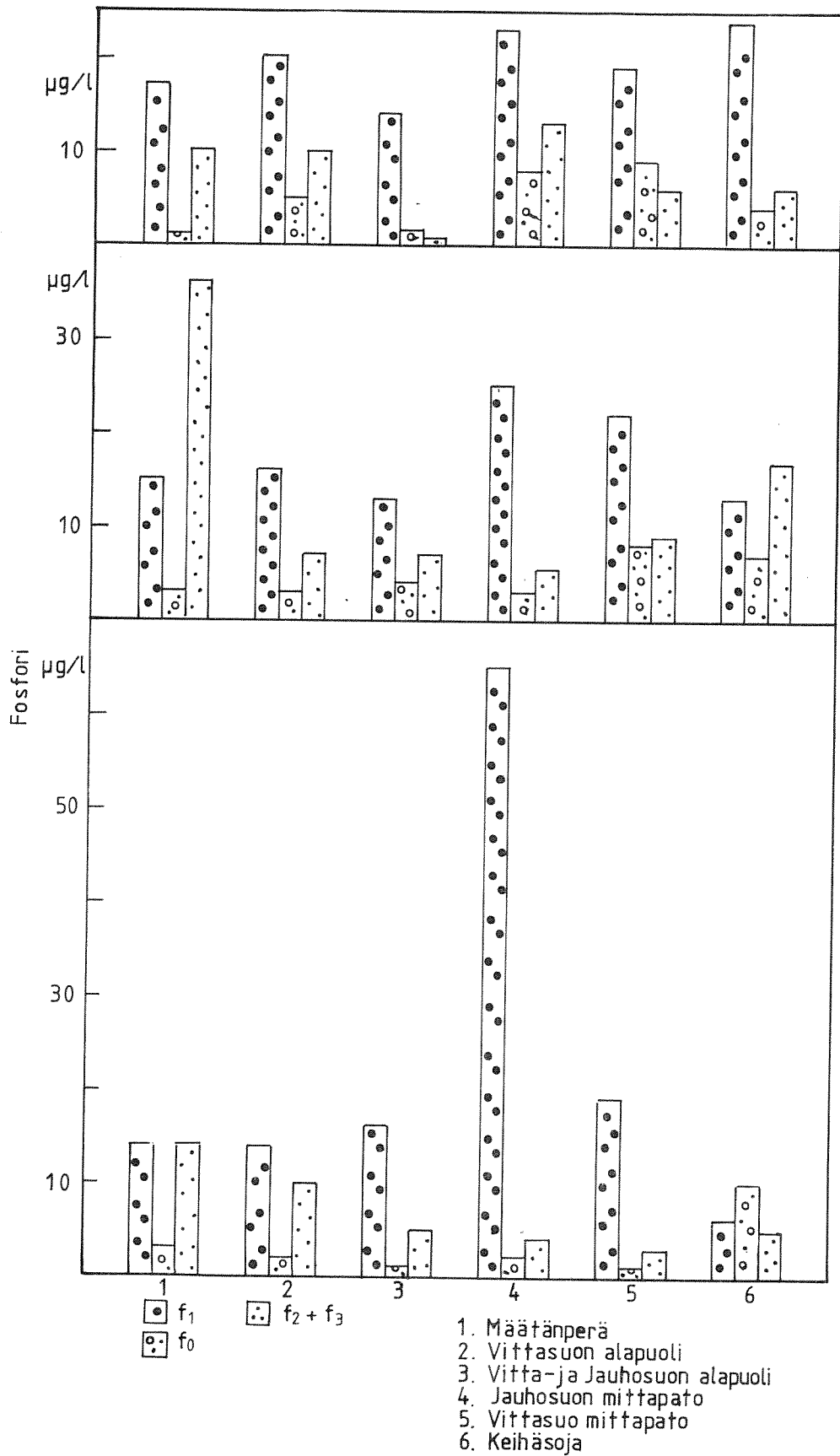
Taulukko 13. Kokonaisfosforin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita eräisiin veden laatuominaisuuksiin havaintoaineistossa (ojavedet = Jauhosoja, Vittasoja, Keihäsoja). Korrelaatiokertoimen alla havaintojen lukumäärä.

| Veden laatuominaisuus | Koko aineisto | Oja vedet | Turvesoiden valumavedet | Nuorittajoki |
|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Väri | 0,69 ^{xxx} 42 | 0,64 ^{xx} 21 | 0,68 ^{xx} 14 | 0,74 ^{xxx} 21 |
| COD _{Mn} | | | | |
| Humusaineet (335/425 nm) | 0,48 ^{xx} 40 | | | 0,56 ^x 20 |
| DOC | 0,28 ⁰ 41 | | | 0,46 ^x 21 |
| POC | 0,59 ^{xxx} 41 | 0,51 ^x 21 | | 0,74 ^{xxx} 21 |
| Orgaaninen kiintoaine | 0,79 ^{xxx} 36 | 0,82 ^{xxx} 18 | 0,87 ^{xxx} 12 | 0,58 ^x 18 |

