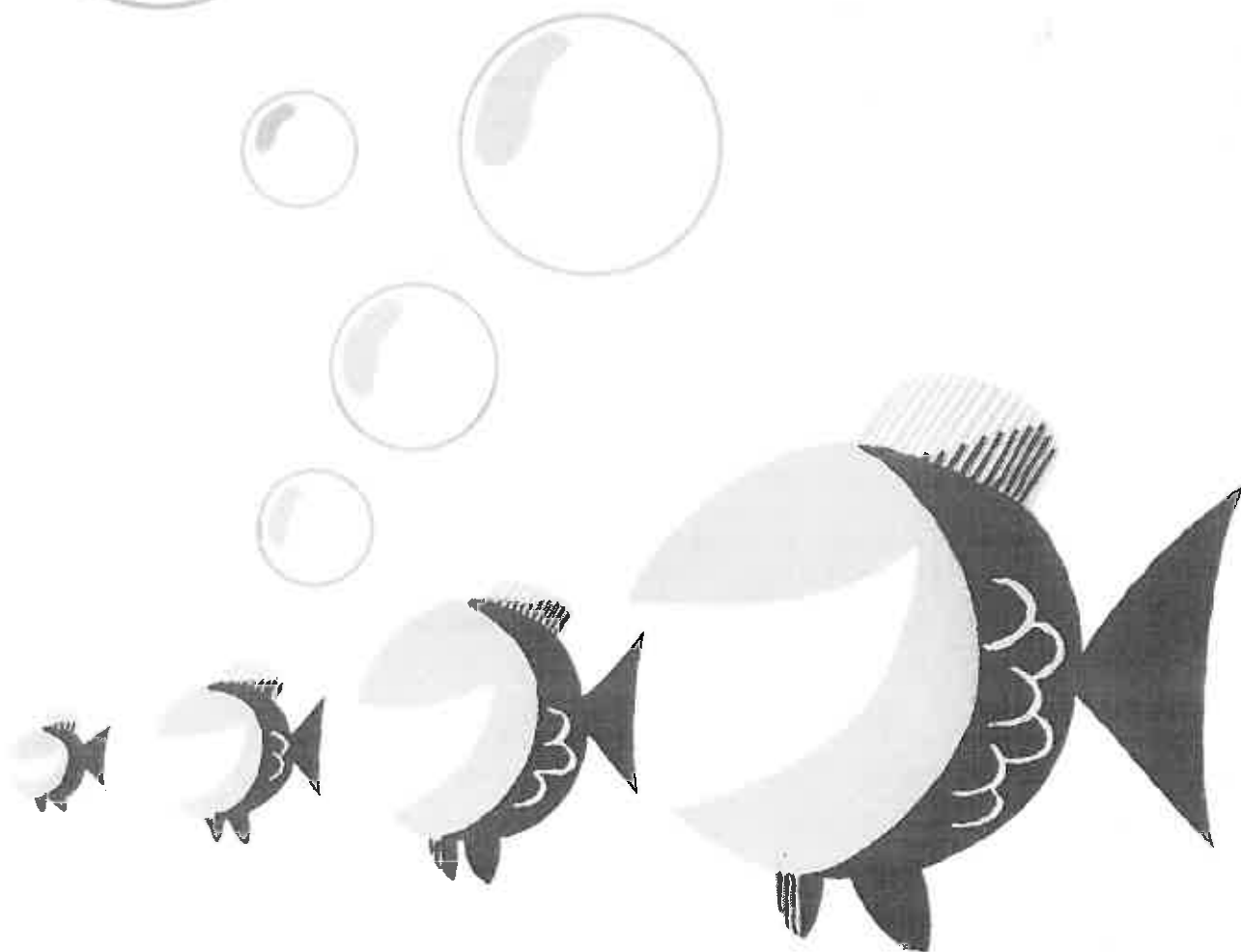


RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO



MONISTETTUJA JULKAISUJA

93
1989





RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

Vastaava toimittaja: Eero Aro

Toimittajat: Outi Heikinheimo-Schmid, Mikael Hildén, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Viher-
vuori

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen.

Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston kirjastolle, PL 202, 00151 Helsinki.

Monistettuja julkaisuja on jatkoa sarjalle: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" ja "Meddelanden".

Ansvarig redaktör: Eero Aro

Redaktörer: Outi Heikinheimo-Schmid, Mikael Hildén, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Viher-
vuori

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer.

Förfrågningar angående tidskriften riktas till bibliotekarien, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, fiskeriforskningsavdelningen, PB 202, 00151 Helsingfors.

Tidskriften är fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Övriga publikationsserier från fiskeriforskningsavdelningen är "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" och "Meddelanden".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

No 93

1989

HAPPAMAN LASKEUMAN VAIKUTUKSET KALOIHIN JA RAPUIHIN
RAPORTTI VUODELTA 1988

ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF ACIDID DEPOSITION
ON FISH AND CRAYFISH
REPORT 1988

PEKKA TUUNAINEN, PEKKA J. VUORINEN, MARTTI RASK,
TEUVO JÄRVENPÄÄ, MARJA VUORINEN JA EERO NIEMELÄ

HELSINKI 1989

ISBN 951-8914-26-5
ISSN 0358-4623
HELSINKI 1989
YLIOPISTOPAINO

HAPPAMAN LASKEUMAN VAIKUTUKSET KALOIHIIN JA RAPUIHIIN
Raportti vuodelta 1988

English summary: Effects of acidic deposition on fish
and crayfish
Report 1988

Pekka Tuunainen¹, Pekka J. Vuorinen¹, Martti Rask²,
Teuvo Järvenpää¹, Marja Vuorinen¹ ja Eero Niemelä¹

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	2
2.1. Kevään vesinäytteet	2
2.1.1. Järvet	2
2.1.2. Uudenmaan taimenpurot	3
2.1.3. Luutajoki	4
2.1.4. Tenojoen vesistö	4
2.2. Koekalastukset	4
2.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina	7
2.4. Rapututkimukset	8
2.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia	9
2.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muihin kiduksiin	10
2.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon	12
2.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä	13
3. TULOKSET	14
3.1. Kevään vesinäytteet	14
3.1.1. Järvet	14
3.1.2. Uudenmaan taimenpurot	22
3.1.3. Luutajoki	22
3.1.4. Tenojoen vesistö	22
3.2. Koekalastukset	32
3.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina	41
3.4. Rapututkimukset	45
3.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia	47
3.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muihin kiduksiin	51
3.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon	53
3.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä	54
4. TARKASTELU	64
4.1. Kevään vesinäytteet	64
4.2. Koekalastukset	66
4.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina	67

¹Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto

²Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema

4.4. Rapututkimukset	67
4.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia	69
4.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muikun kiduksiin	71
4.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon	72
4.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä	73
TIIVISTELMÄ	77
SUMMARY	79
KIRJALLISUUS	81

1. JOHDANTO

Tutkimus "Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin" on osa vuonna 1985 käynnistynyttä maa- ja metsätalousministeriön sekä ympäristöministeriön rahoittamaa happamoitumistutkimusta (HAPRO). Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, missä määrin happamoituminen on vaikuttanut kala- ja rapukantoihin, sekä tutkia kokeellisesti tärkeimpien kalalajien ja niiden eri kehitysvaiheiden herkkyyttä happamoitumiselle. Tutkimustuloksista saadaan tietoja happamoitumisen vaikutusmekanismeista Suomen oloissa ja niitä voidaan käyttää suunniteltaessa happamoituvien vesistöjen kala- ja rapukantojen hoitotoimenpiteitä.

Kevättalvella ennen jäiden sulamista otettiin vesinäytteitä joukosta sellaisia järviä, joista näitä näytteitä ei ollut aikaisemmin otettu sekä muutamista aikaisemminkin tutkituista järvistä (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Koekalasteista järvistä otettiin lisäksi näytteet kesällä. Uudenmaan taimenpuroista - sellaisista puroista, joilla on tai saattaisi olla merkitystä taimenen poikastuotantoalueina - otettiin vesinäytteet kaksi kertaa lumien sulamisen aikaan. Lammilla sijaitsevan Luutajoen veden laatua seurattiin maaliskokuussa. Tenojoen vesistöalueella seurattiin veden pH-muutoksia tulva-ajasta toukokuun lopulta elokuun loppuun.

Kalakantatutkimuksia jatkettiin koekalastamalla 16 vuonna 1985 ensimmäisen kerran tutkittua järveä. Lisäksi arvioitiin vuosien 1985 -1987 koekalastusaineistojen perusteella (TUUNAINEN ym. 1986, 1987, 1988) särjen soveltuvuutta happamoitumisen indikaattorilajiksi.

Rapututkimuksia jatkettiin koeravustamalla yhteensä 11 järveä ja virtaavaa vettä. Kohteista neljä oli uusia, seitsemässä oli ravustettu aikaisemminkin (TUUNAINEN ym. 1986, 1987, 1988). Viidestä järvestä saatiin rapujen kasvutietoja yksilöllisesti merkityistä ravuista.

Eri asteisesti happamoituneista järvistä kudun lopulla pyydetyistä ahvenista otettiin veri- ja muita kudonnäytteitä. Tarkoituksena oli selvittää järvien happamoitumisen vaikutusta ahventen fysiologiaan ja verrata tuloksia siialla

ja muikulla tehtyjen kokeellisten emokala-altistusten tuloksiin (TUUNAINEN ym. 1987, 1988).

Vuonna 1987 happamuudelle ja alumiinille altistettujen emomuikkujen (TUUNAINEN ym. 1988) kidukset tutkittiin histologisesti.

Jatkettiin tutkimusta happamuuden ja alumiinin vaikutuksista hauen ja särjen vastakuoriutuneiden poikasten natriuminvaihtoon yhteistyössä Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osaston (dos. Mikko Nikinmaa) kanssa.

Aloitettiin hedelmöitys- ja haudontatellit happamuuden ja alumiinin vaikutuksista siian mädillä.

Tutkimuksen työryhmässä toimivat: Pekka Tuunainen, Pekka Vuorinen, Martti Rask, Teuvo Järvenpää ja Marja Vuorinen. Tutkimuksen vastuullinen johtaja on Pekka Tuunainen. Käytännön hallinnosta, töiden koordinoinnista ja vesianalytiikasta sekä kokeellisista tutkimuksista, joissa tutkijana toimii myös Marja Vuorinen, vastaa Pekka Vuorinen. Kalakan-tatutkimuksista vastaa Martti Rask ja rapututkimuksista Teuvo Järvenpää. Tenojoen vesistöalueen jokivesitutkimuksista vastaa Eero Niemelä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Kevään vesinäytteet

2.1.1. Järvet

Sulamisvesien vaikutusten selvittämiseksi otettiin vesinäytteet ennen jäiden lähtöä 37 järvestä (taulukko 4; kohta 3.1.1). Näistä 30:stä ei vastaavia näytteitä ole aikaisemmin otettu; seitsemästä järvestä näytteet on otettu aikaisemmin yhtenä tai useampana vuonna (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Vesinäytteet otettiin läheltä rantaa (litoraali) ja arviolta järven syvimmästä kohdasta Ruttner-noutimella pinnasta sekä 1 ja 3 metrin syvyydestä. Niistä analysoitiin pH, sähkönjohtavuus, alkaliteetti, asiditeetti, väri-luku, kokonaiskovuus sekä kalsium-, rauta- ja alumiinipitoisuus SFS-standardien mukaan RKTL:n kalantutkimusosaston laboratoriossa. Lisäksi Teknillisessä korkeakoulussa määri-

tettiin atomiabsorptiospektrofotometrisesti LaZERTEn (1984) menetelmän mukaan kaikista näytteistä alumiinin kokonaispitoisuus (Al_{tot}) ja pintavesinäytteistä ja 1 metrin näytteistä fraktiot (labiili = monomeerinen alumiini, Al_{lab} , sekä kompleksoitunut orgaaninen ja polymeerinen alumiini, Al_{kop}). Eri syvyyksistä otettujen näytteiden analyysituloksia testattiin varianssianalyysillä (satunnaistettujen lohkojen koe) ja keskiarvoja verrattiin Scheffen testillä ($p < 0,05$).

2.1.2. Uudenmaan taimenpurot

Yhdeksästä joesta Uudenmaan läänissä (kuva 1) otettiin vesinäytteet kaikkiaan 15 kohteesta lumien sulamisen aikoihin kaksi kertaa: 29. - 30.3. juuri sulamisen alettua ja 5. - 6.4., jolloin sulaminen oli edennyt huomattavasti. Näytteenotto liittyi Uudenmaan kalastuspiirin kalastustoimiston tekemään selvitykseen Uudenmaan taimenpuroista (MARTTINEN 1988). Näytteenottokohdat valittiin sillä perusteella, että



Kuva 1. Niiden Uudenmaan purojen sijainti, joista otettiin vesinäytteet nuolien osoittamista paikoista maaliskuuhun huhtikuussa.

niillä on - tai saattaisi olla - merkitystä taimenen poikas-tuotantoalueina. Näytteet analysoitiin samoin kuin kohdassa 2.1.1., mutta toisella kerralla otetuista näytteistä ei analysoitu alumiinin fraktioita. Vedenlaatua kahdella eri näytteenottokerralla verrattiin parittaisella Wilcoxonin testillä.

2.1.3. Luutajoki

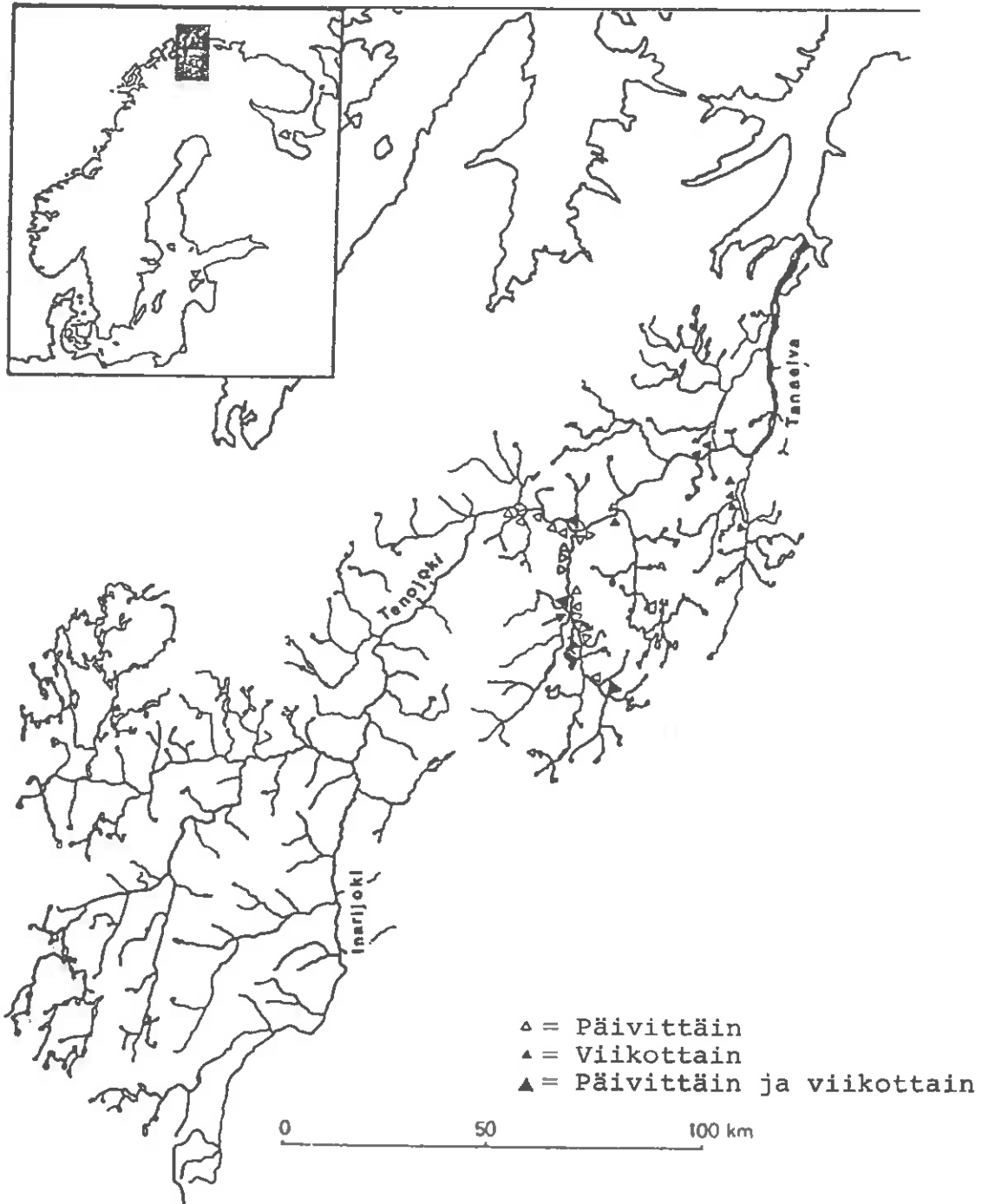
Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen tutkimusvesiin kuuluvasta Luutajoesta (ks. LOUHIMO ja HONKASALO 1986) otettiin vesinäytteitä keväisen pH-minimin toteamiseksi 2 - 7 päivän välein 31.3. - 20.5. yhteensä 17 kertaa. Näytteistä mitattiin pH ja alkaliteetti Lammin biologisella asemalla, sekä tehtiin 10.4. otetuista näytteistä muut analyysit Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston laboratoriossa kuten kohdassa 2.1.1.

2.1.4. Tenojoen vesistö

Tenojoen vesistöalueella seurattiin 32 joen veden pH:ta kaikkiaan 35 kohdassa (kuva 2), joista 27:ssä mittauksia tehtiin 4 - 5 päivänä viikossa ja kahdeksassa kerran viikossa 24.5. - 20.6. Useimmissa kohteissa seuranta jatkettiin kerran viikossa 21.6. - 1.8. pH:n muuttumista verrattiin Utsjoesta mitattuihin vedenkorkeuksiin (Hydrologinen toimisto, Kevon mittausasema).

2.2. Koekalastukset

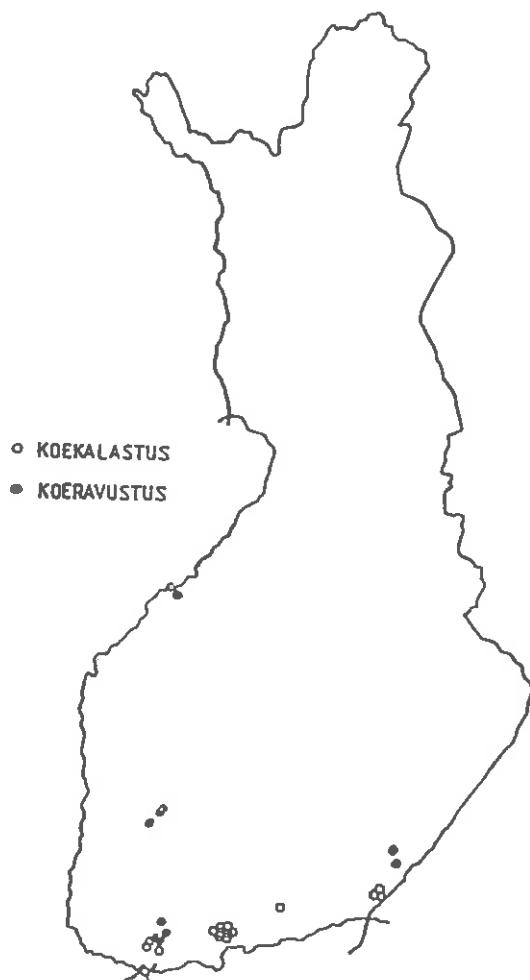
Vuonna 1988 koekalastettiin 16 järveä. Ne valittiin vuonna 1985 tutkituista siten, että mukana oli sekä lähes kalattomaksi happamoituneita järviä (Iso Lehmälampi, Hauklampi ja Munajärvi) että happamoitumisen alkuvaiheessa olevia (Kattilajärvi, Saarijärvi ja Isojärvi; taulukko 1). Kaikki tutkitut järvet sijaitsevat Etelä-Suomen rannikkoseudulla, Hankoniemen ja Ylämaan välisellä alueella (kuva 3).



Kuva 2. Tenojoen vesistön veden pH:n mittauspaikat. Nuoli osoittaa vedenkorkeuden mittauspaikan.

