

MARJA KAUPPI

REPOVEDEN ALUEEN VESISTÖJEN PERUSSELVITYS: VEDEN LAATU JA HAPPAMOITUMINEN

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS
KYMEN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI
Helsinki 1992

111

MARJA KAUPPI

**REPOVEDEN ALUEEN VESISTÖJEN PERUSSELVITYS:
VEDEN LAATU JA HAPPAMOITUMINEN**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS
KYMEN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI
Helsinki 1992

Etukannen kuvat:

Iso kuva: Repoveden ehdotettu kansallispuistoalue on eräs Etelä-Suomen tärkeimmistä uhanalaiseksi luokitellun kaakkurin pesimäalueista.

Pieni kuva: Korkeiden kallioiden ympäröimät pienet järvet ja lammet ovat ominaisia Repoveden alueelle. Kuvassa Haukilampi.

Kuvat: Lassi Kujala

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:

Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki
puh. (90) 56 601/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-6373-4
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1992

Julkaisija
Vesi- ja ympäristöhallitus
Kymen vesi- ja ympäristöpiiri

Julkaisun päivämäärä
17.6.1992

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

Kauppi, Marja

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys: veden laatu ja happamoituminen

Julkaisun laji

Tutkimusraportti

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispv

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Pääosin Pohjois-Valkealassa sijaitseva Repoveden alue kuuluu Mäntyharjun reittiin, jota on ehdotettu erityistä suojelua vaativaksi vesistöalueeksi. Repoveden alueelle on ehdotettu kansallispuistoa. Sen toteutuminen on kuitenkin toistaiseksi lykkääntynyt. Kaavallulle kansallispuistoalueelle on sen sijaan perustettu ydinalue ja kuusi erillistä suojelualuetta. Repoveden alue sisältyy myös rantojensuojeluohjelmaan.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin Repoveden ehdotetun kansallispuistoalueen järvien veden laatua ja 12 pienen järven happamoitumista vuosina 1990 – 1991. Lisäksi yhden kirjasvetisen järven sedimentistä tehtiin piilevätutkimus ja määritettiin metallit. Alueen järviä ei ollut mukana valtakunnallisessa happamoitumistutkimuksessa HAPRO:ssa. Näytteitä otettiin myös alueen reunoilla sijaitsevista suurista järvistä Repovedestä ja Tihvetjärvestä.

Tutkitut pienvedet olivat pääasiassa kirkasvetisiä lukuun ottamatta yhtä humuslampea. Ne olivat niukkaravinteisia ja rehevyytasoltaan karuja. Happamoitumista vastaava puskurikyky oli hyvin pieni. Tutkimuskohteista kaksi oli pysyvästi happamia. Sulfaatti oli vallitseva anioni humuslampea lukuun ottamatta. Happamat lumensulamisvedet kohottivat huomattavasti nitraattityppipitoisuuksia jään alla. Mallitarkastelun perusteella alkaliniteetti oli alentunut huomattavasti. Vastaava happamoitumiskehitys näkyi myös verrattaessa vanhoja (1960-luvulta) ja uusia vedenlaatutuloksia, mm. veden värissä ja kemiallisessa hapenkulutuksessa.

Happamoitumista ei kuitenkaan voitu todeta sedimentin piilevästön perusteella. Tutkitussa järvessä piilevästöt kuvastivat ennen kaikkea veden kirkkautta. Valtalajeina olivat *Cyclotella kuetzingiana* var. *radiosa* ja *C. kuetzingiana*. Järven lähivaluma-alueella tehdyt metsätalostoimenpiteet heijastuivat heikosti piileväyhteisössä.

Happamoituminen Repoveden alueella ei ole yhtä pitkällä kuin tutkimuksen vertailualueina olleissa Salpausselän eteläpuolisissa latvavesissä tai esimerkiksi Nuuksion järviylängöllä Pohjois-Espoossa. Repovesi ja Tihvetjärvi suurina järvinä eivät ole vaarassa happamoitua. Repoveden veden laatu on erinomainen. Tihvetjärvi on lievästi rehevöitynyt. Vesien suojelellisen uhkan muodostavat ilmaperäisen kuormituksen lisäksi mahdolliset metsätalustoimenpiteet. Repoveden alueella on kaikki edellytykset kansallispuistoksi. Alueen virkistyskäyttöarvo ja tutkimuksellinen merkitys on huomattava, esimerkiksi viime aikoina siellä on tehty useita muitakin ekologisista tutkimuksia.

Asiasanat (avainsanat)

Veden laatu, pienvedet, luonnonsuojelu, erityistä suojelua vaativat vedet, happamoituminen, sulamisvesi, sedimentit, piileväanalyysi, metsätalous, ympäristövaikutukset, Mäntyharjun reitti, Repovesi

Muut tiedot

Fil.kand. Kristiina Eskonen (T:mi Mikrobio) on Valkjärven piilevätutkimuksen tekijä ja kirjoittaja.

Sarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja –
sarja A 111

ISBN

951-47-6373-4

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

79

Kieli

Suomi

Hinta

Luottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

Valtion painatuskeskus
PL 516, 00101 HELSINKI

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus
PL 250, 00101 HELSINKI

Utgivare
Vatten- och miljöstyrelsen
Kymmene vatten- och miljödistrikt

Utgivningsdatum
17.6.1992

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)
Kauppi, Marja

Publikation (även den finska titeln)

Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys
(En grundutredning om vattenkvalitet och försurning av vattendrag i Repovesi området)

Typ av publikation
Forskningsrapport

Uppdragsgivare

Datum för tillsättandet av organet

Publikationens delar

Referat

Repovesiområdet, vilket huvudsakligen ligger inom Valkeala kommun, tillhör Mäntyharjustråten, som har föreslagits till ett vattendrag med särskilda beskyddningsåtgärder. En nationalpark har föreslagits till Repovesiområdet. Dess förverkligande har tillsvidare dock blivit uppskuten. På det planerade nationalparkområdet har bildats ett kärnområde och sex separata beskyddningsområden. Repovesiområdet tillhör också strandbeskyddningsprogrammet.

I denna undersökning utreddes vattenkvalitet och försurning av 12 små sjöar i det föreslagda Repovesi nationalparkområdet under åren 1990 – 1991. Därtill gjordes sedimentundersökningar (kiselalger och metaller) av en liten sjö med klart vatten. Det nationella försurningsforskningsprojektet (HAPRO) innehöll inga sjöar i Repovesiområdet. Vattenprover togs också av två stora sjöar Repovesi och Tihvetjärvi, som ligger vid kanten av det undersökta området. Vattnet var klart i de flesta mindre vattendragen utom ett humusträsk. De var oligotrofiska. Buffertförmågan mot försurningen var mycket låg. Två sjöar var permanent sura. Sulfat var den dominerande anjonen utom i humusträsket. Sura smältvatten lyfte märkbart nitratkvävehalten under isen. Enligt modellgranskning har alkaliniteten sjunkit märkbart. Motsvarande försurningstrend kunde ses också när man jämförde gamla (från 1960 talet) och nya vattenkvalitetsresultat, bl.a. i vattenfärg och kemisk syreförbrukning.

Försurning kunde dock inte konstateras på grund av sedimentens kiselalger. I den undersökta sjön avspeglade kiselalgerna framför allt klart vatten. De dominerande arterna var *Cyclotella kuetzingiana* var *radiosa* och *C. kuetzingiana*. Skogsbruksårgärder på sjöns närvrinningsområde reflekterades svagt i kiselalgflora.

Försurningen på Repovesiområdet är inte lika långt som i övre loppet av vattendragen söder om Salpausselkä eller sjöarna i höglandet i Noux i norra Esbo, som var referensområden för undersökningen. Repovesi och Tihvetjärvi som är stora sjöar är inte i fara att försuras. Vattenkvaliteten i sjön Repovesi klassificeras som utmärkt. Sjön Tihvetjärvi är mesotrofisk. Riskfaktorer för vattenskyddet omfattar utom nedfallande stoft även möjliga skogsbruksåtgärder. Repovesiområdet har alla förutsättningar till en nationalpark. Området har märkbart värde för rekreation och undersökning, t.ex. under de senaste åren har där utförts flere andra ekologiska undersökningar.

Sakord (nyckelord)

Vattenkvalitet, små vattendrag, naturskydd, vattendrag som behöver särskilt skydd, försurning, smältvatten, sediment, kiselalger, skogsbruk, miljöpåverkan, Mäntyharjustråten, Repovesi

Övriga uppgifter

Fil.kand. Kristiina Eskonen (T:mi Mikrobio) har uträttat och författat kiselalgundersökningen om sedimentet i sjön Valkjärvi

Seriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer – serie A 111

ISBN

951-47-6373-4

ISSN

0786-9592

Sidantal

79

Språk

Finska

Pris

Sekretessgrad

Offentlig

Distribution

Statens tryckericentral
PB 516, SF-00101 HELSINGFORS, FINLAND

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen
PB250, SF-00101-HELSINGFORS, FINLAND

Published by
National Board of Waters and the Environment
Kymi Water and Environment District

Date of publication
17.6.1992

Author(s)
Kauppi, Marja

Title of publication
Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys: veden laatu ja happamoituminen
(Baseline study on water quality and acidification of lakes in the Repovesi area)

Type of publication
Research report

Commissioned by

Parts of publication

Abstract

The Repovesi area is a part of Mäntyharju watercourse that has been proposed as one of the watercourses which need special protection. A national park has been proposed to be established in the Repovesi area. However, until now only a core area and six individual protection areas have been established. The Repovesi area is also included in the shore protection programme. This study deals with water quality and acidification of 12 small lakes in the proposed national park area of Repovesi in 1990 – 1991. Water samples were taken also from two big lakes, Lake Repovesi and Lake Tihvetjärvi. Diatoms and metals were analysed from a sediment profile of a small clearwater lake. The national acidification research project (HAPRO) included none of the lakes in the Repovesi area.

The small lakes were mainly clearwater lakes with the exception of one humic pond. They were oligotrophic. The buffer capacity against acidification was very low. Two of the lakes were permanently acidic. Sulphate was the dominating anion except in the humic pond. Acid snowmelt waters increased markedly the nitrate nitrogen contents under the ice cover. Acidification models showed that alkalinity values have decreased much in the small lakes. Comparison between the old (from the 1960's) and new water quality results showed also the development of acidification e.g. in water colour and in chemical oxygen demand.

However, acidification was not evident in the paleolimnological investigations of one of the lakes. The diatoms reflected above all the clarity of water. The dominate species were *Cyclotella kuetzingiana* var. *radiosa* and *C. kuetzingiana*. The forestry measures in the nearby catchment area of the lake were poorly reflected in the diatom flora. Acidification in the Repovesi area is not as advanced as in the headwaters south of Salpausselkä or e.g. in the Nuuksio area in northern Espoo. The water quality of Lake Repovesi is classified as excellent. Lake Tihvetjärvi is mesotrophic. Risks to water protection consist of air pollution and of possible forestry measures.

The Repovesi area meets all the requirements set for a national park. It has a considerable recreational value and research value, e.g. many other ecological studies have been made in Repovesi area in recent years.

Keywords

Water quality, small lakes, headwaters, nature protection, acidification, snowmelt water, sediments, diatoms, paleolimnology, forestry, Mäntyharju watercourse, Repovesi, Finland

Other information

Ms. Kristiina Eskonen (M.Sc.) has done the diatom investigation on the sediment of Lake Valkjärvi and is the author of the relevant section.

Series (key title and no.)
Publications of the Water and Environment
Administration – series A 111

ISBN
951-47-6373-4

ISSN
0786-9592

Pages
79

Language
Finnish

Price

Confidentiality
Public

Distributed by
Government Printing Centre
P.O.Box 516, SF-00101 HELSINKI, FINLAND

Publisher
National Board of Waters and the Environment
P.O.Box 250, SF-00101 HELSINKI, FINLAND

ALKUSANAT

Tämä tutkimus on Repoveden ehdotetun kansallispuistoalueen vesistöjen veden laadun perusselvitys. Se antaa myös käsityksen Pohjois-Valkealan pienviesien happamoitumisesta. Tutkimuksen tulokset ovat vertailukelpoisia valtakunnallisen HAPRO-tutkimuksen kanssa.

Tutkimuksen on tehnyt Kymen vesi- ja ympäristöpiiri, ja siitä vastasi limnologi Marja Kauppi. FK Kristiina Eskonen on kirjoittanut tämän julkaisun luvun 4.4 (Valkjärven sedimentin piilevät).

Tutkimuksen kuluessa ja raporttia kirjoittaessani olen saanut runsaasti apua eri puolilta. Erityisesti kiitän MMK Lauri Heittoa Kymijoen vesiensuojeluyhdistys r.y:stä tulosten atk-käsittelyn, mallitarkastelun ja tulkinnan avustamisessa sekä hyvistä käsikirjoituksen korjausehdotuksista. MMK Jaakko Manniolle ja MMT Martin Forsiukselle vesi- ja ympäristöhallituksesta myös erityinen kiitos monipuolisesta avusta ja paneutumisesta Repoveden pienviesien tilaan sekä kiitos käsikirjoituksen asiantuntijatarkastuksesta. FT Heikki Kurimoa ja FK Arto Hovia Kouvolan kaupungin ympäristönsuojelutoimistosta sekä FK Vesa Toivolaa Valkealan kunnan ympäristönsuojelutoimistosta kiitän hyvästä yhteistyöstä. FK Kristiina Eskoselle lämmin kiitos yhteistyöstä. FL Olavi Sandmanille Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiristä kiitos saamastani avusta sedimenttitulosten tulkinnassa.

Kymen vesi- ja ympäristöpiiristä kiitän erityisesti kenttä- ja laboratoriohenkilökuntaa sekä FK Jyrki Tossavaista graafisesta tulostamisesta, metsätalousteknikko Irma Lehtolaa metsänkäsittelytietojen kokoamisesta, insinööri Jari Ruokolaa valuma-alue tietojen laskemisesta, Laila Haapasta puhtaaksi piirtämisestä ja Mirja Lundgrenia tekstinkäsittelystä.

Kiitos myös Helgingin vesi- ja ympäristöpiiriin ja vesi- ja ympäristöhallinnon tutkimuslaitoksen laboratoriohenkilökunnalle saamistani palveluista. Kiitos kaikille muillekin, jotka ovat jollain tavoin auttaneet tämän tutkimuksen toteuttamisessa ja raportin syntymisessä.

Kouvolassa 17.6.1992

Marja Kauppi

SISÄLLYS

| | |
|---|----|
| ALKUSANAT | 6 |
| 1 JOHDANTO | 9 |
| 2 TUTKIMUSALUEEN TAUSTATIETOJA | 10 |
| 2.1 Kohdevesistöt | 10 |
| 2.2 Kallio- ja maaperä | 12 |
| 2.3 Suojelualueet | 12 |
| 2.4 Metsänkäsittelyt | 15 |
| 2.5 Laskeuma | 17 |
| 2.6 Hydrologiset olosuhteet | 19 |
| 3 AINEISTO JA MENETELMÄT | 19 |
| 3.1 Vesianalyysit | 19 |
| 3.2 Sedimenttitutkimukset | 20 |
| 3.3 Vedenlaatuaineiston käsittely happamoitumistarkastelua varten | 21 |
| 3.3.1 Ionitasetarkastelu | 21 |
| 3.3.2 Mallitarkastelu | 22 |
| 3.3.3 Vertailualue | 23 |
| 4 TULOKSET | 23 |
| 4.1 Veden laatu | 23 |
| 4.1.1 Yleispiirteet | 23 |
| 4.1.2 Sulamisvesien vaikutus | 27 |
| 4.1.3 Muutokset 25 vuodessa | 28 |
| 4.2 Pienvesien happamoitumisen arvioiminen | 31 |
| 4.2.1 Ionitaseet | 31 |
| 4.2.2 Happamoitumisen määrä mallitarkasteluilla | 35 |
| 4.3 Valkjärven sedimentti | 39 |
| 4.4 Valkjärven sedimentin piilevätutkimus (Kristiina Eskonen) | 42 |
| 4.4.1 Menetelmät | 42 |
| 4.4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu | 43 |
| 4.5 Vertailualueen veden laatu | 48 |
| 5 TULOSTEN TARKASTELU | 50 |
| 5.1 Vesistöjen nykytila | 50 |
| 5.1.1 Ionitaseet | 51 |
| 5.1.2 Valkjärvi | 52 |
| 5.2 Muutos veden laadussa | 54 |
| 5.3 Vertailu muihin alueisiin | 56 |
| 5.4 Happamoitumisen vesibiologiset vaikutukset | 57 |
| 5.4.1 Alumiini | 58 |
| 5.4.2 Raskasmetallit | 61 |
| 6 TIIVISTELMÄ JA JOHTOPÄÄTÖKSET | 62 |
| KIRJALLISUUS | 64 |
| LIITTEET | 68 |

1 JOHDANTO

Repoveden alue sijaitsee pääosin Valkealan kunnassa, sen pohjoisosassa. Pieni osa alueesta sijaitsee Mäntyharjun kunnassa Mikkelin läänissä. Repoveden järvi- ja metsäalue on Kaakkois-Suomen viimeisiä erämaisena säilyneitä alueita. Sille on tyypillistä karuus, suuret maaston korkeuserot, lukuisat pienet järvet ja lammet sekä luonnontilaisuus, lukuun ottamatta toteutettuja metsätaloustoimenpiteitä. Alueen virkistyskäyttöarvo on suuri, sillä siellä on useita merkittäviä vaellusreittejä nuotiopaikkoineen ja yöpymismahdollisuuksineen. Aluetta onkin usein kutsuttu "köyhän miehen Lapiksi". Virkistyskäyttöarvoa lisää alueen läheisyys taajamiin (Kouvola matkaa on noin 40 km) ja hyvä tiestö perille asti.

Repoveden alue kuuluu Mäntyharjun reittiin, jota on esitetty erityistä suojelua vaativaksi vesistöalueeksi (Komiteanmietintö 1977:49 ja ympäristöministeriön v. 1990 tekemä tiedustelu erityissuojelun tarpeessa olevista vesistöistä ja vesistönosista). Perusteluna suojelulliselle arvolle on ollut mm. vesistön puhtaus, melko hyvin säilynyt luonnontilaisuus ja tyypillinen suomalainen järviluonto. Suojelun päätavoitteena on vesistön puhtauden säilyttäminen. Suojeluarvoa uhkaavia tekijöitä Repoveden alueella on metsätaloudesta aiheutuva hajakuormitus.

Repoveden alueelle on kaavailtu perustettavaksi kansallispuisto vuoden 1992 jälkeen (Komiteanmietintö 1976:88). Kansallispuiston perustaminen on kuitenkin lykkääntynyt. Vuonna 1991 alueelle esitettiin kokonaisen kansallispuiston asemasta perustettavaksi ns. ydinalue ja erillisiä pieniä suojelualueita.

Repoveden alue on karua ylänköä. Ilmaperäinen happamoittava kuormitus on alueella merkittävä, kuten koko Etelä-Suomessa. Alueen karun ja ohuen maaperän vuoksi sen sieto hapanta laskeumaa vastaan on huono, mikä puolestaan ilmenee alueen pienvesien veden laadun muutosherkkyytenä.

Tämän tutkimuksen alkuna oli Kymenlaakson luonnonsuojelupiirin syksyllä 1990 esittämä lausuntopyyntö Kymen vesi- ja ympäristöpiirille Repoveden ehdotetun kansallispuistoalueen vesistöjen tilasta. Koska alueen pienvesistä oli olemassa vain hyvin vanhoja (1960-luvulta) analyysituloksia, niistä otettiin näytteet lokamarraskuussa 1990. Alustavat tutkimustulokset viittasivat vesistöjen happamoitumiseen. Valtakunnallisessa happamoitumistutkimuksessa (HAPRO) ei ollut tutkimuskohteita Repoveden alueella eikä aivan lähialueilla.

Repoveden alueelle on kohdistunut myös muita tutkimuksia, mm. happamoitumisen vaikutuksia virtaavien vesien pohjaeläimistöön käsittelevä tutkimus (Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitos), ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus (Pohjois-Kymenlaakson kunnat, Helsingin yliopisto) metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutustutkimus (Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri) sekä luonnontilaisten pienvesien kartoitus ja inventointi (Kymen vesi- ja ympäristöpiiri). Lisäksi Kymijoen vesiensuojeluyhdistys r.y. on tehnyt pienvesien vedenlaatututkimuksia Repoveden lähialueilla.

2 TUTKIMUSALUEEN TAUSTATIETOJA

2.1 Kohdevesistöt

Tämä tutkimus kohdistui Repovedelle kaavaillun kansallispuistoalueen sisälle jääviin pieniin järviin ja lampiin sekä Repoveteen ja Tihvetjärven Kapiaveteen, jotka ovat suuria vesistöjä alueen länsi- ja eteläreunoilla. Tutkimusvesistöt sijaitsevat ylänköalueella 61° leveyspiirin tuntumassa. Happamoitumistarkastelun vertailualueena oli kolme HAPRO-tutkimuksessa happamaksi todettua lampea Ylämaalta (kuva 1).

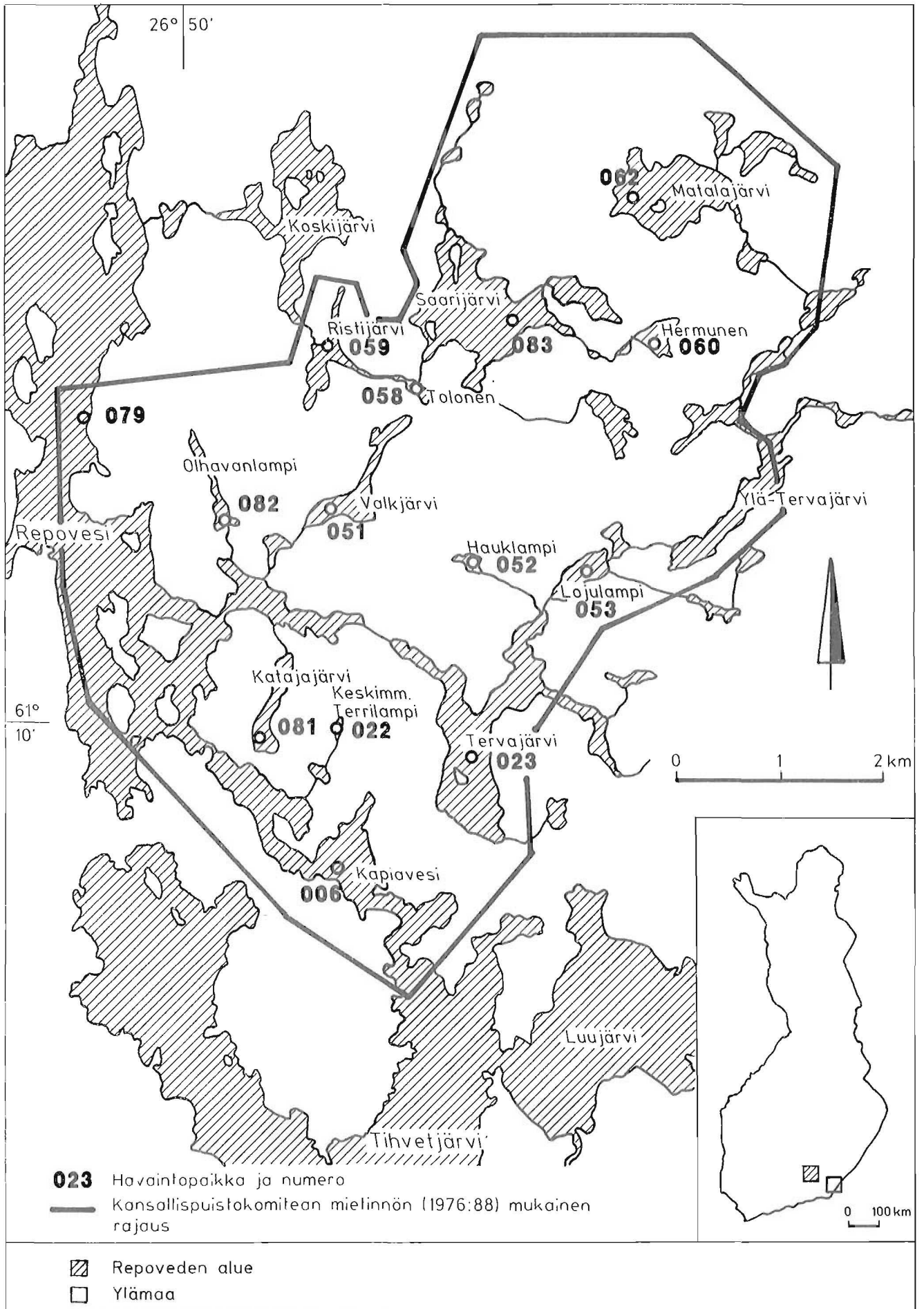
Havaintopaikkojen valinnassa kriteerinä oli vanhojen (1960-luvulla) havaintokohteiden sisällyttäminen tutkimukseen täydennettynä eräillä uusilla kohteilla niin, että tietoja saataisiin alueen eri puolilta. Repoveden suojelualueella on yli hehtaarin suuruisia järviä ja lampia 42 kappaletta, joten tässä tutkimuksessa on edustettuna noin 30 % alueen pienvesistä. Suuri Varpasenjärvi ulottuu osittain tutkimusalueelle. Se oli mukana alustavassa vedenlaatuselvityksessä syksyllä 1990, mutta ei enää varsinaisessa tutkimuksessa vuonna 1991.

Pinta-alaltaan pienvesistöt jakautuivat siten, että alle 10 hehtaarin vesistöjä oli viisi, 10 – 50 hehtaarin vesistöjä oli neljä ja kolme oli kooltaan 60 – 100 hehtaaria (taulukko 1). Luotaustutkimuksiin perustuvia syvyystietoja niistä on ainoastaan Saarijärvestä. Vesistötutkimusten näytteenottoapaikkojen kokonaissyvyystietojen perusteella kaikki vesistöt ovat melko syviä (taulukko 1).

Taulukko 1. Pinta-alatietoja tutkimusalueen pienvesistöistä ja niiden valuma-alueista.

| Järvi/lampi | Vesistön osa- alueen nro | Sy- vyys ^{*)} m | Lähivaluma-alue | | | Valuma-alue luusuaan saakka | | | Valuma- alueen ala / järven ala |
|--------------|-----------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------|--|---------------------------------|---------------------|---|
| | | | Maa-ala + järvi km ² | Järven oma pinta-ala ha | Järvi- syys % | Maa-ala + järvet km ² | Järvien pinta- alat ha | Järvi- syys % | |
| Valkjärvi | 14.981 | 20 | 1,31 | 23,2 | 18 | 1,41 | 24,5 | 17 | 5 |
| Olhavanlampi | 14.981 | 10 | 1,27 | 8,0 | 6 | 1,27 | 8,0 | 6 | 15 |
| Katajajärvi | 14.981 | 18 | 0,82 | 13,6 | 17 | 0,82 | 13,6 | 17 | 5 |
| Keskimm. | | | | | | | | | |
| Terrilampi | 14.981 | 7 | 0,18 | 1,8 | 10 | 0,18 | 1,8 | 10 | 9 |
| Matalajärvi | 14.984 | 12 | 2,07 | 58,6 | 28 | 7,96 | 107,1 | 13 | 13 |
| Lojulampi | 14.984 | 22 | 0,89 | 13,6 | 15 | 90,57 | 1 447,2 | 16 | 665 |
| Tervajärvi | 14.984 | 12 | 4,39 | 97,6 | 22 | 96,59 | 1 554,2 | 16 | 98 |
| Haukilampi | 14.984 | 17 | 1,20 | 3,0 | 2 | 1,20 | 3,0 | 2 | 39 |
| Ristijärvi | 14.985 | 12 | 1,51 | 15,5 | 10 | 8,07 | 138,6 | 17 | 51 |
| Tolonen | 14.985 | 15 | 0,21 | 3,0 | 14 | 6,56 | 123,1 | 19 | 218 |
| Hermunen | 14.985 | 31 | 0,50 | 8,0 | 16 | 0,70 | 11,7 | 17 | 8 |
| Saarijärvi | 14.985 | 46 | 2,92 | 85,9 | 29 | 6,35 | 120,1 | 19 | 6 |

*) Näytteenottoapaikan keskimääräinen kokonaissyvyys



Kuva 1. Tutkimusalue ja -vesistöt sekä vertailualue (Ylämaa).

Liitteestä 1 ilmenee tutkittujen vesistöjen keskinäiset laskusuhteet vesistön osa-alueittain.

Puolet tutkimuskohteista on latvajärviä tai lähes latvajärviä, ts. ne saavat vetensä suoraan sadannasta ja ympäröivältä maa-alueelta. Niiden lähivaluma-alueet ovat samoja tai lähes samoja kuin niiden koko valuma-alueet ja kooltaan pieniä (taulukko 1). Matalajärvellä, Ristijärvellä ja Saarijärvellä on järvien kokoon nähden hyvin pienet lähivaluma-alueet. Myös niiden koko valuma-alueet ovat suhteellisen pieniä (taulukko 1).

Lojulampi ja Tervajärvi poikkeavat muista tutkimuskohteista suhteellisen suuren yläpuolisen valuma-alueensa ja sen sisältämien vesistöjen puolesta (taulukko 1). Lojulampi laskee suoraan Tervajärveen. Tolonen sijaitsee Saarijärven ja Ristijärven välissä niin, että Saarijärvi laskee siihen (liite 1).

2.2 Kallio- ja maaperä

Repoveden alueen topografialle on ominaista useat kymmenien metrien korkuiset pystyt kalliojyrkänteet, jotka ovat Suomen korkeimpia. Alueen kallioperä koostuu lähes täysin kahdesta erilaisesta graniitista: mikrokliniinigraniitista ja rapakivigraniitista. Kivilajien raja kulkee alueen eteläosassa itä-länsisuuntaisena. Graniitit ovat pääasiassa kalium-, natrium-, kalsium- ja alumiinisilikaatteja (Toivola 1990). Repoveden alueella on runsaasti kalliopaljastumia.

Repoveden alueen maaperä on vähäravinteista ja hyvin ohutta, pääasiassa moreenia. Kallioiden välissä rotkoissa ja painanteissa sekä lampien rannoilla on soistuneita alueita. Maannos on podsolimaannosta ja kivennäismaa on kallioperästä johtuen hyvin ravinneköyhää. Maaperän puskurikyky happamoitumista vastaan on huono (Toivola 1990).

2.3 Suojelualueet

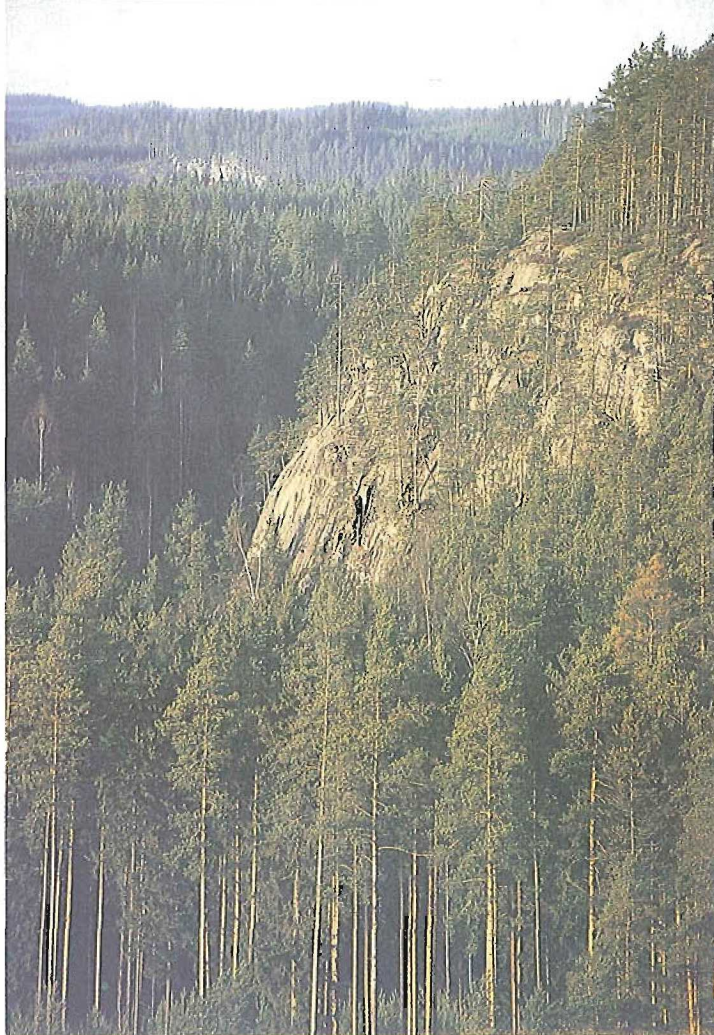
Kansallispuistokomitean mietinnössä (Komiteamietintö 1976:88) Repoveden alueelle ehdotetun kansallispuiston maapinta-ala on noin 2 890 hehtaaria. Rajaukseen sisältyi vesialueita noin 800 hehtaaria. Kansallispuisto ehdotettiin perustettavaksi vuoden 1992 jälkeen. Aluetta ei sisällytetty kansallispuistoverkon lähiajan kehittämissuunnitelmaan vuoden 1978 valtioneuvoston periaatepäätöksessä.

Ympäristöministeriön kehotuksesta Kymen lääninhallitus asetti vuonna 1990 työryhmän selvittämään Repoveden alueen käyttöä. Kymenlaakson luonnonsuojelupiirin pyynnöstä luonto- ja ympäristöasiantuntijat antoivat kirjallisena lausuntonsa luonnonsuojelupiirille toimitettavaksi edelleen Repovesi-työryhmälle. Lausunnot koskivat kaavaillun kansallispuistoalueen geologiaa (FK Vesa Toivola), kasvillisuutta (FK Jorma Taarna), pienvesien tilaa (FK Harri Mäkelä), veden laatua (MMK Marja Kauppi) ja arviointia metsätalouden mahdollisista vesistövaikutuksista Repoveden alueelle sovellettuna (FT Heikki Kurimo ja FK Arto Hovi).