Suurin osa geelisuodatusfraktioiden fosforista oli useimmiten f_1 :ssä (taulukko 7, kuva 24). Fraktioiden f_0 ja f_2 fosforipitoisuudet vaihtelivat ja usein toinen 'fosforihuippu' oli f_2 :ssa. Samat havainnot on Kiiminkijoella tehty jo aiemmin (Heikkinen 1979). Jauhosuolla f_1 :n fosforipitoisuudet olivat joesta mitattuja suurempia. Näin oli myös Vittasuolla 10.9. ja 15.10. ja Keihäs-ojassa 13.8. Muiden fraktioiden pitoisuudet eivät poikenneet selvästi joesta mitatuista. Niinpä turve- ja mahdollisesti myös luonnontilaisten soiden fosforikuormitus näyttäisikin liittyvän 'liukoisen' fosforin osalta juuri kolloidifraktioon. Kolloidifraktiolla voi olla osuutta fosforin kuljettajana myös jokivedessä (Haapala & al. 1976). Fraktion sisältämän fosforin merkitys myös hiukkasfosforiin verrattuna voi turvetuotantoalueiden valumavesissä olla suuri, koska aikaisemminkin tutkituilla alueilla (Helsingin yliopisto, limnologian laitos 1983) pääosa huuhtoutuneesta kokonaisfosforista oli 'liuennutta' eli fosfori ei laskeutunut sentrifugoitaessa. Kolloidifraktion fosforipitoisuudet eivät kuitenkaan määrättyneet vesien alkuperäisen kokonaisfosforitason mukaan (taulukko 8). Fosforilla fraktiointisaalis R_0 oli keskimäärin 68 % kokonaisfosforista.

Taulukko 14. Ortofosfaatin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita eräisiin veden laatuominaisuuksiin havainto-aineistossa (Ojavedet = Jauhosuo, Vittasu, Keihäs-oja). Korrelaatiokerotimen alla havaintojen lukumäärä.

| Veden laatuominaisuus | Koko aineisto | Ojavedet | Turvesoiden valumavedet | Nuorittajoki |
|-----------------------|--------------------|-------------------|-------------------------|-------------------|
| Väri | 0,47 ^{xx} | 0,39 ⁰ | 0,52 ⁰ | 0,54 ^x |
| | 41 | 21 | 14 | 20 |
| COD _{Mn} | | | | |
| Humusaineet | 0,30 ⁰ | | | 0,52 ^x |
| (335/405 nm) | 41 | | | 19 |
| DOC | | | | |
| POC | | | | 0,52 ^x |
| | | | | 20 |
| Orgaaninen kiintoaine | 0,38 ^x | | | |
| | 35 | | | |



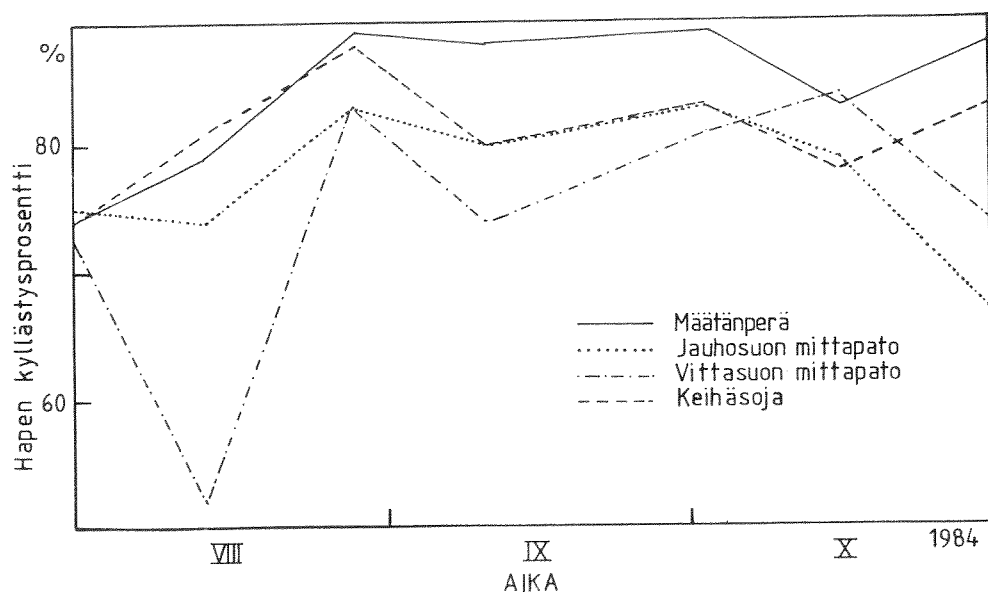
Kuva 24. Fosfori humuksen geelisuodatusfraktioissa havaintopaikoissa eri aikoina.

Tulokset tukevat muualla aikaisemmin tehtyä havaintoa veden fosforin osittaisesta sitoutumisesta humusaineisiin (Lean 1973, Jackson ja Schindler 1975, Koenings ja Hooper 1976, Franco ja Heath 1982). Fosfori sitoutuu suurimolekyylisiin humuskolloideihin raudan välityksellä (Jackson ja Schindler 1975). Aineistossa havaittu kolloidifraktion fosforin ja fluoresenssin välinen erittäin merkittävä positiivinen korrelaatio (taulukko 9) voi selittyä fosforin sitoutumisella humukseen. Kolloidifraktiossa fosforin positiiviset korrelaatiot väriin, rautaan ja hiileen olivat suuria, joskaan eivät tilastollisesti merkittäviä.