Taulukko 1. Koekalastettujen ja -ravustettujen järvien vesianalyysitulokset.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALK. mmol/l	JOHT. mS/m	Ca mmol/l	VARI- LUKU	Al TOI µg/l	Al LAB µg/l	Al KOP µg/l
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	07.06.88	5,3	0,01	3,9	0,07	50			
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	22.07.88	5,6	0,01	3,8	0,06	70	122	51	84
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	11.08.88	5,5	0,01	3,8	0,06	70			
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	17.08.88	5,4	0,01	3,7	0,05	80	162	43	83
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	11.10.88	5,3	0,01	3,8	0,05	90			
Alisen puro	Nokia	2-682043-47124	17.08.88	5,5	0,01	4,1	0,06	70	144	65	81
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	29.07.88	6,4	0,04	3,4	0,07	20	0	0	0
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	07.09.88	6,3	0,04	3,6	0,06	20			
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	01.08.88	4,7	0,00	3,5	0,04	10	219	111	127
Hirvilampi	Ylämaa	3-673314-55031	25.07.88	5,1	0,00	3,2	0,05	5	128	42	70
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	08.06.88	5,4	0,01	3,3	0,07	35			
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	11.08.88	5,5	0,01	3,6	0,07	50			
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	11.10.88	5,7	0,02	3,8	0,07	80			
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	01.08.88	4,6	0,00	2,8	0,03	15	77	46	61
Isojärvi	Myrskylä	3-672703-43437	29.07.88	6,0	0,01	3,0	0,05	30	53	26	32
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.07.88	5,9	0,01	3,4	0,04	10			
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	21.07.88	5,6	0,01	3,3	0,06	10	57	21	37
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	29.09.88	5,7	0,01	3,4	0,06	20			
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	12.11.88	5,5	0,00	3,0	0,06	15			
Kattilajärvi	Espoo	2-668794-53424	01.08.88	6,1	0,02	3,4	0,07	15	22	10	14
Luodonjärvi	Kruunupyö	2-707430-44600	31.08.88	6,4		11,9	0,20	200			
Munajärvi	Tenhola	2-666970-46118	19.07.88	4,6	0,00	2,7	0,03	80	201	94	112
Mäkilampi	Ylämaa	3-673661-54831	25.07.88	5,2	0,00	2,8	0,05	5	93	48	52
Orajärvi	Espoo	2-668852-53265	01.08.88	4,6	0,00	3,0	0,04	10	113	52	74
Peukalojärvi	Puumala	4-682260-43430	22.09.88	6,5	0,05	2,6	0,05	35			
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	01.08.88	4,7	0,00	2,6	0,04	10	83	50	53
Pitkäjärvi	Tenhola	2-666882-46148	19.07.88	6,0	0,01	2,7	0,04	10	59	31	35
Puurlampi	Kisko	2-667940-47750	29.07.88	6,4	0,12	4,0	0,05	30	13	5	7
Rampalanjärvi	Ruokolahti	4-680400-43680	21.09.88	6,5	0,12	3,8	0,09	20			
Saaren Musta	Vihti	2-669256-53378	01.08.88	4,7	0,00	2,9	0,04	20	129	58	71
Saarijärvi	Espoo\Vihti	2-669096-53351	01.08.88	6,0	0,01	4,5	0,07	15	24	5	8
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	29.09.88	5,6	0,01	2,8	0,05	15			
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	12.11.88	5,7	0,00	2,3	0,04	20			
Slickolampi	Pohja	2-667150-47615	02.06.88	6,5	0,08	8,1	0,12	35	67	25	42
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	22.07.88	6,5	0,03	2,9	0,05	25			
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	01.09.88	6,0	0,04	2,8	0,05	40			
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	29.07.88	6,7	0,11	3,8	0,08	25	11	0	4
Suolikas	Vihti	2-669100-53200	01.08.88	4,8	0,00	2,5	0,04	20	152	80	129
Vitsjön (Spj.)	Tenhola	2-665032-46196	20.07.88	6,2	0,03	4,1	0,07	15	7	4	5
Vuorilampi	Ylämaa	3-673604-55029	25.07.88	5,5	0,01	3,3	0,06	15	75	39	42



Kuva 3. Vuonna 1988 koekalastettujen ja -ravustettujen järvien sijainti.

Kalastukset tehtiin koeverkkosarjalla ja saaliit käsiteltiin kuten edellisinäkin vuosina. Myös suomu- tai operculumnäytteet kalojen iän ja kasvun määrittämiseksi sekä vesinäytteet otettiin aikaisempien vuosien käytäntöä noudattaen (TUUNAINEN ym. 1986). Koekalastussaaliiden ja veden ominaisuuksien välisiä riippuvuuksia testattiin regressioanalyysillä. Vuosien 1985 ja 1988 koekalastussaaliiden vertailussa käytettiin t-testiä.

2.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina

Särjen sopivuutta järvien happamoitumisen indikaattorilajiksi tutkittiin vertaamalla regressioanalyysillä vuosien 1985 - 1987 koekalastusaineiston särkisaaliiden ominaisuuksia koekalastettujen järvien ominaisuuksiin. Käytetyt suureet olivat särkien lukumäärä verkkosarjaa kohti, yhteispaino, osuus verkkosarjasaaliin kokonaispainosta,

keskipaino, keskipituus ja kasvunopeus. Kasvunopeutta kuvaamaan käytettiin särkien takautuvasti määritettyä keskipituutta (Fraserin ja Leen menetelmä, TESCH 1971) 5-vuotiaana. Järviä kuvaavat suureet olivat pinta-ala, korkeus meren pinnasta, pH, alkaliteetti, johtokyky, väriluku, kalsiumpitoisuus sekä kokonaisalumiinipitoisuus ja labiilin alumiinin pitoisuus. Särkisaaliiden ominaisuuksien erojen merkitsevyyttä eri happamuusluokkiin kuuluvien järvien välillä testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

2.4. Rapututkimukset

Vuonna 1988 koeravustettiin yhteensä 8 järveä, yksi tekoallas, joki ja puro (kuva 3). Kohteista 6 järveä ja puro on koeravustettu aikaisemminkin (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Uusista kohteista Puumalan Peukalojärvi on kirkasvetinen ja heikosti puskuroitu. Ruokolahden Rampalanjärvi on myös kirkasvetinen, mutta ei välittömän happamoitumisuhan alainen. Luodonjärven tekoaltaalle ja Kruunupyyn joelle on tyypillistä suuri väriluku, alkaliteetin suuri vaihtelu ääriarvojen eron ollessa yli 10-kertainen sekä suuret pH-heilahtelut. Runsaan valuman aikaiset pH-minimit johtuvat pääosin sulfidipitoisesta maaperästä tulevasta happokuormituksesta.

Kaikki koevedet ravustettiin 18.7. - 23.9. Kolmessa järvessä pyynti toistettiin takaisinpyyntinä 4 - 6 viikon kuluttua ensimmäisestä eli merkintäpyynnistä (ROBSON ja REGIER 1971, RICKER 1975). Pyynti ja saaliin käsittely on kuvattu aikaisemmassa raportissa (TUUNAINEN ym. 1986). Pyyneissä käytetyt mertamäärät ja pyyntialueen pituus ilmenevät kohdan 3.4. taulukosta 21. Viiden järven sekä yhden puron koko rapusaalis merkittiin yksilöllisesti rapujen lukumäärän selvittämiseksi ja kasvun ja kuorenvaihtofrekvenssin seuraamiseksi. Yksilömerkkinä käytettiin selkäkilpeen poltettua pistekoodia (ABRAHAMSSON 1965). Kahdella järvellä saalisravut merkittiin ryhmämerkillä: niiltä leikattiin äärimmäinen oikeanpuoleinen uropodi.

Kahdesta järvestä kerättiin rapunäytteet sienijä- ja alkueläinloisten toteamiseksi.

2.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia

Ahvenen kudun aikaan pyydystettiin ahvenia katiskoilla viidestä happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisesta järvestä (taulukko 2): Valkea Mustajärvi, Kattilajärvi, Tammelan Kaitajärvi, Vähä Valkjärvi ja Pieni Lehmälampi. Samat järvet, Kattilajärveä lukuunottamatta, olivat kohteena edellisenä keväänä tutkittaessa ahvenen kudun viivästymistä (TUUNAINEN ym. 1988). Näytteenotto ajoitettiin juuri kudun päättymiseen tai sen loppupuolelle. Ahvenia sumputettiin katiskoissa rantavedessä ennen näytteenottoa. Vähä Valkjärvestä (taulukko 2) saatiin vain muutamia ahvenia, joten niistä ei otettu näytteitä.

Taulukko 2. Kutuahventen pyyntijärvien ominaisuudet. Vedenlaatumuuttujista on esitetty vaihteluväli kaikista mittauksista 1985 - 1988. Mittausten lukumäärä on suluissa.

	Valkea Mustajärvi	Kattilajärvi	Tammelan Kaitajärvi	Pieni Lehmälampi	Vähä Valkjärvi
pinta-ala, km ²	0,14	0,33	0,10	0,02	0,02
kork. mp., m	135,9	61,9	120,4	89,3	125,9
pH	5,9 - 6,4 (10)	4,9 - 6,1 (14)	4,6 - 4,8 (6)	4,3 - 4,8 (21)	4,3 - 4,5 (7)
alkalit., mmol/l	0,03 - 0,08 (10)	0,00 - 0,05 (14)	0,00 - 0,00 (6)	0,00 - 0,02 (20)	0,00 - 0,00 (7)
Al _{tot} , ug/l	13 - 31 (9)	22 - 106 (9)	16 - 51 (4)	83 - 254 (13)	18 - 67 (6)
Al _{lab} , ug/l	4 - 12 (6)	10 - 34 (5)	5 - 8 (3)	21 - 106 (8)	=
johdokkyky, mS/m	2,1 - 2,9 (9)	3,3 - 4,6 (14)	1,8 - 2,3 (6)	2,6 - 3,9 (21)	2,2 - 3,7 (7)
väiriluku	20 - 35 (9)	10 - 25 (14)	5 - 10 (6)	5 - 35 (21)	10 - 20 (7)
Ca, mmol/l	0,06 - 0,07 (9)	0,04 - 0,08 (14)	0,02 - 0,03 (6)	0,01 - 0,04 (21)	0,02 - 0,03 (7)
Fe, ug/l	41 - 544 (9)	13 - 84 (14)	15 - 234 (6)	111 - 431 (20)	34 - 274 (7)

Ahvenet haavittiin varovasti sumpuista yksitellen ja huumattiin MS-222:lla näytteenottoa varten. Verinäyte otettiin heparinisoituun ruiskuun selkäsuonista. Verestä määritettiin heti hematokriittiarvo ja sitä pipetoitiin hemoglobiinipitoisuuden sekä glukoosi- ja laktaattipitoisuuden määrittämiseksi. Loput verestä sentrifugoitiin plasman

erottamiseksi. Plasma pakastettiin nestetyypeen ja siitä määritettiin kalsium-, magnesium-, natrium-, kalium-, kloridi- ja kokonaisproteiinipitoisuus, jos vain plasmaa riitti kaikkiin määrityksiin. Veri- ja plasmanäytteiden analysointi kuvataan edellisen vuoden raportissa (TUUNAINEN ym. 1988). Verinäytteenoton jälkeen kalat punnittiin ja kokonaispituus mitattiin (taulukko 3) sekä otettiin operculum iän määrittystä varten. Kalat avattiin sukukypsyyden ja lisääntymiskierron vaiheen luokittelemiseksi. Gonadit ja maksa punnittiin ja niiden suhteelliset painot (GSI ja LSI) laskettiin. Pala selkälihasta otettiin vesipitoisuuden määrittämiseksi ja kiduksista otettiin histologiset näytteet.

Taulukko 3. Järvistä pyydettyjen ahventen paino (keskiarvo \pm SE) ja pituus. Sukupuolet on merkitty: n = naaraat, k = koiraat. Järven nimen alla suluisessa on näytteenottopäivä ja veden lämpötila ko. päivänä.

Järvi	Sukup.	Paino	Pituus	Kuntok.	N
Valkea Mustajärvi	n	29 \pm 1	14,9 \pm 0,2	0,85 \pm 0,01	24
(18.5.; 15 °C)	k	27 \pm 4	14,2 \pm 0,5	0,87 \pm 0,02	10
Kattilajärvi	n	30 \pm 1	15,7 \pm 0,2	0,78 \pm 0,01	12
(20.5.; 14 °C)	k	28 \pm 2	15,0 \pm 0,2	0,82 \pm 0,01	12
Tammelan Kaitajärvi	n	42 \pm 4	17,1 \pm 0,4	0,82 \pm 0,02	14
(24.5.; 13 °C)	k	49 \pm 5	17,5 \pm 0,5	0,86 \pm 0,01	17
Pieni Lehmälampi	n	185 \pm 17	26,3 \pm 1,0	1,01 \pm 0,03	5
(31.5.; 22 °C)	k	136 \pm 7	23,7 \pm 0,4	1,02 \pm 0,01	11

2.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muikun kiduksiin

Emomuikkualtistus tehtiin Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksella 6.7 - 28.11.1987, jolloin kokeen kestoksi tuli 145 vuorokautta. Altistusryhmät olivat: "kontrolli" (pH n. 7), "pH 5,25", "pH 5,25 + Al", "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al". Alumiinia oli lisätty 200 μ g/l alumiinisulfaattina.

Altistus ja näytteenotto on selitetty tarkemmin raportissa TUUNAINEN ym. (1988).

Kidusnäytteet otettiin huumatuista koirasmuikuista. Anestesiaan käytettiin MS-222 -liuosta, jonka pH säädettiin NaHCO_3 :lla samaksi kuin altistusvesien pH oli. Muovileikkeitä varten otettiin näytteeksi vasemmanpuoleinen ensimmäinen kiduskaari, joka fiksoitiin glutaraldehydiin. Kiduskaaren ventraalipuolelta leikattiin noin kymmenen filamenttia, jotka valettiin muoviin. Tutkittavat filamentit valittiin sellaisilta yksilöiltä, joista ei ollut kirjattu loisia tai muita näkyviä sairauksia. Näytekalojen lukumäärä eri altistusryhmissä oli: "pH 5,25 + Al" n = 10, "kontrolli" n = 9 ja muissa altistusryhmissä n = 8. Filamentit leikattiin Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen ultramikrotomilla 1 μm :n paksuisiksi leikkeiksi ja värjättiin 1 %:sella toluidiinisiniliuoksella. Leikkeet tutkittiin valomikroskopiolla.

Parafiinileikkeitä (TUURALA ja OIKARI 1976) varten otettiin ensimmäinen oikeanpuoleinen kiduskaari, joka fiksoitiin puskuroituun formaldehydiin. Leikkeistä tutkittiin alumiinin ja limasolujen määrää.

Kidusten alumiinitäplät laskettiin mikroskoopin avulla 10 μm paksuista leikkeistä, jotka oli värjätty HAVAKSEN (1986) ohjetta parafiinitekniikkaan soveltaen. Purppuranpunaisia alumiinitäpliä laskettiin kahdelta lasilta vähintään viidestä satunnaisesti valitusta, mahdollisimman kokonaisesta filamentista. Tulokset on ilmoitettu alumiinitäplien lukumääränä filamenttia kohti.

Limasoluja laskettiin PAS-värjätyistä leikkeistä (TUURALA ja OIKARI 1976). PAS-positiivista reaktiota osoittavat solut katsottiin limasoluiksi ja niiden määrä laskettiin keskimäärin n. 20 lamellia kohti kymmenestä satunnaisesti valitusta filamentista. Tulokset on ilmoitettu limasolujen määränä lamellia kohti.

Alumiinitäplien ja limasolujen määriä eri ryhmissä testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä ja ryhmien välisiä eroja Scheffén testillä ($p < 0,05$).

2.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon

Happamuuden ja alumiinin vaikutusta hauen ja särjen vastakuoriutuneiden poikasten natriuminvaihtoon tutkittiin käyttämällä radioaktiivista natriumia (^{22}Na). Kaikista kokeista tehtiin rinnakkaistestit. Testiliuokset tehtiin synteettiseen veteen, jossa eri ionien pitoisuudet olivat (mmol/l): Na^+ 0,064, K^+ 0,011, Cl^- 0,041, Ca^{2+} 0,034, Mg^{2+} 0,032 ja SO_4^{2-} 0,052. Testiliuosten pH oli 5,0 ja nominaaliset alumiinipitoisuudet 0, 50, 100, 200, 400 ja 600 $\mu\text{g/l}$. Vertailuvesiä oli kaksi: synteettinen vesi ja Pahkajärven vesi, joiden pH oli 6,7 - 6,9. Veden lämpötila oli haukikoissa n. 10,5 °C ja särkikokeissa n. 11,5 °C.

Natriumin sisäänvirtauskokeessa hauen ja särjen poikasia altistettiin testiliuoksissa yksi vuorokausi ennen isotoopin lisäämistä. Poikasia otettiin näytteeksi 30 minuttin sekä 1, 2, 4 ja 8 tunnin kuluttua radioisotoopin lisäämisestä (^{22}Na , särki: 1,25 $\mu\text{Ci}/100$ ml ja hauki: 0,76 $\mu\text{Ci}/100$ ml). Lisäksi jokaisesta radioaktiivisesta testiliuoksesta otettiin vesinäyte radioisotoopin pitoisuuden kontrolloimiseksi. Näytteenotossa poikaset huuhdottiin nopeasti puhtaassa testivedessä ja kuivattiin pinnalta, jotta kalojen ulkoisessa vesivaipassa oleva radioaktiivisuus ei vääristäisi mittaustuloksia.

Natriumin ulosvirtauskokeessa radioaktiivinen natrium (sekä haulle että särjille sama määrä kuin sisäänvirtauskokeessa) lisättiin testivesiin heti altistuksen alussa. Vuorokauden kuluttua poikaset huuhdottiin nopeasti puhtaalla testivedellä ja pantiin altistumaan puhtaisiin testivesiin ja näytteitä alettiin ottaa heti siirron jälkeen 0 ja 30 minuttin sekä 1, 2, 4 ja 8 tunnin kuluttua puhtaisiin testivesiin siirtämisestä.

Näytteiden radioaktiivisuus mitattiin Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osastossa. Tulokset laskettiin kalanpoikasten massayksikköä kohti (nCi/g).

2.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä

Mäti ja maiti haettiin 31.10. Evon kalanviljelylaitokselta emosiioista, jotka olivat Kymijoen vaellussiikaa (Coregonus lavaretus) ja kuljetettiin Helsinkiin n. +5 °C:ssa.

Testivedet valmistettiin synteettisestä vedestä (ks. kohta 2.7.). Niiden pH:t olivat 3,5, 4,0, 4,5, 5,0, 5,5 ja 6,8; kutakin pH:ta oli alumiinipitoisuudet 0 ja 250 µg/l. Testivedet ilmastettiin. Vertailuvetenä (= puhdas vesi) oli Helsingin kaupungin vesijohtovesi, jota oli seisotettu kloorin poistamiseksi.

Tehtiin neljä koetta: 1. sekä hedelmöitys että haudonta koko ajan testiliuoksissa; 2. hedelmöitys ja alkuhaudonta puhtaassa vedessä, siirto vuorokauden kuluttua testiliuokseen; 3. hedelmöitys puhtaassa vedessä, siirto testiliuokseen minuutin kuluttua ja haudonta testiliuoksissa sekä 4. hedelmöitys testiliuoksissa, siirto minuutin kuluttua puhtaaseen veteen ja haudonta puhtaassa vedessä. Kokeissa 1, 3 ja 4 kukin hedelmöitys tehtiin erikseen lasipurkeissa + 5 °C:ssa. Kokeessa 2 suurempi mätierä hedelmöitettiin kerralla puhtaassa vedessä ja annettiin olla siinä seuraavaan päivään, jolloin mätiä jaettiin testipurkkeihin. Hedelmöitykset tehtiin 31.10. kokeisiin 1 ja 2 ja 1.11. kokeisiin 3 ja 4. Kukin koe aloitettiin neljän kalan mädillä; eri kokeet tehtiin näillä samoilla neljällä mätierällä. Mäti haudottiin + 5 °C:ssa. Vesi vaihdettiin 1 - 3 vuorokauden välein.