Repoveden ehdotettu kansallispuisto-alue on viimeisiä rakentamiselta säästyneitä järvi- ja metsäerämaa-alueita koko eteläisessä Suomessa. Alue on kauttaaltaan mäki- ja vuorimaata. Kuvan Olhavanvuori on eräs komeimpia ja tunnetuimpia Repoveden alueen nähtävyyksistä. Olhavanlampeen putoava pystysuora kallioseinä on mittasuhteiltaan ainutlaatuinen maassamme ja on päässyt mm. vuorikiipeilyä harrastavien suosioon.

Olhavanvuorelle pääsee Valkealan kunnan merkittävää ulkoilu- ja retkeilyreittiä pitkin. Vuorelta avautuvat näkymät laajalti lounaaseen ja jyrkänteen alapuoliseen Olhavanlampeen. Maisemaa valitettavasti rasittavat suuret avohakkuualueet.

Kuvat: Lassi Kujala





Erämaa raikuu vielä nykyisin kurjen mahtavista reviiirihuudoista. Laji pesii Pohjois-Valkealassa muutaman parin voimin.

Alkukesän valoisina öinä retkeilijä voi nauttia kehrääjän unettavan yksitoikkoisesta soidnäänestä, joka tuo mieleen rukin surinan. Kehräjä on kaakkurin ohella eräs Repoveden alueen tyyppilajeista. (Kuva alhaalla vas.)

Majava on asettunut asumaan monille Pohjois-Valkealan erämaaseudun pikkulammille. Patoamisellaan ne eivät saa paljoakaan vahinkoa aikaan, sillä lammet sijaitsevat useimmiten korkeiden mäkien välisissä painanteissa. (Kuva alhaalla oik.)

Kuvat: Lassi Kujala



Repovesi–työryhmä (1991) on kannanottonaan esittänyt Kymen lääninhallitukselle, että kaavaillulle kansallispuistoalueelle perustetaan noin 850 hehtaarin ydinalue ja kuusi erillistä suojelualuetta, joiden pinta-ala on yhteensä noin 100 hehtaaria. Alueen muilla osilla metsänkäsittely on mahdollista. Rantojen suhteen noudatetaan valtioneuvoston periaatepäätöksen (20.12.1990) mukaisen rantojensuojeluohjelman ohjeita, sillä Repoveden alue sisältyy valtakunnalliseen rantojensuojeluohjelmaan.

Maaliskuussa 1992 hankkeessa on edetty siten, että ydinalue on arvioitu ja ympäristöministeriö neuvottelee sen hankkimisesta valtiolle, ja erityisalueiden suojelutavoista neuvotellaan.

Liitteenä 2 on kartta Repoveden alueesta, josta ilmenee alkuperäinen kansallispuistokomitean mukainen aluerajaus, yhdinaluerajaus ja kuusi erillistä suojelualuetta sekä rantojensuojeluohjelman mukainen rajaus.

2.4 Metsänkäsittelyt

Metsäautoteitä alueelle on rakennettu runsaasti. Ne on tehty pääosin 1970-luvun loppupuolella. Repoveden alueen läpi kulkee autotie, joka sivuaa Valkjärveä. Tie on rakennettu 1970-luvun alussa.

Repoveden alueella on paljon avohakkuualueita. Pääosin hakkuut on tehty 1970-luvulla ja 1980-luvun alussa. Avohakkuiden jälkeen alueet on useimmiten äestetty. Jonkin verran on myös käytetty aurausta ja laikutusta. Syväaurausta on käytetty ainakin v. 1975 avohakkuualueella, joka sijaitsee pääosin Tolosen alueella, mutta ulottui osin Valkjärven pohjoisosaan (taulukko 2). Metsäojituksia ei ole tehty (alue on karua) lukuun ottamatta istutusten yhteydessä tehtyjä mätästysvakoja. Lannoituksia ei tiettävästi ole tehty. Toimenpidekuviot ovat useissa tapauksissa ulottuneet vesistön rantaan asti. Tietoja mahdollisista suojavyöhykkeistä ei ole Valkjärven vuoden 1980 hakkuualueelta lukuun ottamatta.

Huomattavimmat metsätaloustoimenpidealat suhteessa lähivaluma-alueen maa-alaan ovat olleet Tolosen (54 %), Valkjärven (37 %), Keskimmäisen Terrilammen (29 %) ja Lojulammen (25 %) alueilla. Suurimmat yksittäiset hakkuut on tehty v. 1970 Keskimmäisen Terrilammen ja v. 1980 Valkjärven valuma-alueilla (taulukko 2). Metsätaloustoimenpiteitä ei ole lainkaan tehty Katajajärven ja Haukilammen alueilla. Matalajärven, Saarijärven ja Olhavanlammen ympäristössä toimenpiteet ovat olleet vähäisiä (taulukko 2).

Valkjärven hakkuualueella kasvanut metsä on ollut hyvin vanhaa. Avohakkuun jälkeinen maanpinnan käsittely äestämällä on saattanut olla huomattavan voimaperäistä, sillä yleinen käytäntö on, että mitä vanhempi hakattu alue on, sitä syvemmälle äestetään.

Taulukko 2. Metsänkäsittelyt ja niiden osuus koko valuma-alueen pinta-alasta. Toimenpidealueen sijainnin määrittely perustuu karttatarkasteluun (1 : 20 000). Tiedot on kerätty Tehdaspuu Oy:n ja Etelä-Karjalan metsälautakunnan arkistoista.

| Vesistö | Toimenpiteet käsittelykuvioittain | % lähivaluma-alueen maa-alasta | |
|-------------|---|--------------------------------|--------|
| Valkjärvi | - 1972: n. 6 ha avohakkuu + laikutus (kauempana vesistöstä) | 5,6 | } 40,2 |
| | - 1975: 8 ha avohakkuu + äestys (kauempana vesistöstä) | 7,4 | |
| | - 1975: n. 3,5 ha avohakkuu + syväauraus (lähellä vesistöä) | 3,1 | |
| | - 1977: 1 ha avohakkuu (lähellä rantaa) | 0,9 | |
| | - 1980: 25 ha avohakkuu + äestys (lähellä rantaa; täysin koskematon silmämääräisesti arvioituna noin 20 m leveä suojavyöhyke pääosassa aluetta) | 23,2 | |
| Ristijärvi | - 1977: n. 8 ha avohakkuu + äestys (rantaan asti) | 5,9 | } 15,9 |
| | - 1981: 5 ha avohakkuu + äestys (rantaan asti) | 3,7 | |
| | - 1981: 3,9 ha avohakkuu + äestys (rantaan asti) | 2,9 | |
| | - 1991: 4,6 ha avohakkuu + äestys (kauempana vesistöstä) | 3,4 | |
| Tolonen | - 1975: n. 5 ha avohakkuu + auraus (rantaan asti) | 27,8 | } 53,9 |
| | - 1975: n. 6,5 ha avohakkuu + laikutus (rantaan asti) | 36,1 | |
| Matalajärvi | - 1980: 3 ha avohakkuu + äestys (kauempana vesistöstä) | 2,0 | } 4,0 |
| | - 1980: 3 ha avohakkuu + äestys (kauempana vesistöstä) | 2,0 | |
| Lojulampi | - 1968: 10 ha avohakkuu + kuokkalaikutus (rantaan asti) | 13,3 | } 25,3 |
| | - 1977: n. 3 ha avohakkuu + äestys (kauempana vesistöstä) | 4,0 | |
| | - 1985: n. 3 ha ylispuuhakkuu (kauempana vesistöstä) | 4,0 | |
| | - 1985: n. 3 ha avohakkuu + äestys (lähellä rantaa) | 4,0 | |
| Hermunen | - 1960: 3,5 ha avohakkuu + laikutus (rantaan asti) | 8,3 | } 18,8 |
| | - 1981: 2,4 ha avohakkuu + äestys (rantaan asti) | 5,7 | |
| | - 1981: n. 2 ha avohakkuu + äestys (lähellä rantaa) | 4,8 | |

| | | | |
|----------------------------|--|------------|--------|
| Tervajärvi | - 1970: 3,5 ha avohakkuu + laikutus (kauempana vesistöä) | 1,0 | } 14,1 |
| | - 1976: n. 20 ha avohakkuu + auraus + kulutus (lähellä vesistöä, mutta ei rantaan asti) | 5,8 | |
| | - 1977: n. 11 ha avohakkuu + äestys (lähellä vesistöä) | 3,2 | |
| | - 1977: 7 ha avohakkuu + auraus (rantaan asti) | 2,0 | |
| | - 1977: n. 4 ha avohakkuu + auraus (kauempana vesistöä) | 1,2 | |
| | - 1983: pienempiä hakkuita kauempana vesistöä: avohakkuut 2,3 ha ja ylispuuhakkuu 0,6 ha | 0,7 0,2 | |
| Haukilampi | - ei toimenpiteitä | - | |
| Keskimmäinen Terrilampi | - 1970: 3 ha avohakkuu + äestys (lähellä vesistöä) | 18,5 | } 29,3 |
| | - 1970: 2 ha avohakkuu + äestys (rantaan asti) | 10,8 | |
| Saarijärvi | - 1960: 8 ha avohakkuu + konelaikutus (rantaan asti) | 3,9 | } 6,8 |
| | - 1960: 6 ha avohakkuu + laikutus (rantaan asti) | 2,9 | |
| Olhavanlampi | - 1978: n. 2,5 ha siemenpuuhakkuu + äestys (kauempana vesistöä) | 2,1 | 2,1 |
| Katajajärvi | - ei toimenpiteitä | - | |

Valkjärven 1980-luvun hakkuualueelle tehtiin maaliskuussa 1992 maastokäynti suojavyöhykkeen tarkistamiseksi. Hakkuualue mukailee järven länsi-luoteisosan rantaa. Sen ja vesistön väliin on jätetty noin 50 m leveä suojakaista hakkuualueen etelä- ja pohjoisreunoja lukuun ottamatta. Niissä kohdin suojavyöhyke on huomattavasti kapeampi ja puustoltaan harvempi. Eteläosassa on lisäksi maastossa painanne, jota myöten rinteessä olevalta toimenpidealueelta tulevat vedet ovat saattaneet päästä melko suoraan vesistöön.

2.5 Laskeuma

Happamoittava laskeuma (rikki- ja typpilaskeuma) on Kaakkois-Suomessa korkea. Samanaikaisesti alueelle on kohdistunut myös suuri emäskationien laskeuma (kalsium, magnesium, kalium ja natrium), joka on osin neutraloinut vahvojen happojen vaikutusta.

Vuonna 1987 rikkilaskeuma oli Etelä-Suomessa $0,7 - 1,0 \text{ g/m}^2$ ($7 - 10 \text{ kg/ha}$) ja typpilaskeuma oli yli $0,3 \text{ g/m}^2$ (3 kg/ha) nitraattityyppinä sekä $0,2 - 0,3 \text{ g/m}^2$ ($2 - 3 \text{ kg/ha}$) ammoniumtyyppinä (Kauppi ym. 1990). HAPRO:n tulosten perusteella kriittinen laskeumakuormitus ylitettiin v. 1987 Etelä-Suomessa sekä metsämaan että pintavesien osalta (Kauppi ym. 1990).

Valtakunnallisia laskeuman tai ilman laadun seuranta-asemia ei ole Repoveden alueella tai sen lähialueilla. Sen sijaan kunnallinen ilman laadun tarkkailu Valkealassa on alkanut vuonna 1991. Tutkimusalueella lähinnä oleva laskeuman keräysastia

(norjalainen "NILU"-laskeumakeräin) sijaitsee noin 10 km Repoveden alueen eteläpuolella Vuohijärven kylässä (Joutsenlahti). Laskeuman happamoittavista tekijöistä on toistaiseksi määritetty vain sulfaatti, mutta ei typpiyhdisteitä. Neutraloivista emäskationeista mukana on ollut ainoastaan kalsium. Laskeuman tarkkailu alkoi helmikuun lopulla vuonna 1991. Laskeuma oli Vuohijärvellä v. 1991 kymmenen kuukauden (20.2.1991 – 21.12.1991) perusteella seuraava:

| | |
|--------------------------------------|---------------------------------|
| Sulfaattirikkiä (SO ₄ -S) | 600 mg/m ² (6 kg/ha) |
| Kalsiumia (Ca) | 200 mg/m ² (2 kg/ha) |
| pH (mediaani) | 4,2 |
| Sähkönjohtavuus (mediaani) | 3,3 mS/m |

Arvioitu vuosilaskeuma Vuohijärvellä on sulfaattirikille 7,2 kg/ha ja kalsiumille 2,4 kg/ha, kun puuttuvien kahden kuukauden laskeumat on arvioitu keskimääräisten kuukausilaskeumien perusteella.

Vuohijärven laskeumatuloksia on seuraavassa verrattu Virolahden ja Hietasen sadevesiasemien vuoden 1991 tuloksiin (Järvinen ja Vänni 1992). Hietasen asema sijaitsee Repovedestä pohjoiseen lähellä Ristiinaa. Virolahden asema edustaa puolestaan Kaakkois-Suomen tilannetta:

| | Virolahti (60°32', 27°33') | Vuohijärvi (61°06', 26°48') | Hietanen (61°34', 27°01') |
|--|-------------------------------|--|------------------------------|
| Vuosilaskeuma 1991 | | | |
| Sade mm | 830 | 579 (508 ^{x)} (Valkealan Voikoski) | 670 |
| Vahvat hapot (H ⁺) mekv/m ² | | | |
| - mitattu arvo | 25 | - | 20 |
| - laskettu arvo | 21 | 36 (32 ^{x)} | 13 |
| SO ₄ -S kg/ha | 9,0 | 7,2 | 4,6 |
| Ca kg/ha | 4,4 | 2,4 | 1,5 |
| Keskimäärin (mediaanit) | | | |
| pH | 4,6 | 4,2 ^{x)} | 4,7 |
| Sähkönjohtavuus mS/m | 2,6 | 3,3 ^{x)} | 1,9 |

x) 10 kk:n perusteella: maaliskuu – joulukuu 1991

Vahvojen happojen vuosilaskeuma on laskettu laskeuman keskimääräisen pH-arvon ja vuosisadannan perusteella. Edellä esitetyt Vuohijärven sademäärät ovat Valkealan Voikosken arvoja, sillä Vuohijärven havaintopaikalla ei ole mitattu sadantaa.

Sulfaattirikkilaskeuma Vuohijärvellä oli lähellä Virolahden arvoa ja huomattavasti suurempi kuin Hietasen asemalla. Kalsiumin määrä oli Vuohijärvellä sen sijaan noin puolet Virolahden määrästä. Vuohijärvellä laskeuman keskimääräinen pH oli selvästi

alempi ja sähkönjohtavuus suurempi kuin Virolahdella. Neutraloivan laskeuman vähäisyys suhteessa rikkikuormitukseen näkyy Vuohijärvellä huomattavana happamoittavana laskeumana. Vahvojen happojen (H^+) laskettu vuosilaskeuma ja myös 10 kuukauden (maaliskuu – joulukuu) laskeuma oli Vuohijärvellä selvästi Virolahtea suurempi. Kymenlaakson paikalliset päästölähteet lienevät osaltaan vaikuttaneet Vuohijärven happamoittavan laskeuman korkeisiin arvoihin.

2.6 Hydrologiset olosuhteet

Vesi- ja ympäristöhallituksen hydrologian toimisto tekee Valkealan Voikoskella suhteellisen lähellä tutkimusaluetta lumi- ja sademäärämittauksia ja havainnoi jäättilannetta Vuohijärven Hillosensalmella. Tutkimusajankohdan hydrologisia oloja on seuraavassa tarkasteltu niiden perusteella.

Vuoden 1990 loka-marraskuun näytteenoton aikana kohdevesistöt olivat jäättömiä. Suuret vesistöt (Vuohijärvi, Hillosensalmi) jäättyivät joulukuussa (15.12.1990). Vuoden 1991 syysnäytteenoton aikana marraskuussa vesistöt olivat myös jäättömiä. Syksy jatkui pitkään normaalia lauhempuna eikä pysyvää jääpeitettä suuriin vesistöihin muodostunut lainkaan vuonna 1991.

Lunta oli maaliskuun 1991 lopussa runsaasti (40 cm). Maaliskuun näytteenoton aikana vallitsivat talviset olosuhteet sekä jäättilanteen että lumipeitteen osalta. Kevät eteni kuitenkin nopeasti ja lumet sulivat huhtikuun alkupuolella (viimeinen lumi, 1 cm, mitattiin 17.4.1991). Toukokuun alun näytteenoton aikana pienvedet olivat jo vapautuneet jäistä. Vuohijärven Hillosensalmi vapautui jäistä 4.5.1991.

Vuoden 1990 syys-lokakuussa satoi 65 cm, joka oli 55 % (poikkeama-%) pitkän ajan keskiarvosta (v. 1931 – 1960). Marraskuu oli sen sijaan vähän normaalia sateisempi sademäärän ollessa 55 cm (poikkeama 112 %). Vuoden 1991 touko-kesäkuu olivat huomattavan sateisia. Sadesumma oli silloin 139 mm (poikkeama 158 %). Heinä-elokuu olivat puolestaan tavallista kuivempia (sadetta 99 mm, poikkeama 67 %). Syksy 1991, varsinkin marraskuu oli selvästi sateisempi kuin syksy 1990. Vuoden 1991 syys-lokakuussa satoi 79 mm (poikkeama 66 %), ja marraskuussa sademäärä oli 82 mm (poikkeama 167 %).

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Vesianalyysit

Vesinäytteet otettiin vuoden 1990 loka-marraskuun ja vuoden 1991 marraskuun välisenä aikana neljästi lähes kaikista tutkimukseen kuuluneista pienvesistä. Näytteet otettiin vesi- ja ympäristöpiirin käyttämiltä havaintopaikoilta. Mikäli aiempaa havainnointia ei ollut, näytteenottopaikaksi valittiin järven keskiosa tai oletettu syvänteen kohta.

Näytteenottoajankohdista kaksi edusti syystäyskiertoja: v. 1990 loka–marraskuun ja v. 1991 marraskuun näytteet. Yksi kerta ajoittui talvikerrostuneisuuskauden loppuun, v. 1991 maaliskuun lopulle. Yksi kerta edusti jäidenlähdon jälkeistä tilannetta toukokuussa. Näin saatiin kartoitettua vesistöjen keskimääräinen tila täyskiertojen aikana ja kriittisin tila kevättalvella – keväällä, jolloin happamat sulamisvedet vaikuttavat veden laatuun. Syksyn 1991 näytteenottokerta edustaa happamoitumiskehityksen tarkastelun kannalta parasta tilannetta ajankohtansa ja tutkittujen vedenlaatumuuttujiensa puolesta. Valkjärvestä otettiin lisäksi kesänäytteet elokuussa 1991.

Näytteet otettiin kaikkiin vesikemiallisiin analyyseihin Ruttner–noutimella. Näytteenottosyvyydet olivat 1 m ja 3 m pinnasta ja 1 m pohjasta. Klorofyllimäärityksiä varten otettiin kokoomanäytteet 0 – 2 m.

Tähän tutkimukseen kerätyn aineiston lisäksi mukaan otettiin vertailun vuoksi myös kohteista löytynyttä vanhempaa vedenlaatuaineistoa. Yhdeksästä tutkimuskohteesta oli saatavilla aiempia tietoja veden laadusta. Ne edustavat pääosin tilannetta vuoden 1966 maaliskuu – huhtikuussa. Eräät näytteet on kuitenkin otettu helmikuussa vuosina 1967 – 1968. Niistä on analysoitu sen ajan käytännön mukaan happi, pH, sähkönjohtavuus, väri ja kemiallinen hapenkulutus. Alkaliniteettia ei ole määritetty.

Vesikemialliset määritykset tehtiin pääosin Kymen vesi- ja ympäristöpiirin laboratoriossa, paitsi eräät erikoismääritykset: alkali- ja maa-alkalimetallit (Na, K, Ca ja Mg), jotka määritti Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin laboratorio, ja ionikromatografiset kloridi- ja sulfaattimääritykset sekä fluoridi- ja alumiinimääritykset, jotka teki vesi- ja ympäristöhallinnon tutkimuslaboratorio. Alumiinin osalta tyydyttiin ainoastaan kokonaisalumiinin määrittämiseen, koska muiden alumiinijakeiden (epäorgaaninen, labiili alumiini ja orgaaninen ei-labiili alumiini) määrittämiseen ei ollut käytössä rutiinimenetelmää. Alkali- ja maa-alkalimetallimääritykset sekä alumiinimääritykset on tehty vuoden 1991 näytteistä, mutta ei syksyn 1990 alustavan tutkimuksen näytteistä. Sulfaatti- ja kloridimääritykset on tehty ionikromatografisesti ainoastaan v. 1991 toukokuun ja marraskuun näytteistä. Fluoridi on määritetty myös vain v. 1991 touko- ja marraskuun näytteistä. Liitteessä 4 on esitetty käytetyt vesikemialliset menetelmät.

3.2 Sedimenttitutkimukset

Valkjärvi valittiin sedimenttitutkimuksen kohteeksi, koska järven katsottiin alustavien tutkimustulosten perusteella edustavan tyypillistä happamoituvaa vesistöä ja koska järven syvyys huomioon ottaen arveltiin sedimentin olevan selväpiirteinen järven historian selvittämiseksi.

Valkjärvestä otettiin sedimenttinäytteet samalta havaintopaikalta kuin vesinäytteet. Se sijaitsee järven keskiosassa ja vesisyvyys paikalla on noin 20 metriä. Tarkoituksena oli selvittää järven historia piileväanalyysillä ja tutkia raskasmetallit ilmaperäisen kuormituksen ja happamoitumisen arvioimiseksi.

Raskasmetallitutkimukset

Sedimentin raskasmetallimääryksiä varten näyte yritettiin ensin ottaa muovisella painovoimakairalla, mutta se ei onnistunut erittäin hienojakoisen ja liejumaisen ohuen sedimentin rakenteen vuoksi. Myöhemmin (24.4.1991) näyte otettiin jääsormella. Näyte ositettiin jäisenä viipaleisiin. Viipaleet pakättiin minigrip-pusseihin ja lähetettiin jäisinä analysoitavaksi vesi- ja ympäristöhallinnon tutkimuslaboratorioon. Määritykset tehtiin syvyyksiltä 0 - 1 cm, 1 - 2 cm, 2 - 3 cm, 3 - 4 cm, 4 - 5 cm, 6 - 8 cm, 10 - 12 cm, 18 - 20 cm ja 28 - 30 cm. Liitteessä 4 on esitetty käytetyt määritysmenetelmät.

Piileväanalyysi

Piileväanalyysiä varten sedimentinäyte otettiin 22.3.1991.

3.3 Vedenlaatuaineiston käsittely happamoitumistarkastelua varten

Happamoitumistarkasteluissa on käytetty 1 m:n syvyyden vedenlaatutuloksia vuodelta 1991. Syksyn 1990 tuloksia ei voitu hyödyntää happamoitumistarkastelussa, koska näytteistä ei tehty ionitasetarkastelussa tarvittavia määrityksiä.

Happamoitumistarkastelu on tehty erikseen maaliskuulle, toukokuulle ja marraskuulle. Huomionarvoista on se, että maaliskuun näytteistä sulfaatti ja kloridi on analysoitu epätarkalla menetelmällä. Kirkkaiden vesien suhteen käytetty sulfaattimenetelmä ei poikkea oleellisesti tarkemmasta ionikromatografisesta menetelmästä (Mannio, suull.). Toukokuussa ja marraskuussa määritykset on tehty ionikromatografisesti.

3.3.1 Ionitasetarkastelu

Ionitasapainolaskelmilla pyritään selvittämään orgaanisen ja ilmaperäisen happamuuden osuudet ja vallitsevat anionit. Lisäksi tarkastelu toimii eräänlaisena sisäisenä laaduntarkkailuna. Kationeiden ja anioneiden tulee olla tasapainossa noin $\pm 10\%$:n tarkkuudella (NIVA 1991).

Ionitasapainotarkasteluun mukaan otettiin kationit Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ ja H^+ ja anionit SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , F^- ja HCO_3^- ja A^- .

Orgaaninen anioni (A^-) arvioitiin laskemalla se ns. Oliverin kaavalla (Oliver ym. 1983). Siinä tarvittava kokonaisorgaaninen hiili (TOC) laskettiin COD_{Mn} -tuloksista Kortelaisen ja Mannion (1990) esittämän kaavan perusteella. Bikarbonaatin (HCO_3^-) arviona käytettiin alkaliniteettimittausta.

3.3.2 Mallitarkastelu

Happamoitumisen määrää on arvioitu happamoitumismallien avulla. Ne mittaavat alkaliniteetin vähenemistä. Ionitasapainoon perustuvassa menetelmässä alkaliniteetin muutos lasketaan vertaamalla nykyistä ja laskennallista alkuperäistä (luonnontilaista) alkaliniteettiä.

Laskukaavat ovat seuraavat:

Alkaliniteetin muutos eli happamoitumisen määrä lasketaan kaavalla (Forsius 1987):

$$\Delta \text{alk} = \text{alk}_0 - \text{alk}_{\text{hav}} \text{ (}\mu\text{ekv/l)} \quad (1)$$

missä alk_0 = alkuperäinen alkaliniteetti
 alk_{hav} = havaittu alkaliniteetti

Alkuperäinen alkaliniteetti on laskettu seuraavilla kaavoilla ottamalla huomioon happaman laskeuman aiheuttama mahdollinen kationipitoisuuden lisäys ja sulfaattipitoisuuden muutos (Henriksen 1982) (* = ei-merellistä alkuperää oleva pitoisuus, ks. liite 5):

$$\text{alk}_0 = 0,93 (\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) - F(\text{SO}_4^* - \text{SO}_{40}^*) - 14 \text{ (}\mu\text{ekv/l)} \quad (2)$$

missä alkuperäinen sulfaattipitoisuus on (Henriksen ym. 1990):

$$\text{a) } \text{SO}_{40}^* = 15 + 0,16 (\text{Na}^* + \text{K}^* + \text{Ca}^* + \text{Mg}^*)$$

$$\text{b) } \text{SO}_{40}^* = 56; \text{ (Forsius ym. 1992)}$$

F-tekijä (Brakke ym. 1990):

$$F = \sin [\pi/2 (\text{Na}^* + \text{K}^* + \text{Ca}^* + \text{Mg}^*) / 400]$$

$$\text{jos } \text{Na}^* + \text{K}^* + \text{Ca}^* + \text{Mg}^* > 400, \text{ niin } F = 1,0$$

Schindlerin ym. (1989) esittämän kaavan mukaan:

$$\text{alk}_0 = \text{alk}_{\text{hav}} + (1 - F) \cdot (\text{SO}_4^* - \text{SO}_{40}^*) \text{ (}\mu\text{ekv/l)} \quad (3)$$

missä F-tekijä on sama kuin edellä (kaava 2) ja alkuperäinen sulfaattipitoisuus sama kuin kaavassa 2 a.

Johtokyvyn perusteella (Kämäri 1985, Forsius 1987):

$$\text{alk}_0 = \text{alk}_{\text{hav}} \cdot (0.743 F + 0.257) + (1 - F) \cdot 72.416 \text{ } \mathcal{S}^* - (3.483 \text{ H}^* + 14.266) \cdot (1 - F) \text{ (}\mu\text{ekv/l)} \quad (4)$$

missä (Mannio ja Forsius, suull.):

$$\xi^* = \xi_{\text{hav}} - (0.01408 \cdot \text{Cl}^-),$$

missä Cl^- on $\mu\text{ekv/l}$ ja ξ on mS/m .

Lopullisessa tarkastelussa alkaliniteetin muutokset on laskettu kaavalla 1 käyttämällä kutakin edellä esitettyä alkuperäisen alkaliniteetin laskukaavaa. Sen jälkeen eri tavoilla saatujen alkaliniteetin muutosarvoja on verrattu keskenään seuraavasti:

| | |
|---------------------|--------------------------------|
| Tarkastelutapa I: | kaavojen 2 a ja 2 b keskiarvot |
| Tarkastelutapa II: | kaavalla 3 |
| Tarkastelutapa III: | kaavalla 4 |

On huomattava, että kaava 2 yliarvioi humusjärvien alkuperäistä alkaliniteettia, ja siitä johtuen happamoitumisen määrän arviointi on epäluotettavaa.

3.3.3 Vertailualue

Vertailukohteeksi on otettu Kymen läänin itäosassa lähellä valtakunnan rajaa Ylämaan kunnassa sijaitsevat kolme valtakunnallista happamoitumisen seurantajärveä: Hirvilampi, Vuorilampi ja Mäkilampi (kuva 1). Ne sijaitsevat hyvin voimakkaan laskeuman alueella ja ovat selvästi happamoituneet.

Lampien veden laatua on tarkasteltu Kymen vesi- ja ympäristöpiirin 29.10.1990 ja 25.9.1991 ottamien seurantanäytteiden tulosten perusteella. Puuttuvien vedenlaatumuuttujien vuoksi happamoitumiskehityksen arvioimisessa jouduttiin käyttämään osittain lokakuun 1990 ja osittain syyskuun 1991 tuloksia. Ensimmäiset tutkimustulokset lammista ovat vuosilta 1978 – 1979. Lampia ja niiden laskupuroja koskevia tutkimuksia ovat julkaisseet mm. Tolonen ja Jaakkola 1983, Huttunen ym. 1987, Huttunen ja Hämäläinen 1989, Verta ym. 1989, Huttunen ym. 1990 a ja Roila 1992.

4 TULOKSET

4.1 Veden laatu

4.1.1 Yleispiirteet

Tutkitut järvet ovat pääasiassa hyvin niukkaravinteisia (kok.P alle $10 \mu\text{g/l}$, kok.N $200 - 400 \mu\text{g/l}$) ja rehevyytasoltaan karuja (a-klorofylliä $2 - 4 \mu\text{g/l}$). Muita kohteita rehevempiä ovat Haukilampi ja Keskimäinen Terrilampi fosfori- ja klorofyllipitoisuutensa puolesta. Myös Ristijärvi ja Tihvetjärven Kapiavesi poikkeavat muista rehevämpään suuntaan. Sen sijaan varsinainen Repovesi on erittäin niukkaravinteinen ja karu (taulukko 3). Tihvetjärven lievistä rehevöitymisestä on ollut osoituksena 1980-luvun loppupuolella todetut sinileväesiintymät (*Anabaena sp.*).

Valkjärvi on kohdejärvistä kirkasvetisin (väri noin 10 mg Pt/l). Näkösyvyys siinä oli keskimäärin 4,5 m (taulukko 4). Tuottava kerros ulottuu näytteenotto paikalla siten lähes puoliväliin vesipatsasta (kokonaissyvyys noin 20 m). Sen lisäksi hyvin kirkasvetisiä olivat Katajajärvi ja Repovesi (väri noin 20 mg Pt/l ja näkösyvyys noin 4 m). Tihvetjärvi on Repovettä ruskeavetisempi. Muut tutkitut järvet olivat myös kirkasvetisiä (väri alle 40 mg Pt/l) Haukilampea, Keskimmäistä Terrilampea ja Olhavanlampea lukuun ottamatta, jotka olivat ruskeavetisiä. Niistä puolestaan Haukilampi erottui selvästi humuslammeksi. Se näkyy Haukilammen veden tummuutena (väri 150 mg Pt/l) ja muista kohteista poikkeavan korkeana kemiallisen hapenkulutuksen arvona (20 mg O₂/l) (taulukko 4).

Repoveden ja Tihvetjärven happamuustaso ja alkaliniteetti olivat tyypillisiä suurille järville: syksyn 1990 ja 1991 pintaveden (1 m) tulosten perusteella pH oli keskimäärin vastaavasti 6,6 ja 6,7 sekä alkaliniteetti 0,09 mmol/l ja 0,12 mmol/l. Tutkitut pienvedet olivat sen sijaan keskimäärin melko happamia (pH 5,6 – 5,8), niiden haponneutraloimiskyky, alkaliniteetti oli erittäin pieni (0,01 – 0,02 mmol/l) (liite 5). Pienvesistä happamin oli humushapan Haukilampi, jonka pH-arvo vaihteli 4,7 – 4,8.

Pintaveden (1 m) alkaliniteetti oli maaliskuussa pienimmillään. Useissa tapauksissa se oli kulunut täysin loppuun. Jopa useita negatiivisia arvoja mitattiin. Maaliskuussa myös pH oli alimmillaan. Perustuotannosta johtuen alkaliniteetti- ja pH-arvot olivat korkeimmillaan syksyllä (liite 5). Valkjärven levätuotannon intensiteettiä ilmentää elokuun näytteen muita havaintokertoja korkeampi alkaliniteetti ja huomattavasti suurempia pH: alkaliniteetti 0,02 mmol/l ja pH 6,0.

Tutkitut pienvedet jakautuivat marraskuussa 1991 happamuutensa ja alkaliniteettinsa perusteella seuraavasti:

| pH ≤ 5,0 | pH 5,1 – 5,5 | pH 5,6 – 6,0 | pH ≥ 6,1 |
|------------|--|--|---------------------------------------|
| Haukilampi | Hermunen Keskimmäinen Terri- lampi | Valkjärvi Tolonen Matalajärvi Saarijärvi Olhavanlampi Katajajärvi | Ristijärvi Lojulampi Tervajärvi |

Alkaliniteetti, mmol/l

| ≤ 0 | 0,01 | 0,02 – 0,05 | ≥ 0,06 |
|--|-----------------------|---|-----------|
| Haukilampi Keskimmäinen Terri- lampi | Valkjärvi Hermunen | Ristijärvi Tolonen Matalajärvi Saarijärvi Olhavanlampi Katajajärvi Tervajärvi | Lojulampi |

Happamuusluokittelussa pH-arvoa 5,3 on HAPRO-tutkimuksessa (mm. Forsius ym. 1990) pidetty raja-arvona järven happamuudelle. Syksyn 1991 tulosten perusteella varsinaisesti happamia järviä (pH < 5,3) tutkituista kohteista ovat ainoastaan humushapan Haukilampi ja Keskimäinen Terrilampi.