Humus-rauta-fosfori-kompleksin muodostumisen on arveltu vaikeuttavan fosforin käyttöä vedessä (Golterman 1973). Viime aikoina on kuitenkin havaittu, että kompleksista vapautuu ortofosfaattia auringon UV-valon vaikutuksesta (Franco ja Heath 1982). Fosforin ollessa useimmiten vesissämme tuotantoa rajoittava tekijä, voi mahdollisesti käyttökelpoisella orgaanisella fosforilla olla merkitystä tuotannon lisääjänä myös Kiiminkijoessa. Biologisesti käyttökelpoisen fosforin osuuden arviointi turvetuotantoalueiden vesissä on todettu vaikeaksi (Helsingin yliopisto, limnologian laitos 1983).

5.5 VAIKUTUS HAPPIPITALOUTEEN

Orgaanisen hiilen määrän lisääntymisen heikensi jossain määrin hapen kyllästysprosenttia Nuorittajoessa (taulukko 15). Koko aineistossa hapen kyllästysprosentilla oli negatiivinen korrelaatio useimpien orgaanisia aineita kuvaavien parametrien kanssa. Jauho- ja Vittasuon vesissä hapen kyllästysprosentti oli useimmiten joesta soiden yläpuolelta mitattua pienempi (kuva 25). Keihäsojassa hapen kyllästysprosentin arvot vaihtelivat. Joessa arvot olivat useimmiten pienempiä turvesoiden ala- kuin yläpuolella (kuva 26).



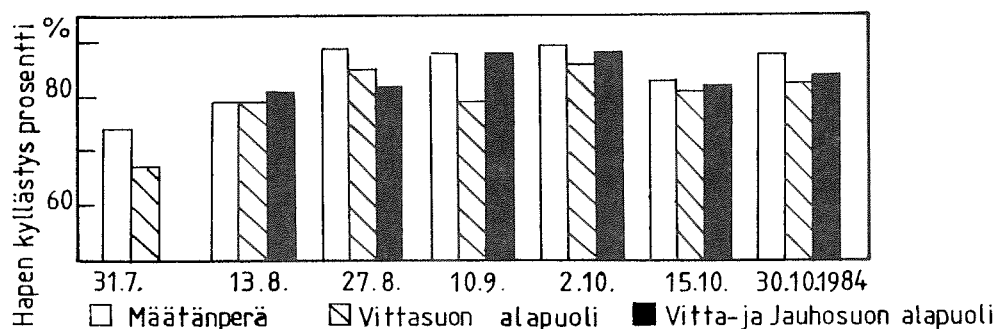
Kuva 25. Hapen kyllästysprosentti Nuorittajoessa turvesoiden yläpuolella (Määtänperä) ja turvetuotantoalueiden (Jauho- ja Vittasuo) sekä luonnontilaisen vertailualueen (Keihäsoja) valumavesissä tutkimusjakson aikana.

Taulukko 15. Hapen kyllästysprosentin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita eräisiin veden laatuominaisuuksiin havaintoaineistossa (Ojavedet = Jauhoso, Vittasuo, Keihäsoja). Korrelaatiokertoimen alla havaintojen lukumäärä.

| Veden laatuominaisuus | Koko aineisto | Oja-vedet | Turvesoiden valumavedet | Nuorittajoki |
|-----------------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------|
| Väri | -0,50 ^{xxx} 41 | -0,39 ⁰ 21 | | |
| COD _{Mn} | -0,28 ⁰ 37 | | | |
| Humusaineet (335/425 nm) | -0,40 ^x 40 | | | |
| DOC | -0,38 ^x 41 | | | -0,62 ^{xx} 20 |
| POC | -0,34 ^x 41 | | | -0,49 ^x 20 |
| Kiintoaine | | | | |
| Orgaaninen kiintoaine | -0,45 ^{xx} 36 | -0,47 ^x 18 | | |

Humusvesissä happitilanne on yleensä ollut heikompi kuin vastaavan ravinnetason kirkkaissa vesissä, mikä on havaittu mm. soiden vaikutusalueella (Ryhänen 1971). Happea kuluu humuksen hajotessa sekä hapettuessa kemiallisesti. Happea voi myös adsorboitua humuskolloideihin (Hyvärinen 1964).

Humuksen hajoaminen vähäravinteisissa vesissä on hidasta ja voimistuu ravinnepitoisuuden kasvaessa (Sormunen 1964, Ryhänen 1968). Turvetuotantoalueiden vesissä kokonais-, nitriitti-, nitraatti- ja ammoniumtyypipitoisuudet olivat suurempia kuin joessa (taulukko 10). Ammonium- sekä nitraattityypin pitoisuudet olivat suuria myös verrattuna valuma-alueen ojitusalueilta esitettyihin (Hynninen &



Kuva 26. Hapen kyllästysprosentti jokivedessä turvesoiden ylä- ja alapuolella tutkimusjakson aikana.