Kuolleet munat (valkeaksi muuttuneet) poistettiin ja kirjattiin aluksi - suuremman kuolevuuden aikana - joka päivä, myöhemmin 1 - 3 vuorokauden välein. Munia mikroskoipoitiin 10.11. hedelmöitymisen toteamiseksi. Alkiot olivat tällöin gastrulavaiheessa. Munien läpimitta (9 - 11 muna/purkki) kokeissa 1, 3 ja 4 mitattiin 7. - 11.11. stereomikroskoopin avulla okulaarimikrometrillä. Ryhmien välisten erojen merkitsevyyttä testattiin yksisuuntaisella varianssi-analyysillä ja ryhmien keskiarvoja verrattiin Scheffén testillä. Munia mikroskoipoitiin (epänormaalisuus, liikkuvuus, sydämen syke ja veren virtaus sekä kuoren ja perivitteliinintalon ominaisuudet) ja valokuvattiin 20. - 23.12.

(n. 260 d^oC:ssa). Munien kuolleisuusprosentit ns. silmäpis-
tevaiheen alkaessa ja mikroskopointiaikana laskettiin.

3. TULOKSET

3.1. Kevään vesinäytteet

3.1.1. Järvet

Huhtikuussa järvien veden pH-arvot olivat 4,1 - 6,2 ja suurin mitattu alkaliteetti oli 0,20 mmol/l (taulukko 4). Kokonaisalumiinipitoisuus kaikki näytteet mukaan lukien, oli 5 - 446 µg/l ja labiilin alumiinin pitoisuus pintavedessä ja 1 m:n syvyydessä oli 4 - 156 µg/l (taulukko 5). Pintavesinäytteissä pH oli keskimäärin pienempi kuin 1 tai 3 m:n näytteissä ja alkaliteetti oli pintavedessä ja 1 m:ssä keskimäärin pienempi kuin 3 m:n syvyydessä (taulukko 6). Alumiinin kokonaispitoisuus ja johtokyky olivat pienimmät 3 m:n syvyydessä.

Taulukko 6. Järvien keskimääräinen (keskiarvo ± SE) veden laatu eri syvyyksissä huhtikuussa. Havaintojen lukumäärä suluissa. Eri kirjain numeroarvojen perässä tarkoittaa, että syvyyksien välillä on merkitsevä ero (Scheffen testi; p < 0,05).

	0 m	1 m	3 m
pH	4,9 ± 0,1 ^a (39)	5,0 ± 0,1 ^b (36)	5,2 ± 0,1 ^c (32)
Alkaliteetti, mmol/l	0,00 ± 0,01 ^a (38)	0,00 ± 0,01 ^a (36)	0,02 ± 0,01 ^b (31)
Johtokyky, mS/m	3,5 ± 0,1 ^a (39)	3,4 ± 0,1 ^{ab} (36)	3,2 ± 0,2 ^b (31)
Kalsium, mmol/l	0,05 ± 0,00 ^a (39)	0,05 ± 0,00 ^{ab} (34)	0,06 ± 0,00 ^b (30)
Al _{tot} , µg/l	140 ± 16 ^{ab} (38)	148 ± 19 ^a (33)	123 ± 18 ^b (30)
Al _{lab} , µg/l	45 ± 6 ^a (36)	46 ± 6 ^a (33)	

Taulukko 4. Huhtikuussa järivistä otettujen vesinäytteiden analyysitulokset.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca mmol/l	VARI- LUKU	SYV m
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	11/04/88	5,0	0,01	2,7	0,06	70	0
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	11/04/88	5,1	0,01	2,5	0,04	60	1
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	11/04/88	5,2	0,01	2,3	0,04	60	3
Färträsk	Siuntio	2-667500-50900	14/04/88	5,5		4,6	0,10	15	lit
Färträsk	Siuntio	2-667500-50900	14/04/88	5,4	0,02	4,1	0,09	15	0
Färträsk	Siuntio	2-667500-50900	14/04/88	5,5	0,02	3,9	0,09	10	1
Färträsk	Siuntio	2-667500-50900	14/04/88	5,6	0,04	4,0	0,09	15	3
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	05/04/88	4,1	0,00	5,4	0,04	10	0
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	14/04/88	4,3		4,5	0,05	30	lit
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	14/04/88	4,4	0,00	3,6	0,03	10	0
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	14/04/88	4,4	0,00	3,9	0,04	10	1
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	14/04/88	4,7	0,00	3,4	0,04	10	3
Hautalampi	Suomenniemi	3-680219-53107	13/04/88	6,2		3,2	0,07	35	lit
Hautalampi	Suomenniemi	3-680219-53107	13/04/88	6,1	0,06	3,7	0,08	50	0
Hautalampi	Suomenniemi	3-680219-53107	13/04/88	6,1	0,06	3,8	0,08	40	1
Hautalampi	Suomenniemi	3-680219-53107	13/04/88	6,1	0,09	3,9	0,08	40	3
Hirvilampi	Ylämaa	3-673314-55031	13/04/88	4,5		5,2	0,07	20	lit
Hirvilampi	Ylämaa	3-673314-55031	13/04/88	4,8	0,00	2,8	0,05	10	0
Hirvilampi	Ylämaa	3-673314-55031	13/04/88	4,9	0,00	3,2	0,05	10	1
Hirvilampi	Ylämaa	3-673314-55031	13/04/88	5,1	0,00	3,3	0,06	5	3
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	21/04/88	4,5	0,00	5,5	0,07	120	0
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	21/04/88	4,6	0,00	5,5	0,07	120	1
Iso Hanhijärvi	Orivesi	2-685470-51501	21/04/88	4,5	0,04	3,4	0,05	200	0
Iso Hanhijärvi	Orivesi	2-685470-51501	21/04/88	4,6	0,00	3,4	0,05	200	1
Iso Hanhijärvi	Orivesi	2-685470-51501	21/04/88	4,8	0,00	3,1	0,05	250	3

jatkuu ...

Taulukko 4. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca mmol/l	VARI- LUKU	SYV. m
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	05/04/88	4,3	0,00	3,9	0,03	15	0
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	14/04/88	4,5		3,3	0,04	20	lit
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	14/04/88	4,5	0,00	2,8	0,03	20	0
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	14/04/88	4,4	0,00	3,5	0,04	20	1
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	14/04/88	4,8	0,00	2,7	0,04	20	3
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	05/04/88	4,1	0,00	4,5	0,03	15	0
Iso Mustajärvi	Lammi	2-678950-55990	11/04/88	6,0	0,12	4,1	0,10	120	0
Iso Mustajärvi	Lammi	2-678950-55990	11/04/88	6,0	0,13	4,6	0,11	100	1
Iso Mustajärvi	Lammi	2-678950-55990	11/04/88	6,2	0,20	4,6	0,10	100	3
Iso-Koukeri	Kuru	2-686599-48070	20/04/88	4,8	0,00	3,1	0,04	70	0
Iso-Koukeri	Kuru	2-686599-48070	20/04/88	4,8	0,00	3,2	0,04	70	1
Iso-Koukeri	Kuru	2-686599-48070	21/04/88	5,2	0,01	2,7	0,04	80	3
Iso-Lumooja	Teisko	2-682935-49630	21/04/88	5,4		3,7	0,08	60	lit
Iso-Lumooja	Teisko	2-682935-49630	21/04/88	5,6	0,03	3,0	0,05	50	0
Iso-Lumooja	Teisko	2-682935-49630	21/04/88	5,6	0,03	3,2	0,06	50	1
Iso-Lumooja	Teisko	2-682935-49630	21/04/88	5,8	0,07	3,4	0,07	50	3
Kakkisenlampi	Liekka	4-706168-49752	12/04/88	4,9	0,00	1,8		5	1
Kakkisenlampi	Liekka	4-706168-49752	12/04/88	4,8		1,6			3
Karhujärvi	Lammi	2-679000-56460	11/04/88	4,2	0,00	5,1	0,04	160	0
Karhujärvi	Lammi	2-679000-56460	11/04/88	4,3	0,00	4,9	0,05	160	1
Karhujärvi	Lammi	2-679000-56460	11/04/88	4,3	0,00	4,7	0,05	160	3
Kotilampi	Ylämaa	3-673550-55111	13/04/88	5,3		4,5	0,10	50	lit
Kotilampi	Ylämaa	3-673550-55111	13/04/88	5,2	0,01	4,1	0,09	40	0
Kotilampi	Ylämaa	3-673550-55111	13/04/88	5,3	0,02	4,0	0,08	40	1
Kotilampi	Ylämaa	3-673550-55111	13/04/88	6,0	0,18	5,2	0,12	100	3

jatkuu ...

Taulukko 4. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca mmol/l	VARI- LUKU	SYV. m
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	2-666520-44834	12/04/88	4,9	0,00	3,0	0,05	40	lit
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	2-666520-44834	12/04/88	4,9	0,00	3,0	0,05	40	0
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	2-666520-44834	12/04/88	4,8	0,00	3,0	0,05	30	1
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	2-666520-44834	12/04/88	5,1	0,01	2,8	0,05	40	3
Kukkarojärvi	Ristiina	3-681659-53761	13/04/88	5,0		3,0	0,05	80	lit
Kukkarojärvi	Ristiina	3-681659-53761	13/04/88	4,7	0,00	3,1	0,04	50	0
Kukkarojärvi	Ristiina	3-681659-53761	13/04/88	4,7	0,00	3,3	0,05	60	1
Kukkarojärvi	Ristiina	3-681659-53761	13/04/88	5,3	0,02	3,2	0,04	70	3
Lilla Tregren	Pohja	2-667304-47295	12/04/88	4,7	0,00	3,1	0,05	50	lit
Lilla Tregren	Pohja	2-667304-47295	12/04/88	4,8	0,00	2,8	0,04	60	0
Lilla Tregren	Pohja	2-667304-47295	12/04/88	4,9	0,00	3,0	0,05	60	1
Lilla Tregren	Pohja	2-667304-47295	12/04/88	5,0	0,01	3,2	0,05	70	3
Majalampi	Espoo	2-669355-53480	14/04/88	4,9		3,6	0,05	80	lit
Majalampi	Espoo	2-669355-53480	14/04/88	5,0	0,00	2,9	0,05	40	0
Majalampi	Espoo	2-669355-53480	14/04/88	4,9	0,00	3,0	0,05	60	1
Majalampi	Espoo	2-669355-53480	14/04/88	5,1	0,01	3,2	0,05	100	3
Melalampi	Liekksa	4-704264-51628	14/04/88	5,7	0,02	2,2	0,05	80	1
Melalampi	Liekksa	4-704264-51628	14/04/88	5,5	0,03	2,2			3
Mäkilampi	Ylämaa	3-673661-54831	13/04/88	4,6		5,4	0,08	15	lit
Mäkilampi	Ylämaa	3-673661-54831	13/04/88	4,7	0,00	3,6	0,05	15	0
Mäkilampi	Ylämaa	3-673661-54831	13/04/88	4,8	0,00	3,7	0,06	15	1
Mäkilampi	Ylämaa	3-673661-54831	13/04/88	5,0	0,00	3,1	0,05	15	3
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	05/04/88	4,4	0,00	3,0	0,02	10	0
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	14/04/88	4,5		3,7	0,04	25	lit
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	14/04/88	4,5	0,00	3,3	0,03	10	0
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	14/04/88	4,5	0,00	3,4	0,04	15	1
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	14/04/88	4,7	0,00	2,9	0,04	10	3

jatkuu . . .

Taulukko 4. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	PH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca mmol/l	VÄRI- LUKU	SYV. m
Pikku-Kaita	Tammela	2-673604-50215	11/04/88	4,4	0,00	2,8	0,02	5	0
Pikku-Kaita	Tammela	2-673604-50215	11/04/88	4,5	0,00	2,5	0,02	5	1
Pikku-Kaita	Tammela	2-673604-50215	11/04/88	4,6	0,00	1,9	0,02	5	3
Puurlampi	Kisko	2-667940-47750	12/04/88	6,2	0,10	3,7	0,10	20	lit
Puurlampi	Kisko	2-667940-47750	12/04/88	5,8	0,06	3,2	0,08	25	0
Puurlampi	Kisko	2-667940-47750	12/04/88	5,9	0,06	3,3	0,08	30	1
Ruokejärvi	Nokia	2-682402-47271	21/04/88	4,3	0,00	3,8	0,03	40	0
Ruokejärvi	Nokia	2-682402-47271	21/04/88	4,3	0,00	4,1	0,04	80	1
Ruokejärvi	Nokia	2-682402-47271	21/04/88	4,7	0,00	3,3	0,05	100	3
Ruuhijärvi	Espoo	2-668925-53160	14/04/88	4,7	0,00	3,1	0,04	20	lit
Ruuhijärvi	Espoo	2-668925-53160	14/04/88	4,7	0,00	3,4	0,05	35	0
Ruuhijärvi	Espoo	2-668925-53160	14/04/88	4,7	0,00	3,4	0,05	35	1
Ruuhijärvi	Espoo	2-668925-53160	14/04/88	4,8	0,00	3,2	0,05	25	3
Ruuttanajärvi	Lammi	2-679010-56480	11/04/88	5,8	0,08	4,3	0,09	80	0
Ruuttanajärvi	Lammi	2-679010-56480	11/04/88	5,9	0,09	4,4	0,10	120	1
Ruuttanajärvi	Lammi	2-679010-56480	11/04/88	5,8	0,09	4,3	0,10	120	3
Saarijärvi	Teisko	2-683070-49790	21/04/88	4,9	0,00	3,3	0,05	40	lit
Saarijärvi	Teisko	2-683070-49790	21/04/88	5,0	0,00	3,1	0,06	35	0
Saarijärvi	Teisko	2-683070-49790	21/04/88	5,2	0,01	3,0	0,05	40	1
Saarijärvi	Teisko	2-683070-49790	21/04/88	5,4	0,02	2,9	0,06	40	3
Saari-Soljanen	Kuru	2-686624-47242	21/04/88	4,2	0,00	3,6	0,02	35	0
Saari-Soljanen	Kuru	2-686624-47242	21/04/88	4,2	0,00	3,6	0,02	30	1
Saari-Soljanen	Kuru	2-686624-47242	21/04/88	4,8	0,00	17,0	0,02	40	3
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	12/04/88	5,9	0,12	5,2	0,11	40	lit
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	12/04/88	6,0	0,11	4,7	0,11	25	0
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	12/04/88	6,1	0,11	4,3	0,09	25	1

Taulukko 4. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca mmol/l	VARI- LUKU	SYV. m
Suolikas	Vihti	2-669100-53200	14/04/88	4,6		2,0	0,01	5	lit
Suolikas	Vihti	2-669100-53200	14/04/88	4,8	0,00	1,0	0,00	5	0
Suolikas	Vihti	2-669100-53200	14/04/88	4,6	0,00	2,2	0,01	5	1
Suolikas	Vihti	2-669100-53200	14/04/88	4,5	0,00	3,1	0,03	30	3
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	2-673622-50216	11/04/88	4,6	0,00	2,3	0,02	5	0
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	2-673622-50216	11/04/88	4,6	0,00	2,3	0,02	5	1
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	2-673622-50216	11/04/88	4,7	0,00	1,9	0,02	5	3
Vaakkoi	Vihti	2-669214-53338	05/04/88	4,4	0,00	3,8	0,04	10	0
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	11/04/88	6,0	0,05	2,9	0,07	25	0
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	11/04/88	5,9	0,05	2,9	0,06	25	1
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	11/04/88	6,1	0,05	2,9	0,06	35	3
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	21/04/88	5,6		3,1	0,05	25	lit
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	21/04/88	4,8	0,00	2,4	0,03	10	0
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	21/04/88	5,5	0,01	2,6	0,04	25	1
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	21/04/88	6,0	0,03	3,2	0,08	30	3
Valkjärvi	Vihti	2-668530-51900	14/04/88	6,2		4,3	0,09	20	lit
Valkjärvi	Vihti	2-668530-51900	14/04/88	6,0	0,05	3,9	0,09	15	0
Valkjärvi	Vihti	2-668530-51900	14/04/88	6,1	0,05	3,8	0,09	20	1
Valkjärvi	Vihti	2-668530-51900	14/04/88	5,9	0,05	4,4	0,09	20	3
Vitsjön (Björknäs)	Tenhola	2-664790-46000	12/04/88	5,2	0,02	4,4	0,05	80	lit
Vitsjön (Björknäs)	Tenhola	2-664790-46000	12/04/88	4,9	0,00	3,4	0,04	50	0
Vitsjön (Björknäs)	Tenhola	2-664790-46000	12/04/88	4,9	0,00	3,1	0,04	40	1
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	10/04/88	4,3	0,00	3,0	0,01	5	0
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	10/04/88	4,4	0,00	2,8	0,02	10	1
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	10/04/88	4,6	0,00	2,4	0,02	10	3

Taulukko 5. Järvien veden pH, kokonaisalumiinipitoisuus (Al_{tot}), monomeerisen alumiinin pitoisuus (Al_{lab}) sekä orgaanisesti sitoutuneen ja polymeerisen alumiinin pitoisuus (Al_{kop}) huhtikuussa.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	pH	SYV. m	Al TOT. µg/l	Al LAB. µg/l	Al KOP. µg/l
Alinen Mustajärvi	Lammi	5,0	0	38	16	27
Alinen Mustajärvi	Lammi	5,1	1	34	16	32
Alinen Mustajärvi	Lammi	5,2	3	28		
Färträsk	Siuntio	5,4	0	107	33	47
Färträsk	Siuntio	5,5	1	46	18	31
Färträsk	Siuntio	5,6	3	28		
Hauklampi	Espoo	4,2	0	352	122	213
Hauklampi	Espoo	4,4	0	356	87	217
Hauklampi	Espoo	4,4	1	446	135	239
Hauklampi	Espoo	4,7	3	357		
Hautalampi	Suomenniemi	6,1	0	65		
Hautalampi	Suomenniemi	6,1	1	79	27	46
Hautalampi	Suomenniemi	6,1	3	25		
Hirvilampi	Ylämaa	4,8	0	135	31	109
Hirvilampi	Ylämaa	4,9	1	174	75	129
Hirvilampi	Ylämaa	5,1	3	51		
Honkajärvi	Kuru	4,5	0	404	156	295
Honkajärvi	Kuru	4,6	1	436	123	254
Iso Hanhijärvi	Orivesi	4,5	0	230	79	191
Iso Hanhijärvi	Orivesi	4,6	1	265	85	173
Iso Hanhijärvi	Orivesi	4,8	3	316		
Iso Lehmälampi	Vihti	4,3	0	121	36	60
Iso Lehmälampi	Vihti	4,5	0	98	29	79
Iso Lehmälampi	Vihti	4,4	1	140	57	83
Iso Lehmälampi	Vihti	4,8	3	86		
Iso Majaslampi	Espoo	4,1	0	201	64	112
Iso Mustajärvi	Lammi	6,0	0	52	15	37
Iso Mustajärvi	Lammi	6,0	1	46	5	36
Iso Mustajärvi	Lammi	6,2	3	41		
Iso-Koukeri	Kuru	4,8	0	257	45	128
Iso-Koukeri	Kuru	4,8	1	176	69	133
Iso-Koukeri	Kuru	5,2	3	130		
Iso-Lumooja	Teisko	5,6	0	84	38	137
Iso-Lumooja	Teisko	5,6	1	109	32	67
Iso-Lumooja	Teisko	5,8	3	66		
Karhujärvi	Lammi	4,2	0	183	56	143
Karhujärvi	Lammi	4,3	1	216	65	114
Karhujärvi	Lammi	4,3	3	223		
Kotilampi	Ylämaa	5,2	0	330	107	190
Kotilampi	Ylämaa	5,3	1	287	79	148
Kotilampi	Ylämaa	6,0	3	182		
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	4,9	0	211	68	110
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	4,8	1	202	60	95
Krailan Pitkäjärvi	Tenhola	5,1	3	220		
Kukkarojärvi	Ristiina	4,7	0	156	49	73
Kukkarojärvi	Ristiina	4,7	1	184	77	116
Kukkarojärvi	Ristiina	5,3	3	170		

jatkuu ...