Taulukko 3. Järvikohtaiset pintaveden ravinne- ja klorofyllipitoisuudet avovesi-kaudella v. 1990 - 1991 (n = 3, paitsi ^{x)} n = 4 ja ^{xx)} n = 2).

| Vesistö | Kokonaisfosfori µg/l P | | Kokonaistyyppi µg/l N | | a-klorofylli µg/l | |
|------------------------|---------------------------|------|--------------------------|------|----------------------|------|
| | \bar{x} | S.D. | \bar{x} | S.D. | \bar{x} | S.D. |
| Valkjärvi | 4 | 1,5 | 193 | 57 | 1,9 ^{x)} | 0,7 |
| Ristijärvi | 10 | 1,0 | 330 | 20 | 4,1 | 1,9 |
| Tolonen | 6 | 1,1 | 343 | 107 | 2,8 | 1,3 |
| Matalajärvi | 7 | 0,6 | 360 | 26 | 1,9 | 0,6 |
| Lojulampi | 7 ^{xx)} | 0,7 | 325 ^{xx)} | 7 | 2,1 ^{xx)} | 0,6 |
| Hermunen | 6 | 1,5 | 257 | 64 | 2,1 | 0,3 |
| Tervajärvi | 6 | 1,7 | 350 | 87 | 1,8 ^{xx)} | 0,3 |
| Haukilampi | 14 ^{xx)} | 0,7 | 445 ^{xx)} | 35 | 7,0 ^{xx)} | 8,5 |
| Keskimäinen Terrilampi | 13 | 6,6 | 377 | 40 | 4,9 ^{xx)} | 3,5 |
| Saarijärvi | 4 | 0,6 | 367 | 47 | 0,9 | 0,2 |
| Olhavanlampi | 9 | 2,9 | 430 | 61 | 2,7 | 1,4 |
| Katajajärvi | 5 | 2,0 | 237 | 15 | 2,1 ^{xx)} | 0 |
| Repovesi | 5 ^{xx)} | 1,4 | 350 (n = 1) | - | 1,4 ^{xx)} | 0,1 |
| Tihvetjärvi, Kapiavesi | 8 ^{xx)} | 1,4 | 415 ^{xx)} | 21 | 3,7 ^{xx)} | 1,1 |

Taulukko 4. Eräitä järvikohtaisia vedenlaatutietoja v. 1990 - 1991 päällysvedestä (1 m).

| Vesistö | Näkösyyvyys m | | | Väri mg/l Pt | | | COD _{Mu} mg/l O ₂ | | | Kok. alumiini µg/l | | |
|--------------|------------------|---|------|-----------------|---|------|--|---|------|-----------------------|---|------|
| | \bar{x} | n | S.D. | \bar{x} | n | S.D. | \bar{x} | n | S.D. | \bar{x} | n | S.D. |
| Valkjärvi | 4,5 | 6 | 0,7 | 13 | 5 | 4,5 | 2,6 | 5 | 0,5 | 73 | 4 | 32 |
| Ristijärvi | 2,5 | 4 | 0,3 | 37 | 4 | 5,0 | 5,0 | 4 | 0,5 | 108 | 3 | 46 |
| Tolonen | 3,0 | 4 | 1,0 | 31 | 4 | 6,3 | 4,5 | 4 | 0,3 | 91 | 3 | 39 |
| Matalajärvi | 3,1 | 4 | 0,8 | 34 | 4 | 2,5 | 5,3 | 4 | 0,4 | 139 | 3 | 26 |
| Lojulampi | 2,7 | 3 | 0,7 | 35 | 3 | 0 | 5,8 | 3 | 0,4 | 94 | 3 | 37 |
| Hermunen | 3,3 | 4 | 1,2 | 30 | 4 | 7,1 | 3,9 | 4 | 0,3 | 109 | 3 | 24 |
| Tervajärvi | 3,6 | 4 | 0,6 | 34 | 4 | 2,5 | 5,3 | 4 | 0,5 | 95 | 3 | 20 |
| Haukilampi | 1,4 | 2 | 0,3 | 150 | 2 | 14,1 | 20,0 | 2 | 4,2 | 407 | 2 | 67 |
| Keskimäinen | | | | | | | | | | | | |
| Terrilampi | 1,8 | 4 | 0,6 | 59 | 4 | 8,5 | 8,0 | 4 | 1,3 | 340 | 3 | 98 |
| Saarijärvi | 4,1 | 4 | 0,3 | 27 | 4 | 2,9 | 4,2 | 4 | 0,3 | 77 | 2 | 12 |
| Olhavanlampi | 2,1 | 4 | 0,7 | 57 | 4 | 9,6 | 7,7 | 4 | 1,0 | 278 | 3 | 90 |
| Katajajärvi | 4,2 | 4 | 0,4 | 21 | 4 | 2,5 | 3,5 | 4 | 0,2 | 91 | 3 | 39 |
| Repovesi | 4,3 | 3 | 0,7 | 25 | 3 | 5,0 | 4,8 | 3 | 0,6 | 49 | 2 | 18 |
| Tihvetjärvi, | | | | | | | | | | | | |
| Kapiavesi | 2,9 | 3 | 0,3 | 35 | 3 | 0 | 6,0 | 3 | 0,4 | 35 | 2 | 14 |

Alusveden hapettomuuden perusteella vaikuttaa siltä, että Tolonen, Hermunen ja Haukilampi ovat meromiktisia (taulukko 5).

Kerrostuneisuuskausien aikana alhaisia happipitoisuuksia todettiin mm. Valkjärvessä ja eräissä muissa vesistöissä (taulukko 5). Niihin on liittynyt lievää fosforin ja raudan vapautumista pohjasta. Repoveden ja Tihvetjärven pohjanläheinen happitalous on tutkimuskohteissa hyvä. Happipitoisuudet ovat niissä olleet alimmillaan 4 – 5 mg/l.

Taulukko 5. Pohjanläheiset alhaiset happipitoisuudet (alle 3,0 mg/l).

| Vesistö | Happi, mg/l | | | | |
|-------------------------|-------------|----------|--------|-----------|---------|
| | X/XI-1990 | III-1991 | V-1991 | VIII-1991 | XI-1991 |
| Valkjärvi | - | 2,2 | - | 2,7 | - |
| Ristijärvi | - | 1,1 | - | .. | - |
| Tolonen | 0,1 | 0 | 0,2 | .. | 0,4 |
| Lojulampi | - | 2,9 | - | .. | - |
| Hermunen | 0 | 0 | 0 | .. | 0 |
| Haukilampi | .. | .. | 0 | .. | 0,3 |
| Keskimmäinen Terrilampi | - | 1,0 | - | .. | - |
| Olhavanlampi | 0,1 | - | - | .. | - |

- = ei todettu

.. = puuttuva tieto

Molemmilla syksyn näytteenottokerroilla vesistöt olivat täyskierrassa. Toukokuun näytteenoton aikana täyskierto oli meneillään, ja alusveden happitäydennys oli edennyt pitkälle kaikissa vesistöissä edellä mainittuja meromiktisia tapauksia lukuun ottamatta.

Syksyjen 1990 ja 1991 sateisuserot näkyivät selvästi tuloksissa. Syksyn 1991 huuhtoutumasta kertovat pitoisuudet olivat kohonneet. Keskimääräinen kasvu oli väriluvussa 4,5 mg Pt/l (+ 22 %), kemiallisessa hapenkulutuksessa 0,2 mg O₂/l (+ 5,5 %), raudassa 40 µg/l (+ 14 %), kokonaistypessä 69 µg/l (+ 36 %), nitraattitypessä 20 µg/l (+ 36 %) ja ammoniumtypessä 17 µg/l (+ 141 %) (ks. liite 5).

Alumiinipitoisuudet olivat korkeita humuspitoisissa vesistöissä. Keskimmäisen Terrilammen alumiinipitoisuus oli lähellä huomattavasti ruskeavetisemmän Haukilammen pitoisuutta. Useissa kirkkaissakin järvissä alumiinipitoisuudet olivat korkeahkoja (noin 100 µg/l). Valkjärven alumiinipitoisuus (73 µg/l) oli pienin pienvesien osalta. Repoveden ja Tihvetjärven alumiinipitoisuudet olivat sen sijaan sitä huomattavasti pienemmät (taulukko 4).

Suolapitoisuuksien osalta Repoveden pienvedet ja suuret järvet poikkesivat toisistaan jonkin verran. Avovesikauden sähkönjohtavuusarvot pienissä järvissä olivat noin 3 mS/m sekä Repovedessä ja Tihvetjärvessä noin 4 mS/m. Vastaavat kloridipitoisuudet olivat noin 1 mg/l ja 2 mg/l sekä sulfaattipitoisuudet noin 6 mg/l ja 7 mg/l (liite 5). Huomattavin ero ionipitoisuuksissa alueen pienvesien ja suurten järvien välillä oli fluoridissa, jonka pitoisuudet Repovedessä ja Tihvetjärvessä olivat 6 – 10-kertaisia

(400 – 500 µg/l) (liite 5). Se johtuu alueen geologiasta. Pienet järvet eivät sijaitse rapakivialueella. Sen sijaan Tihvetjärvi ja Repovesi saavat vetensä rapakivialueelta. Myös emäskationipitoisuudet (natrium, kalium, kalsium ja magnesium) ovat Repovedessä ja Tihvetjärvessä vähän suurempia kuin tutkimusalueen pienissä järvissä (liite 5).

4.1.2 Sulamisvesien vaikutus

Maaliskuussa jään alla päällysveden laadun muutos välillä 0 – 3 metriä oli kaikissa tutkimuskohteissa huomattava. Metrin syvyydestä otettujen näytteiden sähkönjohtavuusarvot olivat 0,2 – 0,5 mS/m suurempia kuin kolmen metrin syvyyden näytteissä. Vastaavasti pinnan läheinen vesi oli selvästi happamampaa (0,1 – 0,4 pH-yksikköä), mikä näkyi myös alkaliniteetin vähenemisenä (0,01 – 0,05 mmol/l) (taulukko 6). Sen sijaan Tolosen ja Olhavanlammen pH-arvoissa muutosta ei todettu, vaikka alkaliniteetti-arvot olivat metrin syvyydestä otetuissa näytteissä pienemmät ja johtokykyarvot suuremmat kuin kolmen metrin näytteissä (taulukko 6).

Maaliskuussa jään alta mitatut kokonaistyyppipitoisuudet olivat keskimäärin kaksinkertaiset, nitraatti + nitriittitypen pitoisuudet kolminkertaiset ja ammoniumtypen pitoisuudet noin yhdeksänkertaiset toukokuuhun verrattuna (liite 5). Päällysveden pinnan tyyppipitoisuudet olivat eräissä tutkimuskohteissa huomattavan korkeita. Esimerkiksi Repovedessä oli jään alla hyvin hapan ja runsastyyppisen veden kerros. Sen kokonaistyyppipitoisuus oli 1 500 µg/l, joka oli nelinkertainen alusveden pitoisuuteen nähden. Tyypestä suurin osa oli nitraattimuodossa (taulukko 7). Samalla jään alaisen vesikerroksen pH oli 4,8 ja alkaliniteetti negatiivinen (taulukko 6). Muissakin tutkimusjärvissä (mm. Ristijärvessä ja Matalajärvessä) todettiin sulamisvesien aiheuttama happamoittava vaikutus yhdessä korkeiden tyyppipitoisuuksien kanssa (taulukot 6 ja 7).

Taulukko 6. Vertikaaliset erot päällysveden laadussa maaliskuussa 1991 ($\Delta = 1 - 3$ m).

| Vesistö | pH | | | Alkaliniteetti mmol/l | | | Sähkönjohtavuus mS/m | | |
|------------------------|-----|-----|----------|--------------------------|------|----------|-------------------------|-----|----------|
| | 1 m | 3 m | Δ | 1 m | 3 m | Δ | 1 m | 3 m | Δ |
| Valkjärvi | 5,6 | 5,7 | - 0,1 | 0,01 | 0,01 | 0 | 2,9 | 2,6 | + 0,3 |
| Ristijärvi | 5,7 | 5,9 | - 0,2 | 0,02 | 0,04 | - 0,02 | 3,3 | 3,0 | + 0,3 |
| Tolonen | 5,9 | 5,9 | 0 | 0,02 | 0,05 | - 0,03 | 3,2 | 2,9 | + 0,3 |
| Matalajärvi | 5,0 | 5,4 | - 0,4 | - 0,04 | 0,01 | - 0,05 | 3,3 | 2,8 | + 0,5 |
| Lojulampi | 6,2 | 6,3 | - 0,1 | 0,04 | 0,05 | - 0,01 | 3,4 | 3,2 | + 0,2 |
| Hermunen | 5,3 | 5,4 | - 0,1 | 0,01 | 0,01 | 0 | 2,7 | 2,5 | + 0,2 |
| Tervajärvi | 5,9 | 6,1 | - 0,2 | 0,04 | 0,05 | - 0,01 | 3,6 | 3,2 | + 0,4 |
| Keskimm. Terrilampi | 5,1 | 5,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,7 | 3,5 | + 0,2 |
| Saarijärvi | 5,8 | 5,9 | - 0,1 | 0,02 | 0,01 | + 0,01 | 3,3 | 3,0 | + 0,3 |
| Olhavanlampi | 5,6 | 5,6 | 0 | 0,01 | 0,02 | - 0,01 | 3,5 | 3,3 | + 0,2 |
| Katajajärvi | 5,7 | 5,8 | - 0,1 | 0,02 | 0,02 | 0 | 3,7 | 3,4 | + 0,3 |
| Repovesi | 4,8 | 6,3 | - 1,5 | - 0,02 | 0,09 | - 0,11 | 4,5 | 4,2 | + 0,3 |
| Tihvetjärvi, Kapiavesi | 6,3 | 6,4 | - 0,1 | 0,10 | 0,12 | - 0,02 | 4,6 | 4,5 | + 0,1 |

Valkjärven ja Ristijärven alusveden kohonneisiin ammoniumpitoisuuksiin on vaikuttanut alusveden alentunut happipitoisuus (taulukot 5 ja 7).

Taulukko 7. Eräissä järvissä typpiyhdisteiden vertikaaliset erot maaliskuussa 1991 (2 h-1 = pohjanläheinen vesikerros, $\Delta = 1 \text{ m} - (2 \text{ h}-1)$). Typpiyhdisteitä ei analysoitu kolmen metrin näytteistä, joten pinnan pitoisuuksia on verrattu pohjanläheiseen vesikerroksen arvoihin.

| Vesistö | Kokonaistyyppi $\mu\text{g/l N}$ | | | Nitriitti + nitriittityppi $\mu\text{g/l N}$ | | | Ammoniumtyppi $\mu\text{g/l N}$ | | |
|-------------|-------------------------------------|-------------|----------|---|-------|----------|------------------------------------|-------|----------|
| | 1 m | 2 h-1 | Δ | 1 m | 2 h-1 | Δ | 1 m | 2 h-1 | Δ |
| Valkjärvi | 330 | 240 | + 90 | 89 | 56 | + 33 | 51 | 58 | - 7 |
| Ristijärvi | 1 100 | 510 | + 590 | 550 | 62 | + 488 | 100 | 210 | - 110 |
| Matalajärvi | 1 100 | 320 | + 780 | 580 | 83 | + 497 | 260 | 33 | + 227 |
| Lojulampi | 650 | 410 | + 240 | 230 | 120 | + 110 | 69 | 11 | + 58 |
| Tervajärvi | 660 | 320 | + 340 | 250 | 85 | + 165 | 87 | 6 | + 81 |
| Repovesi | 1 500 | 350 + 1 150 | | 850 | 120 | + 730 | 47 | 11 | + 36 |

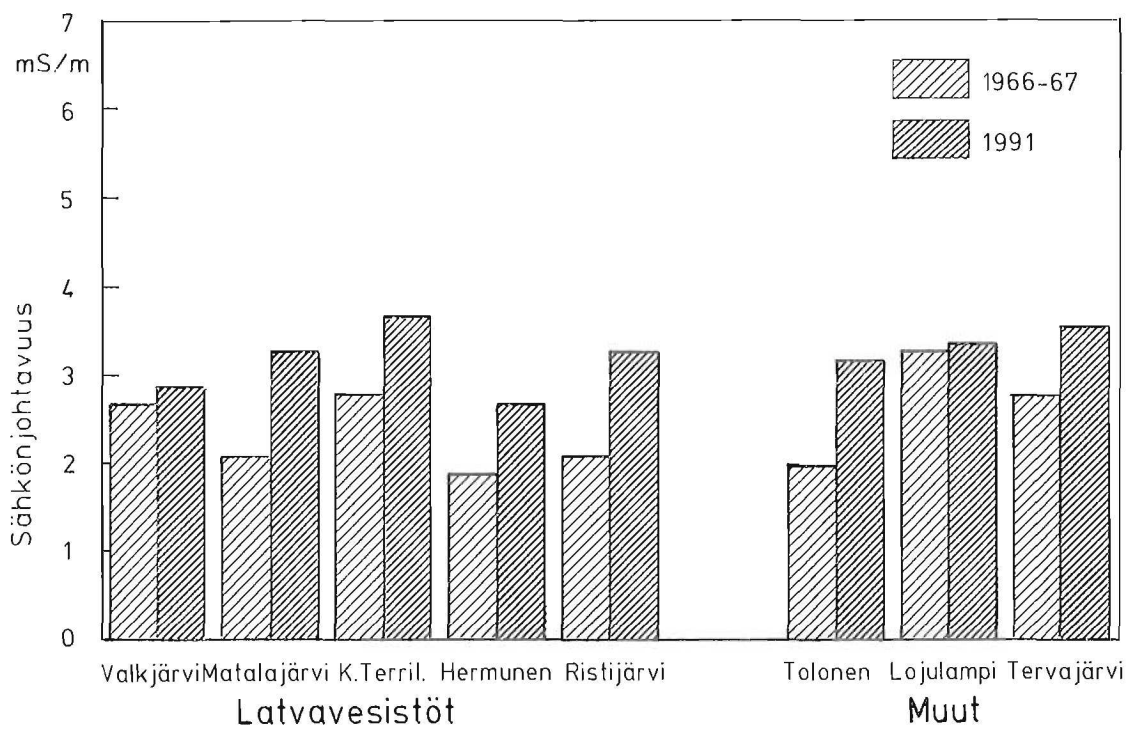
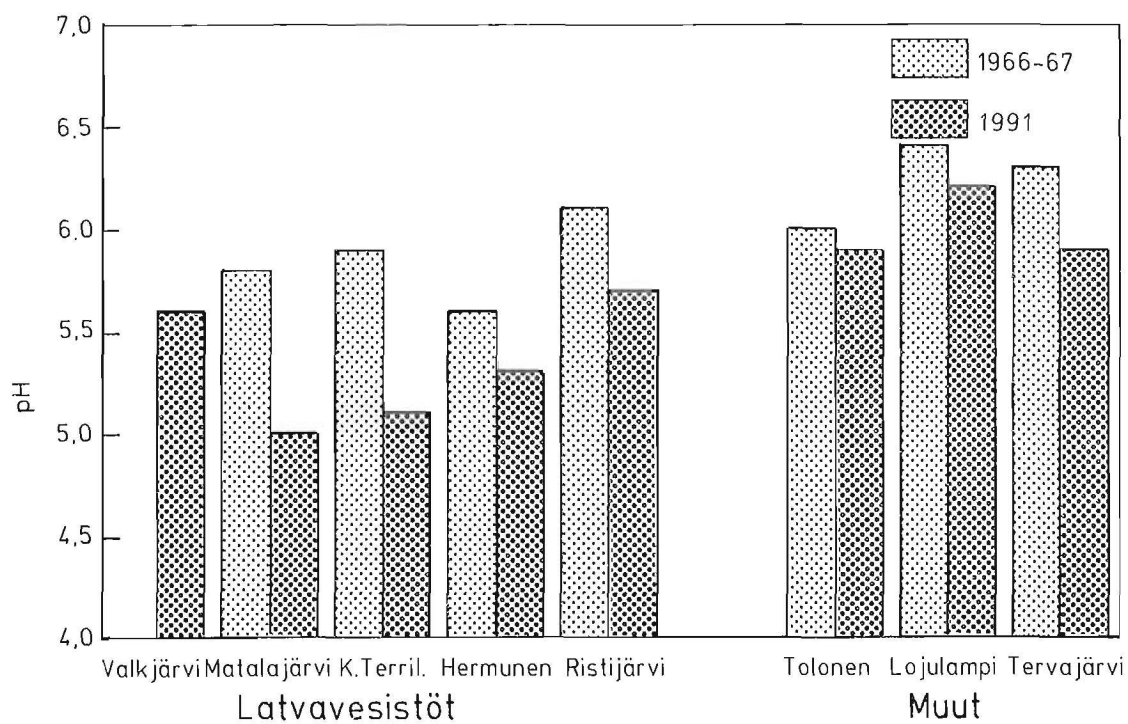
4.1.3 Muutokset 25 vuodessa

Muutokset pienten järvien veden laadussa 1960-luvulta 1990-luvulle näkyvät kaikissa tarkastelukohteissa selväpiirteisinä ja samansuuntaisina. Vanhat ja uudet tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia, sillä vanhat sähkönjohtavuus- ja permanganaattitulokset on kertoimin korjattu vastaamaan nykyistä tulosten ilmoitustapaa.

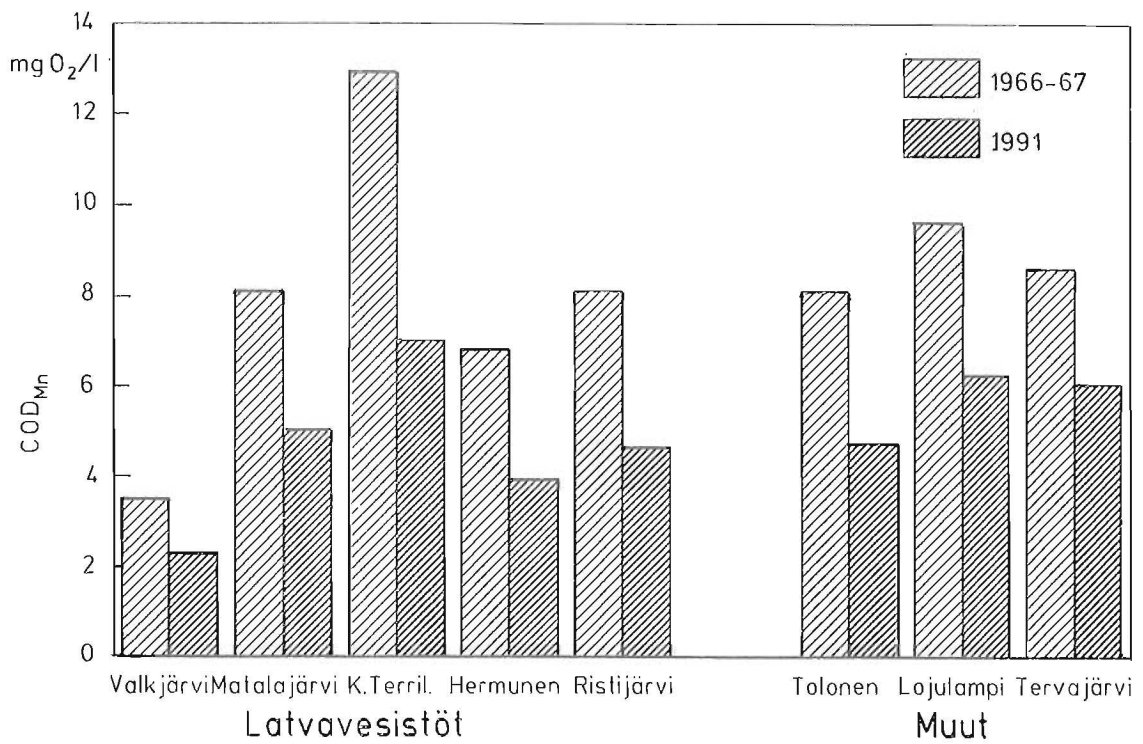
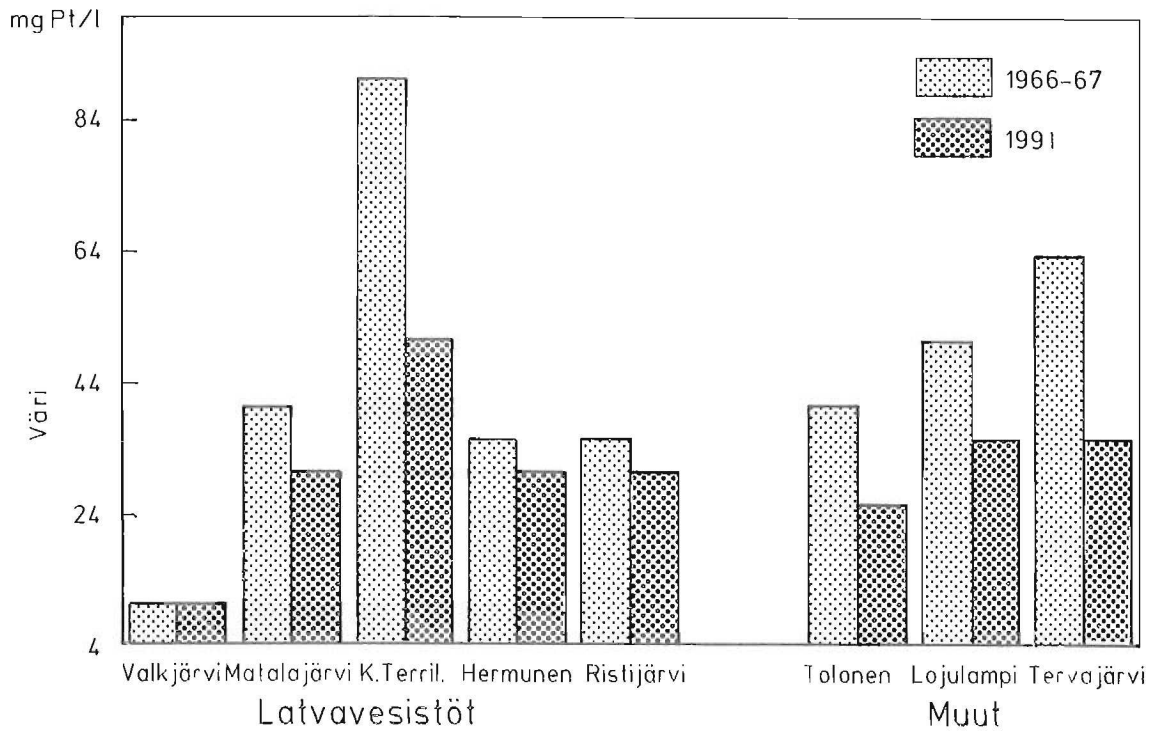
Veden happamuus- ja sähkönjohtavuusarvoissa on todettavissa lisääntymistä. Muutokset ovat selvemmät latvavesistöissä kuin suuremman valuma-alueen omaavissa vesistöissä. Latvavesistöissä pH oli alentunut 0,3 – 0,8 yksikköä ja sähkönjohtavuus oli lisääntynyt 0,2 – 1,2 mS/m. Muissa vesistöissä pH oli alentunut 0,1 – 0,4 yksikköä ja sähkönjohtavuus lisääntynyt 0,1 – 0,2 mS/m (kuva 2). Valkjärvestä on kuvaan 2 piirretty ainoastaan tässä tutkimuksessa saatu pH-arvo, sillä vanha pH-tulos vuodelta 1966 hylättiin mahdollisen virheellisyytensä vuoksi.

Vesi oli kaikissa kohteissa kirkastunut, paitsi Valkjärvestä, jossa veden värissä ei ilmennyt muutosta käytettävissä olevien tulosten perusteella. Muissa järvissä veden väri oli vähentynyt 5 – 40 mg Pt/l (kuva 3). Kevättalvisissa näkösyvyyksissä ei sen sijaan oleellista muutosta todettu (taulukko 8).

Valkjärven veden värissä on kuitenkin paikallisten asukkaiden mukaan esiintynyt ohimenevää voimakasta tummumista 1970-luvulla ja 1980-luvulla metsätaloustoimenpiteiden jälkeen. Muutokset olivat hyvin selviä 1970-luvun avohakkuun ja syväaurauksen jälkeen. Silloin mm. kesäisen näkösyvyyden kerrotaan olleen vain 0,3 – 0,4 metriä. Samanaikaisesti todettiin myös voimakasta limoittumista. Kesällä 1981 veden kerrotaan jälleen silminnähden tummuneen suurialaisen, mutta suojaväyhykkeellisen avohakkuun jälkeen.



Kuva 2. Repoveden pienten järvien veden laadun muutos: pH ja sähkönjohtavuus.



Kuva 3. Repoveden pienten järvien veden laadun muutos: väri ja kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}).

Taulukko 8. Näkösyvyys maaliskuussa.

| Vesistö | Näkösyvyys, m | |
|-------------------------|---------------|------|
| | 1966 - 67 | 1991 |
| Valkjärvi | 3,4 | 3,7 |
| Matalajärvi | 2,0 | 2,0 |
| Hermunen | 2,0 | 1,9 |
| Keskimmäinen Terrilampi | - | 1,5 |
| Ristijärvi | 2,7 | 2,0 |
| Tolonen | 2,2 | 1,9 |
| Lojulampi | 1,8 | 1,9 |
| Tervajärvi | - | 3,0 |

- = tieto puuttuu

Humuspitoisuutta kuvaavan kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) määrissä todettiin samoin selvää vähenemistä kaikissa vesistöissä. Pitoisuudet olivat pienentyneet 1 - 6 mg O_2/l . Suurinta muutos oli Keskimmäisessä Terrilammessa. Latvavesistöjen ja muiden vesistöjen välillä ei ollut selviä eroja muutoksen määrissä (kuva 3).

4.2 Pienvesien happamoitumisen arvioiminen

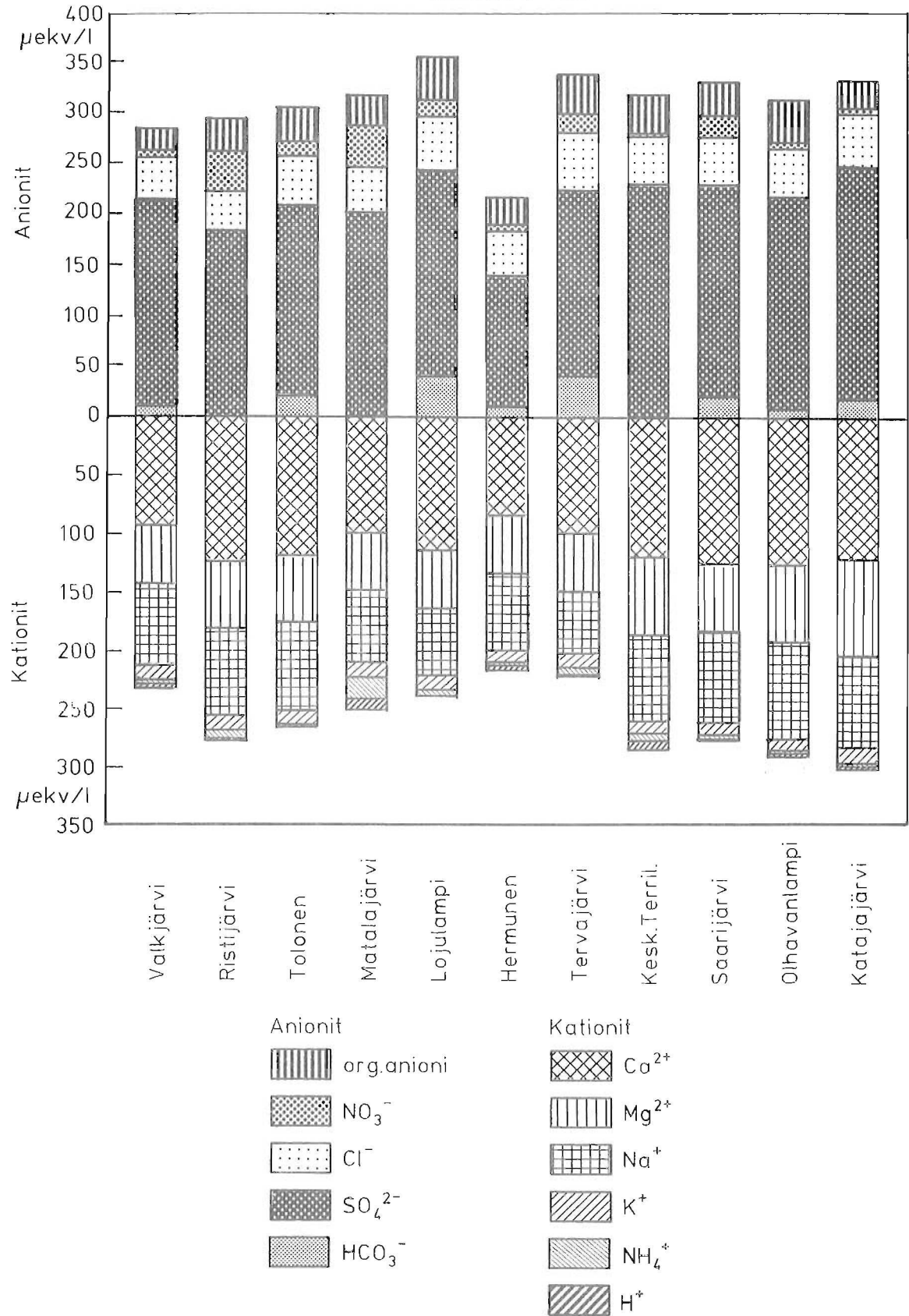
4.2.1 Ionitaseet

Sulfaatti oli pääanionina kaikissa kohdejärvissä jokaisella havaintokerralla. Seuraavaksi merkittävin anioni oli humuksen aiheuttamaa luontaista happamuutta kuvaava orgaaninen anioni. Puskurikykyä ilmentävän bikarbonaatin (HCO_3^-) osuus anioneista oli hyvin vähäinen, tai se puuttui kokonaan. Ainoastaan Tervajärvessä ja Lojulammessa sen suhteellinen osuus oli samaa luokkaa orgaanisen anionin kanssa. Merkillepantavaa on lisäksi fluoridin vähäinen osuus (kuvat 4 ja 5). Maaliskuun kuvasta fluoridin puuttuminen johtuu siitä, ettei sitä silloin määritetty (kuva 4). Sulfaattipitoisuudet olivat maaliskuussa korkeimmillaan, keskimäärin 9 mg/l. Kevään ja syksyn sulfaattitulokset olivat sen sijaan huomattavasti pienempiä, 6 - 7 mg/l (liite 5).