Sepponen 1983) arvoihin. Nuorittajoessa nitriitti- ja ammonium-typen arvot kasvoivat useimmiten edettäessä turvetuotantoalueiden yläpuolelta niiden alapuolelle (kuva 21). Kokonaistypen osalta ei tilanne ollut näin selvä.

Nitraattipitoisuuden lisääntymisen on havaittu voimistavan partikkelimaisen orgaanisen aineen hajoamista Rickleån-joessa (Ruotsi) (Karlström 1976). Turvetuotantoalueiden typpikuormitus saattaa lisätä sekä liukoisten että partikkelimaisten orgaanisten aineiden hajoamista myös Kiiminkijoessa.

Humusvesien hapen kulutuksen on arveltu johtuvan myös raudan kemiallisista hapettumisreaktioista (Stumm ja Lee 1960, Stumm ja Morgan 1970, Miles ja Brenzonik 1981). Niinpä myös tutkittujen vesien suuri rautapitoisuus voi osaltaan heikentää vesien happitaloutta.

6 T I I V I S T E L M Ä

Humuksen ominaisuuksista ja merkityksestä turvetuotantoalueiden vesissä on saatavissa vähän tietoa. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää veden kuljettomien orgaanisten aineiden koostumusta ja pitoisuuksia eräiden Kiiminkijoen valuma-alueen turvetuotantosoiden ja luonnontilaisen vertailualueen valumavesissä sekä joessa turvetuotantosoiden vaikutuspiirissä. Myöskin orgaanisten aineiden pitoisuuksista eri menetelmillä saatavia tuloksia vertailtiin keskenään. Lisäksi selvitettiin orgaanisten aineiden yhteyttä raudan ja fosforin esiintymiseen.

Loppukesällä ja syksyllä 1984 suoritettut selvitykset keskittyivät Kiiminkijoen suurimman sivujoen, Nuorittajoen, valuma-alueelle. Tutkimuskohteina olivat Jauho- ja Vittasuon turvetuotantoalueet, joista edellisellä nostettiin turvetta tutkimusjakson aikana. Vertailualueena oli ojittamaton Keihäsojan valuma-alue. Näytteet Nuorittajoesta otettiin turvesoiden ylä- ja alapuolelta. Tavanomaisen vesianalyysin lisäksi näytteistä määritettiin liuenneet ja partikkelimainen orgaaninen hiili, humusaineiden pitoisuus sekä humus- ja fulvohappojen osuudet. Humuksen ominaisuuksia tutkittiin myös geelisuodatuksella.

Vesissä oli paljon liukoisia orgaanisia aineita, joista suurin osa oli humusaineita. Pitoisuudet ylittivät selvästi useimpien maailmalla tutkittujen jokien arvot, kun taas ne partikkelimaisilla orgaanisilla aineilla eivät olleet poikkeuksellisia. Jauhosuolla DOC:ta ja humusaineita oli yleensä eniten, kun taas Vittasuon pitoisuudet eivät juuri poikenneet jokiveden arvoista. Keihäsojassa veden DOC-pitoisuudet vaihtelivat suuresti. Jauhoja usein Vittasuolla myös POC:n pitoisuudet olivat suuria, kun taas Keihäsojassa ne olivat samaa tasoa ja usein jopa pienempiä kuin joessa. Suurempien virtaamien vuoksi Vittasuon orgaaninen kuormitus ylitti selvästi Jauhosuon kuormituksen. Orgaanisia aineita joessa oli vain satunnaisesti enemmän turvesoiden alkuun yläpuolella.

Turvetuotantoalueiden ja varsinkin Jauhosuon valumavedet olivat hyvin tummia verrattuina Nuorittajoesta sekä myös aiemmin luonnontilaisten soiden valumavesistä esitettyihin arvoihin. Todennäköisesti ainakaan Jauhosuon veden väri ei ole vaalentunut viiden vuoden aikana alueen perustamisesta, vaikka kyseinen ilmiö joissakin tutkimuksissa onkin havaittu.

Lähes kaikkien orgaanisista aineista eri menetelmillä saatujen tulosten väliset positiiviset korrelaatiot olivat tilastollisesti erittäin merkitseviä, joskin selittävyys oli melko alhaisia. Paras korrelaatio orgaanisen hiilen kokonaismäärään fluoresenssimittauksella saatiin aallonpituudella 365/460 nm, jolla tulos oli jonkin verran parempi kuin kemiallisella hapen kulutuksella, värillä ja orgaanisten aineiden gravimetrisellä määrittelyllä. Eri menetelmillä saatujen tulosten väliset muuntokertoimet olivat samaa luokkaa aiemmin esitettyjen kanssa.

Humusaineet olivat suurimmaksi osaksi fulvohappoja humushappojen osuuden ollessa 16-42 %. Turvesoiden valumavesissä humushapot muodostivat suuremman osan humusaineista kuin joessa. Keihäsojassa pitoisuudet vaihtelivat. Fulvohapot fluoresoivat 3-10 kertaa voimakkaammin kuin humushapot.