Taulukko 5. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	pH	SYV. m	Al TOT. µg/l	Al LAB. µg/l	Al KOP. µg/l
Lilla Tregren	Pohja	4,8	0	214	85	97
Lilla Tregren	Pohja	4,9	1	248	71	127
Lilla Tregren	Pohja	5,0	3	279		
Majalampi	Espoo	5,0	0	115	41	107
Majalampi	Espoo	4,9	1	124	46	110
Majalampi	Espoo	5,1	3	150		
Mäkilampi	Ylämaa	4,7	0	170	62	118
Mäkilampi	Ylämaa	4,8	1	184	71	98
Mäkilampi	Ylämaa	5,0	3	170		
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,4	0	96	21	63
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,5	0	98	30	77
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,5	1	137	40	95
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,7	3	148		
Pikku-Kaita	Tammela	4,4	0	17	4	14
Pikku-Kaita	Tammela	4,5	1	14	4	13
Pikku-Kaita	Tammela	4,6	3	5		
Puurlampi	Kisko	5,8	0	43	15	41
Puurlampi	Kisko	5,9	1	44	12	40
Ruocejärvi	Nokia	4,3	0	135	54	115
Ruocejärvi	Nokia	4,3	1	225	90	191
Ruocejärvi	Nokia	4,7	3	218		
Ruuhijärvi	Espoo	4,7	0	165	63	117
Ruuhijärvi	Espoo	4,7	1	178	51	96
Ruuhijärvi	Espoo	4,8	3	200		
Ruuttanajärvi	Lammi	5,8	0	189	33	88
Ruuttanajärvi	Lammi	4,9	1	197	45	83
Ruuttanajärvi	Lammi	5,8	3	150		
Saarijärvi	Teisko	5,0	0	144	15	47
Saarijärvi	Teisko	5,2	1	93	29	51
Saarijärvi	Teisko	5,4	3	57		
Saari-Soljanen	Kuru	4,2	0	19	10	17
Saari-Soljanen	Kuru	4,2	1	21	7	19
Saari-Soljanen	Kuru	4,8	3	19		
Stensjö	Pohja	6,0	0	82	7	18
Stensjö	Pohja	6,1	1	86	5	17
Suolikas	Vihti	4,8	0	62	12	25
Suolikas	Vihti	4,6	1	77	15	32
Suolikas	Vihti	4,5	3	172		
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	4,6	0	21	7	11
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	4,6	1	36	5	11
Tammelan Kaitajärvi	Tammela	4,7	3	51		
Vaakkoi	Vihti	4,4	0	150	43	79
Valkea Mustajärvi	Lammi	6,0	0	20	7	18
Valkea Mustajärvi	Lammi	5,9	1	18	6	17
Valkea Mustajärvi	Lammi	6,1	3	15		
Valkeajärvi	Kuru	4,8	0	31	5	13
Valkeajärvi	Kuru	5,5	1	75	14	32
Valkeajärvi	Kuru	6,0	3	42		
Valkjärvi	Vihti	6,0	0	20	5	18
Valkjärvi	Vihti	6,1	1	18	4	8
Valkjärvi	Vihti	5,9	3	20		
Vitsjön (Björknäs)	Tenhola	4,9	0	164	75	154
Vitsjön (Björknäs)	Tenhola	4,9	1	266	71	146
Vähä Valkjärvi	Lammi	4,3	0	59		
Vähä Valkjärvi	Lammi	4,4	1	101	12	30
Vähä Valkjärvi	Lammi	4,6	3	57	7	25

3.1.2. Uudenmaan taimenpurot

Purojen veden pH oli ensimmäisellä näytteenottokerralla (29. - 30.3.) 6,3 - 7,0 ja toisella näytteenottokerralla (5. - 6.4.) 6,2 - 6,9, alkaliteetti oli vastaavasti 0,10-0,65 ja 0,11 - 0,52 mmol/l, johtokyky 5,5 - 25,7 ja 5,6-19,3 mS/m, kalsiumpitoisuus 0,12 - 0,43 ja 0,11 - 0,35 mmol/l sekä kokonaisalumiinipitoisuus 47 - 257 ja 99 - 1403 µg/l (taulukko 7). Labiilin alumiinin pitoisuus oli ensimmäisellä näytteenottokerralla 5 - 42 µg/l.

Toisella näytteenottokerralla alkaliteetti, johtokyky ja kalsiumpitoisuus olivat merkitsevästi pienempiä (taulukko 8) kuin ensimmäisellä näytteenottokerralla. Keskimääräinen alumiinin kokonaispitoisuus oli suurentunut yli kaksinkertaiseksi toisella näytteenottokerralla ensimmäiseen verrattuna.

3.1.3. Luutajoki

Kun vesinäytteiden ottaminen Luutajoesta aloitettiin maaliskuun vaihteessa, lumen sulaminen oli aivan alussa ja jokiveden pH > 6,0 sekä alkaliteetti > 0,10 mmol/l. Viikon kuluttua pH ja alkaliteetti olivat 5,7 ja 0,05 mmol/l, minkä suuruisina ne säilyivät toukokuun alkuun saakka. Veden väriluku 10.4. oli 140, johtokyky 4,2 mS/m, kalsiumpitoisuus 0,09 mmol/l sekä kokonaisalumiinipitoisuus ja labiilin alumiinin pitoisuus 249 ja 53 µg/l. Toukokuun alkupuolella pH aleni äkillisesti ja puskurikyky loppui (kuva 4). Tästä palautuminen kesti parisen viikkoa. pH-minimin aikaan lunta ei enää ollut.

3.1.4. Tenojoen vesistö

Ensimmäisenä havaintopäivänä (24.5.) pH-arvot olivat 4,7 - 6,3; keskimäärin 5,5 (taulukko 9). Tulvan huippu oli juuri tähän aikaan (kuva 5). Jo toukokuun 26. päivän jälkeen keskimääräinen pH oli > 6 ja kesäkuun puolen välin

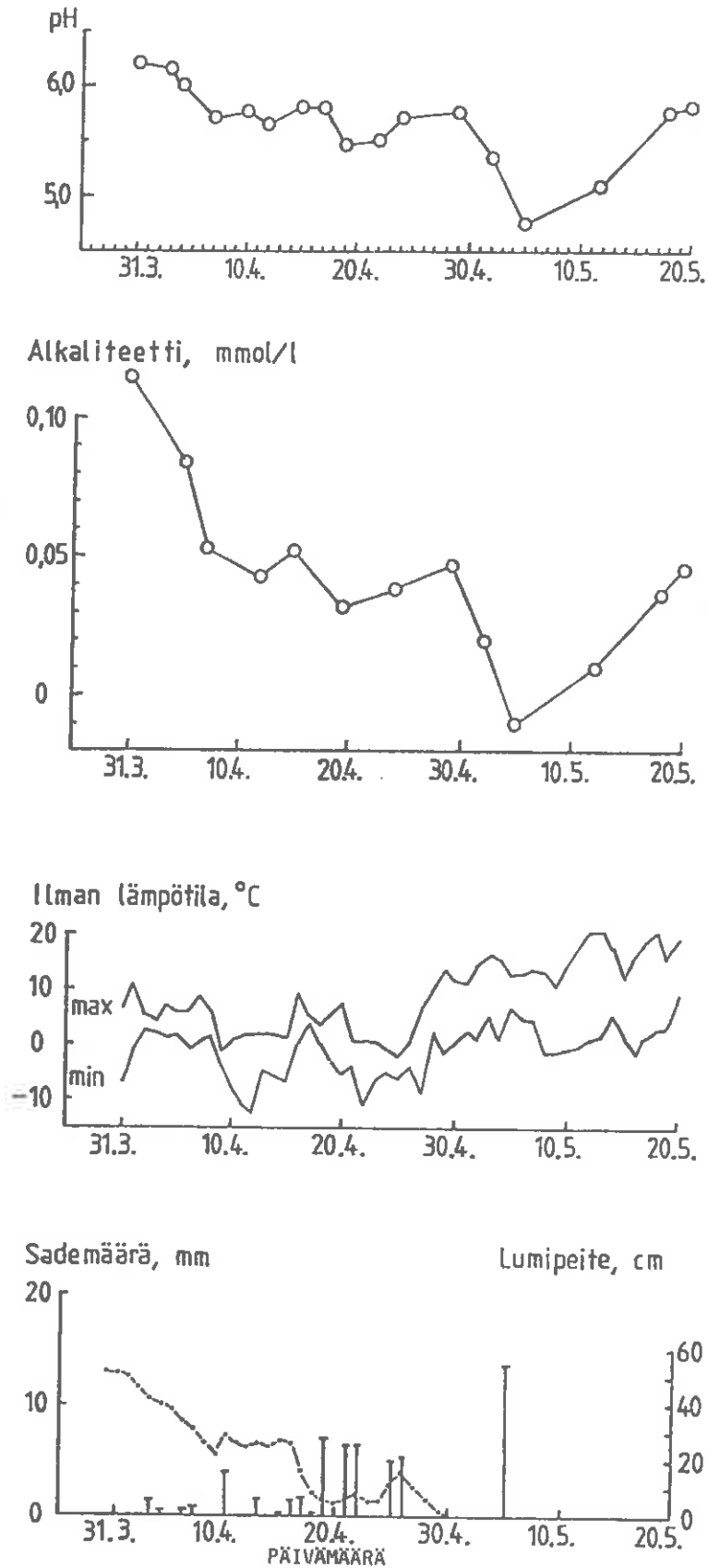
Taulukko 7. Uudenmaan taimenpuroista lumien sulamisen aikaan otettujen vesinäytteiden analyysitulokset.

JOKI	PAIKKA	PVM	PH	ALKALIT. mmol/l	ASIDIT. mmol/l	VÄRI- LUKU	JOHTOK. mS/m	KOK.KOV mmol/l
Espoonjoki	Glimson jorvinkoski	29.3.88	7.04	0.595	0.13	80	21.1	0.61
Espoonjoki	Glimson jorvinkoski	5.4.88	6.86	0.520	0.18	70	17.1	0.53
Espoonjoki	Solkullan koski	29.3.88	7.02	0.412	0.09	80	13.5	0.42
Espoonjoki	Solkullan koski	5.4.88	6.53	0.183	0.14	80	8.8	0.29
Fiskarsinjoki	Brunkomträskin puro	30.3.88	6.53	0.134	0.11	100	6.7	0.21
Fiskarsinjoki	Brunkomträskin puro	6.4.88	6.64	0.123	0.10	80	5.6	0.18
Fiskarsinjoki	Ruukinpadon alap.	30.3.88	6.87	0.175	0.06	35	6.7	0.23
Fiskarsinjoki	Ruukinpadon alap.	6.4.88	6.76	0.173	0.06	60	6.6	0.23
Ilolanjoki	Vadbäcken	29.3.88	6.61	0.641	0.30	80	25.7	0.61
Ilolanjoki	Vadbäcken	6.4.88	6.51	0.448	0.27	60	19.3	0.48
Ingarskilanjoki	Kåcksbybäcken	30.3.88	6.87	0.649	0.18	80	24.1	0.65
Ingarskilanjoki	Kåcksbybäcken	6.4.88	6.78	0.282	0.11	90	8.9	0.30
Ingarskilanjoki	Myllykoski	30.3.88	7.03	0.527	0.09	80	18.1	0.58
Ingarskilanjoki	Myllykoski	6.4.88	6.88	0.234	0.08	70	9.0	0.30
Ingarskilanjoki	Solbergbäcken	30.3.88	6.73	0.626	0.22	80	17.5	0.70
Ingarskilanjoki	Solbergbäcken	6.4.88	6.75	0.262	0.12	70	10.4	0.39
Mankinjoki	Loojärven yläp. koski	29.3.88	6.96	0.378	0.10	90	14.8	0.41
Mankinjoki	Loojärven yläp. koski	5.4.88	6.82	0.222	0.10	80	11.1	0.31
Mankinjoki	Mynttilänkoski Gumb.h	29.3.88	6.63	0.233	0.23	180	14.2	0.46
Mankinjoki	Mynttilänkoski Gumb.h	5.4.88	6.60	0.199	0.12	80	11.5	0.30
Myllykoski-Kullaanjärvi	Kvarnträsketin alap.	30.3.88	6.34	0.096	0.11	70	5.5	0.20
Myllykoski-Kullaanjärvi	Kvarnträsketin alap.	6.4.88	6.19	0.114	0.14	70	5.8	0.21
Porvoonjoki	Pauninoja	29.3.88	6.66	0.565	0.27	125	11.1	0.41
Porvoonjoki	Pauninoja	6.4.88	6.42	0.242	0.20	120	8.5	0.30
Sipoonjoki	Byabäcken	29.3.88	6.49	0.327	0.21	120	23.2	0.54
Sipoonjoki	Byabäcken	6.4.88	6.53	0.119	0.10	60	9.8	0.30
Siuntionjoki	Lappträskbäcken	30.3.88	6.37	0.232	0.19	80	11.5	0.35
Siuntionjoki	Lappträskbäcken	6.4.88	6.54	0.123	0.10	70	6.3	0.20
Siuntionjoki	Purnuksen silta	30.3.88	6.91	0.384	0.11	80	11.3	0.38
Siuntionjoki	Purnuksen silta	6.4.88	6.80	0.289	0.11	70	10.1	0.33

jatkuu ...

Taulukko 7. jatkoa

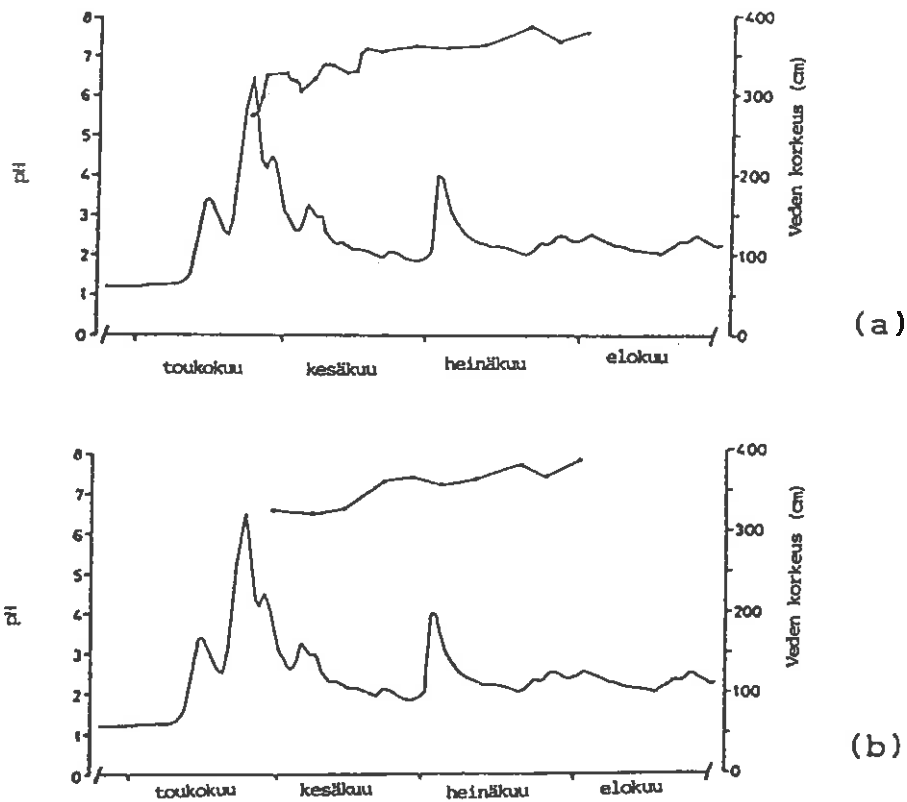
JOKI	PAIKKA	PVM	Ca mmol/l	COD Mn mg/l	Fe µg/l	Al TOT. µg/l	Al LAB. µg/l	Al KOP. µg/l
Espoonjoki	Glimson jorvinkoski	29.3.88	0.39	8.36	1609	207		
Espoonjoki	Glimson jorvinkoski	5.4.88	0.35	8.08	1744	254	20	50
Espoonjoki	Solkullan koski	29.3.88	0.26	8.00	1723	168	10	38
Espoonjoki	Solkullan koski	5.4.88	0.18	7.32	2110	198		
Fiskarsinjoki	Brunkomträskin puro	30.3.88	0.13	10.80	1435	256	42	64
Fiskarsinjoki	Brunkomträskin puro	6.4.88	0.11	8.52	775	243		
Fiskarsinjoki	Ruukinpadon alap.	30.3.88	0.15	4.28	241	47	5	11
Fiskarsinjoki	Ruukinpadon alap.	6.4.88	0.15	5.10	1409	125		
Fiskarsinjoki	Vadbäcken	29.3.88	0.36	8.28	1524	198		
Ilolanjoki	Vadbäcken	6.4.88	0.28	8.26	1162	123		
Ilolanjoki	Vadbäcken	30.3.88	0.39	6.20	2287	246	21	60
Ingarskilanjoki	Kåcksbybäcken	6.4.88	0.18	7.00	1584	1072		
Ingarskilanjoki	Kåcksbybäcken	30.3.88	0.36	5.92	2115			
Ingarskilanjoki	Myllykoski	6.4.88	0.18	5.88	1630	1403		
Ingarskilanjoki	Myllykoski	30.3.88	0.43	9.24	1650	228	28	76
Ingarskilanjoki	Solbergbäcken	6.4.88	0.25	6.72	1116	831		
Ingarskilanjoki	Solbergbäcken	29.3.88	0.25	8.76	1631	134	16	33
Mankinjoki	Loojärven yläp. koski	5.4.88	0.20	7.72	2480	179		
Mankinjoki	Loojärven yläp. koski	29.3.88	0.20	11.32	1932	82	14	51
Mankinjoki	Mynttilänkoski Gumb.h	5.4.88	0.20	8.40	2183	156		
Mankinjoki	Mynttilänkoski Gumb.h	30.3.88	0.12	9.76	376	95	20	59
Myllykoski-Kullaanjärvi	Kvarnträsketin alap.	6.4.88	0.12	9.12	453	99		
Myllykoski-Kullaanjärvi	Kvarnträsketin alap.	29.3.88	0.20	10.48	3451	257		
Porvoonjoki	Pauninoja	6.4.88	0.15	8.88	1627	433		
Porvoonjoki	Pauninoja	29.3.88	0.29	10.92	2672	244	13	48
Sipoonjoki	Byabäcken	6.4.88	0.17	7.84	617	283		
Sipoonjoki	Byabäcken	30.3.88	0.20	7.84	2182	227	17	64
Siuntionjoki	Lappträskbäcken	6.4.88	0.11	6.68	1146	803		
Siuntionjoki	Lappträskbäcken	30.3.88	0.23	8.08	1220	166	18	48
Siuntionjoki	Purnuksen silta	6.4.88	0.21	6.72	1202	236		



Kuva 4. Luutajoen pH:n ja alkaliteetin vaihtelu keväällä 1988. Lämpötila-, sademäärä- ja lumipeitetiedot ovat Lammin biologisen aseman ilmastoasemalta.

Taulukko 8. Uudenmaan taimenpurojen veden laatu (keskiarvo \pm SE) lumien sulamisen aikaan kahtena ajankohdantana. Kummallakin kerralla näytteenottoapaikkoja oli yhdeksässä joessa kaikkiaan 15.

	29. - 30.3.	5. - 6.4.	p <
pH	6,7 \pm 0,1	6,6 \pm 0,0	NS
Alkaliteetti, mmol/l	0,40 \pm 0,05	0,24 \pm 0,03	0,05
Väriluku	91 \pm 8	75 \pm 4	NS
Johtokyky, mS/m	15,0 \pm 1,7	9,9 \pm 1,0	0,01
Ca, mmol/l	0,26 \pm 0,03	0,19 \pm 0,02	0,05
COD _{Mn} , mg/l	8,5 \pm 0,5	7,5 \pm 0,3	0,1
Fe, μ g/l	1 737 \pm 207	1 416 \pm 149	NS
Al _{tot} , μ g/l	183 \pm 19	429 \pm 104	0,05



Kuva 5. Tenojoen vesistön eri havaintopaikkojen keskimääräinen veden pH mitattuna a) päivittäin b) viikottain sekä vedenkorkeuden muuttuminen Kevon mittauspaikalla (Hydrologinen toimisto).

Taulukko 9. Veden pH eri näytteenottopaikoissa Tenojoen vesistössä touko-elokuussa.