Korkeita sulfaattipitoisuuksia (≥ 8 mg/l) mitattiin eräistä vesistöistä kevättalven lisäksi myös muulloinkin seuraavasti:

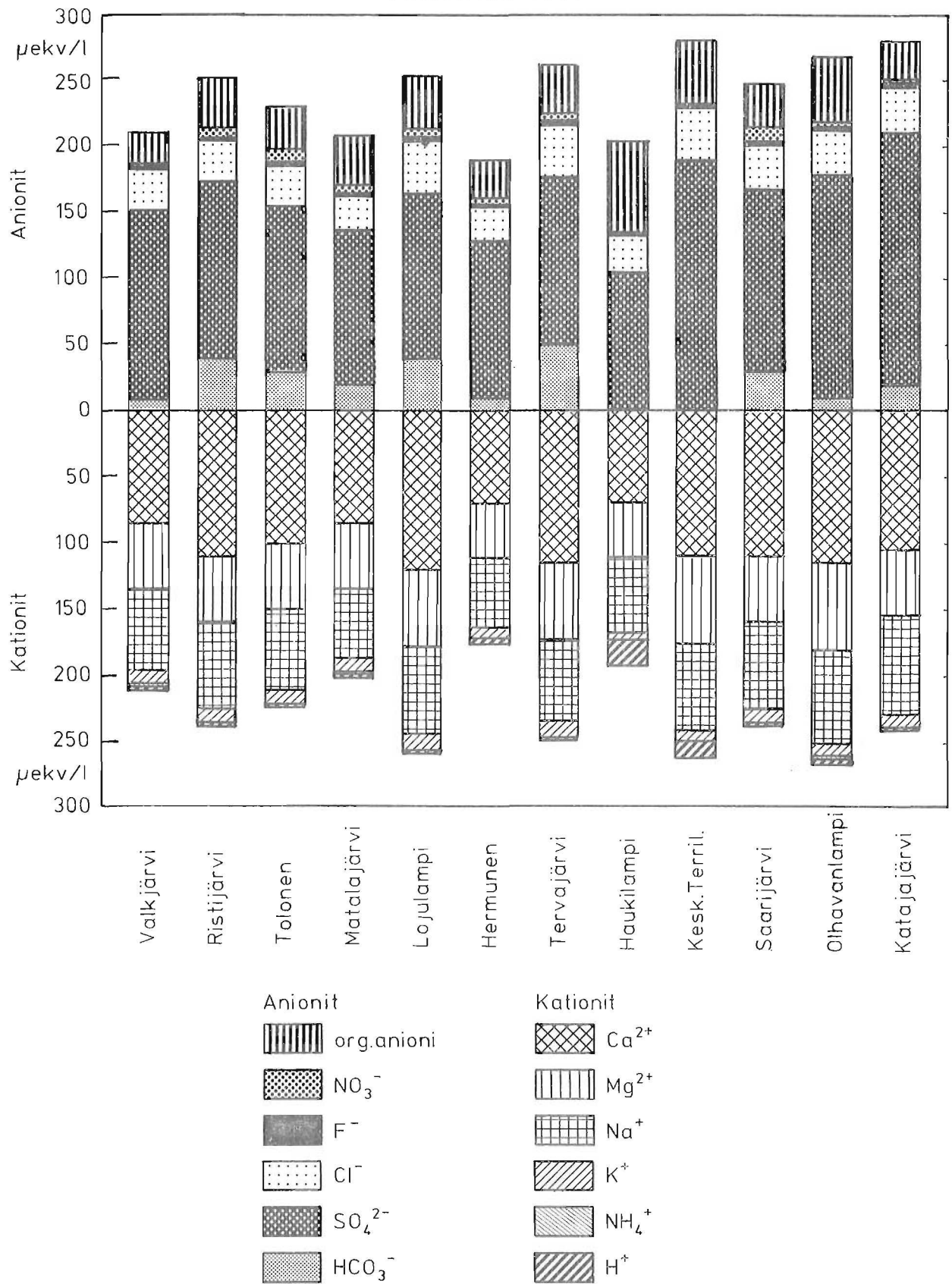
| | | SO_4 mg/l |
|-------------------------|-----------|-------------|
| Valkjärvi | VIII/1991 | 8,2 |
| Katajajärvi | V/1991 | 9,2 |
| | XI/1991 | 8,9 |
| Keskimmäinen Terrilampi | V/1991 | 9,1 |
| | XI/1991 | 8,5 |
| Olhavanlampi | V/1991 | 8,1 |
| | XI/1991 | 8,0 |

Maaliskuu 1991



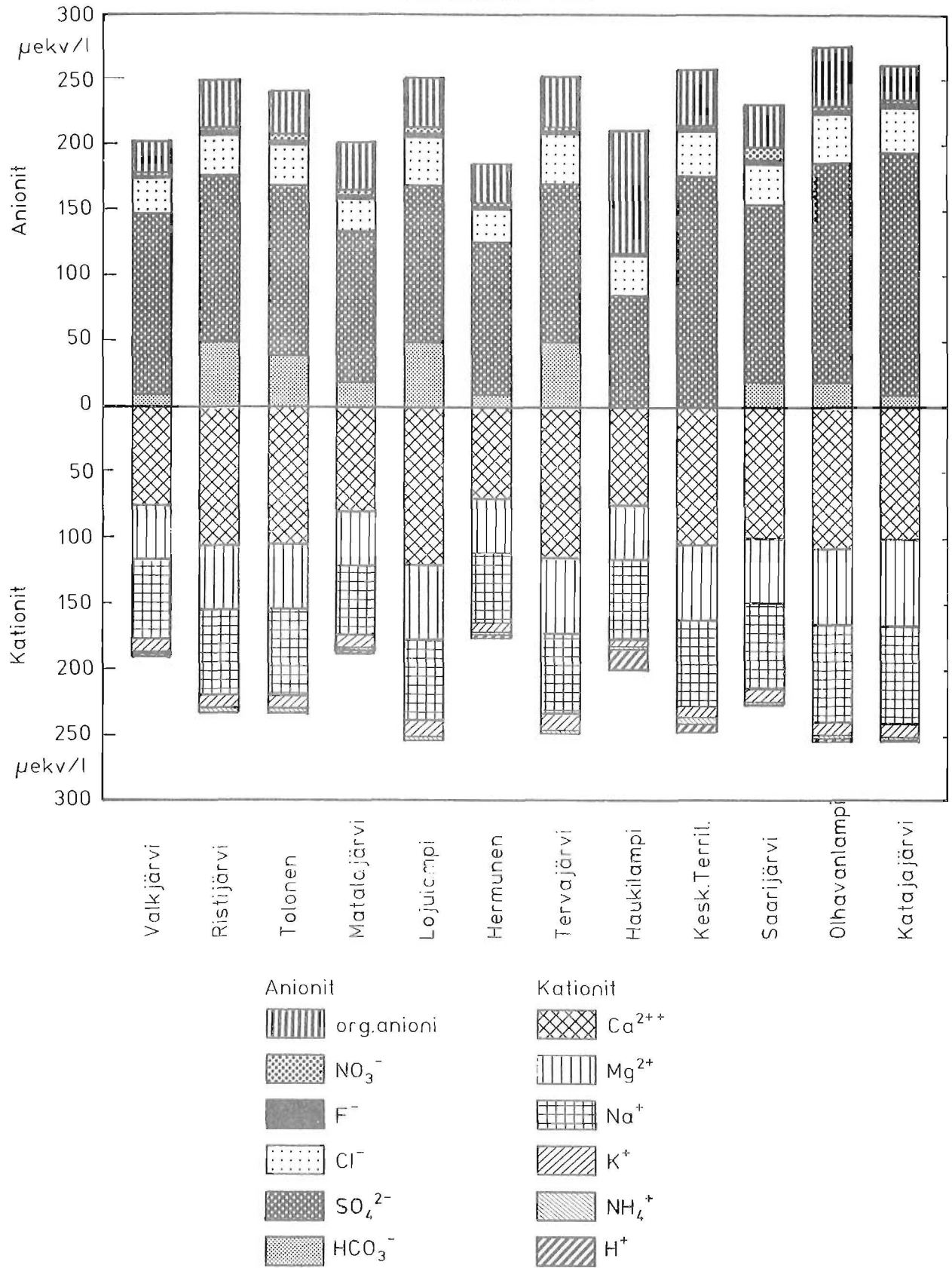
Kuva 4. Pääionit Repoveden alueen pienissä järvissä maaliskuussa 1991.

Toukokuu 1991



Kuva 5. Pääionit Repoveden alueen pienissä järvissä toukokuussa 1991.

Marraskuu 1991



Kuva 6. Pääionit Repoveden alueen pienissä järvissä marraskuussa 1991.

Ilmaperäisen happamuuden ja luontaisen happamuuden suhdetta ilmaiseva sulfaatin ja orgaanisen anionin suhde vaihteli maaliskuussa välillä 5 – 9 ja touko- sekä marraskuussa 3 – 7. Suhdeluku oli suurin (noin 8) kirkasvetisessä Valkjärnessä ja pienin (1) humoosisessa Haukilammessa (kuvat 4 – 6).

Kalsium oli kationeista pääionina kaikissa tapauksissa. Sen jälkeen suhteellisesti eniten oli natriumia, sitten magnesiumia. Vapaita vetyioneja todettiin maaliskuussa lähes kaikista kohteista (kuva 4). Toukokuussa vetyioneja esiintyi vain humusvesistöissä (kuva 5).

Alumiinia ei ole otettu mukaan ionitarkasteluun, koska alumiinikationin osuutta ei voi arvioida kokonaisalumiinituloksista.

4.2.2 Happamoitumisen määrä mallitarkasteluilla

Alkaliniteetin aleneminen, happamoituminen, oli mallitarkastelujen perusteella hyvin selvää kaikissa tutkimuskohteissa. Alkaliniteetti oli vähentynyt alueen pienvesissä keskimäärin 38 $\mu\text{ekv/l}$ (taulukko 9).

Kuvissa 7 – 9 on esitetty eri menetelmillä laskettu alkuperäinen alkaliniteetti ja tutkimushetkellä mitattu alkaliniteetti. Happamoitumisen määrä on niiden erotus. Happamoitumisen määrän numeeriset järviokohtaiset arvot on esitetty liitteessä 7.

Toukokuun ja marraskuun tuloksia verrattaessa happamoitumisen määrässä ei ole oleellisia eroja. Maaliskuun tuloksissa sen sijaan esiintyi huomattavia voimakasta happamoitumista ilmentäviä yksittäisiä poikkeamia (kuvat 7 – 9).

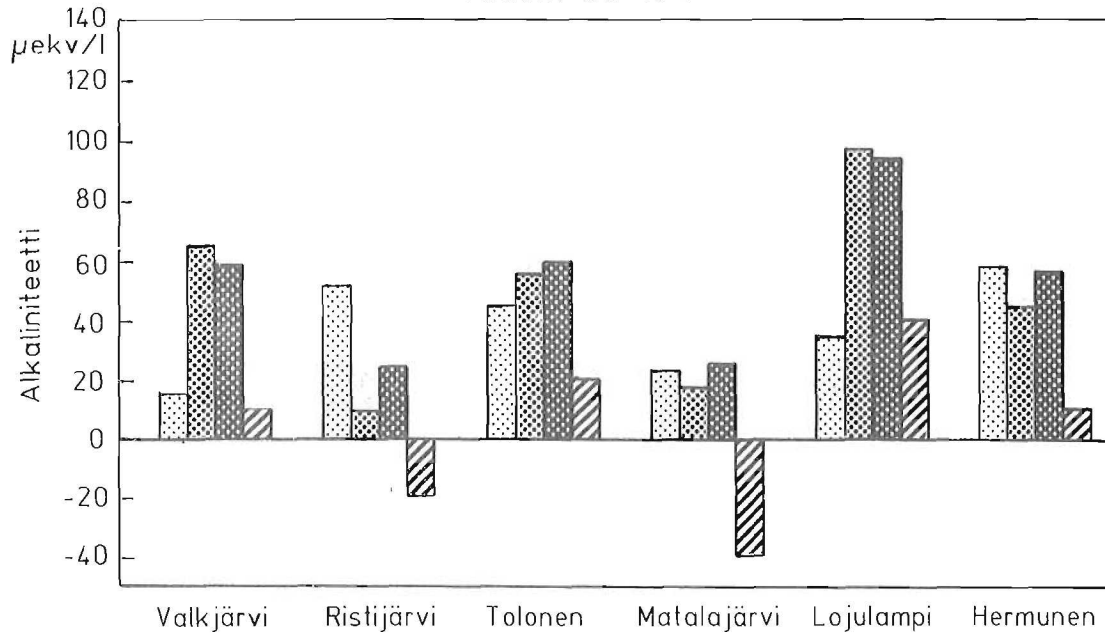
Marraskuun tulosten perusteella happamoituminen oli noin 40 $\mu\text{ekv/l}$ suurimmassa osassa tutkimuskohteita. Vähäisempää, noin 30 $\mu\text{ekv/l}$, se oli Ristijärnessä, Tolosessa, Lojulammessa ja Tervajärnessä (kuva 9 ja liite 7).

Taulukko 9. Alkaliniteetin aleneminen, happamoituminen, Repoveden pienissä järvissä happamoitumismallien mukaan tarkastelutavoilla I – III vuonna 1991.

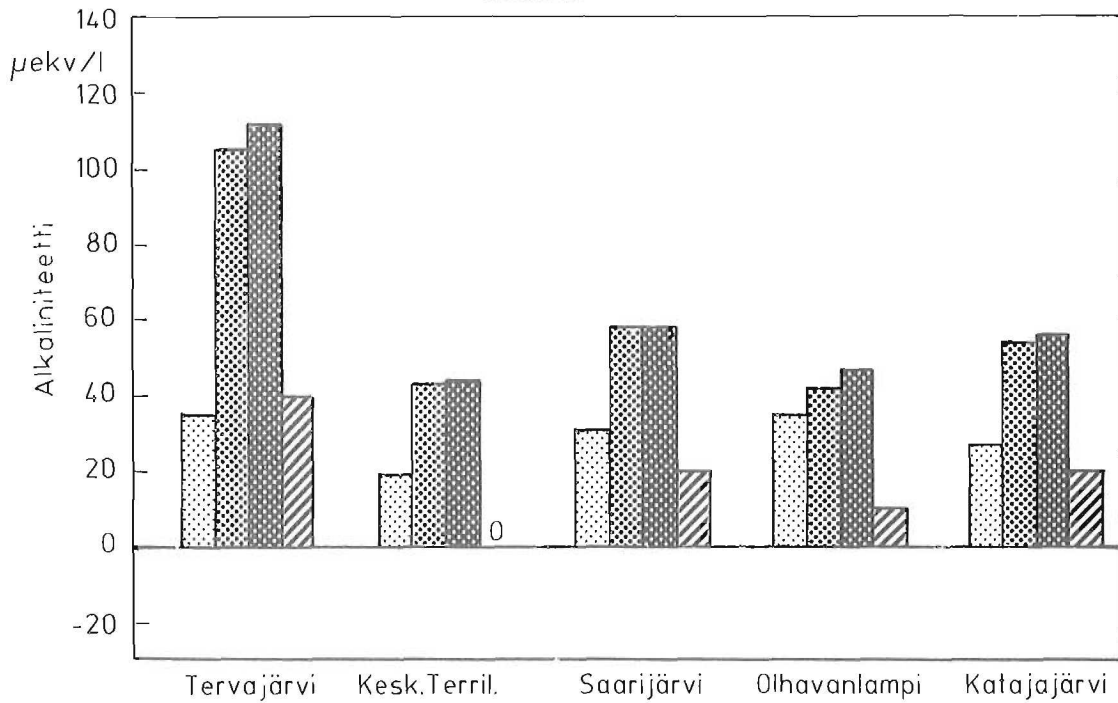
| | Menetelmä | Alkaliniteetin aleneminen, $\mu\text{ekv/l}$ | | | |
|--------------------|-----------|--|--------|-------|------|
| | | keskiarvo | min. | maks. | S.D. |
| Maaliskuu | I | 24 | - 6 *) | 71 | 26,2 |
| | II | 43 | 29 | 65 | 12,5 |
| | III | 47 | 36 | 72 | 11,7 |
| <i>keskimäärin</i> | I – III | 38 | | | |
| Toukokuu | I | 42 | 5 | 74 | 16,3 |
| | II | 29 | 19 | 41 | 7,1 |
| | III | 42 | 34 | 54 | 6,8 |
| <i>keskimäärin</i> | I – III | 38 | | | |
| Marraskuu | I | 40 | 22 | 98 | 19,6 |
| | II | 28 | 17 | 40 | 7,7 |
| | III | 46 | 33 | 60 | 8,4 |
| <i>keskimäärin</i> | I – III | 38 | | | |

*) Merkitsee alkaliniteetin kasvamista

Maaliskuu 1991



Maaliskuu 1991



Menetelmä I

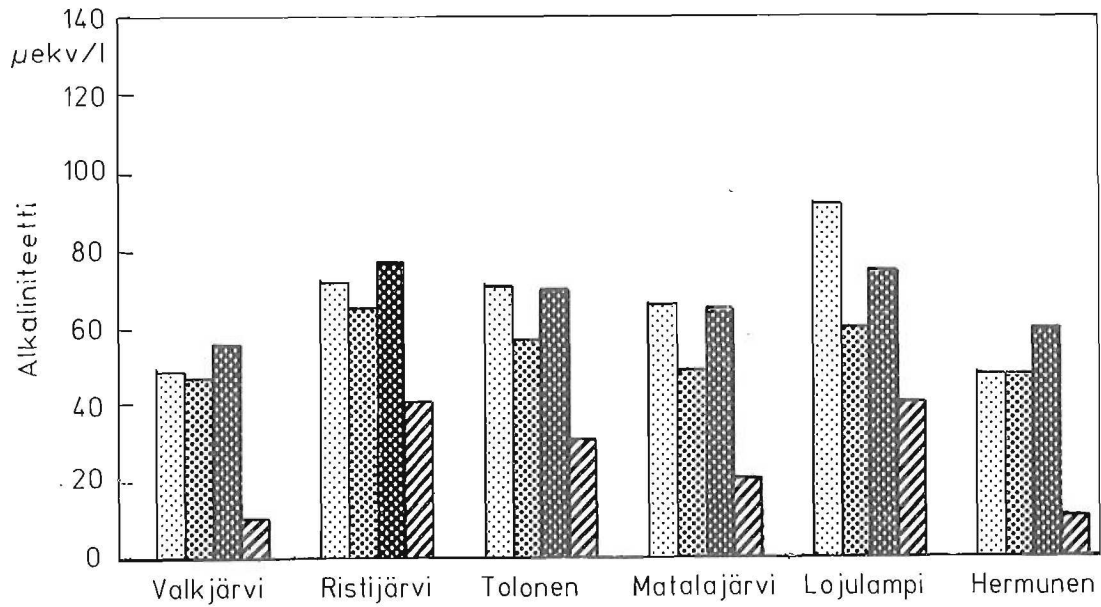
Menetelmä II

Menetelmä III

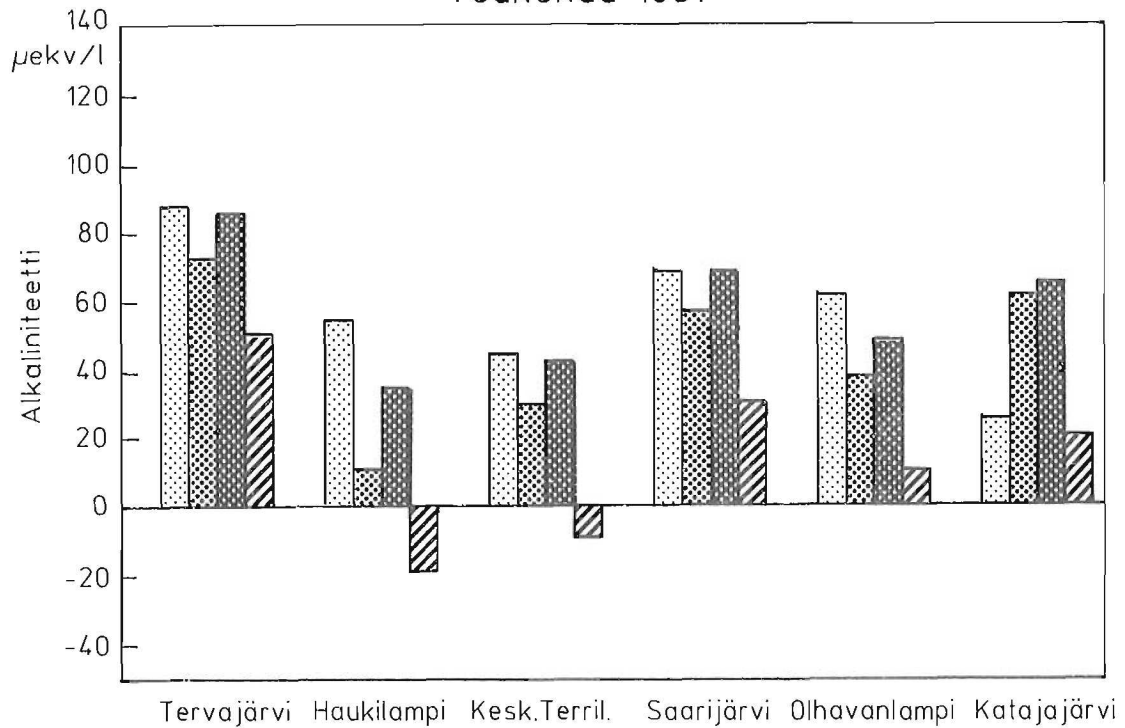
Havaittu

Kuva 7. Alkuperäisalkaliniteetti eri menetelmillä laskettuna ja havaittu alkaliniteetti maaliskuussa 1991. Happamoitumisen määrä = alkaliniteetin aleneminen, ts. alkaliniteetti menetelmällä x - havaittu alkaliniteetti.

Toukokuu 1991



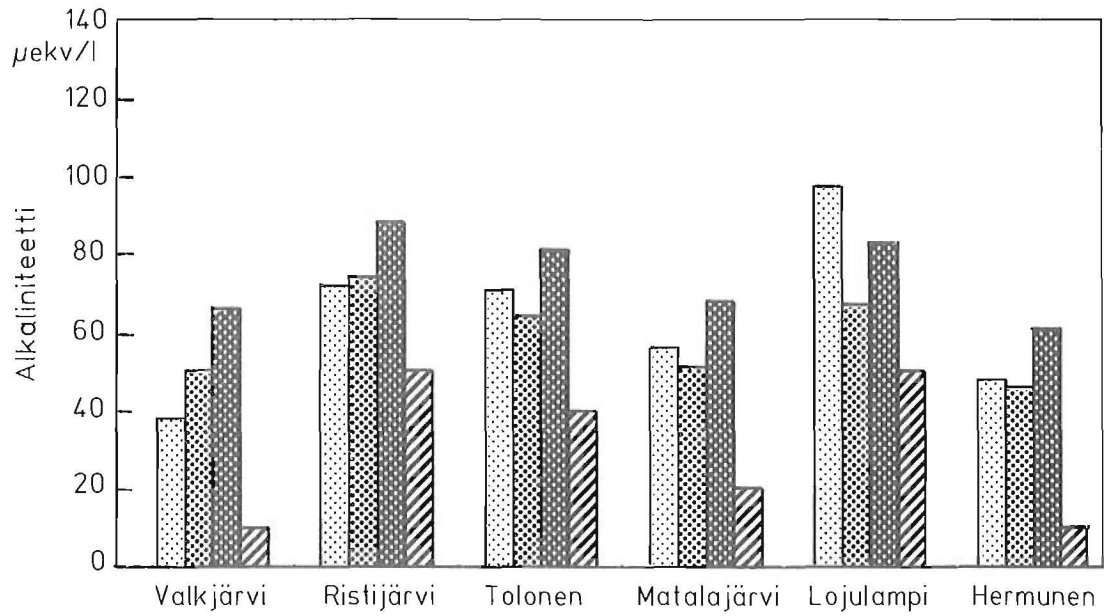
Toukokuu 1991



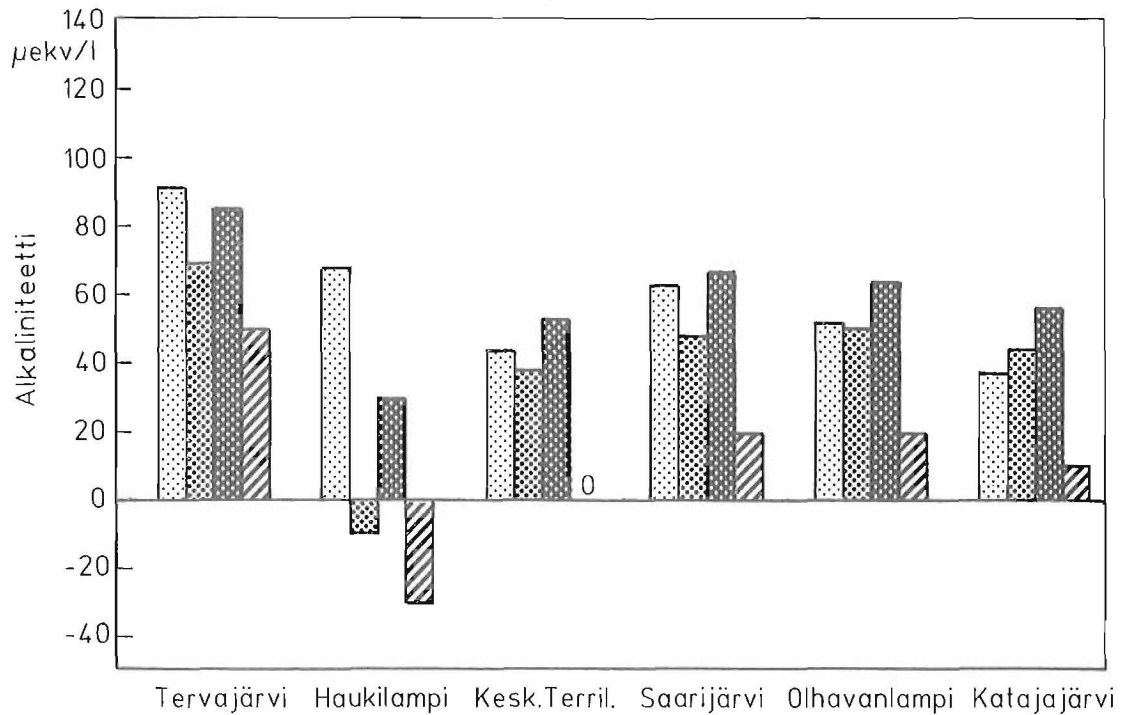
Menetelmä I
 Menetelmä II
 Menetelmä III
 Havaittu

Kuva 8. Alkuperäisalkaliniteetti eri menetelmillä laskettuna ja havaittu alkaliniteetti toukokuussa 1991.

Marraskuu 1991



Marraskuu 1991



Menetelmä I
 Menetelmä II
 Menetelmä III
 Havaittu

Kuva 9. Alkuperäisalkaliniteetti eri menetelmillä laskettuna ja havaittu alkaliniteetti marraskuussa 1991.

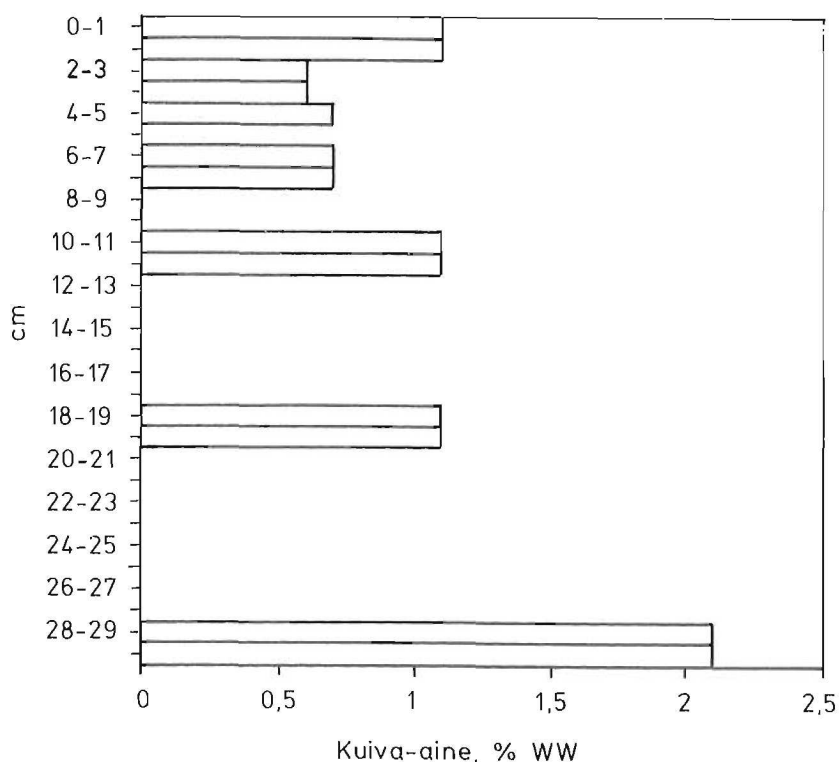
4.3 Valkjärven sedimentti

Sedimentti oli hyvin vesipitoista koko tutkitulla syvyydellä (0 – 30 cm). Sedimenttipatsaassa ei esiintynyt lustoisuutta. Sedimentin kuiva-ainepitoisuus oli noin 1 % tutkituissa kerroksissa 20 cm:iin saakka. Syvemmällä (28 – 30 cm) kuiva-ainepitoisuus kohosi 2 %:iin (kuva 10). Tutkitun sedimenttipatsaan kuiva-aineesta puolet oli mineraaliainesta, sillä kuiva-aineen hehkutusjäännös oli koko syvyydeltä noin 50 % (taulukko 10).

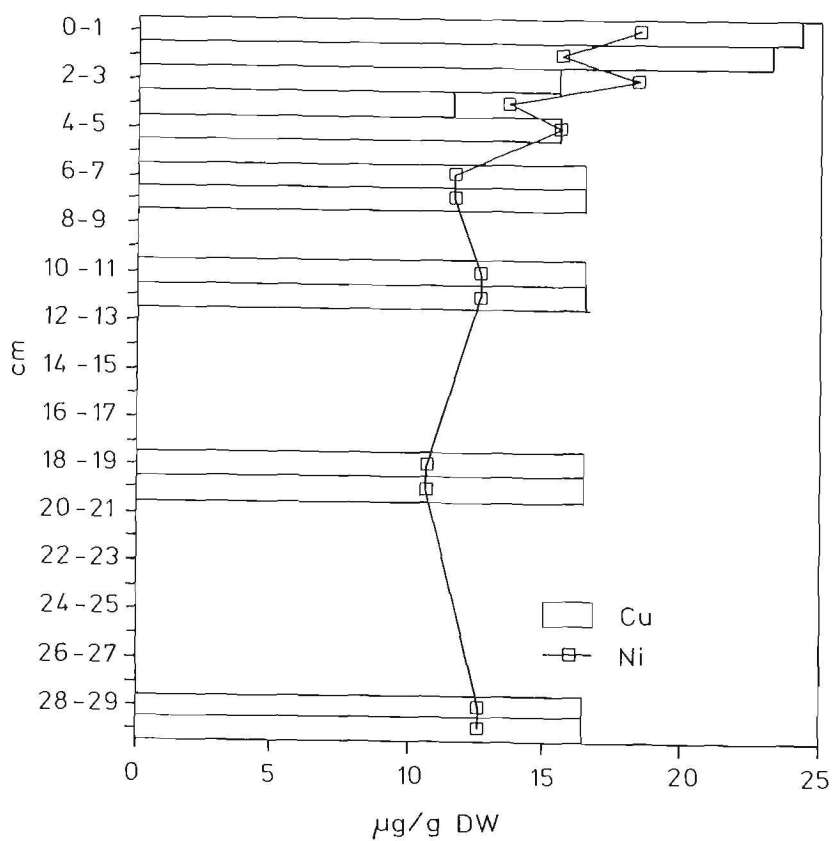
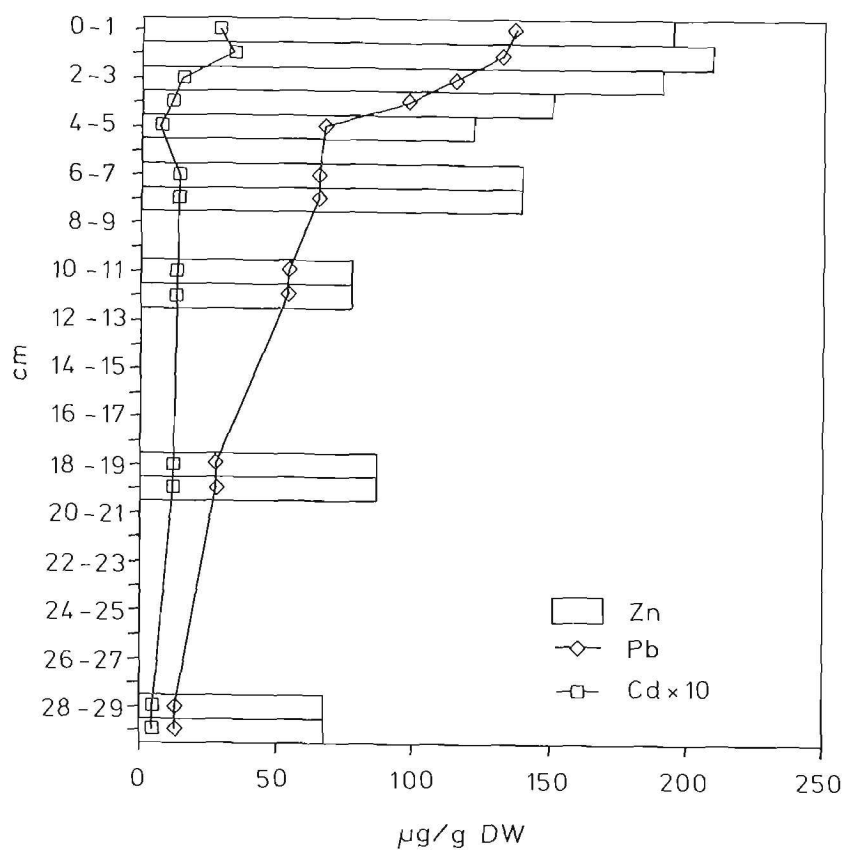
Pintasedimentissä metallipitoisuudet olivat muita kerroksia suuremmat mm. lyijyn, sinkin ja kadmiumin osalta. Nikkelin pitoisuus pinnassa oli jonkin verran muita kerroksia suurempi. Kuparin osalta erot olivat vähäisiä (kuva 11, taulukko 10). Alumiinin määrä sen sijaan väheni pintaa kohden (taulukko 10). Elohopeatulokset puuttuvat, koska näyte ei suuren vesipitoisuutensa vuoksi riittänyt sen määrittämiseen.