Humuksen kolloidifraktio (f_1) värin voimistuminen näkyi erittäin selvästi veden kokonaisvärin¹ lisääntymisenä. Turvesoilla ja useimmiten Keihäsojassa fraktio oli voimakasvärisempi kuin joessa. Tämä keskimäärin suurimolekyylipainoisin fraktio oli humuksen geelisuodatusfraktioista voimakasvärisin ja fluoresoi heikosti. Seuraavaksi erottunut ns. välifraktio (f_0) vaikutti jo voimakkaasti vesien fluoresenssiin. Sen väri oli edellistä heikompi. Keskimäärin pienimolekyylipainoisimman ns. liukoisen fraktion (f_2) vaikutus fluoresenssilukemaan oli muita fraktioita suurempi. Väriä siinä oli lähes yhtä paljon kuin f_0 :ssa. Hiiltä turvesoiden valumavesissä ja Keihäsojassa oli eniten f_1 :ssä ja joessa f_0 :ssa tai f_2 :ssa. Tosin kuin järvihumuksella, fraktioiden hiilestä oli kuitenkin aina yli puolet fraktioissa f_1 ja f_0 . Kolloidifraktiossa oli värin ja hiilen välillä merkitsevä positiivinen korrelaatio. Vesien hiilipitoisuuden kasvu näkyi tilastollisesti jokseenkin merkitsevästi vain fraktiossa f_0 , missä oli jokseenkin merkitsevä positiivinen korrelaatio värin⁰ ja hiilen välillä.

Tutkituissa vesissä oli paljon rautaa. Näin oli varsinkin turvesoiden vesissä ja rautapitoisuudet kasvoivat joessa Vittasuon alapuolella. Jauhosuon alapuolella pitoisuudet eivät enää lisääntyneet. Ojavesissä kiintoaineen korrelaatio kokonaisrautaan oli voimakas, kun taas joessa kokonaisraudan ja humusaineiden sekä DOC:n väliset korrelaatiot olivat tilastollisesti merkitseviä. 'Liukoinen' rauta oli sitoutunut suurimmaksi osaksi humuksen kolloidifraktioon. Kokonaisrautapitoisuuden kasvaessa pitoisuudet keskittyivät selvimmin f_1 :een. Niinpä turvesoiden vesissä, joissa oli paljon rautaa, oli f_1 :n rautapitoisuus aina selvästi suurempi kuin joessa ja Keihäsojassa. Rauta määräsi voimakkaasti f_1 :n ja f_2 :n väriä. Hiilen ja raudan välillä oli f_2 :ssa jokseenkin merkitsevä positiivinen korrelaatio. Kolloidifraktion hiilen kyky sitoa rautaa oli yleensä muita fraktioita suurempi. Koska helpoimmin sedimentoituvan rautapitoisen kolloidifraktion osuus humuksesta värin ja useimmiten myös hiilen perusteella oli turvesoiden vesissä joesta mitattua suurempi, voi sillä olla kiintoaineen ohella keskeinen merkitys näiden vesien rautakuormituksessa.

Kokonaisfosforin ja ortofosfaatin pitoisuudet turvesoiden valumavesissä olivat useimmiten suurempia kuin joessa. Tilanne jokivesien fosforipitoisuuksissa oli sama kuin raudalla. Ns. hiukkasfosfori määräsi selvästi kokonaisfosforin pitoisuuksia. Suurin osa suodattuvasta fosforista oli f_1 :ssä ja f_2 :ssa oli usein toinen, joskin heikompi, fosforihuippu. Kolloidifraktion fosforipitoisuudet olivat Jauhosuolla selvästi ja Vittasuolla jonkin verran joesta mitattuja suurempia. Koska selviä eroja ei havaittu muissa fraktioissa, näyttäisikin turvesoiden fosforikuormitus suodattuvan fosforin osalta liittyvän juuri kolloidifraktioon. Kolloidifraktiossa havaittu fosforin positiivinen korrelaatio fluoresenssiin kuvastanee humuksen ja fosforin välisiä yhteyksiä. Aineistossa esiintyneet kokonaisfosforin ja ortofosfaatin tilastollisesti merkitsevät positiiviset korrelaatiot veden värin ja humusaineiden määrän kanssa johtunevat kasviplaktonin ravinteiden käytön heikentymisestä vesien heikossa valaistuksessa, 'liukoisen' fosforin esiintymisestä osittain humuksen kolloidifraktiossa sekä mahdollisesti myös ortofosfaatin sitoutumisesta jollain tavoin humukseen. Useiden tutkimusten mukaan on mahdollista, että humukseen sitoutunutta fosforia vapautuu eri prosesseissa ravinteiden kiertoa ja sillä voi näin olla rehevöittävä vaikutusta. Käyttökelpoisen fosforin osuuden arviointi turvetuotantoalueiden valumavesissä, kuten yleensäkin humusvesissä, on tällä hetkellä vaikeaa.