PAIKKA	PVM									
	24/5	25/5	26/5	27/5	30/5	31/5	1/6	2/6	3/6	6/6
Ivvanas	5.5	5.7	6.2	6.1		6.7	6.6	6.5	6.2	6.4
Jeägelveä					6.5					
Juntti	5.5	5.7	6.2	6.8		6.4	6.3	6.2	6.1	6.5
Kaldas					6.7					
Kalgo	5.3	5.2	6.1	7.0		6.5	6.3	6.4	6.1	6.4
Kenes	5.1	5.1	5.8	5.7		6.5	6.6	6.4	6.1	6.2
Keneskoski	6.3	5.9	6.3	6.0		6.6	6.4	6.4	6.1	6.1
Kidis	5.7	5.6	6.0	6.8		6.7	6.4	6.3	6.1	6.8
Korretoja	5.0	5.1	5.7	5.8		6.8	6.4	6.3	6.2	6.5
Kuktse	5.8	5.7	6.3	6.1	6.6	6.8	6.5	6.6	6.2	6.3
Kuoppilas	5.5	5.9	5.6	6.7		6.3	6.3	6.3	6.1	6.3
Leppä	5.4	5.4	6.0	5.8	6.6	6.6	5.3	6.3	5.9	6.2
Luokka	5.8	5.6	6.2	6.3		6.9	6.5	6.4	6.0	6.4
Meilki	5.9	5.9	5.9	6.9		6.5	6.4	6.4	6.0	6.5
Molkki	5.5	6.5	6.3	6.2		6.9	6.5	6.6	6.2	6.3
Namma	5.5	5.8	5.8	6.9		6.5	6.4	6.3	6.1	6.6
Njalla	4.8	4.7	5.2	6.6		6.3	6.1	6.3	6.0	6.3
Padda	5.5	4.9	5.8	6.8		6.3	6.3	6.2	6.2	6.5
Pades	5.5	5.7	5.8	6.9		6.6	6.4	6.3	6.0	6.6
Patoniva	5.7	6.1	6.2	6.9	6.6	6.5	6.3	6.3	6.1	6.6
Porapoktsa					6.6					
Radno	4.9	5.9	6.2	6.8		6.3	6.4	6.3	6.1	6.7
Rassi	5.0	5.8	5.6	6.8		6.8	6.5	6.3	6.3	6.8
Skaidi					6.8					
Teno					6.5					
Tsieskul	5.9	5.5	5.8	6.8		6.5	6.2	6.4	6.1	6.0
Utsjoki	6.0	6.2	6.3	6.9	6.5	6.5	6.3	6.3	6.1	6.1
Vetsi					6.6					
Vidgave	4.8	5.0	5.9	6.8		6.5	6.4	6.4	6.1	5.9
Viertsä					6.6					
Vuotsu	5.5	5.8	5.5	6.1		6.7	6.4	6.4	5.9	6.6
Vuolles	5.3	5.6	6.0	6.9		6.5	6.3	6.3	6.1	6.5
Väyläkoski	5.9	6.0	6.1	5.8	6.6	6.7	6.4	6.1	6.1	6.0
Polmanki					6.4					
Äimä	5.6	5.9	5.9	6.8		6.3	6.3	6.4	6.1	6.7
Keskiarvo	5.5	5.6	5.9	6.5	6.6	6.5	6.4	6.3	6.1	6.4

jatkuu ...

Taulukko 9. jatkoa

PAIKKA	PVM									
	7/6	8/6	9/6	10/6	13/6	14/6	15/6	16/6	17/6	20/6
Ivvanas		7.0	7.0	6.8	6.6		6.8	7.3	7.3	7.2
Jeägelveä	6.3					6.8				
Juntti		6.7	6.7	6.6	6.6		6.7	7.0	7.3	7.1
Kaldas	6.5					6.6				
Kalgo		6.9	6.6	6.8	6.7		6.6	6.9	7.3	7.1
Kenes		6.9	6.8	6.9	6.4		6.6	7.0	7.0	7.3
Keneskoski		6.8	6.7	6.8	6.0		6.7	6.9	7.0	7.0
Kidis		6.9	6.7	6.8	6.2		6.6	6.9	7.0	7.1
Korretoja		6.9	6.8	6.7	6.5		6.5	6.8	6.9	6.8
Kuktse	6.7	6.8	6.5	6.8	6.7	6.8	6.7	7.1	7.1	7.0
Kuoppilas		6.2	6.8	6.7	6.8		6.6	7.1	7.1	7.0
Leppä	6.3	6.7	6.7	6.8	6.5	6.6	6.5	7.1	7.0	7.0
Luokka		6.3	6.9	7.1	6.9		6.4	7.1	7.2	7.1
Meilki		6.8	6.9	6.7	6.5		6.7	7.1	7.2	7.3
Molkki		6.4	6.8	6.5	6.8		6.5	7.1	7.1	7.0
Namma		6.8	6.7	6.7	6.7		6.7	7.1	7.4	7.3
Njalla		6.6	6.7	6.8	6.8		6.7	6.9	7.3	6.9
Padda		6.8	6.8	6.7	6.8		6.6	7.0	7.4	7.1
Pades		6.8	6.7	6.6	6.8		6.6	7.0	7.4	7.2
Patoniva	6.2	6.8	6.7	6.7	6.4	6.4	6.7	6.8	6.9	6.9
Porapoktsa	6.6					6.7				
Radno		6.7	6.7	6.6	6.8		6.7	7.1	7.1	7.1
Rassi		6.9	6.9	6.9	6.3		6.6	7.0	7.0	7.1
Skaidi	6.7					6.9				
Teno	6.3					6.4				
Tsieskul		6.9	6.7	6.8	6.0		6.6	7.1	7.1	6.9
Utsjoki	6.4	6.8	6.8	6.7	6.8	6.2	6.6	6.9	7.1	6.9
Vetsi	6.2					6.5				
Vidgave		6.8	6.7	6.7	6.9		6.6	7.0	7.4	7.2
Viertsä	6.7					6.6				
Vuotsu		6.9	6.9	6.7	6.6		6.7	7.2	7.2	7.1
Vuolles		6.8	6.8	6.7	6.8		6.6	7.2	7.4	7.2
Väyläkoski	6.3	6.9	6.6	6.8	6.0	6.4	6.8	6.9	6.9	7.1
Polmanki	6.7					6.8				
Äimä		6.7	6.8	6.7	6.7		6.6	6.9	7.1	7.2
Keskiarvo	6.4	6.8	6.8	6.7	6.6	6.6	6.6	7.0	7.2	7.1

jatkuu ...

Taulukko 9. jatkoa

PAIKKA	PVM								
	21/6	22/6	27/6	28/6	4/7	11/7	20/7	26/7	1/8
Ivvanas	7.1		7.3				7.8	7.4	7.5
Jeägelveä		7.3		7.4			7.8	7.4	7.5
Juntti	7.2		7.2				7.8	7.4	7.5
Kaldas		7.3		7.4					
Kalgo	7.1		7.0				7.6	7.5	7.7
Kenes	7.2		7.2				7.7		7.7
Keneskoski	7.1		7.4				7.4	7.4	7.2
Kidis	7.1		7.2				7.7	7.1	7.6
Korretoja	7.0		7.0				7.9	7.0	7.8
Kuktse	7.	7.2	7.4	7.4	7.2	7.4	7.9	7.2	7.7
Kuoppilas	7.1		7.1				7.7	7.2	7.5
Leppä	7.0	7.4	7.1	7.5	7.	7.1	7.8	7.2	7.7
Luokka	7.1		7.4				8.2	7.2	7.7
Meilki	7.2		7.3				7.8	7.4	7.7
Molkki	7.0		7.3				8.1	7.3	7.8
Namma	7.3		7.2				7.6	7.4	7.8
Njalla	6.9		7.1				7.7	7.4	7.7
Padda	7.1		7.2				7.6	7.5	7.6
Pades	7.3		7.4				7.7	7.4	7.6
Patoniva	6.9	7.2	7.1	7.4	7.2	7.3	7.6	7.2	7.5
Porapoktsa		7.4		7.3					
Radno	7.2		7.3				7.8	7.3	7.5
Rassi	7.3		7.3				7.8	8.2	7.6
Skaidi		7.3		7.4					
Teno		7.2		7.3					
Tsieskul	7.2		7.3				7.8	7.3	7.3
Utsjoki	7.	7.3	7.2	7.3	7.3	7.2	7.7	7.3	7.3
Vetsi		7.2		7.4					
Vidgave	7.1		7.2				7.6	7.4	7.3
Viertsä		7.4		7.3					
Vuotsu	7.0		7.4				7.8	7.4	7.7
Vuolles	7.2		7.1				7.7	7.3	7.6
Väyläkoski	7.2	7.3	7.3	7.4	7.2	7.3	7.3	7.4	7.5
Polmanki		7.0		7.0					
Äimä	7.1		7.2				7.6	7.3	7.4
Keskiarvo	7.1	7.3	7.2	7.3	7.2	7.3	7.7	7.4	7.6

jälkeen > 7 (taulukko 9). Lohen poikastiheydet Tenojoen ja Näättämojoen pysyvillä havaintopaikoilla vaihtelevat suuresti eri vuosina (taulukko 10).

Taulukko 10. Lohenpoikastiheydet (yksilöä/100 m²) vakituksilla sähkökalastuspaikoilla 1981 - 1987.

PAIKKA	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Tenojoki 1	1.5		11.9	16.2	36.3	2.5	2.5
Tenojoki 2	2.0		28.6	1.9	7.5	21.6	24.3
Tenojoki 3	3.4	3.7	4.4	5.1		1.0	
Tenojoki 4	3.3		142.2	115.5	174.5	170.3	298.8
Tenojoki 5	2.5		1.1	8.0		6.0	
Tenojoki 6			72.9	32.3	17.7	41.3	24.8
Tenojoki 7		1.5	7.3	22.9	2.7	8.3	4.1
Tenojoki 8	4.7	44.9	43.1	28.6	69.1	19.4	8.6
Tenojoki 9	54.6	316.6	172.0	97.1	129.9	104.9	24.1
Tenojoki 10	34.8	13.2	12.0	27.7	31.6	10.2	19.5
Tenojoki 11		6.4	9.4	38.3	19.7	29.7	24.3
Tenojoki 12		2.6	98.9	46.1	72.1	59.3	22.9
Tenojoki 13		19.7	67.2	27.7	53.2	81.4	48.5
Tenojoki 14		2.8	43.6	49.3	33.4	45.6	4.9
Tenojoki 15		3.9	79.1	62.3	15.5	40.9	8.8
Tenojoki 16		35.9	36.4	80.9	75.2	62.4	28.7
Tenojoki 17		3.5	5.7	36.4	16.0	15.7	0.9
Tenojoki 18		8.7	61.1	123.0	84.2	96.7	47.9
Tenojoki 19		23.5	31.5	58.3	35.9	37.6	31.5
Tenojoki 20		3.4	33.3	68.3	47.8	49.1	26.6
Tenojoki 21		11.9	37.9	32.9	14.9	28.9	24.2
Tenojoki 22		8.2	16.2	27.3	20.4	19.6	24.8
Tenojoki 23		5.7	15.9	6.7	96.9	27.5	80.9
Tenojoki 24		11.0	76.4	76.9	88.5	100.4	86.3
Tenojoki 25		188.5	171.2	158.2	239.4	218.5	235.4
Tenojoki 26		68.9	53.6	44.0	139.9	90.7	48.9
Tenojoki 27		13.5	43.1	24.5	80.5	60.5	14.5
Tenojoki 28		22.9	54.1	28.4	24.7	66.0	41.5
Tenojoki 29		54.5	166.5	34.3	211.7	152.2	121.1
Tenojoki 30		152.0	117.9	25.8	62.3	60.1	36.8
Tenojoki 31		13.7	23.1	3.2	24.8	18.6	17.4
Tenojoki 32		120.5	101.9	73.7	94.2	55.4	64.2
Tenojoki 33		2.9	4.5	1.1	9.2	3.9	7.2
Tenojoki 34		5.7	17.6	7.2	7.7	3.8	10.4
Tenojoki 35		12.9	8.8	2.1	2.0	11.3	24.0

jatkuu ...

Taulukko 10. jatkoa

PAIKKA	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Inarijoki 1	5.1	4.4	33.4	41.3	26.2	83.9	49.8
Inarijoki 2	8.9	20.5	36.9	14.0	6.7	38.9	74.5
Inarijoki 3	31.5	96.7	99.5	52.4	41.3	50.9	52.4
Inarijoki 4	6.1	1.2	63.9	106.8	131.3	28.8	41.3
Inarijoki 5	23.8	13.5	47.1	66.1	24.6	38.1	38.0
Inarijoki 6	61.3	40.1	91.3	52.0	65.8	44.9	66.1
Inarijoki 7		3.4	48.1	24.9	20.8	42.6	27.3
Inarijoki 8	4.0	2.8	18.6	24.4	14.6	21.8	13.1
Inarijoki 9	2.1	0.8	34.9	5.7	58.3	10.3	60.9
Inarijoki 10		13.3	44.3	18.5	18.7	44.9	31.5
Utsjoki 1	66.7	55.6	182.7	139.5	128.6	118.8	105.7
Utsjoki 2	111.1	354.6	325.7	107.9	277.2	130.2	213.6
Utsjoki 3	152.9	145.1	302.7	216.0	257.0	106.5	142.6
Utsjoki 4	12.3		2.6	18.1	10.3	5.7	13.8
Utsjoki 5	4.3	1.4	5.9	3.9	6.1	2.5	16.2
Utsjoki 6	1.7	0.0	1.2	0.0	0.7	0.0	0.0
Utsjoki 7	33.4	40.7	33.4	14.4	20.3	5.2	1.1
Utsjoki 8		19.8	67.8	44.3	80.9	4.1	13.3
Utsjoki 9		5.7	8.6	37.4	25.1	7.4	12.1
Utsjoki 10	35.9	10.2	14.9	97.1	23.1	13.4	169.9
Utsjoki 11	3.1	2.5	6.4	28.3	97.1	21.5	19.6
NäätämÖjoki 1				14.0	8.0		10.0
NäätämÖjoki 2				6.0	10.0		
NäätämÖjoki 3				17.0	17.0		17.5
NäätämÖjoki 4				7.0	9.0		46.0
NäätämÖjoki 5				6.0	5.3		7.5

3.2. Koekalastukset

Koekalastetuista 16 järvestä (kuva 3) saatiin yhteensä 6 kalalajia. Ahven kuului kaikkien, kiiski 7:n, särki 5:n, siika (istutettua planktonsiikaa) 4:n ja hauki 2:n järven kalastoon. Lisäksi yhdestä järvestä (Iso-Simi) saatiin muikkuja (taulukko 11). Verkkosarjasaaliit olivat 1,2 - 19,8 kg. Kaikesta saadusta kalasta (143 kg) 62,2 % oli ahventa, 18,9 % särkeä ja 16,4 % siikaa. Järvikohtainen lajien lukumäärä oli 1 - 4 ja sen ja veden happamuuden sekä alumiinipitoisuuden välillä oli merkitsevä riippuvuus (kuva 6). Muut koekalastussaaliiden ja veden ominaisuuksien väliset merkitsevät korrelaatiot on esitetty taulukossa 12.

Vuoden 1988 keskimääräiset koekalastussaaliit lähes neutraaleista järvistä (pH > 6,0) olivat samansuuruisia kuin vuonna 1985. Hyvin happamissa järvissä (pH < 5,0) saaliit olivat neljänneksen ja jokseenkin happamissa järvissä (pH 5,0- 6,0) puolet pienempiä kuin vuonna 1985 (taulukko 13). Suuresta järvien välisestä vaihtelusta johtuen erot eivät olleet missään pH-luokassa tilastollisesti merkitseviä.

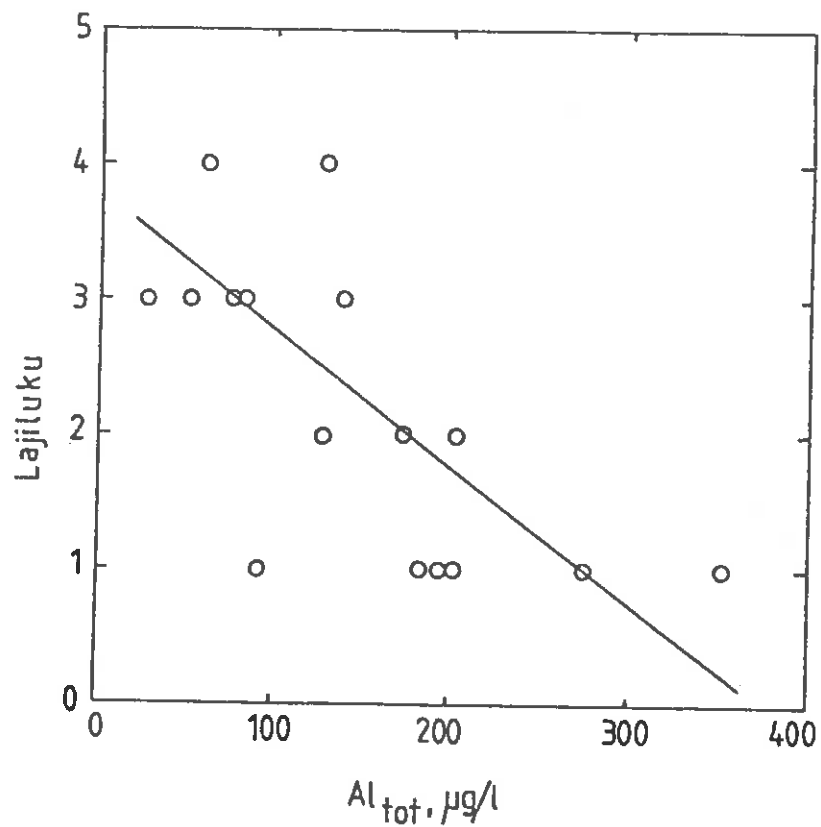
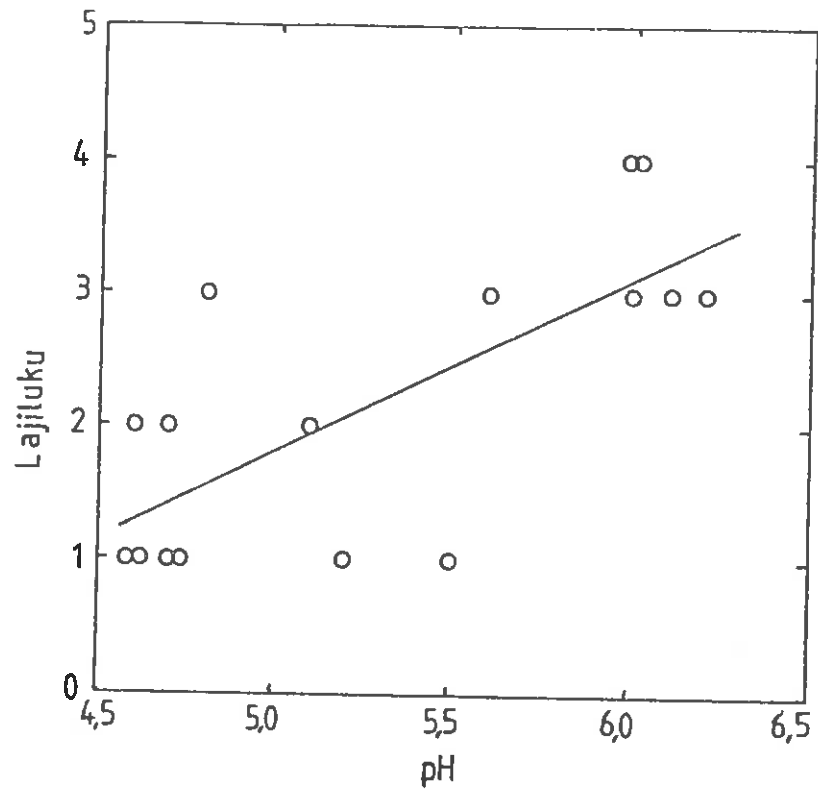
Ahvenia ja siikoja saatiin vuonna 1988 useammasta järvestä kuin kolme vuotta aikaisemmin, särkiä ja haukia ei sen sijaan niin monesta järvestä kuin vuonna 1985 (taulukko 14).