Tutkittujen aineiden pitoisuudet sedimentissä eivät aina muuttuneet lineaarisesti syvyyden mukaan, vaan huomattavia poikkeamia todettiin. Se näkyy epäjatkuvuutena eri sedimenttiviipaleiden vaihteluväleissä taulukossa 10 sekä kuvassa 11. Syynä on ilmeisesti korkean vesipitoisuuden aiheuttama häiriö ja sekoittuminen sedimentissä.

Lyijyllä ja kadmiumilla todettiin suurimmat rikastumiskertoimet. Ne olivat lyijyllä 3 – 7 ja kadmiumilla 3 – 4 laskutavasta riippuen (taulukko 10). Rikastumiskertoimet on laskettu kahdella tavalla, koska tulosten perusteella syntyi vaikutelma, että yleisesti käytetty pintasedimentin raja 0 – 5 cm ei sovellu Valkjärveen, vaan pinta muodostuu sedimentin korkean vesipitoisuuden vuoksi huomattavasti paksummasta sedimenttikerroksesta.



Kuva 10. Valkjärven sedimentin kuiva-ainepitoisuus.



Kuva 11. Valkjärven sedimentin metallipitoisuuksia.

Taulukko 10. Valkjärven sedimentin eri kerrosten kuiva-ainepitoisuudet ja kuiva-aineen hehkutusjäännökset sekä metallipitoisuudet ja metallien rikastumiskertoimet. Rikastumiskertoimet on laskettu kahdella tavalla: 1) pintasedimentin (0 – 5 cm) maksimipitoisuus / syvimpien sedimenttikerrosten (6 – 30 cm) keskiarvo ja 2) ylimmän sedimentin (0 – 12 cm) maksimipitoisuus / syväsedimentin (18 – 30 cm) keskiarvo.

| Määrittäminen | Pintasedimentti 0 – 5 cm | | | Välikerros 6 – 12 cm | | | Syväsedimentti 18 – 30 cm | | |
|------------------------|--------------------------|-----------|-------------------|----------------------|-----------|-------------------|---------------------------|-----------|-------------------|
| | n | \bar{x} | vaihteluväli | n | \bar{x} | vaihteluväli | n | \bar{x} | vaihteluväli |
| Kuiva-aine % | 5 | 0,8 | (0,6 – 1,1) | 2 | 0,9 | (0,7 – 1,1) | 2 | 1,7 | (1,2 – 2,1) |
| Hehkutusjäännös % | 5 | 53 | (52 – 53) | 2 | 53 | (53 – 53) | 2 | 53 | (53 – 54) |
| Metallit (µg/g) | | | | | | | | | |
| – alumiini | 5 | 20 240 | (18 600 – 22 000) | 2 | 21 800 | (21 400 – 22 200) | 2 | 24 150 | (23 000 – 25 300) |
| – lyijy | 5 | 109 | (66 – 135) | 2 | 59 | (54 – 64) | 2 | 20 | (13 – 28) |
| – sinkki | 5 | 173 | (122 – 209) | 2 | 108 | (77 – 139) | 2 | 76 | (66 – 86) |
| – kupari | 5 | 18,5 | (11,6 – 25,0) | 2 | 17,0 | (17,0 – 17,1) | 2 | 17,0 | (16,9 – 17,2) |
| – nikkeli | 5 | 16,9 | (14,2 – 18,8) | 2 | 12,4 | (11,6 – 13,1) | 2 | 12,1 | (10,8 – 13,4) |
| – kadmium | 5 | 1,85 | (0,66 – 3,33) | 2 | 1,25 | (1,22 – 1,28) | 2 | 0,83 | (0,49 – 1,17) |
| – rauta | 5 | 45 020 | (33 500 – 63 000) | 2 | 38 500 | (36 900 – 40 100) | 2 | 38 500 | (38 400 – 38 600) |
| Metalli | Rikastumiskerroin | | | | | | | | |
| | 1 | 2 | | | | | | | |
| Alumiini | 0,9 | 0,9 | | | | | | | |
| Lyijy | 3,4 | 6,7 | | | | | | | |
| Sinkki | 2,3 | 2,7 | | | | | | | |
| Kupari | 1,5 | 1,5 | | | | | | | |
| Nikkeli | 1,5 | 1,5 | | | | | | | |
| Kadmium | 3,2 | 4,0 | | | | | | | |
| Rauta | 1,6 | 1,6 | | | | | | | |

Luvun 4.4 kirjoittaja on FK Kristiina Eskonen, 82300 Rääkkylä
4.4 Valkjärven sedimentin piilevätutkimus

4.4.1 Menetelmät

Piileväanalyysiä varten otettiin pohjanäyte 22.3.1991 Valkjärven syvänteen alueelta. Näytteenotossa käytettiin nk. jääsormea. Näyte ositettiin 1 cm korkuisiin viipaleisiin. Analyysi tehtiin syvyyksiltä 0 – 4 cm, 6 – 15 cm, 20 cm ja 25 cm.

Piileväpreparaatit tehtiin seuraavasti. Pieni määrä sentrifugoitua näytettä pantiin koeputkeen puhtaaseen alkoholiin. Putkea pidettiin hajoittajassa vähän aikaa niin, että näyte suspentoitui alkoholiin. Seosta levitettiin pisara peitinlasille, joka taas kiinnitettiin Naphrax-sulkuaineella preparaattilasille.

Piilevien tunnistamisessa käytettiin seuraavaa kirjallisuutta:

- Cleve-Euler, A. 1951–55. Die Diatomeen von Schweden und Finnland. Kungl. Sv. Vetenskapsakad. handl. 4. Ser. 2–4.
- Florin, M-B. 1957. Plankton of fresh and brackish waters in the Södertälje area. Acta phytogeogr. suecica 37. 144 p.
- Foget, N. 1964. Freshwater diatoms from Spitsbergen. Tromsø museums Skr. XI. 205 p.
- Forsström, L. 1982. The Oulainen interglacial in Ostrobothnia, Western Finland. Acta Univ. Oul. A 136. Geol. 4.
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyte (Diatomaceae). In: A. Pasher (ed.). Die Susswasserflora Mitteleuropas 10. Jena 466 p.
- Hustedt, F. 1937 – 39. Systematische und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen Limnologischen Sunda-Expedition. Arch. Hydrobiol., Suppl. 15–16. Stuttgart.
- Hustedt, F. 1959–66. Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In: L. Rabenhorst. Kryptogamen-Flora 7.
- Meriläinen, J. 1969. The diatoms of the meromictic Lake Valkiajärvi, in the Finnish Lake District. Ann. Bot. Fenn. 6: 77 – 104.
- Mölder, K. & Tynni, R. 1967. Über Finnlands rezente und sub-fossile Diatomeen. I. C.R.Soc. Geol. Finlande 39: 199 – 217.

Mölder, K. & Tynni, R. 1968–73. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen II–VII. Bull. Geol. Soc. Finland 40: 151 – 170, 41: 235 – 251, 42: 129 – 144, 43: 203 – 220, 44: 141 – 149, 45: 159 – 179.

Nygaard, G. 1956. Ancient and rezent flora of diatoms and Chrysophyceae in Lake Gribso. Fol. Limnol. Scand. 8: 32 – 94.

Tynni, R. 1975–80. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen VIII–XI. Geol. Surv. Finland. Bull. 274, 284, 296, 312.

4.4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

Sedimentin kuvaus

Pohjanäyte oli mustanruskeaa, ohutta liejua pinnasta 20 cm:iin saakka, minkä jälkeen se näytti tiivistyvän. Mitään kerrostumia tai värimuutoksia ei voitu nähdä.

Sedimentin suuri vesipitoisuus esti arvioidun sedimentoitumisnopeuden avulla tehtävän iänmäärityksen. Mikroskooppisen tutkimuksen perusteella suurin osa sedimentistä on autoktonista. Joko järvi on runsastuottoinen ja sedimentoituminen on hyvin runsasta tai sitten hajoitustoiminta on happamien järvien tapaan vähäistä. Erodoitunutta ainesta ei havaittu.

Piilevätutkimus

Piilevälaskennassa tavattiin seuraavat lajit (yhteensä 83 taksonia):

| | |
|--------------------------------|--------------------------------|
| <i>Achnanthes austriaca</i> | <i>A. fennoscandica</i> |
| <i>A. aust. var. helvetica</i> | <i>A. granulata</i> |
| <i>A. conspicua</i> | <i>A. lirata</i> |
| <i>A. flexella</i> | <i>A. italica</i> |
| <i>A. holsti</i> | <i>A. ita. var. subarctica</i> |
| <i>A. kryophila</i> | <i>Cyclotella kuetzingiana</i> |
| <i>A. levanderi</i> | <i>C. kue. var. radiosa</i> |
| <i>A. linearis</i> | <i>C. stelligera</i> |
| <i>A. marginulata</i> | <i>Cymbella angustata</i> |
| <i>A. minutissima</i> | <i>C. gaeumanni</i> |
| <i>A. nodosa</i> | <i>C. gracilis</i> |
| <i>Amphicampa hemicyclus</i> | <i>C. hebridica</i> |
| <i>Amphora ovalis</i> | <i>C. hybrida</i> |
| <i>Anomoeoneis exilis</i> | <i>C. turgida</i> |
| <i>A. follis</i> | <i>Diatoma elongatum</i> |
| <i>A. serians</i> | <i>Eunotia arcus</i> |
| <i>A. ser. var. brachysira</i> | <i>E. bactriana</i> |
| <i>A. styriaca</i> | <i>E. bigibba</i> |
| <i>Aulacoseira distans</i> | <i>E. faba</i> |
| <i>A. dis. var. alpigena</i> | <i>E. gracilis</i> |

| | |
|----------------------------|--------------------------|
| E. gra. var. fennoscandica | N. invicta |
| E. lunaris | N. radiosa |
| E. monodon | N. ventralis |
| E. mon. var. bidens | Nitzschia hantzschiana |
| E. pectinalis | N. tryblionella |
| E. pec. var. minor | Peronia heribaudi |
| E. polydentula | Pinnularia aestuarii |
| E. robusta | P. dactylus |
| E. tenella | P. gibba |
| E. valida | P. interrupta |
| E. veneris | P. isostauron |
| Fragillaria capucina | P. legumen |
| F. crotonensis | P. nobilis |
| Frustulia rhomboides | P. viridis |
| F. rho. var. saxonica | Stauroneis anceps |
| Gomphonema acuminatum | S. phoenicenteron |
| var. coronata | Stenopterobia intermedia |
| G. intricatum | Surirella linearis |
| Navicula cocconeiformis | Synedra acus |
| N. cryptocephala | Tabellaria fenestrata |
| N. cuspidata | T. flocculosa |
| N. hoefleri | T. quadriseptata |

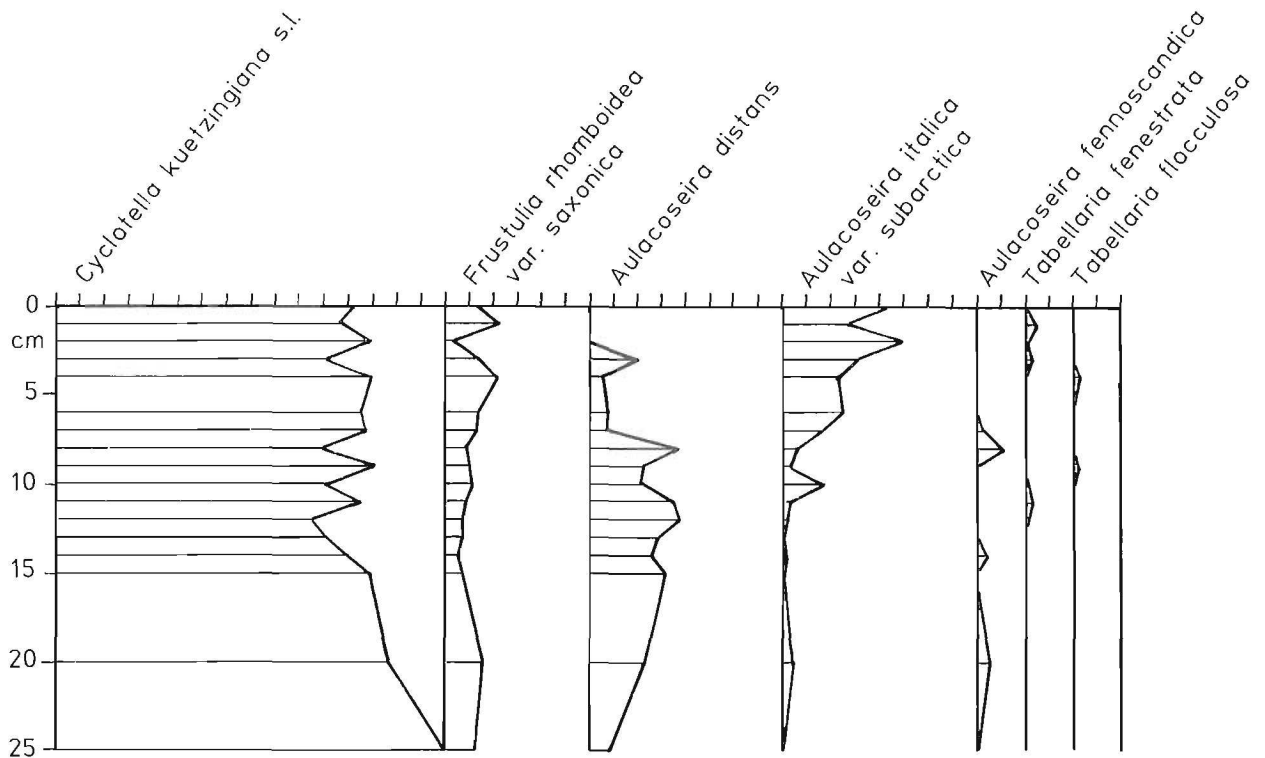
Kaikissa tutkituissa syvyyksissä hallitsivat *Cyclotella kuetzingiana* var. *radiosa* ja *Cyclotella kuetzingiana*. Ensin mainittu oli valtalajina syvyyksillä 0 – 20 cm. Alimmassa tutkitussa näytteessä, 25 cm, *C. kuetzingiana* oli 84 % kaikista lasketuista kuorista. Nämä *Cyclotella*-lajit ovat pH-spektriltään indifferenttejä ja kuvastavat eniten veden väriä. Huttusen ja Meriläisen (1986) mukaan niiden osuus on suurimmillaan kirkkaissa vesistöissä. Yleisesti niitä pidetään myös veden vähäravinteisuuden ilmentäjinä (Mölder ja Tynni 1968).

Aulacoseira distansin vaihtuminen toiseksi *Aulacoseira*-lajiksi, *A. italica* ssp. *subarctica* (kuva 12) oli ainoa ekologisesti merkittävä gradientti yhteisöjen kehityksessä. Näistä lajeista *Aulacoseira distans* on tyypillinen tumman, happamahkan veden laji. *Aulacoseira italica* ssp. *subarctica* on yleinen kirkkaammassa vesissä, kuten Lapin kirkkaissa, karuissa järvissä, joiden pH on lähellä neutraalia (Mölder ja Tynni 1967). Kuvattu muutos Valkjärvessä kuvastanee jälleen eniten veden kirkastumista ja ehkä jossain määrin lisääntyntä ravinteisuutta.

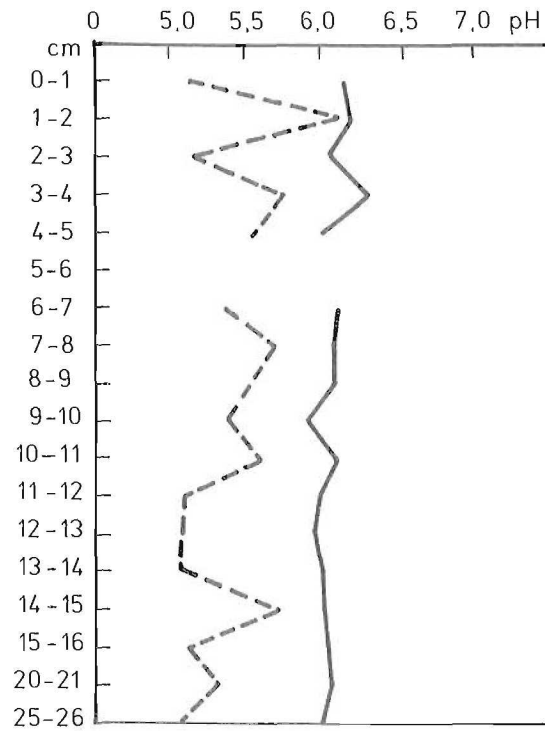
Järven pH-kehitystä tutkittiin piilevy yhteisöjen avulla (kuva 13). Index- α on Meriläisen (1967) yhtälön mukaan tehty rekonstruktio ja index-B Renbergin ja Hellbergin (1982) käyttämä. Kumpikin tuottaa in situ -mittauksia korkeamman pH:n. Ero johtuu laskentamenetelmästä, jossa indifferenttien *Cyclotellojen* suuri suhteellinen osuus peittää alleen herkän litoraalialueen mahdolliset muutokset.

Tehdyt yhteisöanalyysit (DCA) kuvasivat pelkästään edellä kuvattuja muutoksia *Cyclotella*- ja *Aulacoseira*-lajien suhteellisissa osuuksissa. Kuvissa 14 ja 15 kuvatut muutokset lajiston pH-spektrissä ja eri elomuotojen osuuksissa olivat myös pieniä ja hukkuivat planktisen dominanttilajin alle. Litoraalilajiston hienoiset muutokset antoivat kuitenkin aiheen olettaa, että järvi olisi ollut runsasravinteisempi tutkimusjakson alussa, sittemmin karuuntunut ja myöhemmin saanut jälleen lisää ravinteita kasviplanktonin käyttöön.

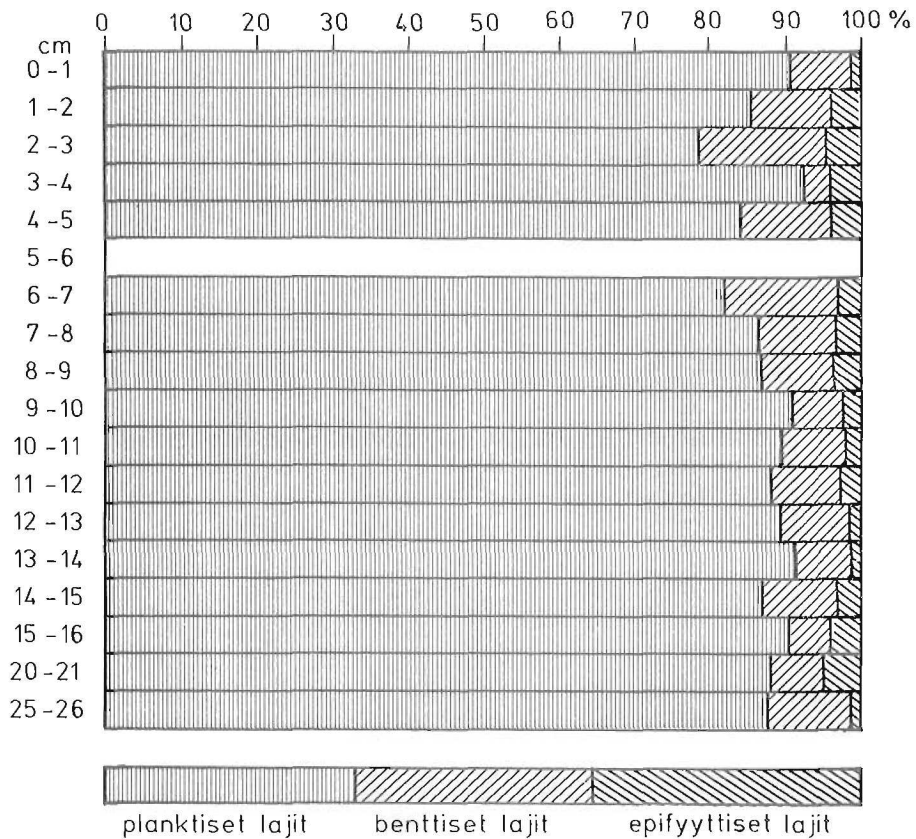
Yhteenvedona voidaan sanoa, että tutkitun järven sedimentin piilevästöt kuvastavat ennen kaikkea veden kirkkautta. Järven lähivaluma-alueella tehdyt metsänhoitotoimenpiteet heijastuvat heikosti piileväyhteisöissä. Happamoitumista ei voitu todeta.



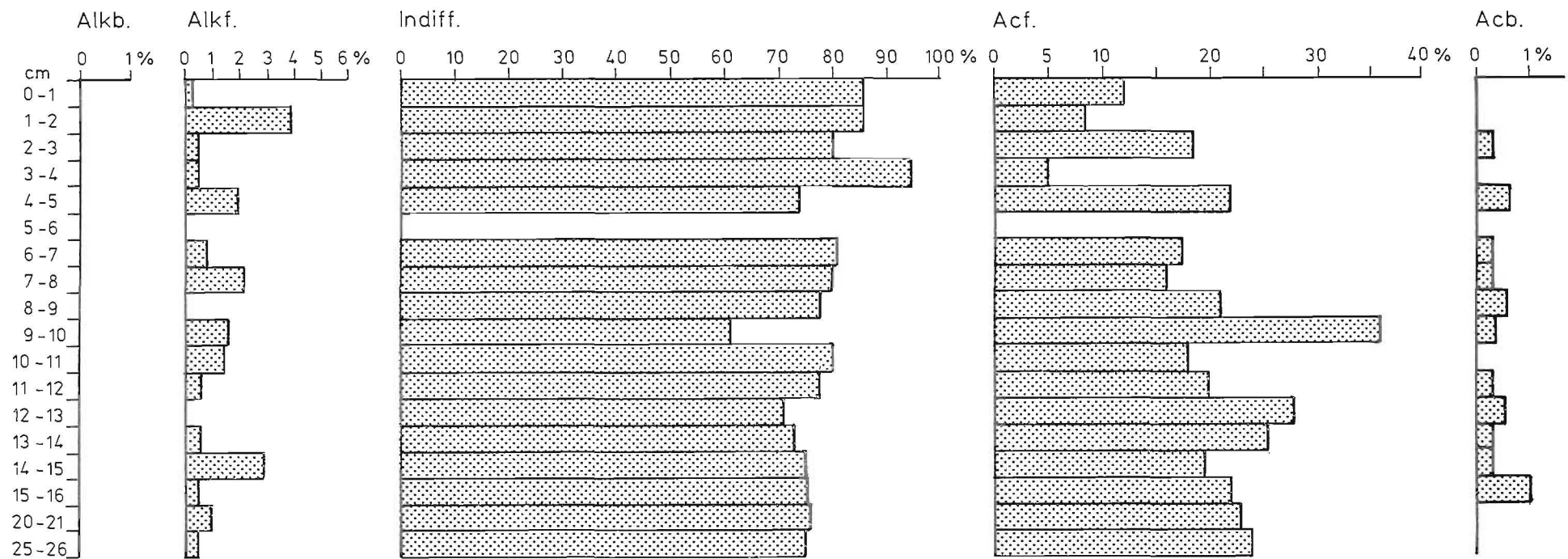
Kuva 12. Eräiden piilevien suhteellinen osuus Valkjärven pintasedimentissä.



Kuva 13. Valkjärven pH:n kehitys piilevien avulla laskettuna. ----- = index- α (Meriläinen 1967), ————— = index-B (Renberg & Hellberg 1982)



Kuva 14. Laskettujen piilevien elomuotojen osuudet syvyyksittäin.



Kuva 15. Valkjärven tavattujen levien pH-spektri syvyyksittäin.

4.5 Vertailualueen veden laatu

Ylämaan lammet ovat hyvin kirkasvetisiä, niukkaravinteisia ja happamia. Alkaliniteettiä on vähän tai se on kulunut kokonaan loppuun. Happamoituminen on Hirvilammessa ja Mäkilammessa huomattavaa. Syksyn 1990 tulosten perusteella alkaliniteetti oli loppunut Hirvilammesta ja Mäkilammesta. Vuorilammessa sen sijaan puskurikykyä oli jäljellä (pH 5,9, alkaliniteetti 0,02 mmol/l). Muutoinkin vedenlaadultaan Vuorilampi on Repoveden alueen Valkjärven kaltainen, kirkasvetinen (väri 10 mg Pt/l) ja karu (fosforia 8 µg/l, typpeä 440 µg/l) (liite 6).

Happamoitumisen määrän arvioimiseen on käytetty syyskuun 1991 tuloksia. Puuttuvien tulosten vuoksi niistä ei kuitenkaan voitu laskea ionitaseita. Sen vuoksi lampien ionitaseet on laskettu lokakuun 1990 tulosten perusteella.

Pääanionina oli sulfaatti. Sen jälkeen merkittävin on kloridi, sitten orgaaninen anioni. Fluoridin osuus on myös huomattava. Bikarbonaatti puuttuu täysin Hirvilammesta ja Mäkilammesta. Sen sijaan Vuorilammessa bikarbonaatti esiintyy ja sen osuus on lähes orgaanisen anionin luokkaa (kuva 16). Sulfaatin ja orgaanisen anionin suhde vaihteli välillä 8 – 13.

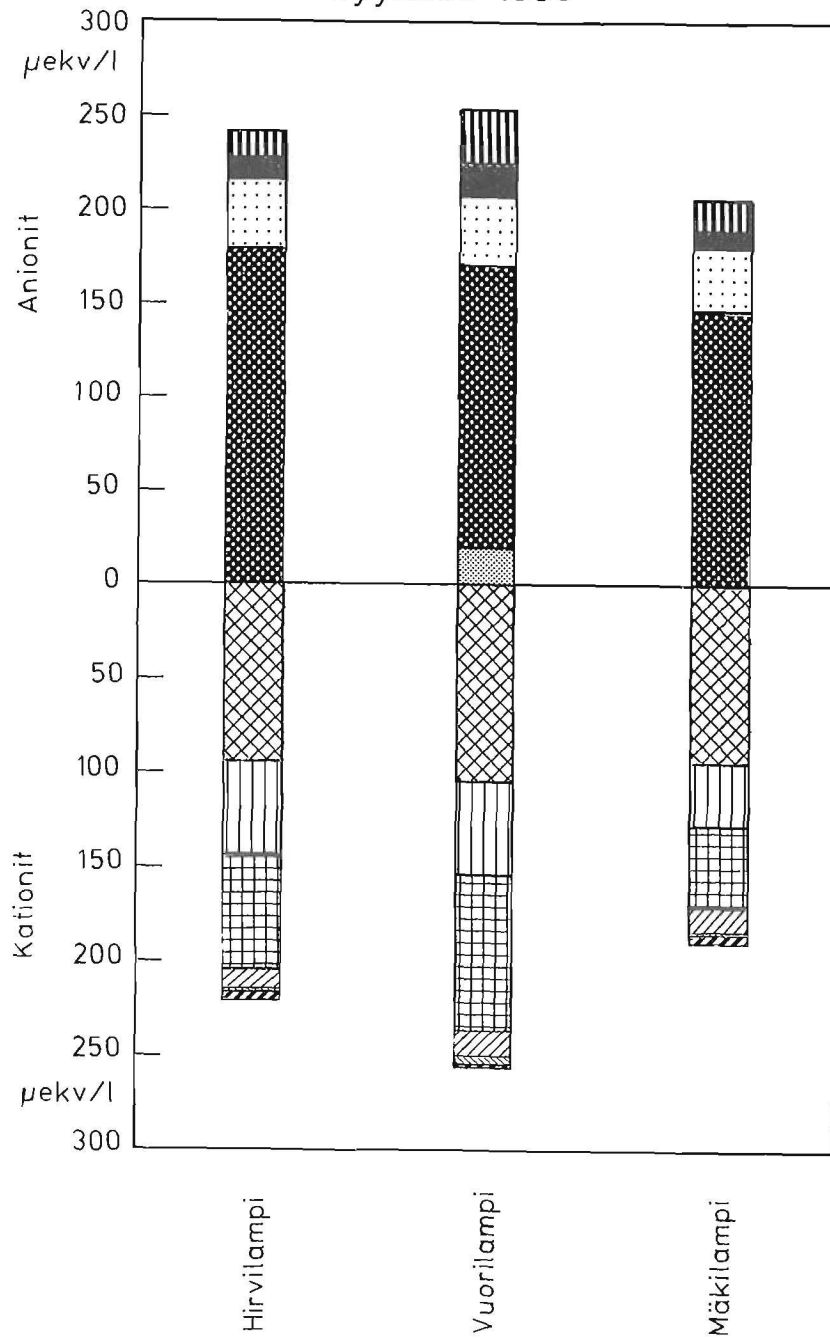
Kalsium oli pääkationi. Natrium oli lähes yhtä merkittävä. Vahvojen happojen vapaita vetyioneja esiintyi huomattavasti puskurikykynsä menettäneissä Hirvi- ja Mäkilammessa (kuva 16).

Syksyllä 1991 alkaliniteetin havaittiin loppuneen ainoastaan Hirvilammesta. Mäkilammesta mitattiin Vuorilampea korkeampi alkaliniteetti (kuva 17). Lampien alkaliniteetti oli vähentynyt 38 – 46 µekv/l. Happamoituminen oli voimakkainta Hirvilammessa. Mäkilammen ja Vuorilammen alkaliniteetin aleneminen oli vähäisempää (taulukko 11 ja kuva 17).

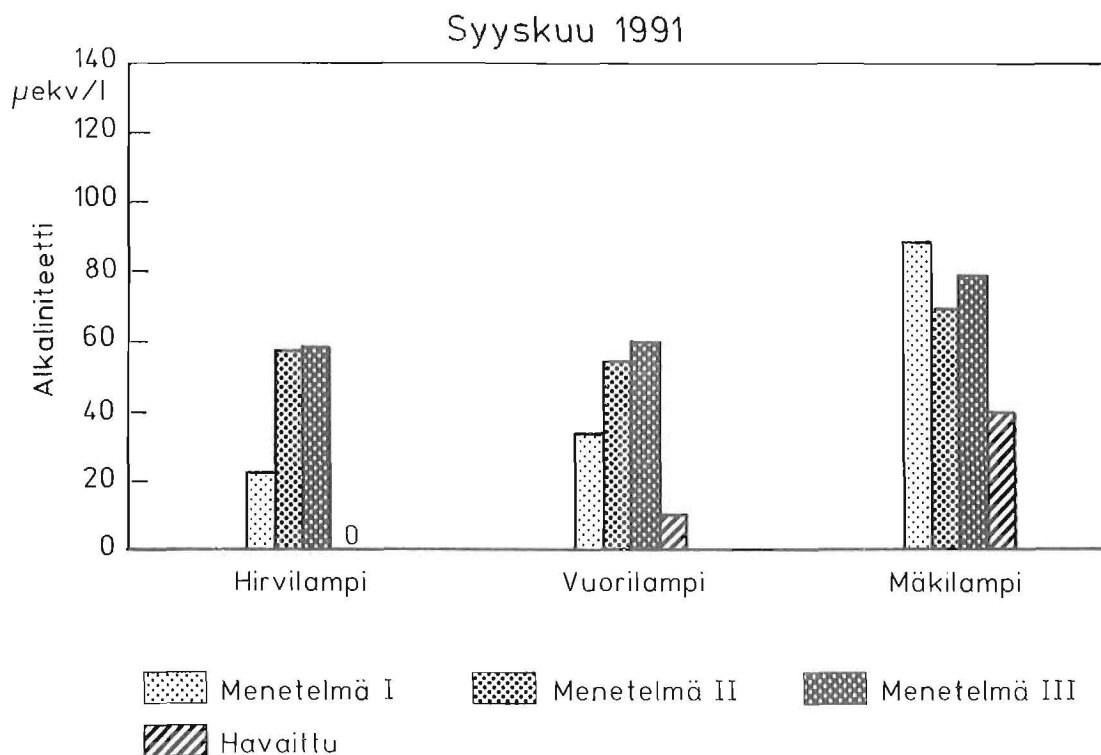
Taulukko 11. Alkaliniteetin aleneminen, happamoituminen, Ylämaan pienissä järvissä happamoitumismallien mukaan tarkastelutavoilla I – III syyskuussa 1990.

| Menetelmä | Alkaliniteetin aleneminen, µekv/l | | |
|---------------------|-----------------------------------|------------|-----------|
| | Hirvilampi | Vuorilampi | Mäkilampi |
| I | 22 | 23 | 47 |
| II | 57 | 44 | 29 |
| III | 58 | 50 | 39 |
| Keskimäärin I – III | 46 | 39 | 38 |

Syyskuu 1990



Kuva 16. Pääionit Ylämaan alueen järvissä lokakuussa 1990.



Kuva 17. Alkuperäisalkaliniteetti eri menetelmillä laskettuna ja havaittu alkaliniteetti Ylämaan alueen pienissä järvissä syyskuussa 1991.

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Vesistöjen nykytila

Repoveden alueella maanpinnan suuret korkeusvaihtelut antoivat oman leimansa myös vesistöille mm. meromiktisuuden muodossa. Tolonen, Hermunen ja Haukilampi ovat pieniä jyrkkien kallioiden ympäröimiä järviä. Maaston topografian vuoksi ne ovat hyvin suojassa tuulelta. Täyskierrot ovat tutkimusajankohtina jääneet väliin tai olleet epätäydellisiä. Hermusen syvyys (30 m) on edesauttanut meromiktian muodostumisessa. Haukilammen orgaanisen aineksen suuri määrä on todennäköisesti edistänyt meromiktian syntymistä. Tolosen suhteen yhtenä syynä voi olla 1970-luvun metsänkäsitteilyn vaikutukset.