Orgaanisten aineiden määrän vaikutus hapen kyllästysprosenttiin näkyi selvimmin joessa, missä kyllästysprosentin arvot olivat useimmiten pienempiä turvesoiden ala- kuin yläpuolella. Orgaanisten aineiden hajoaminen joessa saattaa voimistaa turvesoiden ravinnekuormituksen seurauksena. Myös humukseen sitoutuneen raudan hapettumisreaktioilla voi olla merkitystä hapen kuluttajana tässä tutkituissa runsaasti rautaa sisältävissä vesissä.

KIRJALLISUUS

- Ahl, T. & Oden, S. 1972: River discharges of total nitrogen, total phosphorus and organic matter into the Baltic from Sweden. - Ambio Special Report 1:51-56.
- Aho, J. & Lehto, O. 1984: Effect of ionic strength on elution of aquatic humus in gel filtration chromatography. - Arch. Hydrobiol. 101:21-38.
- Aleksandrova, L.N. 1967: Organomineral humic acid derivatives and methods of studying them. - Soviet Soil Sci. 7:903-913.
- Almgren, T., Josefsson, B., Nyquist, G. 1975: A fluorescence method for studies of spent sulfite liquor and humic substances in sea water. - Anal. Chim. Acta 78:411-422.
- Black, A.P. & Christman, R.E. 1963a: Chemical characteristics of fulvic acids. - J. Amer. Water Works Assoc. 55: 897-912.
- Bloomfield, C. 1952: Translocation of iron in podzol formation. - Nature 1970: 542.
- Braekke, F.H. 1978: Ionetransport og svovel omsetning i torvmark. I. Effect av sur nedbør på torvmolitter med permanente grunnvannspil og temperatur regulering. (Ion transport and sulphur turnover i peatland. I. Effects of acid precipitation on peat monoliths under controller temperature and ground water regimes. SNSF-project, IR 37/78, 176 p.
- Chalupa, J. 1963: Humic acids in water. I. Methods of preparation and determination. - Scientific paper from Institute of Chemical Technology, Prague 7(1): 17-55.
- Francko, D.A. & Heath, R.T. 1982: UV-sensitive complex phosphorus: Association with dissolved humic material and iron in a bog lake. - Limnol. Oceanogr. 27(3):564-569.
- Ghassemi, M. & Christman, R.F. 1968: Properties of the yellow organic acids of natural waters. - Limnol. Oceanogr. 13: 583-597.
- Gjessing, E.T. 1970b: Reduktion of aquatic humus in streams. - Vatten 26(1): 14-24.
- Gjessing, E.T. 1970d: Influence of ultra-violet radiation on aquatic humus. - Vatten 2:144-145.
- Gjessing, E.T. 1976: Physical and chemical characteristics of aquatic humus. - Ann. Arbor Sci. Michigan 120 pp.

- Golterman, H.L. 1973: Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets: A contribution to the understanding of eutrophication. - *Water Res.* 7: 3-17.
- Haapala, H., Hynninen, P., Hiltunen, R., Sepponen, P. & Niemelä, K. 1976: The influence upon the river Kiiminkijoki of water from its tributary Nuorittajoki. - *Aquilo Ser. Bot.* 14:32-45.
- Heikkinen, K. 1979: Humuksen merkitys Kiiminkijoen vesistössä. - Pro gradu-tutkielma. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. 109 pp.
- Heikkinen, K. 1984: Veden humuksen, orgaanisten aineiden ja raudan määristä ja esiintymismuodoista sekä pH:n vaihtelusta Kiiminkijoen joella 13.2.-28.7.1983. - Loppuraportti Suomen Akatemian ympäristötieteelliselle toimikunnalle. 98 pp.
- Heikkinen, K. 1985: Humus Kiiminkijoen vesistöissä. - Humusseminaari 27.-28.9.1984. Suomen Akademia, Valtion ympäristötieteellinen toimikunta. Suomen Akatemian julkaisuja 3(1985):20-32.
- Heikurainen, L., Kenttämies, K. & Laine, J. 1978: The environmental effects of forest drainage. Lyhennelmä: Metsäojituksen ympäristövaikutukset. - *Suo* 29(3-4): 49-58.
- Helsingin yliopisto, limnologian laitos 1983: Turvetuotannon vesistökuormitus, - Kauppa- ja teollisuusministeriö, energiaosasto. Sarja D:29. Helsinki 1983.
- Hutchinson, G.E. 1957: A treatise on limnology. Vol. 1. Wiley & Sons Inc., New York. 1015 pp.
- Hynninen, P. 1981: Kiiminkijoen vesistön veden laadusta, siihen vaikuttavista tekijöistä ja joen suojelusta. - Kiiminkijoen laskua koskeva yhteenvetopalaveri 13.8.1981. Kiiminki. 16 pp.
- Hynninen, P. & Sepponen, P. 1983: Erään suoalueen ojituksen vaikutus purovesien laatuun Kiiminkijoen vesistöalueella, Pohjois-Suomessa. - *Silva Fennica* 17(1): 23-43.
- Hyvärinen, E. 1964. Humusaineet, vesiemme perustuotantoon vaikuttava tekijä. - *Limnologisymposion* 1962: 106-112.
- Ilvessalo, Y. 1960: Soiden esiintyminen Suomessa. - *Suo* 11: 55-62.
- Jackson, T.A. & Schindler, D.V. 1975: The biochemistry of phosphorus in an experimental lake environment: evidence for the formation of humic-metal-phosphate complexes. - *Verh. Internat. Veirein. Limnol.* 19: 211-221.
- Josefsson, B. 1973: Determination of dissolved organic compounds in natural waters. - Göteborgs universitet. Inst. för analytisk Kemi. Göteborg.
- Karlström, U. 1976: Effects of nitrogen fertilization on the decomposition rate of organic materials in running waters. - *Vatten* 5: 265-270.