Ahvenen pituusjakautumat olivat enimmäkseen saman tyyppiä kuin vuonna 1985. Happamoituneimmissa järvissä ahvenkannat koostuivat kuitenkin entistä kookkaammista yksilöistä. Poikkeuksena oli Vihdissä sijaitseva Saaren Musta, jonka saalis koostui vuosien 1984 ja 1985 onnistuneen lisääntymisen vuoksi selvästi pienemmistä ahvenista kuin vuonna 1985 (kuva 7). Särkien keskikoko oli verkkosarjasaaliin pituusjakaumien (kuva 8) ja keskipainojen (kuva 9) perusteella suurempi vuonna 1988 kuin kolme vuotta aikaisemmin. Ahventen keskipainoissa oli vaihtelua molempiin suuntiin vuoteen 1985 verrattuna (kuva 9).

Taulukko 11. Koekalastettujen järvien saaliit kalalajeittain.

JÄRVEN NIMI	PVM	AHVEN kg/kpl	SÄRKI kg/kpl	KIISKI kg/kpl	HAUKI kg/kpl	SIIKA kg/kpl	MUIKKU kg/kpl
Hauklampi	26.08.88	2,929/12					
Hirvilampi	27.07.88	1,110/79			0,050/1		
Iso Lehmälampi	05.08.88	1,955/20				9,335/44	
Isojärvi	29.07.88	1,906/64	0,516/5	0,013/1		12,657/25	
Iso-Simi	21.07.88	0,248/11		0,063/6			
Kattilajärvi	23.08.88	15,629/660	3,926/56	0,196/15			0,403/25
Munajärvi	19.07.88	2,080/4					
Mäkilampi	26.07.88	10,652/346					
Orajärvi	02.08.88	17,908/69					
Pieni Lehmälampi	04.08.88	5,636/20				0,409/1	
Pitkäjärvi	19.07.88	3,516/82	1,054/6	0,055/4			
Saaren Musta	03.08.88	8,698/224					
Saarijärvi	24.08.88	5,448/160	7,332/43	1,035/74		1,057/4	
Suolikas	25.08.88	*6,800/126		0,040/1			
Vitsjön (Spjutsböle)	20.07.88	2,371/77	14,199/175	0,108/13	1,115/2		
Vuorilampi	28.07.88	2,123/44					

*Paino arvioitu punnittujen yksilöiden ja pituusjakauman perusteella.



Kuva 6. Vuonna 1988 koekalastettujen järvien kalalajien lukumäärän suhde veden pH:hon ja kokonaisalumiinipitoisuuteen.

Taulukko 12. Koekalastussaaliiden ja järvien veden ominaisuuksien väliset tilastollisesti merkitsevät ($p < 0,05$) korrelaatiot vuonna 1988 tutkituissa järvissä. NS = ei tilastollisesti merkitsevä.

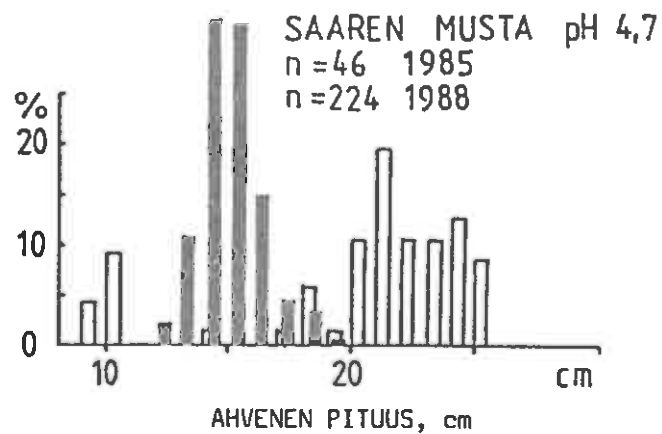
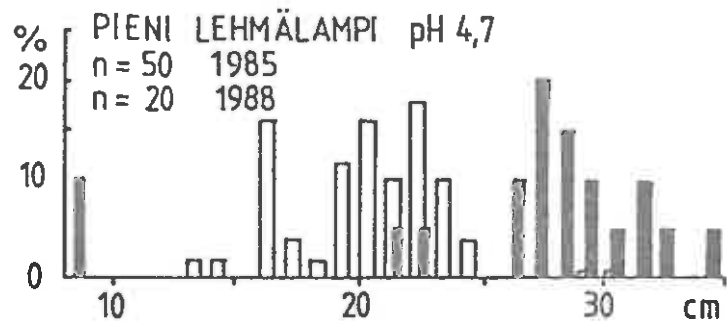
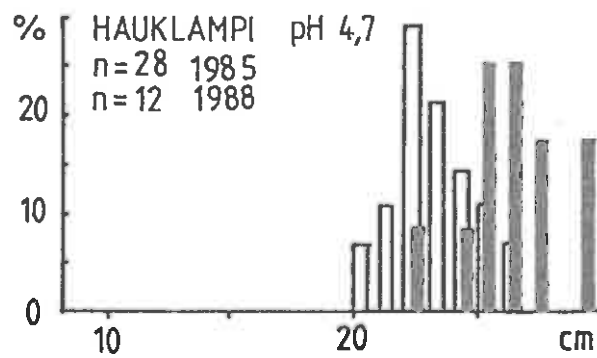
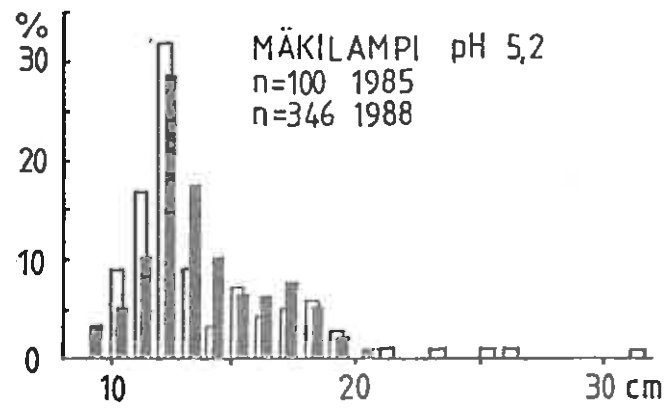
	pH	Alkalit.	Ca	Al _{tot}	Allab
Kokonaissaalis (g)	NS	NS	NS	NS	-0,536
Lajiluku	0,727	0,552	NS	-0,777	-0,750
Ahvenia (yksilöä)	NS	NS	0,497	NS	NS
Ahv. keskipaino	-0,600	NS	-0,547	NS	NS
Ahv. pituus 5-vuotiaana	-0,559	NS	NS	NS	NS

Taulukko 13. Keskimääräiset koekalastussaaliit happamuudeltaan erilaisissa järvissä vuosina 1985 ja 1988.

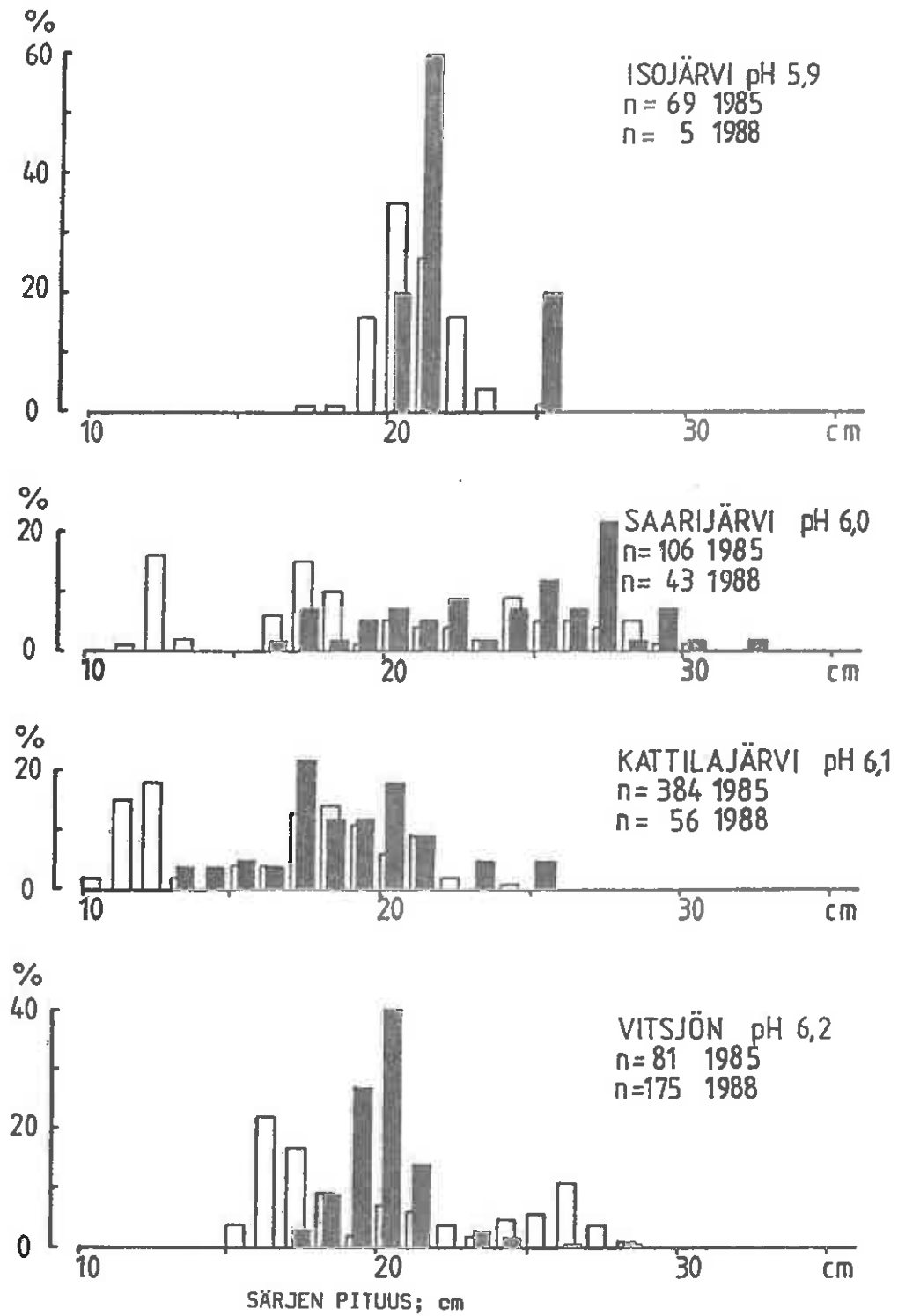
	pH < 5,0		pH 5,0 - 6,0		pH > 6,0	
	1985	1988	1985	1988	1985	1988
Järvien määrä	7		4		5	
Keskisaalis (g)	8895	6739	7515	3540	11043	11460
p <	NS		NS		NS	

Taulukko 14. Eri kalalajien esiintyminen tutkituissa järvissä vuosina 1985 ja 1988.

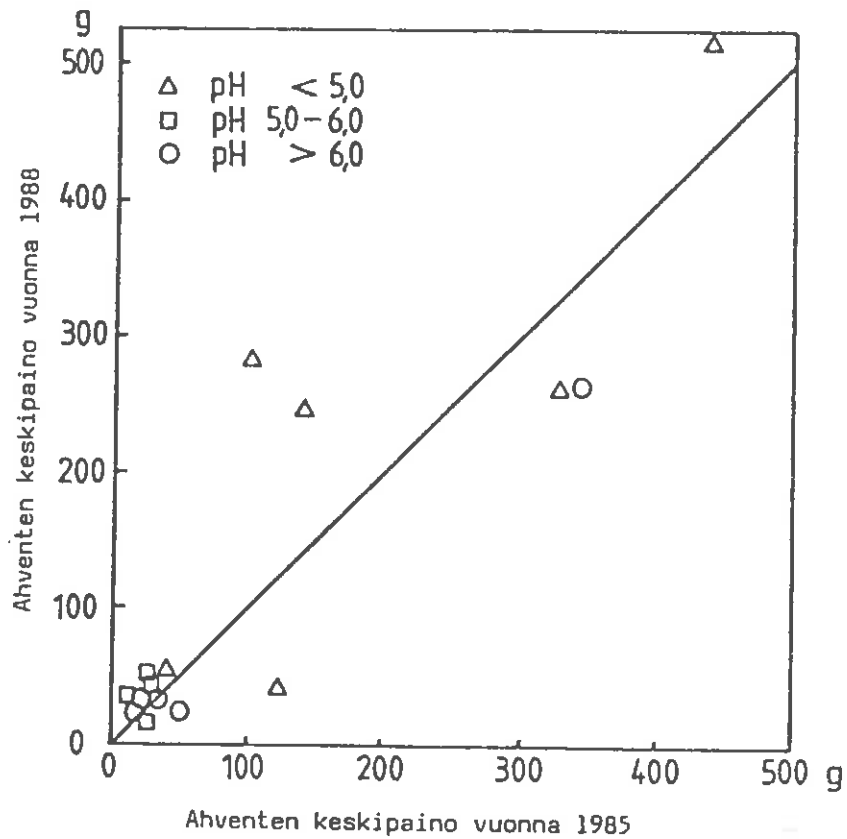
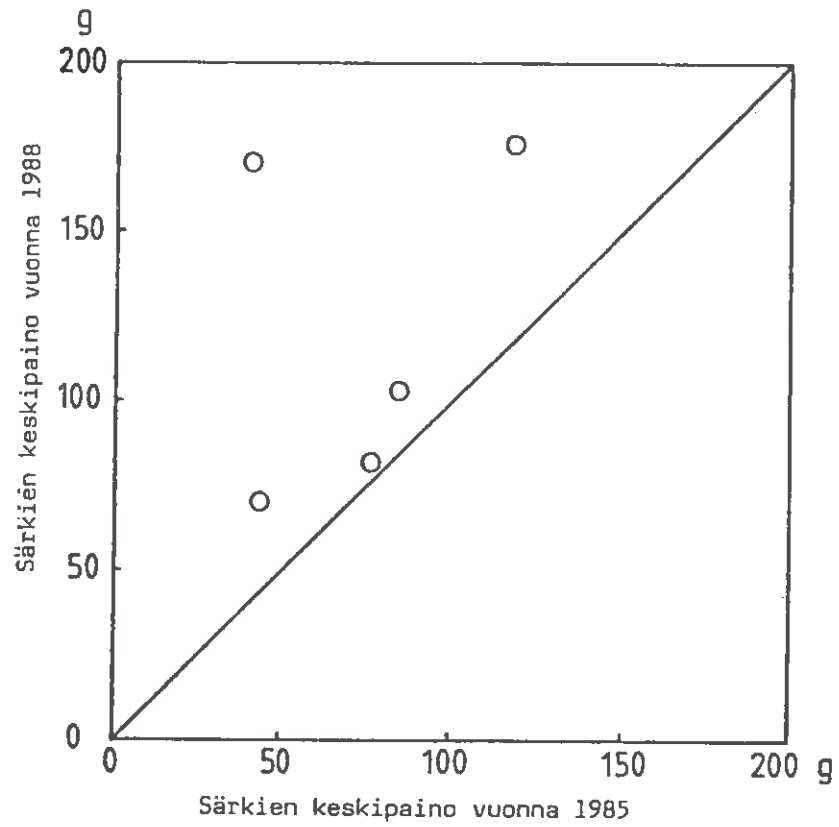
Kalalaji	Järvien määrä	
	1985	1988
Ahven	15	16
Kiiski	7	7
Särki	7	5
Hauki	4	2
Muikku	1	1
Siika (istutettu)	2	4



Kuva 7. Ahvenen pituusjakaumat eräissä järvissä vuosien 1985 (avoimet pylväät) ja 1988 (varjostetut pylväät) koekalastusten perusteella.

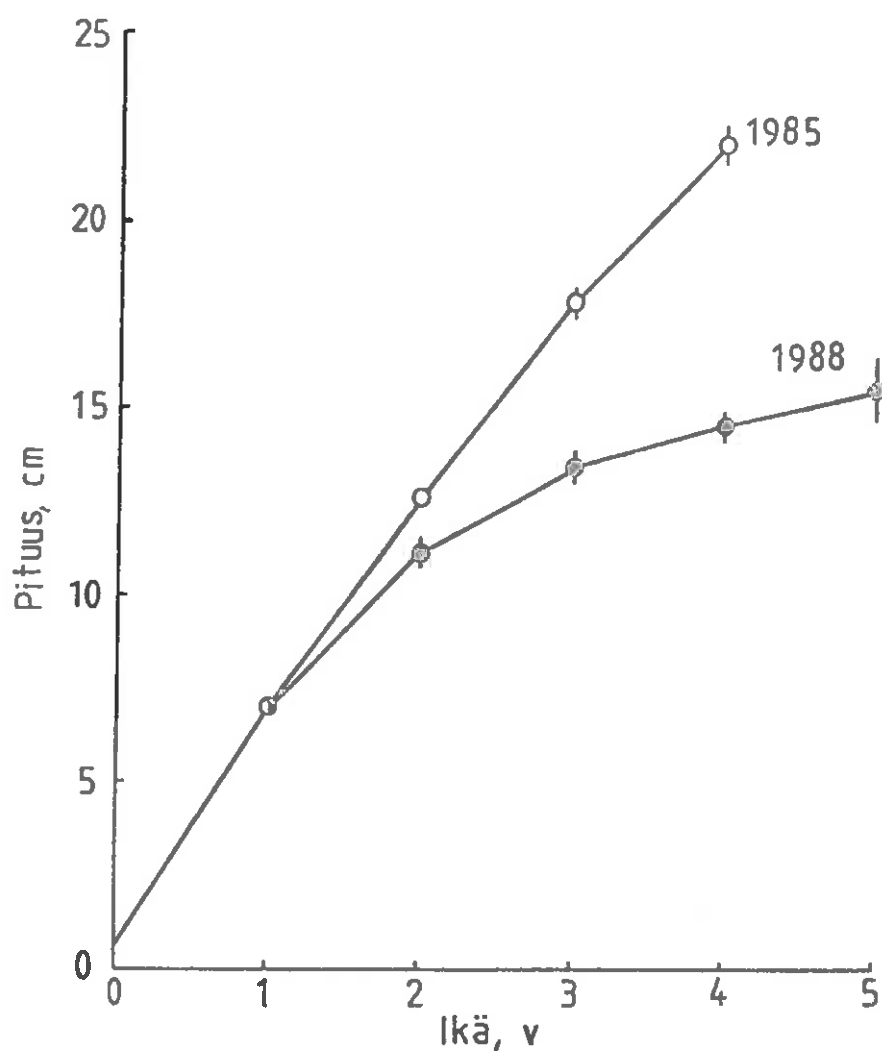


Kuva 8. Särjen pituusjakaumat neljässä järvessä vuosien 1985 (avoimet pylväät) ja 1988 (varjostetut pylväät) koekalastusten perusteella.



Kuva 9. Ahvenen ja särjen keskipainot tutkituissa järvissä vuosien 1985 ja 1988 koekalastusten perusteella.

Ahvenen (taulukko 15) tai särjen (taulukko 16) takautuvasti lasketuissa keskikasvuissa ei yleensä ollut suuria eroja vuosien 1985 ja 1988 välillä. Hauklammen 6-vuotiailla ja Vuorilammen 3-vuotiailla ahvenilla ero oli merkitsevä ($p < 0,05$) ja Saaren Mustan 3- ja 4-vuotiailla ahvenilla erittäin merkitsevä ($p < 0,001$; kuva 10).



Kuva 10. Ahvenen takautuvasti määritetty kasvu (keskiarvo + SE) Saaren Mustassa (pH 4,7) vuosien 1985 ja 1988 koekalastussaaliiden perusteella.

Taulukko 15. Ahvenen takautuvasti lasketut keskipituudet (mm) ikäryhmittäin vuosina 1985 ja 1988 koekalastetuissa järvissä. pH on mitattu koekalastusten yhteydessä otetuista näytteistä.