Rapakivialueen vaikutus näkyi Tihvetjärven ja Repoveden veden suolapitoisuuksissa, varsinkin korkeassa fluoridipitoisuudessa. Repovesi ja Tihvetjärvi suurina järvinä eivät ole vaarassa happamoitua. Repovesi on rehevyystasoltaan karu järvi. Tihvetjärvi on sen sijaan lievästi rehevöitymässä. Kapiaveden alueella vedenvaihtuvuus on vähäistä, ja siihen on kohdistunut hajakuormitusta mm. metsäojituksista.

Tutkitut 12 pientä järveä ja lampea edustivat n. 30 % Repovedelle kaavaillun kansallispuistoalueen pienvesistä. Ne sijaitsevat graniittialueella. Se antoi pienvesien veden laadulle Tihvetjärvestä ja Repovedestä poikkeavan leiman. Suolapitoisuudet, varsinkin fluoridipitoisuudet olivat pieniä. Tutkitut pienvedet olivat pääasiassa kirkasvetisiä tai lievästi humuspitoisia ja niukkaravinteisia sekä rehevyystasoltaan

karuja. Haukilampi poikkesi muista kohteista suuren humuspitoisuutensa ja korkean ravinteisuutensa puolesta. Se on luontaisesti humushapan lampi. Ominaista pienvesille oli myös selvä happamoitumisuhka, joka ilmeni happamuutta vastustavan puskurikyvyn (alkaliniteetin) pienuutena tai loppumisena. Herkimmissä järvissä se näkyi pH-arvojen vuodenaikaisvaihteluna.

Pienvesien puskurikyky oli Puomion (1985) esittämän alkaliniteettiarvoihin perustuvan luokittelun mukaan huono Lojulampea ja Tervajärveä lukuun ottamatta, joissa se oli välttävä. Pätilan (1984) luokituskriteerinä on alkaliniteetin lisäksi veden väri ja pH-arvo. Sen mukaan vesistöjen puskurikyky oli parempi vaihdellen syksyn 1991 tulosten perusteella tyydyttävästä välttävään (liite 7).

Lojulampi ja Tervajärvi suurine yläpuolisine valuma-alueineen poikkesivat muusta joukosta paremman puskurikykynsä puolesta. Ne edustivat läpivirtausjärviä, jotka ovat latvajärviä paremmin puskuroituja (mm. Forsius 1987). Pysyvästi happamiksi (pH alle 5,3 ja alkaliniteetti ≤ 0 mmol/l) todettiin Haukilampi ja Keskimäinen Terrilampi.

Heikosti puskuroiduissa vesissä pH-arvot voivat vaihdella suurestikin eikä pH-mittaus anna kovin luotettavaa kuvaa happamoitumisen vaiheesta happamoitumiskehityksen alkuaikoina (Forsius 1987). Alkaliniteetti- ja pH-arvojen "epäsuhta" kävi ilmi useissa tämän tutkimuksen tuloksissa. Korostuneimmin erot ilmenivät kevättalvella happamien sulamisvesien vaikuttaessa (ks. taulukko 6).

Maaliskuun tutkimustulokset antoivat selkeän kuvan happamien sulamisvesien vaikutuksesta veden laatuun. Näytteenoton aikana maaliskuun lopulla lumen sulaminen oli meneillään. Hapan vesikerros oli ohut rajoittuen jään alle, mikä on todettu usein muissakin tutkimuksissa (mm. Forsius 1987, Roila 1992). Kevätsulannan jään alaisen vesikerroksen pH-arvoa ja alkaliniteettia alentava ja sähkönjohtavuutta nostava vaikutus on todettu myös Roilan (1992) tutkimuksessa.

Jään alta todettujen hyvin korkeiden typpipitoisuuksien ja veden happamuuden välillä oli kiistaton yhteys. Sulfaattipitoisuudetkin olivat maaliskuussa jonkin verran korkeampia kuin muulloin. Typpipitoisuudet olivat kuitenkin niin huomattavan korkeita, että happamuuden voidaan katsoa johtuvan pääasiassa niistä. Forsius ym. (1990) ovat todenneet, että nitraatin osuus on korostunut lumen sulamisen aikana, jolloin valuma-alueen kasvillisuuden nitraatinotto on vähäistä. Nitraatin merkitys pintavesien happamoitumisessa on todennäköisesti kasvamassa.

5.1.1 Ionitaseet

Heikkojen happojen (humusaineiden orgaaniset hapot) anionien ja vahvojen happojen, lähinnä rikkihapon anionin (SO_4^{2-}) suhde ilmaisee luonnollisen humusperäisen happamuuden ja ilmaperäisen happamuuden suhteen (Kortelainen ja Mannio 1990).

Sulfaatin hallitseva asema Repoveden vesistöjen anioneissa Haukilampea lukuun ottamatta merkitsi voimakasta ilmaperäisen happamoitumisen vaikutusta. Haukilammen sulfaatin ja orgaanisen anionin suhdeluku 1 sen sijaan merkitsi sitä, että lammen happamuus johtuu likimain yhtä paljon ilmaperäisestä kuormituksesta kuin luontaisesta happamuudesta (vrt. Kortelainen ja Mannio 1990). Kirkasvetisessä Valkjärnessä sulfaatin hallitseva osuus anioneissa oli kaikkein selvin.

Syystäyskierron aikaisessa tilanteessa näkyi kuitenkin se, että anioneista orgaaninen anioni oli bikarbonaattia merkittävämpi. Niiden antama puskuri selittää sen, ettei pH vielä ole laskenut pysyvästi. Nimittäin veden sisältämät humusyhdisteet niiden happamasta luonteesta huolimatta antavat vedelle eräänlaista lisäpuskuria, sillä humuksella on todettu olevan happamuutta ja sen haitallisia seurauksia ehkäisevä vaikutus (Kortelainen ja Mannio 1990, Kauppi ym. 1990).

Avohakkuun ja maanpinnan käsittelyn on todettu edistävän alkali- ja maa-alkalimetallien huuhtoutumista. Kalsiumin ja magnesiumin huuhtoutumisen on todettu voimistuvan turvamaalle tehtyjen toimenpiteiden jälkeen. Kivennäismaalle tehdyn suojavyöhykkeellisen avohakkuun ja aurauksen jälkeen kaliumin huuhtouman on todettu kasvavan merkittävästi (Ahtiainen 1990).

Suhteutettuna valuma-alueen kokoon Tolosen ja Valkjärven valuma-alueilla oli tehty eniten ja voimallisimmin metsätaloustoimenpiteitä. Katajajärven valuma-alue oli koskematon. Toimenpiteistä on kuitenkin kulunut niin runsaasti aikaa, etteivät vesistöt oleellisesti eroa toisistaan vuoden 1991 alkali- ja maa-alkalimetallipitoisuuksiensa puolesta (ks. kuva 6).

Ionitaseissa todettiin johdonmukainen kationivaje. Marras- ja toukokuussa kationivaje ilmeni kaikissa muissa vesistöissä paitsi Lojulammessa, jossa ionit olivat tasapainossa. Maaliskuussa ionitasapainotulokset kuitenkin poikkesivat edellisestä, vaikkakin vallitsevana oli edelleenkin kationivaje. Eroavuuteen on ilmeisesti vaikuttanut lumen sulamisen aiheuttanut äärevöitynyt tilanne.

Marraskuussa kationivaje %:na kationisummasta vaihteli välillä 1 % (Tervajärvi) – 7 % (Olhavanlampi) ja toukokuussa 1 % (Valkjärvi) – 17 % (Katajajärvi). Vaje selittyy todennäköisesti sillä, ettei laskuihin otettu mukaan alumiinia. Laskennallisen orgaanisen anionin käyttöön sisältyy myös virhemahdollisuus.

5.1.2 Valkjärvi

Valkjärvi on tutkimuskohteista kirkasvetisin. Sen puskurikyky on alkaliniteetin perusteella olematon. Valkjärven sedimentin piilevälajisto kuvaa karuhkoa ja kirkasta veden laatua. Siinä valtalajina oli *Cyclotella kuetzingiana* (n. 90 % kokonaisbiomassasta). Valkjärven sedimentin piileväanalyysin perusteella happamoitumista ei voitu todeta (Eskonen tässä julkaisussa).

Eskosen tutkimuksessa (tässä julkaisussa) todettiin sedimentissä tumman, happamahan veden piilevälajin *Aulacoseira distansin* runsastuminen, joka sedimentin pintaa kohti siirryttäessä vaihtui kirkkaamman veden *Aulacoseira italica ssp. subarctica*ksi. Muutos kuvastaa veden kirkastumista ja jossain määrin lisääntyntä ravinteisuutta.

Avohakkuu ja syväauraus aiheuttavat suojavyöhykkeettömänä huomattavan vesistökuormituksen mm. eroosiona ja orgaanisen aineen huuhtoutumisena maaperästä (esim. Ahtiainen 1990). Valkjärven pohjoispuolen rinnemaiden avohakkuu ja syväauraus aiheuttivat 1970-luvun alkupuolella erittäin selvät silminnähtävät muutokset järven veden laadussa. Silmämääräisesti veden laadun todettiin muuttuneen myös 1980-luvun suojavyöhykkeellisen avohakkuun jälkeen. Vesikemiallisia tutkimustuloksia toimenpiteiden vaikutuksista ei kuitenkaan ole olemassa.

Tutkitusta sedimenttipatsaasta ei löytynyt metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamia eroosiojälkiä, vaan aines oli täysin autoktonista (Eskonen tässä julkaisussa). Samanlainen käsitys muodostui myös kiintoaineen hehkusjäännöstulosten perusteella. Niissäkään ei todettu merkkejä mineraaliaineksen lisääntymisestä, vaan sedimentti oli homogeenista (ks. taulukko 10). Orgaaniset aineet ovat kuitenkin voineet huuhtoutua liukoisessa muodossa hakkuualueilta. Siihen viittaa veden tummuminen hakuiden jälkeen. Se puolestaan selittää sen, miksei eroosioainesta ole havaittu pohjasedimentissä.

Valkjärvi on kirkkaana, karuna ja heikosti puskuroituna järvenä lähellä tilannetta (pH < 5,5), jossa happamoitumisen oletetaan etenevän nopeasti (vrt. Kauppi ym. 1990). Vaikka järvi on tyypiltään herkkä muutoksille, veden pH-arvon romahtamista ei ole tapahtunut. Pikemminkin pH-arvot ovat herkemmin kohonneet kuin laskeneet avovesikauden tulosten perusteella. Kevättalvinen pH-minimikään (5,6) ei ole hälyttävä. Jotkin tekijät (mm. suuri vesitilavuus) ovat olleet jarruttamassa happamoitumista.

Valkjärven tuottava vesikerros on hyvin paksu. Kun tuottavan kerroksen paksuuden oletetaan olevan kaksinkertainen näkösyvyyteen (4 – 5 m) verrattuna, se todennäköisesti ulottuu monin paikoin järven pohjaan asti. Perustuotannon intensiteetistä veden niukkaravinteisuudesta huolimatta kertoo elokuun 0,4 yksikköä toukokuuta korkeampi pH-arvo, samoin myös kohonnut alkaliniteetti. Sedimentin laadun perusteella vaikuttaa siltä, että autoktoninen tuotanto Valkjärvessä on hajotukseen verrattuna huomattavan korostunutta. Tuotantoon verrattuna vähäinen hajotustoiminta voi johtua esimerkiksi hajottajamikrobien toiminnan vähenemisestä happamoitumisen seurauksena (Kauppi ym. 1987).

Muutos *Aulacoseira*-lajistossa saattaa ilmentää metsänkäsittelyä, mahdollisesti viimeimmän 1980-luvun alkupuolen valuma-alueeseen nähden suurikokoisen toimenpiteiden vaikutuksia. Huttunen ym. (1990 b) ovat todenneet avohakkuuta seuraavan lyhytkestoisen happaman vaiheen, veden tummumisen sekä ravinteiden huuhtoutumisen, jonka vesibiologiset muutokset näkyvät rehevöitymisinä ja hajotustoiminnan lisääntymisenä. Suojavyöhykkeen on todettu vähentävän huomattavasti haittoja. Metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutukset ovat siten pääasiassa vastakkaisia happamoitumiskehitykselle. Ne ovat todennäköisesti hidastaneet Valkjärven happamoitumista.

Metsätaloustoimenpiteiden raskaiden maanmuokkausmenetelmien on todettu nostavan maaperän rikastumiskerrokseen pidättyneitä metalleja pintaan, josta ne saattavat huuhtoutua vesistöön. Hapan laskeuma saattaa edistää edelleen niiden huuhtoutumista (esim. Komiteamietintö 1987).

Valkjärven pintasedimentin syvempiä kerroksia suurempi rautapitoisuus ilmentää järven happitalouden olevan kunnossa. Sedimentin pinnan alumiinipitoisuus sen sijaan oli muita kerroksia pienempi. Pintasedimentin (0 – 5 cm) metallipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Etelä-Suomen pienissä järvissä yleensä ilmentäen ilmaperäistä kuormitusta tai valuma-alueen happamoitumisesta aiheutuvaa huuhtoutumaa. Sen sijaan Valkjärven 18 – 30 cm sedimenttipatsaan (syväsedimentin) metallipitoisuudet olivat suurempia kuin vastaavan syvyisessä sedimentissä HAPRO-tutkimuksen Etelä-Suomen kohdejärvissä. Siitä johtuen Valkjärvessä metallien rikastumiskertoimet olivat myös pienempiä (ks. Verta ym. 1990). Sedimentin vesipitoisuuden johdosta syväsedimenttinäyte olisi pitänyt ottaa syvemmältä, jotta rikastumiskertoimia pystyttäisiin vertailemaan. Valkjärven sedimentin metallipitoisuuksia ei voi käyttää kuormituksen arvioimiseen, koska sedimentaationopeutta ei tiedetä.

5.2 Muutos veden laadussa

Kaikissa tutkimuskohteissa, joista oli vanhoja vedenlaatutuloksia, oli havaittavissa selvä johdonmukainen muutos veden laadussa. Veden happamuuden lisääntyminen, sähkönjohtavuuden kasvu ja veden kirkastuminen ovat tyypillisiä happamoitumiselle. Tulosten tulkinta kertanäytteiden, varsinkin kevättalvisten tulosten perusteella sisältää riskejä. Muutokset ovat kuitenkin niin selväpiirteisiä, että johtopäätös happamoitumisesta voidaan tehdä. Vastaavanlaisia muutoksia todettiin Roosin (1992) tekemässä vanhoihin vedenlaatutuloksiin perustuvassa vertailussa 40 vuoden ajanjaksolla.

"Vanhat" kaliumpermanganaattitulokset ja sähkönjohtavuusarvot on kertoimin korjattu vastaamaan nykyisin käytettäviä ilmoitustapoja. Sähkönjohtavuuden vanhoissa ja nykyisissä analyysimenetelmissä ei ole eroja. Kemiallisen hapenkulutuksen "vanhat" ja nykyiset keittoajat eroavat. Kuitenkaan se ei vaikuta tulosten vertailukelpoisuuteen (Vesihallitus 1979). Värin mittausten menetelmät eroavat. Koska vanhat väritulokset perustuvat suodattamattomiin näytteisiin, tulosten vertailtavuus lienee säilynyt ainakin karkealla tasolla. Vesihallituksen (1979) tutkimuksen mukaan "vanhat" ja nykyiset väritulokset ovat myös vertailukelpoisia. Vanhoihin pH-tuloksiin sisältyy epävarmuutta. Aiemmin pH-mittaus tehtiin huoneen lämpötilassa. Näkösyvyysmittaus sisältää eniten virhemahdollisuuksia. Menetelmä on aistinvaraisena subjektiivinen. Talvella sen mittaaminen on lisäksi hankalampaa ja siksi epäluotettavampaa kuin kesällä.

Latvavesistöt ja läpivirtausvesistöt eroavat keskenään pH- ja sähkönjohtavuusarvojen muutoksen suuruudessa. Happamoitumiselle tyypillisesti muutokset näkyvät selvemmin latvavesistöissä (mm. Forsius 1987).

Valkjärven veden värissä ei näytä muusta aineistosta poiketen tapahtuneen lainkaan muutosta 25 vuodessa. Veden väriarvojen pienuuden vuoksi tulokset ovat lähellä analyysitarkkuuden alarajaa, mikä heikentää muutosten havaitsemista. Tarkasteluajanjakson aikana Valkjärven veden värissä on kuitenkin ollut ohimenevää tummumista metsätaloustoimenpiteiden jälkeen, kuten edellä on todettu. Kemiallisen hapenkulutuksen pieneneminen ilmaisee kuitenkin veden kirkastumista.

Valkjärveä lukuun ottamatta muiden tutkimuskohteiden osalta metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksista ei ole minkäänlaista tietoa. Vastaavan kaltaisia vaikutuksia voidaan olettaa olleen Tolosessa ja Keskimmäisessä Terrilammessa, koska toimenpidealueet ovat olleet suuria ja suojavyöhykkeettömiä.

Alkuperäisen alkaliniteetin arvot laskettiin käyttämällä kemiallisiin tasapainoyhtälöihin perustuvia malleja, koska 1960-luvun näytteistä alkaliniteettia ei ollut määritetty. Niidenkin perusteella happamoituminen, alkaliniteetin väheneminen, oli koko aineistossa huomattavaa.

F-tekijä ottaa huomioon valuma-alueen maaperän ioninvaihto-ominaisuudet. Sen avulla happaman laskeuman mahdollisesti aiheuttama veden emäskationipitoisuuden lisäys veden sulfaattipitoisuuden kasvun myötä tulee mukaan laskuihin (Forsius 1987). Menetelmissä I – III F-tekijä on mukana.

Menetelmät I – III antoivat selvästi toisistaan poikkeavia tuloksia. Sähkönjohtavuuteen perustuva menetelmä (III) antoi syksyllä pääsääntöisesti menetelmiä I ja II suurempia alkuperäisen alkaliniteetin arvoja. Syksyllä menetelmät I ja II antoivat keskenään lähes yhtä suuria tuloksia Haukilampea lukuun ottamatta. Haukilammen tulosten luotettavuutta heikentää se, etteivät käytetyt mallit sovellu humusvesien arvioimiseen (Forsius, suull.).

Roos (1992) totesi Schindlerin mallin (menetelmä II) antamien alkuperäisen alkaliniteetin arvojen olevan liian pieniä empiirisiin tuloksiin verrattuna. Mallin laskema puskurikyvyn aleneminen, happamoitumisen määrä, oli vedenlaatutuloksiin verrattuna liian pieni erityisesti puskurikapasiteettinsa menettäneissä järvissä.

Kevään ja syksyn tulosten väliset erot olivat vähäisiä. Sen sijaan maaliskuun tuloksia ei voitane käyttää happamoitumisen määrän yleiseen arvioimiseen happamien sulamisvesien häiritsevän vaikutuksen vuoksi (vrt. liite 7). Mallien perusteella ei voi arvioida veden laadun muutosajankohtia. Mallien soveltamiseen liittyy lisäksi runsaasti epävarmuustekijöitä. Niiden antamia tuloksia voidaan pitää vain suuntaa antavina (Forsius 1987).

5.3 Vertailu muihin alueisiin

Repoveden alueen vesistöissä ilmaperäinen happamoituminen on vaikuttanut veden laatuun selvästi. Tutkitut pienvedet olivat eteläiseen Suomeen verrattuna keskimääräistä kirkkaampia (pienempi orgaanisen anionin pitoisuus) ja heikommin puskuroituja (pienemmät emäskationipitoisuudet), mutta runsaammin sulfaattia sisältäviä. Sen vuoksi niiden happamoituminen oli edennyt pidemmälle kuin keskimäärin Etelä-Suomessa (taulukko 12).

Taulukko 12. Vedenlaatuvertailu Repoveden alueen pienten järvien, happamoitumisen seurantakohteiden ja Espoon alueen kesken (syksyn tulokset).

| | | Repoveden alue ¹⁾ | Ylämaan alue ²⁾ | Espoon alue ³⁾ | Eteläinen Suomi ⁴⁾ |
|---|---------------------|---------------------------------|-------------------------------|------------------------------|----------------------------------|
| pH | | 5,8 | 5,5 | 5,6 | 6,1 |
| Alkaliniteetti | µekv/l | 21 | 3 | 30 | 69 |
| Sähkönjohtavuus | mS/m | 2,9 | 3,0 | 3,5 | 3,4 |
| Kokonaistyyppi | µg/l N | 370 | 290 | 300 | 510 |
| NO ₂ -N + NO ₃ -N ^{a)} | µekv/l | 3,1 | 0,7 | - | 1,5 |
| NH ₄ -N | µekv/l | 2,2 | 2,5 | - | 1,0 |
| Kokonaisfosfori | µg/l P | 7 | 6 | 10 | 18 |
| COD _{Mn} | mg/l O ₂ | 6,5 | 2,2 | 6,5 | 17 |
| TOC | mg/l | 6,2 ^{**)} | 3,3 | 6,2 ^{**)} | 14 |
| Väriluku | mg/l Pt | 47 | 8 | 30 | 120 |
| Ca ° | µekv/l | 94 | 97 | 84 | 143 |
| Mg ° | µekv/l | 45 | 36 | 52 | 68 |
| Na ° | µekv/l | 34 | 31 | 41 | 35 |
| K ° | µekv/l | 9 | 11 | 10 | 15 |
| (Ca + Mg) ° | µekv/l | 139 | 133 | 136 | 220 |
| (Na + K) ° | µekv/l | 43 | 42 | 51 | 50 |
| (Ca + Mg + Na + K) ° | µekv/l | 182 | 175 | 187 | 270 |
| SO ₄ ° | µekv/l | 131 | 154 | 182 | 90 |
| Cl | µekv/l | 31 | 36 | 28 | 31 |
| F | µekv/l | 2,7 | 11 | - | < 5 |
| Orgaaninen anioni ^{b)} | µekv/l | 39 | 21 | - | 99 |
| Kokonaisalumiini | µg/l | 140 | 134 | 108 | - |

a) käytännössä vastaa nitraattityppeä (NO₃-N)

b) Oliverin ym. (1983) mallilla laskettu

1) Tämän tutkimuksen syksyn havaintokerran keskiarvot 12 pienvedestä (liite 5)

2) Kolmen vertailujärven keskiarvot 29.10.1990 otetuista näytteistä (liite 6)

3) Peuran (1990) tutkimus: keskiarvot 52 järvestä syksyllä 1989

4) Forsius ym. 1990, mediaaniarvot (n = 789)

*) merisuolan osuus vähennetty

***) TOC laskettu COD_{Mn}-arvosta Kortelaisen ja Mannion (1990) esittämällä kaavalla

HAPRO-tutkimuksessa Kymen läänin kohdevesistöjen ($n = 48$) mediaaniarvot olivat TOC:lle 11 mg/l, sulfaatile (merisuolakorjattu) 152 $\mu\text{ekv/l}$ ja emäskationeille (merisuolakorjattu) 312 $\mu\text{ekv/l}$ (Kortelainen ym. 1990). Niihin verrattuna Repoveden alueen vesistöt ovat kirkkaampia ja emäskationipitoisuuksiltaan pienempiä, ts. happamoitumisherkempiä kuin vesistöt keskimäärin Kymen läänissä. Ilmaperäistä kuormitusta ilmentävä sulfaattipitoisuus oli sen sijaan Repoveden vesistöissä vähän pienempi kuin Salpausselän eteläpuolella Ylämaan alueella tai Espoon alueella (taulukko 12).

Alkaliniteetin aleneminen, happamoitumisen määrä, syksytulosten perusteella oli Repoveden alueella samaa suuruusluokkaa kuin Ylämaalla, noin 40 $\mu\text{ekv/l}$ menetelmillä I – III. Peura (1990) on todennut Espoon järvissä happamoitumisen vuonna 1989 olevan keskimäärin 48 $\mu\text{ekv/l}$ tämän tutkimuksen menetelmää I vastaavalla mallilla.

Kun Repoveden tutkimuskohteiden happamoitumista verrataan Kaakkois-Suomen ja Uudenmaan happamoituneiksi tiedettyihin alueisiin, Ylämaan lampiin ja Espoon alueen vesistöihin, happamoituminen Repovedellä ei ole edennyt yhtä pitkälle kuin em. alueilla. Huomattavin ero on pienemmissä sulfaattipitoisuuksissa. Emäskationipitoisuuksiltaan alueet eivät sen sijaan eronneet toisistaan (taulukko 12).

5.4 Happamoitumisen vesibiologiset vaikutukset

Ilmaperäisen happamoitumisen on todettu aiheuttavan monenlaisia biologisia muutoksia, mm. vesikasvillisuudessa, kasvi- ja eläinplanktonissa, pohjaeläimissä ja kaloissa. Lumen happamista sulamisvesistä aiheutuvat äkilliset pH-muutokset saattavat olla järven eliöstölle haitallisia tai tuhoisia.

Eri kalalajien happamuuden sieto vaihtelee. Happamoitumisen vaikutus ahven- ja särkikantojen rakenteeseen näkyy nuorten kalojen puuttumisena, mikä johtuu lisääntymisen epäonnistumisesta useina peräkkäisinä vuosina. Nuorten vuosiluokkien puute ja kalojen keski-ikä ja koon suureneminen näkyvät ahvenella pH-alueella 4,5 – 5,0 ja särjellä pH 5,0 – 6,0. Haitat näkyvät jo korkeammalla pH-tasolla, mikäli veden alumiinipitoisuus on kohonnut, sillä alumiini vahvistaa happamuuden haitallisuutta (Tuunainen ym. 1991).

Repoveden alueen vesistöistä ei ole tehty kalastoselvityksiä, joten tutkimustietoa happamuuden vaikutuksista alueen kalakantoihin ei ole. Valkjärvessä ei tiettävästi ole särkiä ja siinä tavattavat ahvenet ovat kooltaan suuria (Toivo Hietavirta, suull.).

Happamoitumisen vaikutuksia pohjaeläimistöön Repoveden alueella on tutkittu. Alustavien tutkimustulosten perusteella on todettu viitteitä happamoitumisen uhkasta purovesien pohjaeläimille. Esimerkiksi Matalajärven laskupurosta on löytynyt niukka kovakuoriaisiin kuuluvan isokuoksasen (*Stenelmis canaliculata*) populaatio. Se on luokiteltu silmällä pidettäväksi (uhanalaiseksi), ja lajin happamuuden sieto on huono (Hämäläinen 1992).

5.4.1 Alumiini

Kivennäismaan happamoituneista pintakerroksista liuennut alumiini esiintyy vedessä kemiallisesti ja myrkyllisyyden kannalta erilaisissa muodoissa riippuen pH-tasosta. Alumiini vaikuttaa kalojen kiduksiin aiheuttaen niissä voimakasta limaneritystä (Vuorinen ym. 1990). Alumiinin yhdessä happamuuden kanssa on todettu vaikeuttavan myös kalojen lisääntymistä (Tuunainen ym. 1991).

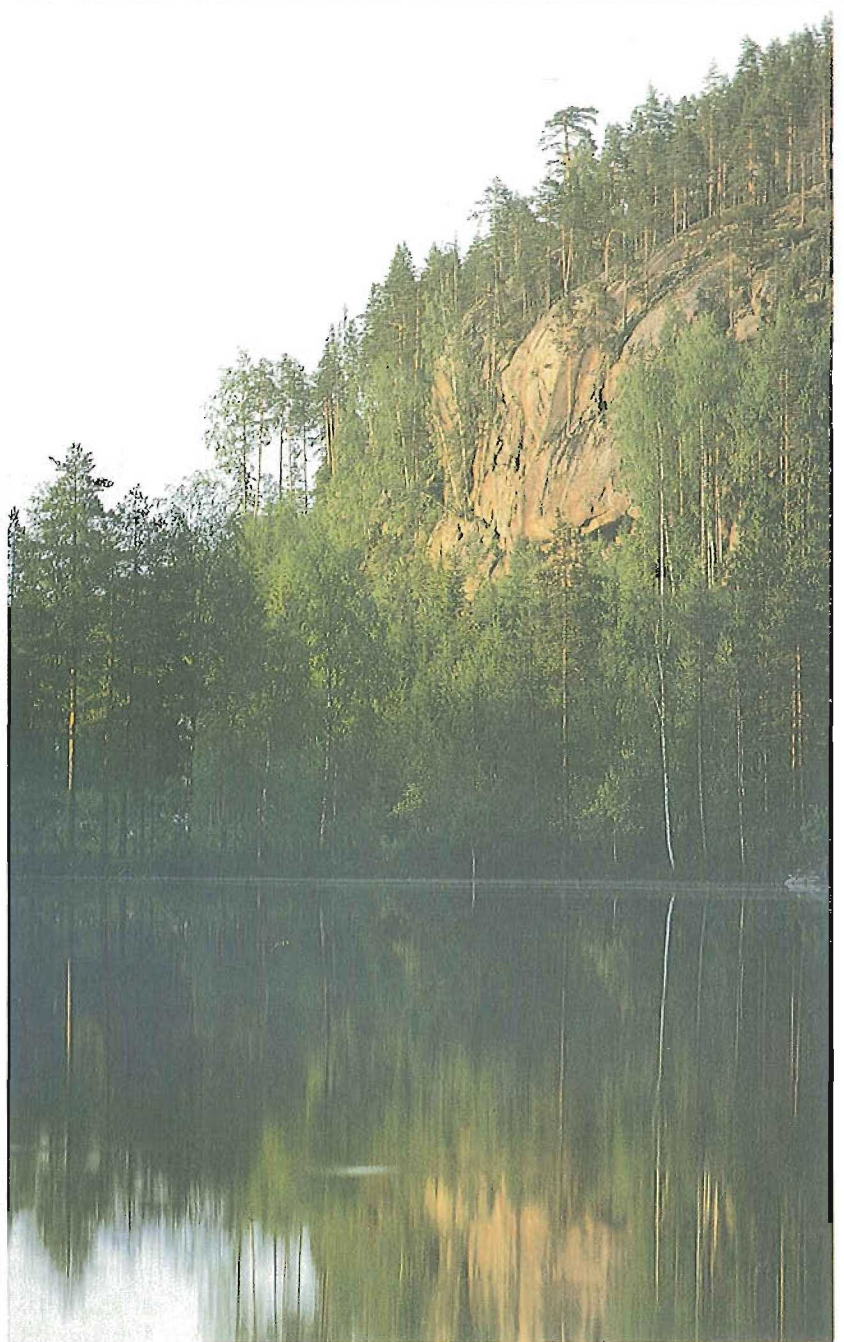
Mannion (1989) mukaan reaktiivisesta alumiinista on labiilissa muodossa noin 90 %, kun TOC on alle 5 mg/l ja noin 50 %, kun TOC on 5 – 15 mg/l. Suuremmilla hiilipitoisuuksilla (TOC > 15 mg/l) labiilin alumiinin osuus on alle 50 %. Tässä tutkimuksessa määritetty kokonaisalumiini voi olla keskimäärin jopa kaksinkertainen reaktiiviseen alumiiniin verrattuna (Mannio, suull.). Näiden oletusten ja taulukon 4 alumiinitulosten perusteella labiilin alumiinin pitoisuudet olisivat tutkimusvesistöissä seuraavanlaiset:

| TOC < 5 mg/l | TOC, mg/l ^{x)} | Al _{lab} , µg/l |
|-------------------------|-------------------------|--------------------------|
| Valkjärvi | 3,6 | 30 |
| Tolonen | 4,9 | 40 |
| Hermunen | 4,5 | 50 |
| Saarijärvi | 4,7 | 30 |
| Katajärvi | 4,2 | 40 |
| TOC ≥ 5 mg/l | | |
| Ristijärvi | 5,2 | 30 |
| Matalajärvi | 5,4 | 30 |
| Lojulampi | 5,8 | 20 |
| Tervajärvi | 5,4 | 20 |
| Keskimmäinen Terrilampi | 7,3 | 80 |
| Olhavanlampi | 7,0 | 70 |
| Haukilampi | 15,3 | 100 |

x) laskettu taulukon 4 kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) tuloksista Kortelaisen ja Mannion (1990) esittämän regressioyhtälön perusteella.

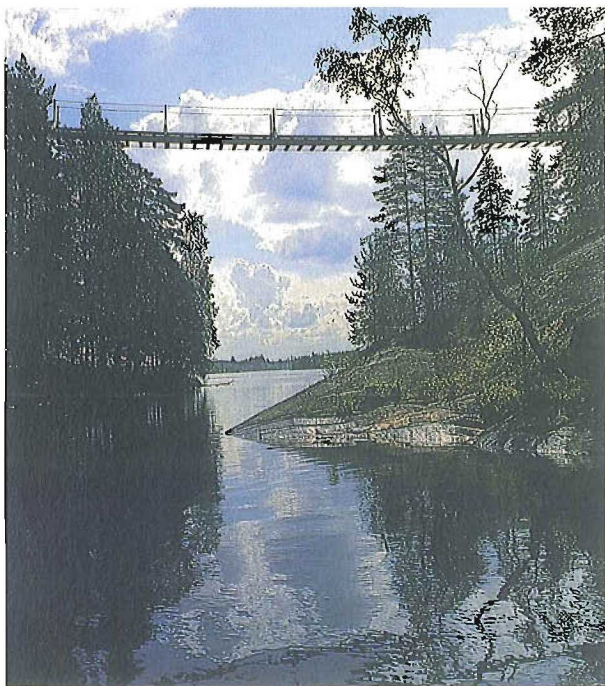
Edellä esitetty Haukilammen labiilin alumiinin pitoisuus on laskettu 50 %:n perusteella. Lammen korkean arvioitun hiilipitoisuuden (TOC) perusteella on kuitenkin olettavissa, että labiilin alumiinin pitoisuus siinä on alle 50 %, ts. alle 100 µg/l (vrt. Mannio 1989).