- Kauppi, L. 1975: orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. - Vesihallituksen tiedotuksia 84.
- Kenttämies, K. 1980 : The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basin. - IASH-AISH Publ. No. 130: 277-284.
- Koenings, J.P. 1976: In situ experiments on the dissolved and colloidal state of iron in an acid bog lake. - Limnol. Oceanogr. 21(5): 674-683.
- Koenings, J.P. & Hooper, F.F. 1976: The influence of colloidal organic matter on iron and iron-phosphorus cycling in an acid bog lake - Limnol. Oceanogr. 21(5): 684-696.
- Koutaniemi, L. 1982: The relationship between relative height and microrelief: three case studies from Northern Finland. - Fennia 160(2): 277-294.
- Kuusela, K. & Heikkinen, K. 1983: Kiiminkijoen ekosysteemitutkimus, esitutkimusraportti. - Moniste. Oulun yliopisto, eläintieteen, laitos. 44 pp.
- Laaksonen, R. 1970: Vesistöjen veden laatu. Summary: Water quality in the water systems. - Soil Hydrotech. Invest. 47. 132 pp.
- Lean, D.R.S. 1973: Phosphorus dynamics in lake water. - Amer. Sci. 197: 678-680.
- Mantoura, R.C.F. & Riley, J.P. 1975: The analytical concentration of humic substances from waters. - Anal. Chim. Acta 76: 97.
- McDowell, W.H. & Fisher, S.G. 1976: Autumnal processing of dissolved organic matter in a small woodland stream ecosystem. - Ecology 57: 561-569.
- Miles, C.J. & Brenzonik, P.L. 1981: Oxygen consumption in humic-colored waters by a photochemical ferrous-ferric catalytic cycle. - Env. Sci. Technol. 15(9): 1089-1095.
- Moeller, J.R., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Petersen, R.C., Cushing C.E., Sedell, J.R., Larson, R.A. & Vannote, R.L. 1979: Transport of dissolved organic carbon in streams of differing physiographic characteristics. - Organic Geochemistry 1: 139-150.
- Newbern, L.A., Webster, J.R., Benfield, E.F. & Kennedy, J.H. 1981: Organic matter transport in an Appalachian Mountain river in Virginia, U.S.A. - Hydrobiologia 83: 73-83.

- Pennanen, V. 1980: Humusfraktiot Hakojärvissä v. 1975: - Lisen-
siaattityö, Helsingin yliopisto, limnologian laitos.
Helsinki. 68 pp.
- Pennanen, V. & Sederholm, H. 1974: The fluorescence activity of
gelfractionated lake waters of different color value.
- Aqua Fennica 1974: 3-7.
- Pohjois-Pohjanmaan Seutukaavaliitto 1983: Pohjois-Pohjanmaan tur-
vevarat ja niiden käyttö. Pohjois-Pohjanmaan energia-
ohjelmaan liittyvä erillisselvitys. - Pohjois-Pohjanmaan
seutukaavaliitto, julkaisusarja A 536.
- Rashid, M.A. 1971: Role of humic acids of marine origin and their
different molecular weight fractions in complexing di-
and trivalent metals. - Soil Sci. 111(5): 298-306.
- Reuter, J.H. & Perdue, E.M. 1972: Chemical characterization of
dissolved organic matter and its influence on the
chemistry of river water. - Pub. No. ERC-0372. Georgia
Inst. of Technol. School of Geophys. Sci.. Environ.
Resources Ctr.
- Ruuhijärvi, R. 1960: Über die regionale Einteilung der nordfin-
nischen Moore. - Ann. Bot. Soc. Vanamo 34(2): 1-40.
- Ryhänen, R. 1968: Die Bedeutung der Humussubstanzen im stoff-
haushalt der Gewässer Finnlands - Mitt. Internat.
Verein. Limnol. 14: 168-178.
- Ryhänen, R. 1971: Hakojärven tutkimus. Tulosten tarkastelu ja so-
veltamisen näkökohtia. - Limnologisymposium 1971: 69-86.
- Salonen, K. 1979: A versatile method for the rapid and accurate
determination of carbon by high temperature combustion.
- Limnol. Oceanogr. 24(1): 177-183.
- Saunders, G.W. 1976: Decomposition in freshwater. - In: Anderson,
J.M. and Macfadyen, A. (eds.): The role of terrestrial
and aquatic organisms in decomposition processes.
17th Symp. Brit. Ecol. Soc.: 341-373.
- Schnitzer, M. & Khan, S.U. 1972: Humic substances in the envi-
ronment. Marcel Dekker Inc., New York.
- Sepponen, P. & Haapala, H. 1979: Ojituksen vaikutuksesta turpeen
kemiallisiin ominaisuuksiin. (On the effect of drainage
on the chemical properties of peat). - Folia Forestalia
405.
- Seuna, P. 1981: Metsäojituksen vaikutukset virtaamiin ja pohja-
vesiin. - Vesihallitus, koulutuspäivät 4.5.11.1981.
Moniste. 5 s. Jyväskylä.
- Shapiro, J. 1964: Effect of yellow organic acids and other
metals in water. - J. Am. Water Works Assoc. 56:
1062-1082.