Järvi	Vuosi	pH	1v.	2v.	3v.	4v.	5v.	6v.	7v.	8v.	n
Munajärvi	1985	4,7	85	142	184	221	249				4
	1988	4,6	70	116	172	228	265	284	295		4
Orajärvi	1985	4,8	75	138	179	219	260	292	312	298	61
	1988	4,6	69	133	179	233	271	310	343	367	69
Hauklampi	1985	4,8	66	120	142	159	175	195	211	218	28
	1988	4,7	55	112	133	144	156	172	190	211	12
Saaren Musta	1985	4,7	70	126	178	220					46
	1988	4,7	70	111	134	154					64
Pieni Lehmälampi	1985	4,7	80	149	183	209	229				50
	1988	4,7	68	136	177	214	236	249	270		19
Suolikas	1985	4,8	68	115	123	138	158	179	194		49
	1988	4,8	67	115	142	159	175	181			53
Hirvilampi	1985	5,3	81	121							46
	1988	5,1	66	111							29
Mäkilampi	1985	5,2	75	108	134	153	174	195			50
	1988	5,2	67	108	129	150	169				60
Vuorilampi	1985	5,6	76	126	150						49
	1988	5,5	66	102	128	145	155	166			43
Iso-Simi	1985	5,6	62	114	136	152	172				49
	1988	5,6	55	92	122						11
Pitkäjärvi (Tenhola)	1985	5,7	68	114	137	156	176	186	196		51
	1988	6,0	64	105	128	139	156	173	193		48
Isojärvi	1985	5,9	71	113	137	149	155				50
	1988	6,0	72	115	135	147	156				41
Saarijärvi	1985	5,7	64	126	154	174					50
	1988	6,0	63	117	143	158	165	177			47
Kattilajärvi	1985	5,8	73	110	127	143	155	183			253
	1988	6,1	69	107	128	140	149	154			43
Vitsjön (Spjutsb.)	1985	6,4	74	117	142	165	183	205	231		50
	1988	6,2	68	105	124	141	154	159			50

Taulukko 16. Särjen takautuvasti lasketut keskipituudet (mm) ikäryhmittäin vuosina 1985 ja 1988 koekalastetuissa järvissä. pH on mitattu koekalastusten yhteydessä otetuista näytteistä.

Järvi	Vuosi	pH	1v.	2v.	3v.	4v.	5v.	6v.	7v.	8v.	n
Isojärvi	1985	5,9	59	102	133	149	162	174	184	193	49
	1988	6,0	57	95	128	150	169	186	198	196	5
Saarijärvi	1985	5,7	66	123	159	187	211	238	256		106
	1988	6,0	65	120	159	192	213	226	245	259	43
Kattilajärvi	1985	5,8	56	95	124	144	159	173	184	191	187
	1988	6,1	57	94	126	149	169	183	198	207	53
Vitsjön (Spjutsb.)	1985	6,4	65	120	152	173	196	215	231	232	48
	1988	6,2	64	115	146	169	187	203	214		40

3.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina

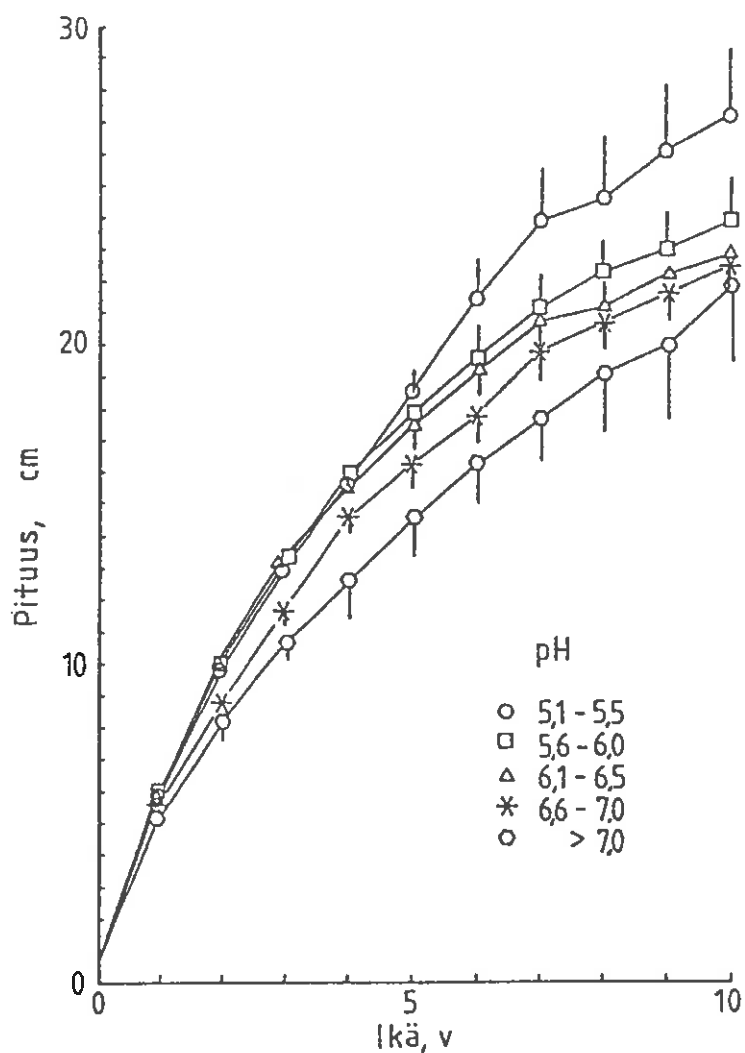
Vuosina 1985 - 1988 koekalastetuista 80 järvestä särki kuului 32:n lajistoon. "Särkijärvien" pH oli 5,1 - 7,6, alkaliteetti 0,01 - 0,37 mmol/l, johtokyky 1,3 - 5,3 mS/m, väriluku 5 - 90, kalsiumpitoisuus 0,02 - 0,15 mmol/l sekä kokonaisalumiinipitoisuus ja labiilin alumiinin pitoisuus 0 - 350 ja 0 - 190 µg/l. Järvien pinta-ala oli 2 - 194 ha ja korkeus meren pinnasta 16 - 154 m.

Särjen kuuluminen kalastoon riippui selvästi veden pH:sta: happamimmissa järvissä (pH < 5,0) sitä ei tavattu lainkaan ja pH:ssa 5,1 - 5,5 vain joka viidennestä järvestä. Sen sijaan särkeä saatiin kaikista järvistä, joiden pH oli > 6,5 (taulukko 17).

Särkien lukumäärä ja kokonaispaino sekä osuus koko verkkosarjasaaliin painosta olivat suurimmat järvissä, joiden pH oli 6,1 - 6,5. Sen sijaan särkien keskipituus, keskipaino ja kasvu (kuva 11) olivat suurempia happamissa kuin jokseenkin neutraaleissa järvissä (taulukko 18). Särkien keski-ikä oli pH-luokassa 5,1 - 5,5 korkein, 7 - 14 vuotta, kun se muissa järvissä vaihteli 3:n ja 9:n vuoden välillä.

Taulukko 17. Särjen esiintyminen happamuudeltaan erilaisten järvien koekalastussaaliissa.

pH-alue	järviä	"särkijärviä"	"särkijärviä" (%)
$\leq 5,0$	18	0	0
5,1 - 5,5	22	4	18,2
5,6 - 6,0	18	10	55,5
6,1 - 6,5	10	6	60,0
6,6 - 7,0	7	7	100,0
$> 7,0$	5	5	100,0



Kuva 11. Särjen takautuvasti määritetty kasvu (keskiarvo \pm SE) eri happamuusluokkiin kuuluvissa järvissä.

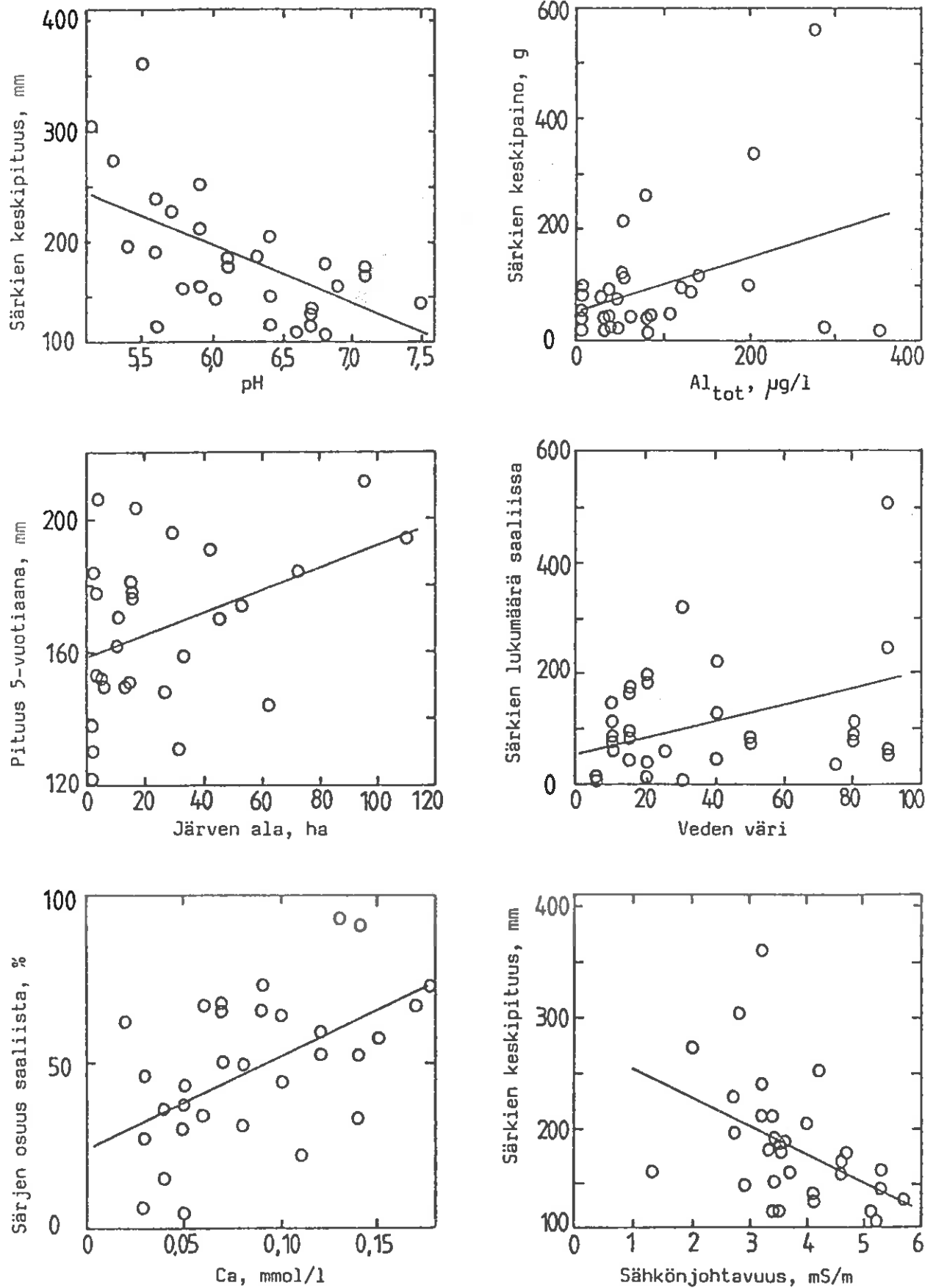
Taulukko 18. Särkien lukumäärä, yhteispaino (kg), osuus verkkosarjasaaliin kokonaispainosta (%), keskipaino (g) ja -pituus (mm) sekä keskipituus 5-vuotiaana (keskiarvo \pm SE) eri happamuusluokkiin (pH) kuuluvissa järvissä.

	5,1 - 5,5	5,6 - 6,0	6,1 - 6,5	6,6 - 7,0	> 7,0
Lukumäärä	20 \pm 12	48 \pm 13	180 \pm 67	154 \pm 37	73 \pm 26
Yhteispaino	3,5 \pm 1,0	4,4 \pm 1,4	8,8 \pm 1,2	4,5 \pm 1,4	3,2 \pm 0,8
Osuus (%)	35 \pm 4	34 \pm 9	64 \pm 3	54 \pm 8	56 \pm 11
Keskipaino	301 \pm 100	85 \pm 23	69 \pm 13	34 \pm 8	50 \pm 12
Keskipituus	284 \pm 34	193 \pm 61	173 \pm 12	140 \pm 9	158 \pm 8
Pituus 5-vuotiaana	185 \pm 8	175 \pm 10	179 \pm 7	145 \pm 7	162 \pm 13

Kaikki käytetyt suureet, lukuun ottamatta särkien yhteispainoa verkkosarjaa kohti, korreloivat merkitsevästi ($p < 0,05$) jonkin järven ominaisuuden, useimmiten veden pH:n ja kokonaisalumiinipitoisuuden, kanssa (taulukko 19). Myös veden johtokyky, väriluku, kalsiumpitoisuus ja järven koko olivat tärkeitä (kuva 12). Särkisaalista kuvaavista muuttujista keskipaino, keskipituus ja kasvunopeus olivat merkitsevästi erilaisia eri happamuusluokkiin kuuluvissa järvissä (taulukko 20).

Taulukko 19. Tärkeimpien särkisaaliin ja järvien ominaisuuksien väliset tilastollisesti merkitsevät ($p < 0,05$) riippuvuudet. NS = ei tilastollisesti merkitsevä.

	Pinta- ala	pH	Altot	Johtok.	Väri- luku	Ca- pit.
Lukumäärä	NS	NS	-0,450	NS	0,389	NS
Osuus (%)	NS	0,443	-0,361	0,367	NS	0,461
Keskipaino	NS	-0,502	0,397	NS	NS	NS
Keskipituus	NS	-0,613	0,347	-0,446	NS	-0,493
Pituus 5-v.	0,402	-0,483	NS	-0,452	-0,461	-0,521



Kuva 12. Esimerkkejä särkisaaliin ominaisuuksien ja järvien ominaisuuksien välisistä suhteista.

Taulukko 20. Särkisaaliin ominaisuuksien erojen merkitsevyydet eri pH-ryhmiin luokiteltujen järvien välillä: 5,1 - 5,5; 5,6 - 6,0; 6,1 - 6,5; 6,6 - 7,0 ja > 7,0.

	F	df	p <
Lukumäärä	2,61	4, 27	NS
Yhteispaino	2,49	4, 27	NS
Osuus (%)	2,49	4, 27	NS
Keskipaino	7,98	4, 27	0,001
Keskipituus	9,99	4, 27	0,001
Pituus 5-vuotiaana	3,46	4, 23	0,05

3.4. Rapututkimukset

Nokian Alisenjärven ravustetun rantaosuuden (750 m) rapukannan kooksi arvioitiin merkintä-takaisinpyyntimenetelmällä 95 %:n todennäköisyydellä 374 ± 159 rapua. Tiheytenä se merkitsee 0,3 - 0,7 rapua rantametrillä. Mertayötä kohti saalis oli samalla rannalla eri ravustuskerroilla 0,23-0,30 rapua. Vammalan Sorvijärvessä, jossa ravustettu rantaosuus (380 m) käsittää lähes kokonaan ravun esiintymisalueen, yli 7 cm:n mittaisten rapujen määräksi arvioitiin 480 ± 371 . Rantametriä kohti laskettuna raputiheytenä se on 0,3 - 2,2. Mertayötä kohti saalista saatiin eri kerroilla 0,31 - 0,73 rapua. Pohjan Flacksjössä ravustetun 1 500 m:n rantaosuuden yli 7 cm:n mittaisten rapujen määräksi arvioitiin $2\ 541 \pm 826$ rapua eli 1,1 - 2,2 rapua rantametrille. Mertayötä kohti saalis oli eri kerroilla 1,01 - 1,12 rapua. Muista koejärvistä saatiin saaliiksi 0,06 - 1,05 ja virtaavista vesistä 0,67 - 2,53 rapua mertayötä kohti (taulukko 21). Taulukosta ilmenee myös saalisrapujen keskikoko, saaliin sukupuolijakauma, naaraiden lisääntymisvalmius, pehmeäkuoristen sekä saksi- ja kuorivaurioisten rapujen osuus saaliista.

Taulukko 21. Koeravustukset ja saaliista tehdyt havainnot vuonna 1988. sk.pit. = selkakilven pituus (n. 1/2 ravun kokonaispituudesta).

Järvi	Kunta	pvm	Pyynti		Saalis									
			mottoja kpl	rantaa m	yht. rapua	rapua/ merta- yö	♂ %	♀♀ %	sk.pit. mm	(x±SE) ♀♀	lisäänty- misvalmius % ♀♀:sta	pehmeä- kuorisia %	saksi- ja kuorivau- rioisia %	
Alinenjärvi	Nokia	18.-20.7.	300	750	69	0,23	59,4	40,6	60,0 ± 1,0	53,8 ± 1,1	75,0	11,6	13,0	
		15.-17.8.	300	750	89	0,30	22,5	77,5	59,5 ± 1,5	55,6 ± 0,5	82,6	13,5	6,7	
Alisen puro	Nokia	19.-20.7.	15	50	10	0,67	50,0	50,0	57,4 ± 2,5	53,0 ± 0,5	60,0	20,0	30,0	
		16.-17.8.	15	50	38	2,53	39,5	60,5	50,2 ± 2,2	50,8 ± 0,9	100,0	2,6	5,3	
Flacksjö	Pohja	25.-27.7.	300	1 500	328	1,01	61,9	38,1	47,5 ± 0,4	42,1 ± 0,4	38,4	5,5	17,1	
		5.-7.9.	290	1 450	324	1,12	48,5	51,5	44,8 ± 0,4	42,8 ± 0,3	90,4	6,8	10,8	
Iso-Simi	Pohja	24.-25.9.	200	1 000	75 ¹⁾	0,38	44,0	56,0	49,1 ± 1,1	46,5 ± 1,2	88,1	1,3	21,3	
Kivijärvi (Stensjö)	Pohja	27.-28.7.	150	750	9	0,06	33,3	66,7	50,7 ± 0,3	45,7 ± 1,3	50,0	11,1	0,0	
Kruunupyynjoki	Kruunupyö	30.-31.8.	36	180	35	1,00	40,0	60,0	53,5 ± 1,6	50,1 ± 1,4	81,0	0,0	5,7	
Luodonjärvi	Kruunupyö	30.-31.8.	111	560	35	0,32	48,6	51,4	48,7 ± 1,5	47,7 ± 1,2	44,4	0,0	8,6	
Puukalojärvi	Puumala	21.-23.9.	400	1 000	75	0,19	60,0	40,0	46,9 ± 0,9	45,1 ± 1,0	66,7	1,3	12,0	
Puurlampi	Kisko	28.-29.7.	150	750	52	0,35	30,8	69,2	45,7 ± 1,8	43,2 ± 0,7	38,9	5,8	21,2	
Rampalanjärvi	Ruokolahti	19.-21.9.	350	880	367	1,05	49,6	50,4	47,5 ± 0,4	46,3 ± 0,3	61,1	0,0	7,4	
Sorvijärvi	Vammala	20.-22.7.	200	500	109	0,73	61,5	38,5	54,4 ± 0,8	52,2 ± 0,9	57,8	4,6	9,2	
		31.8.-2.9.	150	380	47	0,31	14,9	85,1	48,6 ± 2,5	50,8 ± 1,0	87,5	2,1	10,6	

1) täplärapuja

Rapujen kasvusta saatiin tietoja 5 järvestä, joista saalisravut oli merkitty yksilöllisesti. Pohjan Flacksjöstä saatiin saaliiksi 40 vuosina 1986 - 1988 merkittyä ja merkinnän jälkeen kuortaan vaihtanutta rapua. Nokian Alisesta järvestä saatiin kasvutietoja 20 ravusta, Vammalan Sorvijärvestä 8 ravusta ja Kiskon Puurlammesta ja Pohjan Kivijärvestä kahdesta ravusta kummastakin. Kasvua ilmentävät selkakilven pituuden lisäykset on esitetty taulukossa 22.

Koejärvistä kerätyistä rapunäytteistä ei löydetty loisia.