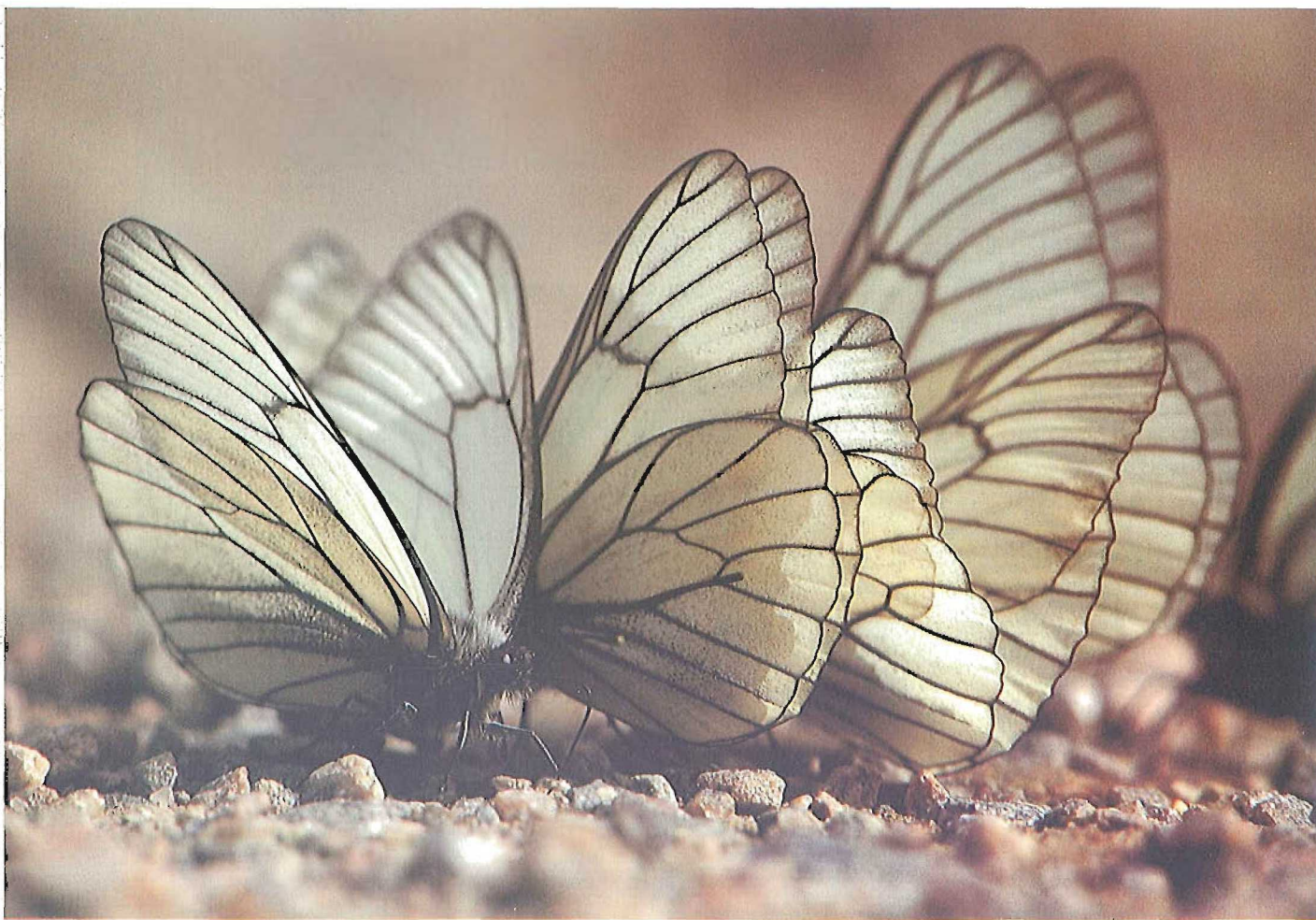
Kirkasvetisen Valkjärven koillispuolella kohoaa huikea Tolosenvuoren jyrkäne.
Kuva: Lassi Kujala.



Metsänkäsittelytoimet Repoveden alueella ovat paikoitellen olleet voimakkaita. Puunkorjuun tiimellyksessä suojavaoikeus on päässyt unohtumaan lähellä Valkjärveä sijaitsevan Tuppilammen rannalta.
(Kuva alhaalla oik.)
Kuva: Lassi Kujala.

Retkeilijöiden suosima Lapinsalmen riippusilta yhdistää Tihvetniemen ja ehdotetun Repoveden kansallispuistoalueen toisiinsa. Sillalta avautuu näkymä Tihvetjärven Kapiavedelle ja Repovedelle.
(Kuva alhaalla vas.)
Kuva: Arto Hovi.





Orapihlajaperhosia esiintyi vielä 1980-luvun alkupuolella runsaslukuisena Pohjois-Valkealassa. Maasta kosteutta imeviä perhosia saattoi tuolloin havaita alueella risteilevillä metsäautoteillä suurina lauttamaisina parvina.

Metso on taantunut laajoilta alueilta maastamme. Pohjois-Valkealan asumattomilla erämaa-alueilla on kuitenkin vielä säilynyt pieni, mutta elinvoimainen kanta. Voimaperäiset metsänkäsittelyt kaventavat kuitenkin koko ajan lajin elinmahdollisuuksia.



Hirvet ovat selvästi hyötynet ihmistoiminnasta metsissämme. Paikoitellen niiden taimikoille aiheuttamat vahingot voivat olla huomattavia.

Kuvat: Lassi Kujala

Mannio (1989) antaa kalojen lisääntymisen kannalta haitalliseksi viitteelliseksi labiilin alumiinin pitoisuudeksi yli 50 µg/l pH:n ollessa alle 5,5. Norjalaisessa tutkimuksessa on puolestaan todettu kalastolle olevan selvästi haitallisia vaikutuksia, kun labiilin alumiinin pitoisuus on noin 50 µg/l ja alkaliniteetti on alle 0 (The Norwegian State Pollution Control Authority 1988, ref. Mannio 1989). Vaikutukset riippuvat happamuustason lisäksi veden kalsiumpitoisuudesta ja yksilön elämänvaiheista (Hultberg 1988). Edellisen perusteella alumiinin aiheuttamia haitallisia vaikutuksia kalastoon voidaan arvioida esiintyvän kohdevesistöistä Haukilammessa ja Keskimmäisessä Terrilammessa, mahdollisesti myös Hermusessa.

Muutoksia särkikannan rakenteessa on todettu esiintyvän jo happamuustasolla pH 5,8 labiilin alumiinipitoisuuden ollessa 20 µg/l (Tuunainen ym. 1991). Sen perusteella on oletettavissa vähintäänkin muutoksia mahdollisissa särkikannoissa suurimmassa osassa tutkittuja pieniä järviä. Lojulammessa ja Tervajärvässä happamuudesta johtuvia kalastovaikutuksia tuskin esiintyy, koska niiden labiilin alumiinin pitoisuudet ovat alle 50 µg/l ja veden pH-arvo sekä alkaliniteetti ovat suhteellisen korkeita. Myöskään Ristijärvässä ei ehkä kalastomuutoksia esiinny veden korkeahkon pH-arvon vuoksi.

5.4.2 Raskasmetallit

Verta ym. (1990) ovat arvioineet ilmaperäisen kuormituksen muodostavan 60 – 90 % kadmiumin, elohopean ja lyijyn kuormituksesta Etelä- ja Keski-Suomen pienissä metsäjärvissä. Ilmaperäisen kuormituksen ja happamoitumisen seurauksena raskasmetallipitoisuudet kohoavat vedessä, sedimentissä, vesikasveissa, pohjaeläimissä ja kaloissa. Happamuuden on todettu tehostavan metallien kertymistä eliöihin. Lyijyn on todettu kertyvän erityisesti kalojen luihin, elohopean lihakseen ja kadmiumin maksaan (Verta ym. 1990).

Repoveden alueelta raskasmetalleja määritettiin ainoastaan Valkjärven sedimentistä. Veden ja eliöstön raskasmetallipitoisuuksia ei sen sijaan tutkittu. Valkjärven tulosten perusteella sedimentin raskasmetallipitoisuudet vastasivat pintasedimentin (0 – 5 cm) osalta HAPRO-tutkimuksessa (Verta ym. 1990) todettua Etelä-Suomen tasoa, joka oli esimerkiksi lyijylle 119 µg/g ja kadmiumille 1,85 µg/g. Verta ym. (1990) eivät todenneet korrelaatiota pintasedimentin metallipitoisuuden ja vastaavan metallin vedessä olevan pitoisuuden välillä, mutta veden sulfaattipitoisuuden ja happamuuden sekä sedimentin lyijy- ja elohopeapitoisuuden välillä oli positiivinen korrelaatio. Valkjärven pintasedimentin metallipitoisuudet edustavat todennäköisemmin ilmaperäistä kuormitusta, koska viimeisimmistä merkittävistä metsätaloustoimenpiteistä oli kulunut yli 10 vuotta.

6 TIIVISTELMÄ JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimus kohdistui pääosin Repovedelle kaavaillun kansallispuistoalueen 12 pieneen järveen ja lampeen, jotka edustivat noin 30 % alueen pienvesistä. Puolet niistä olivat pieniä (2 – 23 ha) latvajärviä tai lähes latvajärviä. Muut tutkitut järvet olivat läpivirtausjärviä. Kooltaan ne vaihtelivat suuresti (3 – 98 ha). Lisäksi tutkittiin alueen länsi- ja eteläreunoilla sijaitsevien suurten järvien, Repoveden ja Tihvetjärven Kapiaveden tilaa. Yhdeksästä pienvedestä oli olemassa vanhoja vedenlaatutuloksia 1960-luvulta. Alustavan syksyllä 1990 toteutetun tutkimuksen perusteella ilmeni vesistöjen happamoitumisherkkyys. Pienvesien happamoitumistilanne tutkittiin tarkemmin vuonna 1991. Kirkasvetisestä Valkjärvestä otettiin myös sedimenttinäyte piileväanalyysiä ja raskasmetallimäärytyksiä varten. Valtakunnallisessa happamoitumistutkimuksessa (HAPRO) ei ollut tutkimuskohteita Repoveden alueelta eikä aivan lähialueilta.

Tutkimusalueella maaperä on hyvin karua ja ohutta. Kalliopaljastumia on runsaasti. Tyypillistä ovat suuret korkeusvaihtelut. Alue kuuluu Mäntyharjun reittiin, joka on esitetty erityistä suojelua vaativaksi vesistöalueeksi.

Vesistöt ovat luonnontilaisia lukuun ottamatta alueella pääosin 1970- ja 1980-luvuilla tehtyjä metsätaloustoimenpiteitä. Ne ovat olleet monin paikoin huomattavan voimaperäisiä. Toimenpidealueen koko suhteessa lähivaluma-alueen pinta-alaan on ääritapauksissa ollut neljännes – puolet. Toimenpiteiden vesistövaikutuksista ei ole vesianalyysihin perustuvaa tutkimustietoa.

Ilmaperäinen happamoittava kuormitus Repoveden alueella on merkittävä. Alueen karun maaperän vuoksi sen sieto hapanta laskeumaa vastaan on huono, mikä myös näkyy pienten järvien veden laadun muutosherkkytenä. Tutkituissa vesistöissä sulfaatti oli ylivoimaisesti vallitsevin anioni Haukilampea lukuun ottamatta. Haukilampi on tyypiltään luontaisesti hapan, vaikka sen ionisuhteissa näkyy myös ilmaperäinen happamoittava rikkikuormitus.

Repoveden alueen pienet järvet ovat kirikkaampia ja emäskationipitoisuuksiltaan pienempiä, ts. happamoitumisherkempiä kuin vesistöt keskimäärin Kymen läänissä. Haukilampi oli kohteista humuspitoisin (väri 150 mg Pt/l). Vesistöt ovat niukkaravinteisia ja rehevyystasoltaan karuja. Alkaliniteetti-arvot olivat keskimäärin hyvin pieniä (0,01 – 0,02 mmol/l) ja pH-arvot vaihtelivat keskimäärin välillä 5,6 – 5,8 Haukilampea ja Keskimmäistä Terrilampea lukuun ottamatta. Niissä ei ollut bikarbonaattipuskurikykyä lainkaan ja pH oli alle 5,3. Haukilampi ja Keskimmäinen Terrilampi todettiin pysyvästi happamiksi.

Repovesi on rehevyystasoltaan karu järvi ja sen veden laatu on erinomainen. Tihvetjärvi on lievästi rehevöitynyt. Suurina järvinä ne eivät ole vaarassa happamoitua.

Happamien sulamisvesien vaikutus näkyi maaliskuussa hyvin selvästi jään alla pH:n ja alkaliniteetin vähenemisenä ja sähkönjohtavuuden kohoamisena. Samanaikaisesti näytteistä mitattiin hyvin korkeita typpipitoisuuksia.

Vanhojen tulosten perusteella todettiin 25 vuodessa veden laadussa tapahtuneen samansuuntaiset ja selväpiirteiset muutokset, jotka ovat ominaisia happamoitumiselle. Veden happamuus oli lisääntynyt, sähkönjohtavuus kasvanut ja vesi kirkastunut, mikä näkyi kemiallisen hapenkulutuksen ja väriluvun pienenemisenä.

Valkjärnessä oletettiin happamoitumisen edenneen pitkälle, koska järvi on hyvin kirkasvetinen (väri 10 mg Pt/l) ja havaittu alkaliniteetti oli usein olematon (0,01 mmol/l). Sen veden laadussa todettiin muutosta happamampaan suuntaan verrattaessa vanhoja ja nykyisiä tuloksia. Happamuustason jyrkkää muutosta ei ollut kuitenkaan vielä tapahtunut. Valkjärnessä todettiinkin olevan edelleen alkaliniteetin tuottokykyä. Sedimentin piileväanalyysinkään perusteella happamoitumista ei todettu. Järven perustuotanto suhteessa hajotukseen osoittautui korostuneeksi. Happamoitumista hidastavaksi tekijäksi arveltiin metsätaloustoimenpiteiden rehevöittäviä vaikutuksia ja järven todennäköisesti suurta vesitilavuutta. Valkjärven pintasedimentin raskasmetallipitoisuudet vastasivat HAPRO-tutkimuksen eteläsuomalaisten järvien pitoisuuksia.

Happamoitumisen määrää arvioitiin mallitarkastelujen perusteella. Kaikissa 12 pienessä järnessä alkaliniteetin aleneminen oli hyvin selväpiirteistä. Suurin muutos todettiin Keskimmaisessä Terrilammessa. Happamoitumisen määrä alueen pienvesissä oli keskimäärin 40 µekv/l.

Repoveden alueen pienet järvet ovat happamoitumiskehitykseltään verrannollisia Ylämaan ja Espoon alueen happamoituneisiin lampiin. Repovedellä happamoituminen ei kuitenkaan ole vielä yhtä pitkällä. Huomattavimmat erot ovat pienemmissä sulfaattipitoisuuksissa Repoveden alueella. Sen sijaan emäskationipitoisuuksiltaan alueet eivät eronneet toisistaan.

Johtopäätökset

Repoveden alue on tällä hetkellä mukana useissa tutkimushankkeissa (liite 8). Lisätutkimuksia tarvittaisiin edelleen mm. happamoitumisen vaikutuksesta kalastoon ja maaperään. Alueelta tullaan valitsemaan kohde mukaan vesi- ja ympäristöhallituksen valtakunnalliseen järvien happamoitumisen seurantaan.

Repoveden alue on arvokas luonnonolosuhteiltaan. Vesistöjen osalta alue on mielenkiintoinen mm. siksi, että suppealla alueella on paljon pienvesiä (pieniä järviä, lampia, puroja), jotka ovat suhteellisen luonnontilaisia, mikä on Etelä-Suomessa harvinaista. Alueen nykyiset suojelualuerajaukset eivät muodosta valuma-aluekokonaisuuksia, mikä on vesiensuojelullisesti valitettavaa. Vesiensuojelullisen uhkan muodostavat ilmaperäisen happamoittavan kuormituksen lisäksi metsätaloustoimenpiteet.

Repoveden alueella on kuitenkin edelleenkin kaikki edellytykset kansallispuistoksi. Alue on maisemallisesti kaunis, maastoltaan jylhä ja vaihteleva. Sen virkistyskäyttöarvo ja tutkimuksellinen merkitys on huomattava.

KIRJALLISUUS

- Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 115. 122 s. ISBN 951-47-3631-1, ISSN 0786-9592.
- Brakke, D. F., Henriksen, A. & Norton, S. A. 1990. A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. Verh. Internat. Verein. Limnol., vol. 24, part 1, p. 146 - 149. ISBN 3-510-54034-4, ISSN 0368-0770.
- Forsius, M. 1987. Suomen järvien alueellinen happamuustilanne. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 9. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 108 s. ISBN 951-47-0403-7, ISSN 0783-327X.
- Forsius, M., Kämäri, J., Kortelainen, P., Mannio, J., Verta, M. & Kinnunen, K. 1990. Statistical lake survey in Finland: regional estimates of lake acidification. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.). Acidification in Finland. Berlin, Springer Verlag. P. 759 - 780. ISBN 3-540-52213-1.
- Forsius, M., Kämäri, J. & Posch, M. 1992. Critical loads for Finnish lakes: comparison of three steady state models. Environ. Pollut. (painossa).
- Henriksen, A. 1982. Preacidification pH-values in Norwegian rivers and lakes. Oslo, Norwegian Institute for Water Research. 24 p. Acid rain research, Report 3/1982. ISBN 82-577-0574-8.
- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M., Lövblad, G., Forsius, M. & Wilander, A. 1990. Critical loads to surface waters in Fennoscandia: Intra- and inter-grid variability of critical loads and their exceedance. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. 33 p., figures. NORD 1990:124, Miljørapport 1990:17. ISBN (DK) 87-7303-534-3.
- Hultberg, H. 1988. Critical loads for sulphur to lakes and streams. In: Nilsson, J. & Grennfelt, P. (eds.). Critical loads for sulphur and nitrogen. P. 185 - 200. NORD 1988:97, Miljørapport 1988:15. ISBN 87-7303-248-4.
- Huttunen, P. & Meriläinen, J. 1986. Diatom response to pH and humic matter of the water. University of Joensuu, Publications of Karelian Institute n:o 79, p. 47 - 54. ISBN 951-696-653-5, ISSN 0358-7347.
- Huttunen, P., Hovi, A. & Hämäläinen, H. 1987. Virtaavien vesien pohjaeläimet ja happamoituminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 12, s. 37 - 84. ISBN 951-47-0850-4, ISSN 0783-327X.
- Huttunen, P., & Hämäläinen, H. 1989. Purojen minimi-pH:n ennustaminen pohjaeläinten avulla. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 31, s. 41 - 83. ISBN 951-47-2257-4, ISSN 0783-327X.

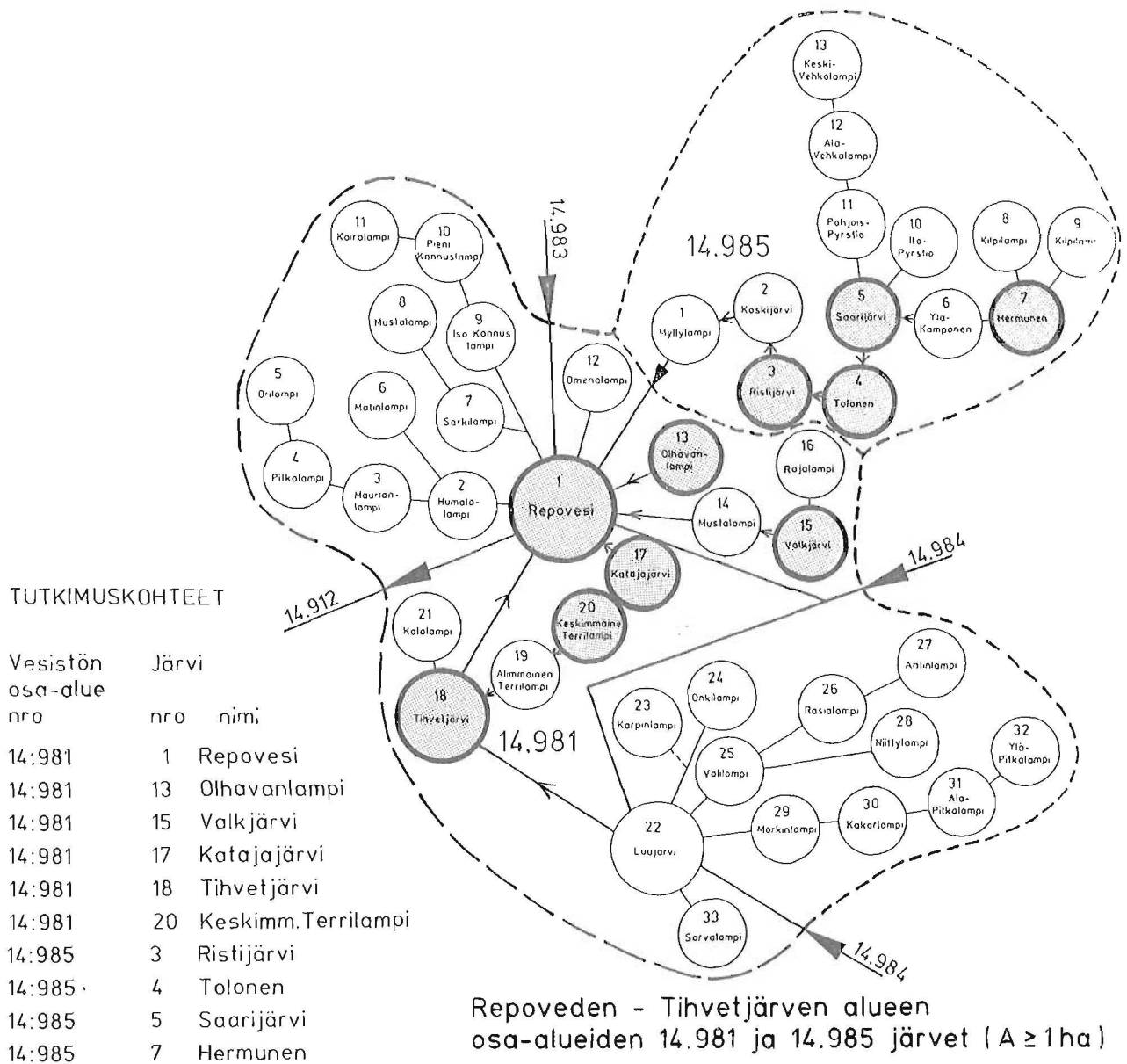
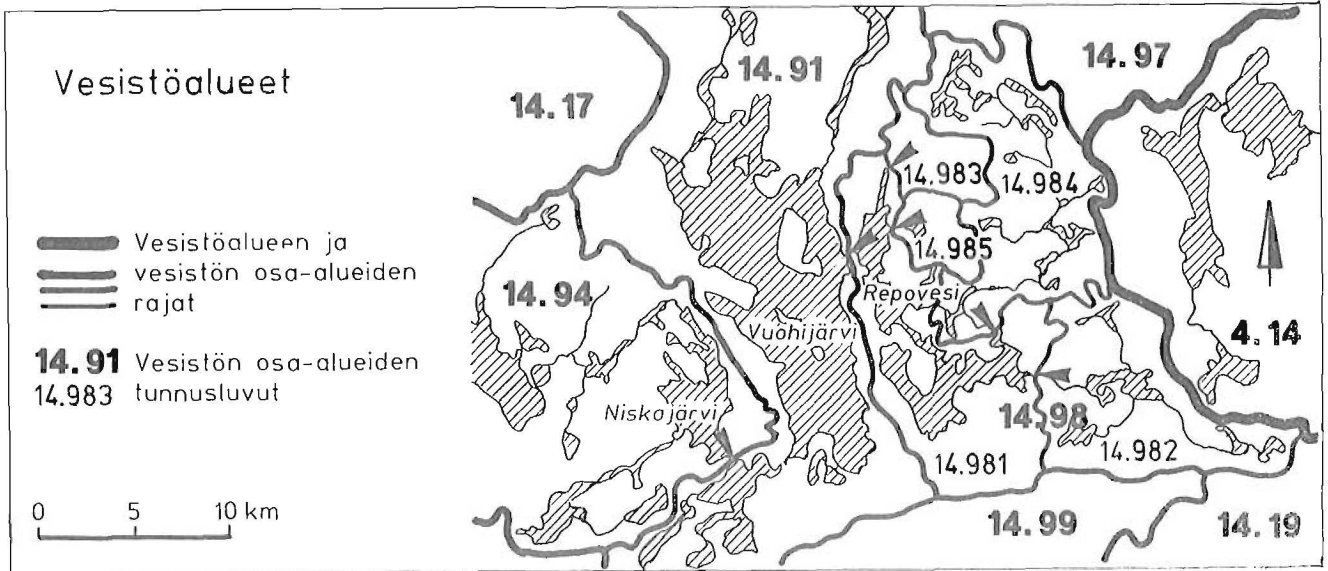
- Huttunen, P., Kenttämies, K., Liehu, A., Liukkonen, M., Nuotio, T., Sandman, O. & Turkia, J. 1990. Paleolimnological evaluation of the recent acidification of susceptible lakes in Finland. In: Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (eds.). Acidification in Finland. Berlin, Springer Verlag. P. 1071–1090. ISBN 3-540-52213-1.
- Huttunen, P., Holopainen, A.-L. & Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset purojen veden laatuun ja vesibiologiaan. Joensuu, Joensuun yliopisto. 32 s. Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja n:o 91. ISBN 951-696-911-9, ISSN 0358-7347.
- Hämäläinen, H. 1992. Bioindikaattorimenetelmä pintavesien happamoitumisen ja palautumisen seurantaan. Tutkimusseloste, Repoveden purot. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitos, Ekologian osasto. Joensuu 4.2.1992. 4 s.
- Järvinen, O. & Vänni, T. 1992. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot vuonna 1991. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 74 s. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 400. ISBN 951-47-5604-5, ISSN 0783-3288.
- Kauppi, P., Kenttämies, K., Oikarinen, S. & Valli, R. 1987. Happamoituminen Suomessa. Helsinki, ympäristöministeriö. 95 s. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto, Sarja A 57. ISBN 951-47-0146-1, ISSN 0783-280X.
- Kauppi, P., Anttila, P., Karjalainen-Balk, L., Kenttämies, K., Kämäri, J. & Savolainen, I. 1990. Happamoituminen Suomessa. HAPRON loppuraportti. Helsinki, ympäristöministeriö. 89 s. Ympäristönsuojeluosasto. Sarja A 89. ISBN 951-47-3527-7, ISSN 0784-8129.
- Komiteanmietintö 1968: B 19. Vesianalyysitoimikunnan mietintö. Helsinki. 117 s., liitt.
- Komiteanmietintö 1976:88. Kansallispuistokomitean mietintö. 172 s., liitt. ISBN 951-46-2859-4.
- Komiteanmietintö 1977:49. Erityistä suojelua vaativat vedet. Maa- ja metsätalousministeriön suojeluvesityöryhmä. Helsinki. 59 s., liitt. ISBN 951-46-2921-3.
- Komiteanmietintö 1987:62. Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. Helsinki. 344 s. ISBN 951-47-1208-0, ISSN 0356-9470.
- Kortelainen, P. & Mannio, J. 1990. Organic acidity in Finnish lakes. In: Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (eds.). Acidification in Finland. Berlin, Springer Verlag. P. 849–863. ISBN 3-540-52213-1.
- Kortelainen, P., Forsius, M. & Mannio, J. 1990. Tuhannen järven tutkimus: happamuus ilmasta vai maaperästä. Vesitalous, vol. 31, nro 3, s. 14–18. ISSN 0505-3838.

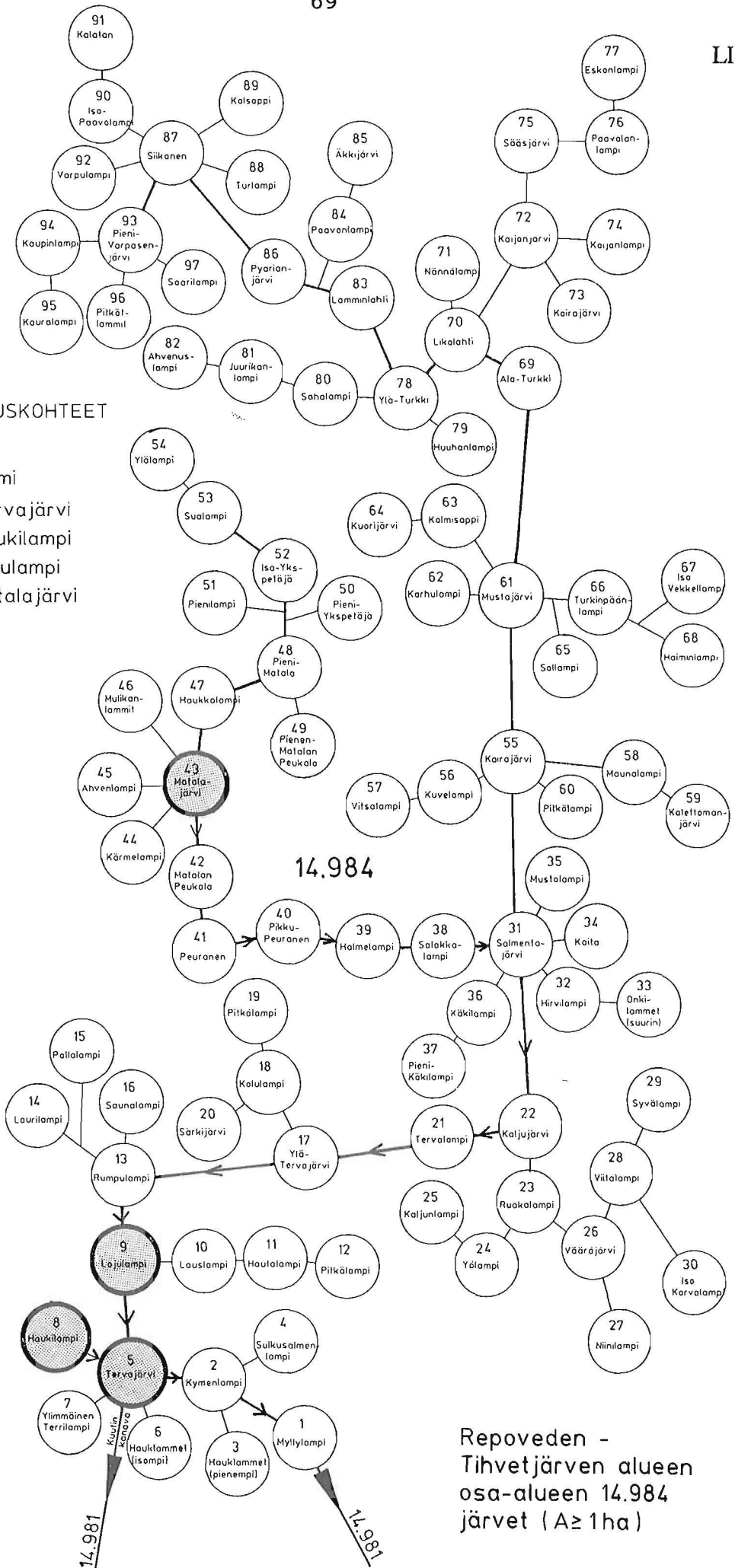
- Kämäri, J. 1985. A quantitative assessment of lake acidification in Finland. *Aqua Fennica*, vol. 15, no. 1, p. 11 – 20. ISSN 0356-7133.
- Mannio, J. 1989. Alumiinifraktiot pienjärvien happamoitumiskartoituksessa. Julk.: Kolmas kansallinen humusseminaari, Lammi 1. – 2.12.1988. Suomen Akatemian julkaisuja 5/89, s. 52 – 60. ISBN 951-861-545-4, ISSN 0358-9153.
- Meriläinen, J. 1967. The diatom flora and hydrogen ion concentration of the water. *Annales Botanici Fennici*, vol. 4, no. 1, p. 51 – 56.
- Mölder, K. & Tynni, R. 1967. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen I. Suomen Geologisen Seuran Julkaisuja n:o XXXIX, s. 199 – 217.
- Mölder, K. & Tynni, R. 1968. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen II. *Bulletin of The Geological Society of Finland*, no. 40, p. 151 – 170.
- NIVA 1991. Convention on long-range transboundary air pollution. International co-operative programme on assessment and monitoring of acidification in rivers and lakes. The three year report. Summary and results 1987 – 1989. 255 p.
- Oliver, B. G., Thurman, E. M. & Malcolm, R. L. 1983. The contribution on humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 47, no. 11, p. 2031 – 2035.
- Peura, P., Väkipyyry Oy. 1990. Happamoituminen Pohjois-Espoon järvissä: Tutkimus 52 Nuuksion järven veden laadusta. Espoo. 34 s., liitt. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 5/90. ISBN 951-857-138-4, ISSN 0357-7791.
- Puomio, E.-R. 1985. Järvien happamuus ja happamoitumisherkkyys Helsingin vesipiirin alueella. Helsinki, vesihallitus. 24 s. Vesihallituksen monistesarja 330. ISBN 951-46-8418-4, ISSN 0358-7169.
- Pättilä, A. 1984. Pohjois-Espoon järvien happamoitumisherkkyys 1984. Espoo. 31 s., liitt. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 8/84. ISBN 951-857-061-2.
- Renberg, I. & Hellberg, T. 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio*, vol. 11, no. 1, p. 30 – 33. ISSN 0044-7447.
- Repovesi-työryhmä. 1991. Repoveden alueen merkitystä luonnonsuojelulle, virkistyskäytölle ja metsätaloudelle selvittävän työryhmän ehdotus Kymen lääninhallitukselle 2.1.1991. Moniste. 5 p.
- Roila, T. 1992. Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 – 1989. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 86, s. 1 – 65. ISBN 951-47-4738-0, ISSN 0786-9592.