- Smart, P.L., Finlayson, B.L. Rylands, W.D. & Ball, C.M. 1976: The relation of fluorescence to dissolved organic carbon in surface waters. - *Water Research* 10: 805-811.
- Sormunen, T. 1964: Vesibakteerien toiminnan edellytyksiä Suomen olosuhteissa. - *Limnologisymposion 1964*: 86-91.
- Stevenson, F.J. 1982: Humus chemistry; Genesis, composition, reactions. John Wiley and Sons, New York.
- Stumm, W. & Lee, G.F. 1960: The chemistry of aqueous iron. - *Sweiz. Z. Hydrol.* 22: 295-319.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1970: Aquatic chemistry. Wiley-Interscience, New York.
- Sundholm, F., Garoff, G., Mäkinen, I., Pennanen, V. & Taivainen, U.M. 1981: Ligniini - ja humusyhdisteiden määrittäminen vesistöistä spektrofluorometrisesti. - *Vesihallitus, Tiedotus* 211. 36 pp.
- Tryland, Q. 1976: Humic water dissolves metallic iron. - *Vatten* 32: 271-273.
- Tryland, Q. & Gjessing, E.T. 1975: The ultrafilterability of iron in humic waters. - *Vatten* 1(1975): 2-6.
- Wangersky, P.J. 1975: Measurement of organic carbon in seawater. - In: Gribb, T.R. (ed.), *Analytical methods in oceanography*. Ad. Chem. Ser. 147: 148-162.
- Wartiovaara, J. 1978: Phosphorus and organic matter discharged by Finnish rivers to the Baltic Sea. - *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 29.
- Weber, J.H. & Wilson, S.A. 1975: The isolation and characterization of fulvic and humic acid from river water. - *Water Research* 9: 1079-1084.
- Wershaw, R.L. & Pinckney, D.J. 1973: The fractionation of humic acids from natural water systems. - *J. Res. U.S. Geol. Surv.* 1: 361-366.
- Vesihallitus, 1977: Ii- ja Kiiminkijoen sekä Kuusamon vesistöjen vesien käytön kokonaissuunnitelma. - *Vesihallitus, Tiedotus* 136. Helsinki.
- Vesihallitus 1981: Vesihallinnon analyysimenetelmät. - *Vesihallitus, tiedotus* 213.
- Wetzel, R.G., Rich, P.H. Miller, M.C. & Allen, H.L. 1972: Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 29: 185-243.
- Visser, S.A. 1981: Fluorescence phenomena of humic matter of aquatic origin and microbial cultures. - In: Christman, R.F. & Gjessing, E.T. (eds.) *Aquatic and terrestrial humic materials*. *Ann Arb. Sci.*, 183-202.
- Yefimov, V.N. & Vasilkova, M.G. 1971: Content and composition of humic substances in peat soils. - *Soviet Soil Sci.* 1971: 314-321.

Liite 1. Orgaanisten aineiden eri määrittämissä saattujen tulosten välisiä korrelaatioita havaintoaineistossa. (HJHH = haihdutusjäennöksen hehkutushäviö, KAHH = kiintoaineen hehkutushäviö).

| | DOC | POC | TOC | Väri | Suoda- tettu väri | Fluore- sensi 315/460 | Fluore- sensi 365/460 | Fluore- sensi 335/425 | HJHH |
|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---------------|
| DOC | | | | | | | | | |
| POC | .57 *** 42 | | | | | | | | |
| TOC | .98 *** 42 | .70 *** 42 | | | | | | | |
| Väri | .69 *** 42 | | .77 *** 42 | | | | | | |
| Suoda- tettu väri | .85 *** 42 | | .85 *** 42 | .87 *** 42 | | | | | |
| Fluore- sensi 315/425 | .74 *** 42 | | .77 *** 42 | .76 *** 42 | .81 *** 42 | | | | |
| Fluore- sensi 365/460 | .78 *** 42 | | .81 *** 42 | .72 *** 42 | .81 *** 42 | .98 *** 42 | | | |
| Fluore- sensi 335/425 | .75 *** 41 | | .79 *** 41 | .74 *** 41 | .80 *** 41 | 1.0 *** 41 | 1.0 *** 41 | | |
| HJHH | .64 *** 42 | | .63 *** 42 | .47 *** 42 | .67 *** 42 | | | | |
| COD _{Mn} | .79 *** 37 | | .71 *** 37 | .53 *** 37 | .74 *** 37 | | | | .87 *** 37 |
| KAHH | | .78 *** 36 | .48 ** 36 | | | | | | .32° 36 |
| POC/DOC | | .75 *** 42 | | .41 ** 42 | | | | | |