- Roos, J. 1992. Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvisissä vuosien 1937 – 48 ja 1988 välillä. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja – sarja A 86, s. 69 – 124. ISBN 951-47-4738-0, ISSN 0786-9592.
- Schindler, D.W., Kasian, S.E.M. & Hesslein, R.H. 1989. Biological impoverishment in lakes of the Midwestern and Northeastern United States from acid rain. *Environmental Science & Technology*, vol. 23, no. 5, p. 573 – 580. ISSN 0013-936X.
- The Norwegian State Pollution Control Authority 1988. 1000-lake fish status –survey 1986 Norway. Report 314/88. ISBN 82-90031-08-4. (Ref. Mannio 1989.)
- Toivola, V. 1990. Repoveden alueen geologiaa. Moniste. 3 s.
- Tolonen, K. & Jaakkola, T. 1983. History of lake acidification and air pollution studied on sediments in South Finland. *Annales Botanici Fennici*, vol. 20, no. 1. p. 57 – 58. ISSN 0003-3847.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin: Loppuraportti. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto & kalanviljelyosasto. 44 s. Suomen Kalatalous 57. ISSN 0085-6940.
- Vesihallitus 1979. "Vanhalla" ja "uudella" menetelmällä saatujen vesikemiallisten tulosten vertailtavuus. Helsinki. Tiedotus 184, s. 3 – 40. ISBN 951-46-4502-2, ISSN 0355-0745.
- Verta, M., Tolonen, K. & Simola, H. 1989. History of heavy metal pollution in Finland as recorded by lake sediments. *The Science of the Total Environment*, vols 87/88, p. 1 – 18. ISSN 0048-9697.
- Verta, M., Mannio, J., Iivonen, P., Hirvi, J.-P., Järvinen, O. & Piepponen, S. 1990. Trace metals in Finnish headwater lakes – effects of acidification and airborne load. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.), *Acidification in Finland*. Berlin, Springer Verlag. P. 883 – 908. ISBN 3-540-52213-1.
- Vuorinen, P., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/aluminium : effects on reproduction, growth, blood composition and gills. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.), *Acidification in Finland*. Berlin, Springer – Verlag. P. 941 – 961. ISBN 3-540-52213-1.

LIITE 1/1

LIITE 1: VESISTÖJEN LASKUSUHTEET VALUMA-ALUEITTAIN TUTKIMUSALUEELLA





TUTKIMUSKOHEET

Järvi

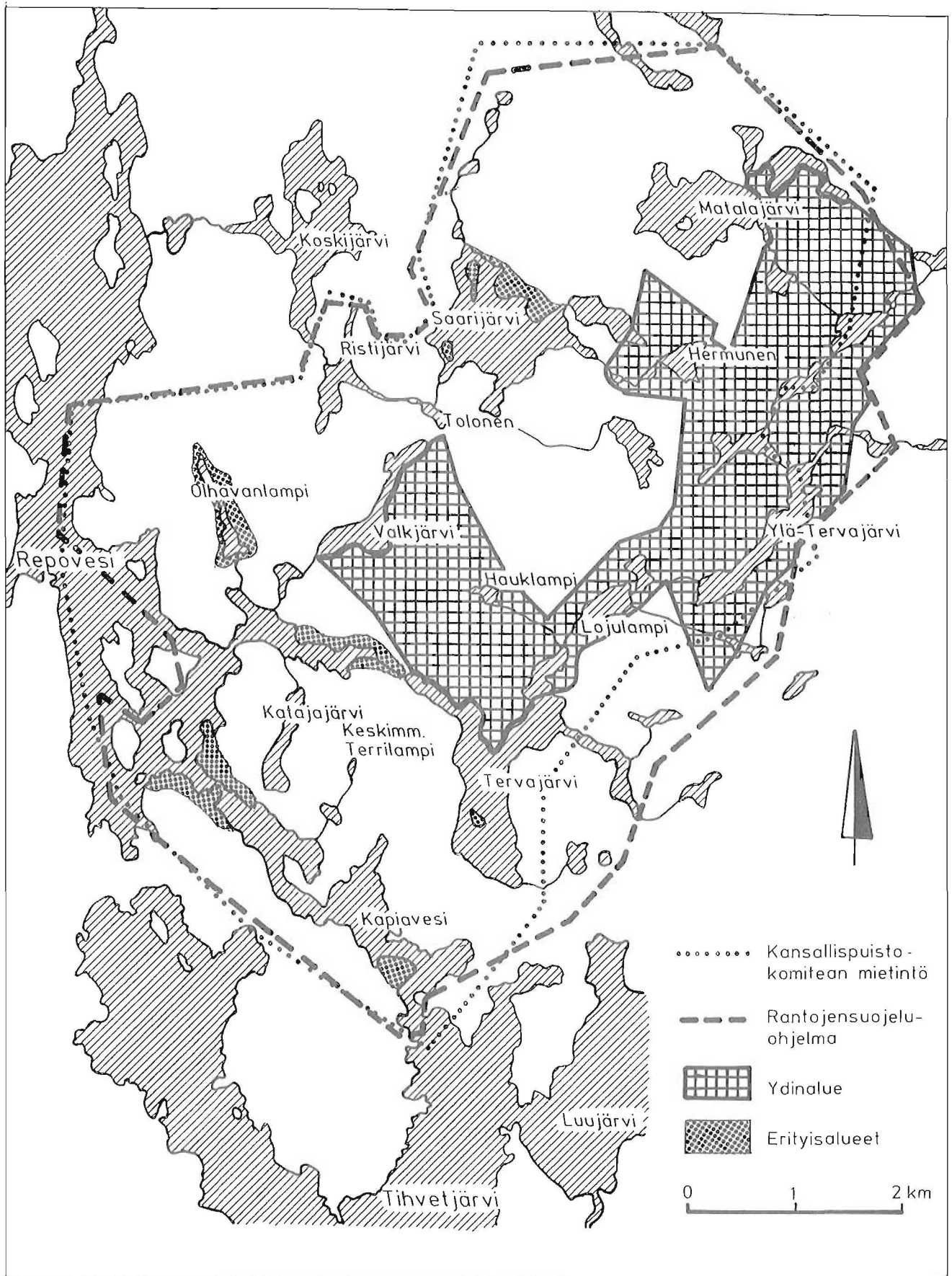
nro nimi

- 5 Tervajärvi
- 8 Haukilampi
- 9 Lojulampi
- 43 Matalajärvi

Repoveden -
Tihvetjärven alueen
osa-alueen 14.984
järvet (A ≥ 1ha)

LIITE 2

LIITE 2: SUOJELUALUEET



LIITE 3: ANALYYSEISSÄ KÄYTETYT MENETELMÄT

| Muuttuja | Laatu | Menetelmä, (PARNCC-koodi) |
|---|----------------------|--|
| VESINÄYTTEET | | |
| Tämän tutkimuksen näytteet | | |
| Happi | mg/l O ₂ | SFS 3040, (02_DTP) |
| Happi, kyll. % | % | SFS 3040, (02_STP) |
| pH | | SFS 3021, (PH_L25) |
| Alkaliniteetti | mmol/l | pH 4,2, SFS 3005, (ALK_NP42), |
| Alkaliniteetti (Gran) | mmol/l | Mackereth F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water analysis: Some revised methods for limnologists. FBA Scientific publications n:o 36. 120 pp., (ALK_NTG) |
| Sameus | FTU | SFS 3024, (TBȲ_SNT) |
| Kiintoaine | mg/l | GF/C, SFS 3037, (RE_S) |
| Sähkönjohtavuus | mS/m | 25°C, SFS 3022, (CTȲ_25L) |
| Väriluku | mg/l Pt | Kompar., SFS 3023, (CNR_NC) |
| COD _{Mn} | mg/l O ₂ | Hapan, SFS 3036, (CODMȲ_NT) |
| Kokonaistyyppi | µg/l N | Autom. määrittäminen, (NTOT_NA) |
| Nitriittityppi + nitraattityppi | µg/l N | Autom. määrittäminen, (NO23N_NA) |
| Ammoniumtyppi | µg/l N | SFS 3032, (NH4N_NS) |
| Kokonaisfosfori | µg/l P | Suora/spektrof., SFS 3026, (PTOT_NS) |
| Fosfaattifosfori | µg/l P | Suora/spektrof., SFS 3025, (PO4P_NS) |
| Rauta | µg/l | Suora/spektrof., SFS 3028, (FE_NST) |
| Mangaani | µg/l | Kok/spektrof., SFS 3033, (MN_ASF) |
| Alumiini, kokonais- pitoisuus | µg/l | Atomiabs. spektrofotom., liekitön, SFS 5074, SFS 5502, (AL_NG) |
| Natrium | mg/l | Atomiabs. spektrofotom., liekillä, SFS 3017, (NA_NF) |
| Kalium | mg/l | Atomiabs. spektrofotom., SFS 3017, (K_NF) |
| Kalsium | mg/l | Atomiabs. spektrofotom., SFS 3018, (CA_NF) |
| Magnesium | mg/l | Atomiabs. spektrofotom., SFS 3018, (MG_NF) |
| Fluoridi | µg/l | SFS 3027, (F_NI) |
| Kloridi | mg/l | Titrim/merku, mietintö 1968, (CL_NTM) ja ioni- kromatografilla (CL_FIC) |
| Sulfaatti | mg/l SO ₄ | Turbidim., standardiehdotus INSTA-VYH 94, (SO4S_NTB) ja ionikromatografilla (SO4_FIC) |
| a-klorofylli | µg/l | SFS 3013, (CP_A) |
| 1960-luvun näytteet | | |
| (Menetelmät: Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968) | | |
| pH | | Potentiometrinen mittausseläiektrodilla, (PH_L) |
| Sähkönjohtavuus | mS/m | Vastusmittaus platinaelektrodikennoilla, (CTȲ_25) |
| Väri | mg/l Pt | Fotometri (suodattamaton näyte), (CNR_N) |
| COD _{Mn} | mg/l O ₂ | Hapan kaliumpermanganaatti -menetelmä, (CODMȲ_N) |

| Muuttuja | Laatu | Menetelmä |
|---------------------|---------|--|
| SEDIMENTTINÄYTTEET | | |
| Kuiva-ainepitoisuus | % | SFS 3008 |
| Hehkutusjäännös | % | |
| Alumiini | µg/g Al | Mikroaaltopolttu ja määrittäminen SFS-standardien mukaan (SFS-standardit 3044, 3047, 5074, 5502) |
| Kadmium | µg/g Cd | |
| Kupari | µg/g Cu | |
| Lyijy | µg/g Pb | |
| Nikkeli | µg/g Ni | |
| Sinkki | µg/g Zn | |
| Rauta | µg/g Fe | |

LIITE 4: MUUNTOKAAVAT, JOILLA ERI AINEIDEN ANALYYSITULOSTEN PITOISUUDET ON MUUTETTU EKVIVALENTTIPITOISUUKSIKSI JA EI-MERELLISIKSI MERISUOLAKORJATUIKSI PITOISUUKSIKSI (mm. Forsius 1987, Forsius ja Mannio, suull.).

| Muuttuja | Pitoisuus, $\mu\text{ekv/l}$ |
|-----------------------|--|
| Kalsium | $\text{Ca}^{2+} = (2/40.08) \cdot \text{Ca (mg/l)} \cdot 10^3$ |
| Magnesium | $\text{Mg}^{2+} = (2/24.31) \cdot \text{Mg (mg/l)} \cdot 10^3$ |
| Kalium | $\text{K}^+ = (1/39.10) \cdot \text{K (mg/l)} \cdot 10^3$ |
| Natrium | $\text{Na}^+ = (1/22.99) \cdot \text{Na (mg/l)} \cdot 10^3$ |
| Ammonium | $\text{NH}_4^+ = (1/14.00) \cdot \text{NH}_4 (\mu\text{g/l})$ |
| Sulfaatti | $\text{SO}_4^{2-} = (2/96.02) \cdot \text{SO}_4 (\text{mg/l}) \cdot 10^3$ |
| Kloridi ^{x)} | $\text{Cl}^- = (1/35.45) \cdot \text{Cl (mg/l)} \cdot 10^3$ |
| Fluoridi | $\text{F}^- = (1/19.00) \cdot \text{F} (\mu\text{g/l})$ |
| Nitraatti | $\text{NO}_3^- = (1/14.00) \cdot \text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N} (\mu\text{g/l})$ |
| pH | $\text{H}^+ = 10^{-\text{pH}} \cdot 10^6$ |
| Alkaliniteetti | $\text{alk}_{\text{hav}} = \text{alk (mmol/l)} \cdot 10^3$ |

x) kloridi ionikromatografisesti määritettynä

Suolakorjaukset, $\mu\text{ekv/l}$:

$$\begin{aligned} \text{Ca}^* &= \text{Ca}^{2+} - 0,037 \cdot \text{Cl}^- \\ \text{Mg}^* &= \text{Mg}^{2+} - 0,198 \cdot \text{Cl}^- \\ \text{Na}^* &= \text{Na}^+ - 0,858 \cdot \text{Cl}^- \\ \text{K}^* &= \text{K}^+ - 0,018 \cdot \text{Cl}^- \\ \text{SO}_4^* &= \text{SO}_4^{2-} - 0,103 \cdot \text{Cl}^- \end{aligned}$$

LIITE 5: TIETOJA REPOVEDEN PIENVESIEN KESKIMÄÄRÄISESTÄ
VEDEN LAADUSTA SEKÄ REPOVEDEN JA TIHVETJÄRVEN IONI-
PITOISUUKSISTA

Reposeden 12 pientä järveä ja lampea, vuosi 1991

| | Päällysveden laatu (1 m pinnasta) | | | | | |
|--|-----------------------------------|----|-----------|--------|-------|------|
| | 1991/ kk | n | keskiarvo | min. | maks. | S.D. |
| pH | III | 11 | 5,6 | 5,0 | 6,2 | 0,4 |
| | V | 12 | 5,6 | 4,7 | 6,1 | 0,4 |
| | XI | 12 | 5,8 | 4,8 | 6,4 | 0,5 |
| Alkaliniteetti mmol/l | III | 11 | 0,01 | - 0,04 | 0,04 | 0,02 |
| | V | 12 | 0,02 | - 0,02 | 0,05 | 0,02 |
| | XI | 12 | 0,02 | - 0,03 | 0,06 | 0,02 |
| Sähkönjohtavuus mS/m | III | 11 | 3,3 | 2,7 | 3,7 | 0,3 |
| | V | 12 | 2,9 | 2,3 | 3,8 | 0,4 |
| | XI | 12 | 2,9 | 2,3 | 3,4 | 0,3 |
| Sameus FTU | III | 11 | 0,3 | 0,1 | 0,4 | 0,1 |
| | V | 12 | 0,4 | 0,2 | 0,9 | 0,2 |
| | XI | 12 | 0,7 | 0,3 | 1,9 | 0,4 |
| Väriluku mg Pt/l | III | 11 | 31 | 10 | 50 | 12 |
| | V | 12 | 46 | 15 | 140 | 34 |
| | XI | 12 | 47 | 20 | 160 | 38 |
| COD _{Mn} mg/l O ₂ | III | 11 | 5,0 | 2,3 | 7,0 | 1,4 |
| | V | 12 | 6,4 | 2,7 | 17,0 | 3,9 |
| | XI | 12 | 6,5 | 2,5 | 23,0 | 5,4 |
| Kokonaistyyppi µg/l N | III | 11 | 576 | 310 | 1 100 | 286 |
| | V | 12 | 324 | 210 | 420 | 71 |
| | XI | 12 | 369 | 240 | 470 | 77 |
| Nitriitti + nitraatti- typpi µg/l N | III | 11 | 225 | 36 | 580 | 187 |
| | V | 12 | 74 | 6 | 170 | 51 |
| | XI | 12 | 44 | 8 | 140 | 36 |
| Ammoniumtyppi µg/l N | III | 11 | 78 | 19 | 260 | 65 |
| | V | 12 | 9 | 2 | 20 | 6 |
| | XI | 12 | 31 | 12 | 78 | 19 |
| Kokonaisfosfori µg/l P | III | 11 | 7 | 3 | 11 | 2 |
| | V | 12 | 9 | 3 | 20 | 5 |
| | XI | 12 | 7 | 3 | 14 | 3 |
| Rauta µg/l Fe | III | 11 | 113 | 20 | 260 | 78 |
| | V ¹⁾ | - | - | - | - | - |
| | XI | 12 | 231 | 18 | 640 | 195 |

| | | | | | | |
|--|------------------|----|-----|-----|------|-----|
| Mangaani µg/l Mn | III | 11 | 32 | 6 | 63 | 22 |
| | V ¹⁾ | – | – | – | – | – |
| | XI | 12 | 31 | 8 | 59 | 15 |
| Alumiini, kokonais- pitoisuus µg/l Al | III | 11 | 116 | 33 | 333 | 95 |
| | V | 11 | 204 | 103 | 441 | 124 |
| | XI | 12 | 140 | 63 | 455 | 114 |
| Kloridi mg/l Cl | III | 11 | 1,7 | 1,4 | 2,0 | 0,2 |
| | V ²⁾ | 12 | 1,2 | 0,9 | 1,4 | 0,2 |
| | XI ²⁾ | 12 | 1,1 | 0,9 | 1,3 | 0,1 |
| Sulfaatti mg/l SO ₄ | III | 11 | 9,4 | 6,1 | 11,0 | 1,3 |
| | V ²⁾ | 12 | 6,7 | 5,0 | 9,2 | 1,4 |
| | XI ²⁾ | 12 | 6,4 | 4,1 | 8,9 | 1,4 |
| Fluoridi µg/l F | III | – | – | – | – | – |
| | V | 12 | 52 | 40 | 70 | 9 |
| | XI | 12 | 52 | 40 | 70 | 10 |
| Kalsium mg/l Ca | III | 11 | 2,3 | 1,7 | 2,6 | 0,3 |
| | V | 12 | 2,0 | 1,4 | 2,3 | 0,4 |
| | XI | 12 | 1,9 | 1,4 | 2,4 | 0,3 |
| Magnesium mg/l Mg | III | 11 | 0,7 | 0,5 | 1,0 | 0,1 |
| | V | 12 | 0,6 | 0,5 | 0,8 | 0,1 |
| | XI | 12 | 0,6 | 0,5 | 0,8 | 0,1 |
| Natrium mg/l Na | III | 11 | 1,6 | 1,2 | 1,9 | 0,2 |
| | V | 12 | 1,4 | 1,2 | 1,7 | 0,1 |
| | XI | 12 | 1,4 | 1,2 | 1,7 | 0,1 |
| Kalium mg/l K | III | 11 | 0,5 | 0,4 | 0,5 | 0,1 |
| | V | 12 | 0,4 | 0,2 | 0,5 | 0,1 |
| | XI | 12 | 0,4 | 0,2 | 0,5 | 0,1 |

¹⁾ Runsaasti puuttuvia tuloksia → keskiarvoa ei laskettu

²⁾ Ionikromatografinen määrittäminen

Repovesi ja Tihvetjärven Kapiavesi, ionipitoisuudet marraskuussa 1991

| | | Päällysveden laatu (1 m pinnasta) | |
|-------------------------------|----------------------|-----------------------------------|---------------------------|
| | | Repovesi | Tihvetjärvi, Kapiavesi |
| Kloridi ^{x)} | mg/l Cl | 2,0 | 2,2 |
| Sulfaatti ^{x)} | mg/l SO ₄ | 6,9 | 6,7 |
| Fluoridi | µg/l F | 360 | 500 |
| Nitriitti + nitraattityppi | µg/l N | 63 | 22 |
| Natrium | mg/l Na | 2,0 | 2,1 |
| Kalium | mg/l K | 0,7 | 0,8 |
| Kalsium | mg/l Ca | 3,5 | 3,9 |
| Magnesium | mg/l Mg | 0,9 | 0,9 |
| Ammonium | µg/l N | 17 | 16 |

^{x)} ionikromatografinen määrittäminen

LIITE 6

LIITE 6: YLÄMAAN JÄRVIEN VEDENLAATUTULOKSIA
LOKAKUULTA 1990

| | | Hirvilampi | Vuorilampi | Mäkilampi | Keskiarvo |
|---------------------------------|----------------------|------------|------------|-----------|-----------|
| pH | | 5,3 | 5,9 | 5,3 | 5,5 |
| Alkaliniteetti | mmol/l | 0 | 0,02 | - 0,01 | 0 |
| Sähkönjohtavuus | mS/m | 3,1 | 3,0 | - | 3,0 |
| Väriluku | mg Pt/l | 5 | 10 | 10 | 8 |
| COD _{Mn} | mg/l O ₂ | | 3,2 | 1,8 | 2,2 |
| Kokonaistyyppi | µg/l N | 170 | 440 | 260 | 290 |
| Nitriitti + nitraatti- typpi | µg/l N | 8 | 8 | 11 | 9 |
| Ammoniumtyppi | µg/l N | 23 | 71 | 10 | 35 |
| Kokonaisfosfori | µg/l P | 7 | 8 | 4 | 6 |
| Mangaani | µg/l Mn | 53 | 18 | 83 | 51 |
| Kokonaisalumiini | µg/l Al | 142 | 145 | 115 | 134 |
| Kloridi | mg/l Cl | 1,3 | 1,3 | 1,2 | 1,3 |
| Sulfaatti | mg/l SO ₄ | 8,6 | 7,2 | 7,0 | 7,6 |
| Fluoridi | µg/l F | 210 | 290 | 120 | 207 |
| Kalsium | mg/l Ca | 1,9 | 2,1 | 1,9 | 2,0 |
| Magnesium | mg/l Mg | 0,6 | 0,6 | 0,4 | 0,5 |
| Natrium | mg/l Na | 1,4 | 1,9 | 1,0 | 1,4 |
| Kalium | mg/l K | 0,4 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |

LIITE 7: REPOVEDEN ALUEEN PIENVESIEN SJOITTUMINEN ERI PUSKURIKYKYLUOKKAAN (1 = hyvä, 2 = tyydyttävä, 3 = välttävä, 4 = huono, 5 = ei puskurikykyä) PÄTILÄN (1984) ¹⁾ JA PUOMION (1985) ²⁾ ESITTÄMIEN LUOKITUSTEN MUKAAN SEKÄ HAPPAMOTUMISEN MÄÄRÄ TARKASTELUTAPOJEN II – IV KESKIARVONA VUODEN 1991 ERI NÄYTTEENOTTOKERROILLA

| | Puskurikykyluokittelu | | | | | | Alkaliniteetin aleneminen (µekv/l) tarkastelutapojen I – III keski- arvona | | |
|-------------------------|-----------------------|----------|-----------|-----------------------|----------|-----------|--|----------|-----------|
| | Pätilän (1984) mukaan | | | Puomion (1985) mukaan | | | Maaliskuu | Toukokuu | Marraskuu |
| | Maaliskuu | Toukokuu | Marraskuu | Maaliskuu | Toukokuu | Marraskuu | | | |
| Valkjärvi | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 36 | 40 | 41 |
| Ristijärvi | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 48 | 31 | 28 |
| Tolonen | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 33 | 35 | 32 |
| Matalajärvi | 4 | 3 | 2 | 4 | 4 | 4 | 62 | 39 | 38 |
| Lojulampi | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 3 | 39 | 35 | 32 |
| Hermunen | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 42 | 41 | 42 |
| Tervajärvi | 2 | 2 | 2 | 4 | 3 | 3 | 47 | 31 | 32 |
| Haukilampi | – | 3 | 3 | – | 4 | 4 | – | 53 | 59 |
| Keskimmäinen Terrilampi | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 35 | 48 | 45 |
| Saarijärvi | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 29 | 34 | 39 |
| Olhavanlampi | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 31 | 39 | 36 |
| Katajajärvi | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 32 | 30 | 36 |

1) Pätilä (1984):

pH ≤ 5,0
alk ≤ 0,05

pH 5,1 – 5,6
alk ≤ 0,05

pH > 5,6
alk ≤ 0,1

pH > 5,6
alk > 0,1

2) Puomio (1985): Puskurikykyluokittelu
(alk = mmol/l)

Puskurikykyluokittelu
(alk = mmol/l,
väri = mg Pt/l)

väri
≤ 20
25 – 40
≥ 45

5
4
3

4
3
2

3
2
2

2
2
1

< 0,05 = 4; 0,05 – 0,09 = 3; 0,1 – 0,19 = 2;
≥ 0,20 = 1

LIITE 8: MUUT TUTKIMUKSET ALUEELLA

Bioindikaattorimenetelmä pintavesien happamoitumisen ja palautumisen seurantaan

Happamoitumiseen liittyvä purojen pohjaeläintutkimus

Tutkijana on FK Heikki Hämäläinen Joensuun yliopiston Karjalan tutkimuslaitokselta. Projektin vastuullisena johtajana on dosentti Pertti Huttunen. Tutkimusprojekti ajoittuu vuosille 1991 - 1992. Rahoittajana on Nessling-säätiö.

Tutkimus on HAPRO-tutkimuksen jatkoa. Tutkimus on valtakunnallinen, ja siinä on Kaakkois-Suomea edustavan Repoveden lisäksi kohteita Uusimaalta (mm. Pohjois-Espoosta) ja Koillis-Lapista.

Kohdealueet Repoveden alueella ovat (13 kpl):

- * Tämän tutkimuksen alueella sijaitsevat:
Matalajärvestä, Hermusesta, Saarijärvestä, Ristijärvestä, Valkjärvestä, Olhavanlammesta, Kolulammesta ja Mustalammesta laskevat purot.
- * Muut lähialueella sijaitsevat:
Pitkälammesta, Kuusijärvestä, Haimijärvestä, ja Suuri Varpasenjärven Kuitinlahdesta laskevat purot.

Pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä puroista on otettu myös vesinäytteet. Liitteenä on tutkimusseloste tutkimuksen tämänhetkisestä vaiheesta. Loppuraportti julkaistaan projektin päätyttyä.

Metsätalouden vesistövaikutukset pohjakerrostumien heijastamana

Metsätalouden vesistövaikutuksiin liittyvä sedimenttitutkimus

Tutkimus kuuluu METVE-projektiin (metsätalouden vesistövaikutukset). Tässä yhteydessä painopisteenä on avohakkuiden vesistövaikutukset. Tutkijana on FL Olavi Sandman Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiristä.

Tutkimuskohteet Repoveden alueella ovat Vuorilampi (noin 6 km pohjoiseen Valkjärvestä) ja Rajalampi (Valkjärven vieressä). Näytteet otettiin 25.2.1992. Niistä tehdään piileväanalyysi, ajoitus ja ravinnemääritykset. Tutkimusraportti valmistuu v. 1993.

Valtakunnallinen pienvesi-inventointi

Tavoitteena on selvittää luonnontilaisten pienvesien (alle 100 hehtaarin järvet ja lammet, purot ja lähteet) määrä ja tekijät, jotka ovat aiheuttaneet tai uhkaavat aiheuttaa muutoksia vesien tilaan. Kartointu on tarkoitus tehdä loppuun vuoteen 1993 mennessä. Kymen vesi- ja ympäristöpiirissä vastuuhenkilönä on FK Harri Mäkelä. Työ tehdään viranomaistyönä yhdessä luonnonsuojelujärjestöjen kanssa.

Repoveden alueella inventointi on tehty kesällä 1990, ja se sisälsi 11 kohdetta.

Ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus

Tutkimus tehdään Kouvolan - Kuusankosken - Valkealan seudulla kuntien toimesta 1992.

Se koostuu kahdesta osasta, jotka täydentävät toisiaan:

- 1) Ilmatieteen laitoksen tekemä tutkimus käsittää mm. mäntyjen harsuuntumis- arvioinnin, neulasten ravinneanalyysijä ja puiden heijastusominaisuuksien sekä fotosynteesin mittauksia.
- 2) Helsingin yliopiston tekemä tutkimus käsittää mm. mäntyjen ja kuusien harsuuntumisarviointia, epifyyttikartoitusta, aluskasvillisuuden kartoitusta ja sammalnäyt- teiden keräystä (raskasmetallimääritykset).

Helsingin yliopiston tekemässä tutkimuksessa kolme aluetta sijaitsevat Repoveden ehdotetulla kansallispuistoalueella: Valkjärven itäpuoli (ydinalue), Hermusen seutu (ydinalue) ja Tervajärven saari.

Tutkimusraportti valmistuu kevättalvella 1993. Tutkimus on tarkoitus toistaa myöhem- min. Tällä tutkimuksella pyritään luomaan pohja myöhemmälle seurantatutkimukselle.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

41. Siuntionjokineuvottelukunta: Siuntionjoen vesistön käytön ja suojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1989.
42. Vilhunen, Oili: Hankoa ympäröivän merialueen tila vuosina 1976 - 1986. Helsinki 1989.
43. Vantaanjoen vesistön vesiensuojelun toimenpideohjelma. Helsinki 1990.
44. Jeltsch, Ulrich: Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Helsinki 1990.
45. Ahtiainen, Marketta: Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Helsinki 1990.
46. Heikkilä, Raimo: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Helsinki 1990.
47. Korkka-Niemi, Kirsti: Tutkimus kaivovesien happamoitumisesta Suomessa. Helsinki 1990.
48. Kauppi, Lea; Sandman, Olavi; Knuutila, Seppo; Eskonen, Kristiina; Liehu, Anita; Luokkanen, Sinikka & Niemi, Maarit: Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Helsinki 1990.
49. Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidättymisestä virtaavan veden ekosysteemissä.
Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. Helsinki 1990.
50. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Sarkkula, Juha; Lepistö, Liisa; Hällfors, Guy & Kauppila, Pirkko: Veden laatu ja rehevyys Itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987 - 88 tutkimuksista. Helsinki 1990.
51. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Suomenlahden öljyvahinko 1987. Helsinki 1990.
52. Levinen, Riitta: Puhdistamolietteen viljelykäytön edellytykset. Helsinki 1990.
53. Niemi, Reino A: Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Helsinki 1990.
54. Lammassaari, Veikko: Uitto ja sen vesistövaikutukset. Helsinki 1990.
55. Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin toiminnan suuntaviivat 1990-luvun alkupuoliskolla. Helsinki 1990.
56. Perälä, Jaakko & Reuna, Marja: Lumen vesiarvojen alueellinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1990.
57. Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen. Helsinki 1990.
58. Puustinen, Jukka: Typen merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Helsinki 1990.
59. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Pohjanmaan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1990.
60. Saviranta, Leena & Katko, Tapio (toim.): Kansainvälinen vesihuollon vuosikymmen 1981 - 1990 Suomessa. Helsinki 1990.
61. Katko, Tapio (ed.): The international drinking water and sanitation decade 1981 - 1990 in Finland. Helsinki 1990.
62. YV-projekti: Kokemuksia osallistumisesta ja vaikutusten arvioinnista vesiensuojelun suunnittelussa. Helsinki 1990.
63. Antikainen, Sari; Smolander, Ulla & Järvinen, Olli: Näytteenottomenetelmän luotettavuus luonnonvesien raskasmetalliseurannassa. Helsinki 1990.
64. Saarela, Jouko: Kaivosjätteiden geoteknisistä ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista. Helsinki 1990.
65. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Vesien käyttö ja hoito 1990-luvulla Varsinais-Suomi ja Etelä-Satakunta. Helsinki 1990.
66. Mukherjee, Arun B: The use of chlorinated paraffins and their possible effects in the environment. Helsinki 1990.
67. Assmuth, Timo: Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti. Helsinki 1990.
68. Porvoonjoen kuormitus selvitystyöryhmä; Lehtonen, Eija & Penttilä, Sirpa (toim.): Porvoonjoen kuormitus selvitys. Helsinki 1991.
69. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri: Mikkelin läänin vesien hoito 1990-luvulla. Helsinki 1991.
70. Louekari, Kimmo; Saarikoski, Heli & Joki-Kokko, Eeva: Kadmium ympäristössä. Helsinki 1991.
71. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö. Helsinki 1991.
72. Freindling, Alexander & Heitto, Lauri: Primary production of inland waters. Helsinki 1991.
73. Pennanen, Jussi: Toutain Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen järjestelyn vaikutusalueella. Helsinki 1991.

74. Hildén, Mikael; Hakaste, Tapio; Korhonen, Pekka & Rahikainen, Eljas: Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen kalatalouden intressianalyysi. Helsinki 1991.
75. Ihme, Raimo; Heikkinen, Kaisa & Lakso, Esko: Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. Helsinki 1991.
76. Pasanen, Jaana: Öljyisen maan ja jätteen mikrobiologinen puhdistus. Helsinki 1991.
77. Ihme, Raimo; Isotalo, Lauri; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvesuodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvetuotantoalueiden kuormituksen pidättäminen sarkaojiin. Helsinki 1991.
78. Rantala, Aulis (toim.): Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki 1991.
79. Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnittelun työryhmä; Hynninen, Pekka (toim.): Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1991.
80. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Suomen kehittyvät vesivarat. Helsinki 1991.
81. Haapala, Kirsti & Eurén, Maija: Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. Helsinki 1991.
82. Laine, Anne & Heikkinen, Kaisa: Turvetuotannon kalastovaikutukset. Helsinki 1991.
83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvässä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumpputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.
96. Salonen, Seija; Frisk, Tom; Kärmeniemi, Tellervo; Niemi, Jorma; Pitkänen, Heikki; Silvo, Kimmo & Vuoristo, Heidi: Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä - vaikutusten arviointi. Helsinki 1992
97. Assmuth, Timo; Strandberg, Tapio; Joutti, Anneli & Kalevi, Kirsti: Kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmät. Helsinki 1992.
98. Kivimäki, Anna-Liisa: Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki 1992.
99. Tanninen, Risto: Arvot ja asenteet Pyhäjoen vesiensuojelusuunnittelussa. Helsinki 1992.
100. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitin vene- ja retkisatamasuunnitelma. Helsinki 1992.
101. Eloheimo, Karri: Veneily ja sen ympäristövaikutukset. Helsinki 1992.
102. Sytyke 16. Sannholm, Gun & Söderström, Mirja: Entsyymikäsittelyn merkitys sulfaattimassan valkaisuissa. Helsinki 1992.
103. Sytyke 9. Raitio, Laura: Siistausprosessin ympäristökuormitus. Helsinki 1992.
104. Sytyke 17. Jantunen, Esko: Jätevesipäästötön paperitehdas. Helsinki 1992.
105. Sytyke 10. Lehtinen, K.-J. & Tana: Effects in mesocosms exposed to effluents from bleached hardwood kraft pulp mill. Helsinki 1992.

106. Hudd, Richard; Toivonen, Anna-Liisa & Wistbacka Ralf: Malax å fiskeriutredning.Helsinki 1992.
107. Rontu, Mika: Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki 1992.
108. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitti - Kansallisvesi. Helsinki 1992.
109. Sytyke 11. Junttila, Vesa: Sellutehtaan ympäristökuormitusten pienentäminen ja hallinta uudella tehdaslayoutilla. Helsinki 1992.
110. Sytyke 20. Kara, Mikko: Natrium- ja rikkitasen säätömahdollisuuksia suomalaisessa sellutehtaassa. Helsinki 1992.

ISBN 951-47-6373-4
ISSN 0786-9592