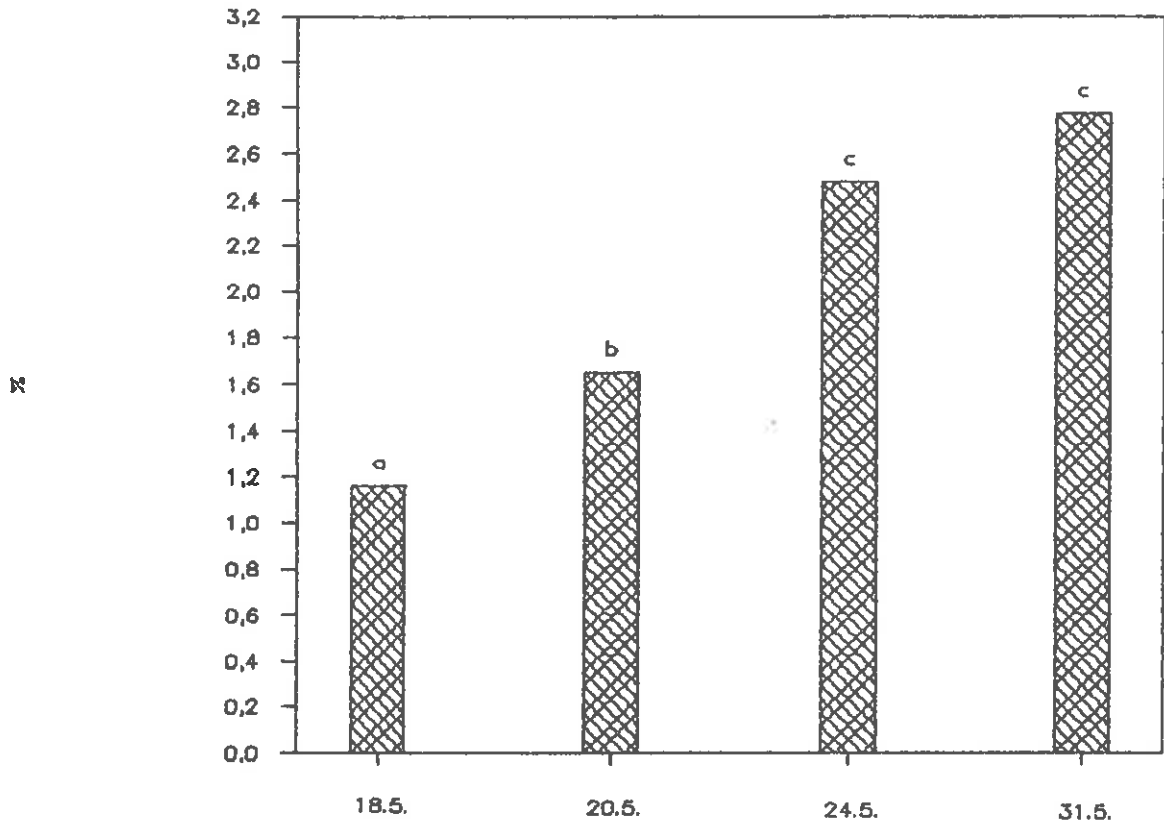
Taulukko 22. Yksilömerkein merkityistä ravuista tehdyt havainnot selkakilven pituuden lisäyksestä kuorenvaihdon yhteydessä. Selkakilven (sk) pituus (= n. 1/2 ravun kokonaispituudesta) ja pituuden lisäys on ilmoitettu keskiarvona \pm SE. n = yksilöiden määrä.

Järvi/havaintojakso	n	♂ sk pituus pyydettyäessä mm	pituuden lisäys / kuorenvaihto mm	n	♀♀ sk pituus pyydettyäessä mm	pituuden lisäys / kuorenvaihto mm
Flacksjö 10.9.1986-7.9.1988	36	50,8 \pm 0,9	4,4 \pm 0,1	4	47,8 \pm 0,5	3,0 \pm 0,4
Alinenjärvi ja laskupuro 8.6.1987-17.8.1988	11	60,6 \pm 1,7	4,8 \pm 0,2	9	57,9 \pm 1,4	3,7 \pm 0,2
Sorvijärvi 10.6.1987-2.9.1988	3	57,0 \pm 1,0	5,0 \pm 0,6	5	53,8 \pm 2,4	3,0 \pm 0,3
Puurlampi 4.9.1987-29.7.1988	0			2	47,0 \pm 3,0	3,5 \pm 0,5
Kivijärvi (Stensjö) 3.9.1987-28.7.1988	2	50,5 \pm 0,5	4,5 \pm 0,5	0		

3.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia

Ahventen kutu ajoittui eri järvissä siten, että Valkeassa Mustajärvessä ahvenet kutivat ensimmäiseksi, seuraavaksi Kattilajärvessä, sitten Tammelan Kaitajärvessä ja viimeiseksi Pienessä Lehmälammessa ja Vähä Valkjärvessä (taulukko 3). Maitia valuvia oli koiraista näytteenottohetkellä Valkeassa Mustajärvessä 36 %, Kattilajärvessä 25 %, Tammelan Kaitajärvessä 76 % ja Pienessä Lehmälammessa 100 %. Koiraiden testisten suhteellinen paino (GSI) oli suurin ($p < 0,05$) Tammelan Kaitajärvessä ja Pienessä Lehmälammessa, ja Kattilajärvessäkin se oli suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä (kuva 13).

Sekä naaras- että koirasahventen veren hematokriittiarvo oli suurin Tammelan Kaitajärvessä ja Pienessä Lehmälammessa; Kattilajärvessäkin se oli suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä ($p < 0,05$; taulukko 23). Hemoglobiinipitoisuudessa ei ollut merkitseviä eroja järvien välillä naaraille eikä



Kuva 13. Ahvenkoiraiden testisten suhteellinen paino (GSI, %) Valkeassa Mustajärvessä, Kattilajärvessä, Tammelan Kaitajärvessä ja Pienessä Lehmälammessa sekä näytteenottopäivämäärä. Eri kirjain pylväiden päällä tarkoittaa, että ryhmät poikkeavat merkitsevästi toisistaan (Scheffen testi, $p < 0,05$).

koirailta. Veren MCHC oli sekä naarailta että koirailta pienin Tammelan Kaitajärvessä ja suurin Valkeassa Mustajärvessä (taulukko 23). Happamoituneissa järvissä (Pieni Lehmälampi, Tammelan Kaitajärvi ja Kattilajärvi; taulukko 23) ahventen veren laktaattipitoisuus oli pienempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Naaraiden veren glukoosipitoisuus oli pienin Tammelan Kaitajärvessä ja Valkeassa Mustajärvessä; Pienen Lehmälammen arvo poikkesi molemmista merkitsevästi ja Kattilajärven arvokin Valkean Mustajärven arvosta. Koiraiden veren glukoosipitoisuus oli pienin Pienessä Lehmälammessa ja suurin Kattilajärvessä (taulukko 23).

Valkean Mustajärven naarasahvenilla plasman kalsiumpitoisuus oli suurempi kuin muiden järvien ahvennaarailta

Taulukko 23. Emoahventen veren hematokriittiarvo (Hkr), hemoglobiinipitoisuus (Hb), punasolujen keskimääräinen hemoglobiinipitoisuus (MCHC) sekä glukoosi- ja laktaattipitoisuus (keskiarvo + SE). Eri kirjain numeroarvojen perässä tarkoittaa, että ryhmät poikkeavat merkitsevästi toisistaan (Scheffen testi; $p < 0,05$). Kalojen lukumäärä suluissa.

	Valkea Mustajärvi	Kattilajärvi	Tammelán Kaitajärvi	Pieni Lehmälampi
NAARAAT				
Hkr	0,310 ± 0,010a (24)	0,345 ± 0,017b (12)	0,400 ± 0,008c (14)	0,397 ± 0,010c (5)
Hb (g/l)	84,6 ± 3,0a (24)	87,3 ± 5,2a (12)	85,7 ± 3,6a (14)	84,7 ± 7,3a (5)
MCHC (g/l)	275 ± 9a (24)	253 ± 8b (12)	213 ± 7c (14)	214 ± 18c (5)
Gluk. (g/l)	1,96 ± 0,04a (23)	2,98 ± 0,33bc (12)	1,81 ± 0,20ab (14)	2,40 ± 0,36c (5)
Lakt. (g/l)	0,091 ± 0,006a (23)	0,060 ± 0,004b (12)	0,056 ± 0,002b (14)	0,057 ± 0,005b (5)
KOIRAAT				
Hkr	0,333 ± 0,014a (10)	0,358 ± 0,015ab (12)	0,416 ± 0,008c (17)	0,375 ± 0,016b (11)
Hb (g/l)	87,5 ± 4,2a (10)	93,6 ± 4,5a (12)	87,3 ± 3,4a (17)	90,6 ± 5,7a (11)
MCHC (g/l)	264 ± 10a (10)	262 ± 7a (12)	210 ± 8b (17)	243 ± 15a (11)
Gluk. (g/l)	2,02 ± 0,06a (10)	2,78 ± 0,25b (12)	2,16 ± 0,21a (17)	1,28 ± 0,26c (11)
Lakt. (g/l)	0,083 ± 0,007a (10)	0,058 ± 0,002b (12)	0,058 ± 0,002b (17)	0,051 ± 0,003c (11)

ja Kaitajärven naarailta se oli pienin ($p < 0,05$; taulukko 24). Koiraiden plasman kalsiumpitoisuudessa ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja järvien välillä. Myöskään naaraiden plasman magnesiumpitoisuudessa ei ollut merkitseviä eroja, mutta Pienen Lehmälammen koirailta plasman magnesiumpitoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin Valkean Mustajärven tai Kattilajärven koirailta (taulukko 24). Plasman natriumpitoisuudessa ei ollut naarailta merkitseviä eroja järvien välillä, mutta koirailta natriumpitoisuus oli merkitsevästi suurempi Pienessä Lehmälammessa kuin muissa järvissä (taulukko 24). Sekä naaraiden että koiraiden plas-

man kloridipitoisuus oli suurin Pienessä Lehmälammessa ja pienin Kattilajärvessä. Plasman kaliumpitoisuudessa ei ollut merkitseviä eroja naarailla eikä koirailta järvien välillä. Naarailla plasman kokonaisproteiinipitoisuus oli Pienessä Lehmälammessa ja Tammelan Kaitajärvessä merkitsevästi pienempi kuin Valkeassa Mustajärvessä ja Kattilajärvessä; koirailta ei ollut merkitseviä eroja järvien välillä.

Taulukko 24. Ahvenemojen plasman ionipitoisuudet sekä kokonaisproteiinipitoisuus (keskiarvo \pm SE). Selitykset taulukon 23 tekstissä.

	Valkea Mustajärvi	Kattilajärvi	Tammelan Kaitajärvi	Pieni Lehmälampi
NAARAAT				
Ca ⁺⁺ , mmol/l	4,40 \pm 0,17 ^a (16)	3,04 \pm 0,39 ^b (8)	2,33 \pm 0,24 ^c (13)	3,32 \pm 0,26 ^b (2)
Mg ⁺⁺ , mmol/l	1,05 \pm 0,03 ^a (10)	1,02 \pm 0,10 ^a (5)	0,97 \pm 0,16 ^a (11)	1,10 \pm 0,05 ^a (2)
Na ⁺ , mmol/l	144 \pm 0 ^a (3)	124 \pm 0 ^a (1)	126 \pm 6 ^a (5)	144 \pm 7 ^a (2)
K ⁺ , mmol/l	3,1 \pm 0,2 ^a (3)	2,8 \pm 0,0 ^a (1)	2,9 \pm 0,1 ^a (5)	2,6 \pm 0,3 ^a (2)
Cl ⁻ , mmol/l	106 \pm 2 ^a (17)	83 \pm 7 ^b (8)	99 \pm 3 ^a (13)	121 \pm 4 ^c (2)
prot, g/l	52,8 \pm 0,4 ^a (2)	58,0 \pm 0,0 ^a (1)	42,3 \pm 1,5 ^b (4)	41,4 \pm 3,9 ^b (2)
KOIRAAT				
Ca ⁺⁺ , mmol/l	2,68 \pm 0,11 ^a (7)	2,61 \pm 0,16 ^a (7)	2,49 \pm 0,24 ^a (17)	2,51 \pm 0,11 ^a (11)
Mg ⁺⁺ , mmol/l	0,96 \pm 0,07 ^a (3)	1,01 \pm 0,05 ^a (7)	1,11 \pm 0,06 ^{ab} (16)	1,19 \pm 0,06 ^b (11)
Na ⁺ , mmol/l	138 \pm 0 ^{ab} (1)	-	135 \pm 2 ^a (7)	142 \pm 3 ^b (10)
K ⁺ , mmol/l	3,0 \pm 0,0 ^a (1)	-	3,0 \pm 0,1 ^a (7)	2,9 \pm 0,1 ^a (10)
Cl ⁻ , mmol/l	99 \pm 3 ^a (10)	90 \pm 4 ^b (8)	103 \pm 3 ^a (17)	114 \pm 3 ^c (11)
prot, g/l	43,7 \pm 0,0 ^a (1)	-	42,8 \pm 3,7 ^a (4)	43,2 \pm 2,0 ^a (9)

Sekä koirailta että naarailta lihaksen vesipitoisuus oli pienin Pienessä Lehmälammessa ja suurin Kattilajärvessä ($p < 0,05$; taulukko 25). Naarailta maksan suhteellinen paino oli pienin Pienessä Lehmälammessa ja suurin Kattilajärvessä ja Tammelan Kaitajärvessä ($p < 0,05$; taulukko 25). Koirailta LSI oli Pienessä Lehmälammessa ja Kattilajärvessä pienempi kuin Tammelan Kaitajärvessä ja Valkeassa Mustajärvessä.

Taulukko 25. Ahvenemojen lihaksen vesipitoisuus ja maksan suhteellinen paino (LSI, keskiarvo \pm SE). Selitykset taulukon 23 tekstissä.

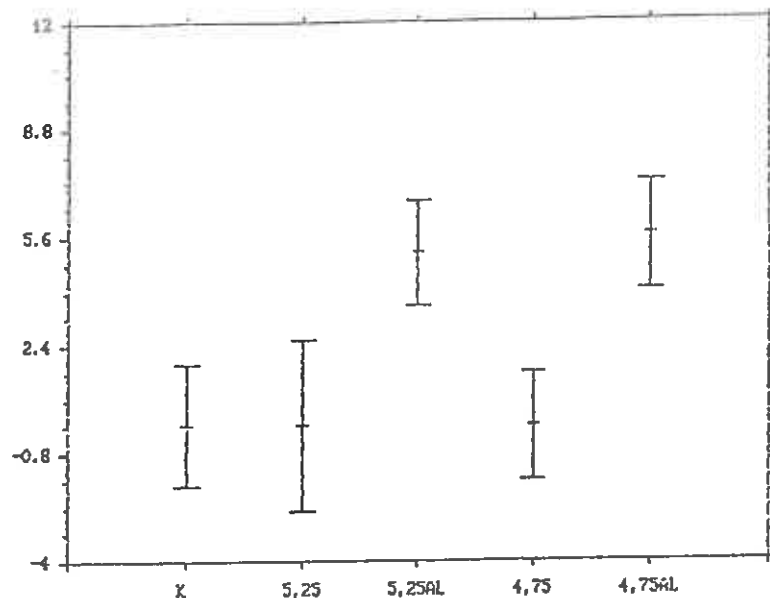
	Valkea Mustajärvi	Kattilajärvi	Tammelan Kaitajärvi	Pieni Lehmälampi
NAARAAT				
Vesipit., %	79,9 \pm 0,2 ^a (23)	81,4 \pm 0,8 ^b (12)	80,5 \pm 0,3 ^a (14)	78,0 \pm 0,1 ^c (5)
LSI, %	1,24 \pm 0,05 ^a (24)	1,64 \pm 0,16 ^b (12)	1,52 \pm 0,07 ^b (14)	1,05 \pm 0,12 ^c (5)
KOIRAAT				
Vesipit., %	79,8 \pm 0,3 ^a (10)	80,4 \pm 0,4 ^b (12)	79,3 \pm 0,1 ^c (17)	78,5 \pm 0,1 ^d (11)
LSI, %	1,53 \pm 0,11 ^a (10)	1,27 \pm 0,15 ^b (12)	1,48 \pm 0,05 ^a (17)	1,09 \pm 0,07 ^b (11)

3.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muikun kiduksiin

Kiduslamellien epiteeli oli ryhmässä "pH 5,25" ohuempi kuin vertailuryhmässä. Kahdella yksilöllä kahdeksasta tutkitusta kloridisolut olivat lievästi hypertrofisia. Apikaalikuoppia ei havaittu kuten ei myöskään vertailuryhmässä. Epiteelin ryppyisyyttä esiintyi kuudella ja uloimman epiteelisolukerroksen lieväasteista irtoamista seitsemällä kalalla kahdeksasta. Ryhmässä "pH 5,25 + Al" epiteelin irtoamista esiintyi vähemmän kuin ryhmässä "pH 5,25" - vain kahdella yksilöllä kymmenestä. Muutoin alumiinin lisääminen ei tuonut mitään muutoksia edelliseen ryhmään verrattuna. Ryhmässä pH

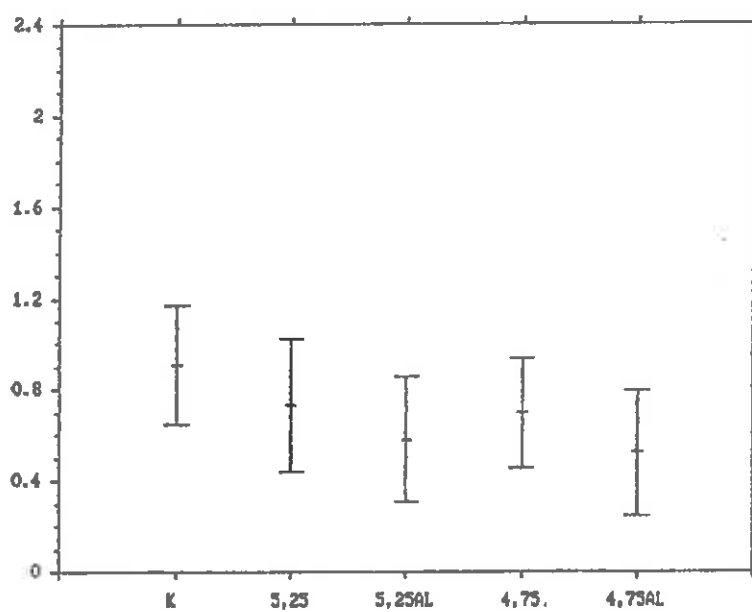
4,75 hypertrofisia kloridisoluja oli etenkin lamellien tyvellä, mutta myös pitkin lamelleja. Myös epiteelisolut olivat hypertrofisia. Epiteelin ryppyisyyttä esiintyi kuu-
della yksilöllä kahdeksasta tutkitusta. Apikaalikuoppia kloridisoluissa oli viidellä yksilöllä. Kloridisolujen hypertrofia oli vallitsevin piirre ryhmässä "pH 4,75 + Al", ja hyvin selvää se oli neljällä yksilöllä kahdeksasta. Epiteelin ryppyisyyttä havaittiin yhtä lukuunottamatta kaikilla yksilöillä, joista tosin neljällä se oli hyvin lievää ja paikallista. Apikaalikuoppia tavattiin kloridisoluissa runsaasti vain yhdeltä yksilöltä; harvakseltaan niitä oli kolmella yksilöllä. Kolmella yksilöllä lamellit olivat taipuneet ja yhdellä niistä niin, että lamellit olivat lähes toisiinsa liimautuneet.

Pelkälle happamuudelle altistettujen muikkujen kiduksissa ei ollut ollenkaan alumiinitäpliä. Alumiinille altistetuilla muikuilla oli pH:ssa 4,75 kiduksissa hieman enemmän alumiinitäpliä filamenttia kohti kuin pH:ssa 5,25 altistetuilla muikuilla, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p > 0,05$; kuva 14).



Kuva 14. Alumiinitäplien lukumäärä filamenttia kohti (keskiarvo \pm SE) muikun kiduksissa eri altistusryhmissä (pH:t 5,25 ja 4,75; AL = alumiinia lisätty altistusveteen; K = vertailuryhmä).

Kummankin pH:n alumiiniryhmässä muikuilla oli kiduksissa merkitsevästi ($p < 0,05$) vähemmän limasoluja lamellia kohti kuin vertailuryhmässä (kuva 15); pH:ssa 4,75 niitä oli hieman vähemmän kuin pH:ssa 5,25. Pelkälle happamuudellekin altistettujen muikkujen kiduksissa oli vähemmän limasoluja kuin vertailuryhmässä.



Kuva 15. Limasolujen lukumäärä lamellia kohti (keskiarvo \pm SE) muikun kiduksissa. Ks. selitykset kuvan 14 tekstistä.

3.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon

Alumiinipitoisuuksissa 400 ja 600 $\mu\text{g}/\text{l}$ kaikki vastakuoriutuneet särjen poikaset kuolivat vuorokaudessa. Pahkajärven vedessä lähes kaikki särjen poikaset uivat virkeästi kokeen aikana, synteettisen veden kontrollissa osa poikasisista oli kyljellään pohjalla, testiliuoksessa pH 5,0 Al 0 vain muutama särjen poikonen ui ja alumiiniryhmissä kaikki poikaset makasivat liikkumattomina pohjalla.

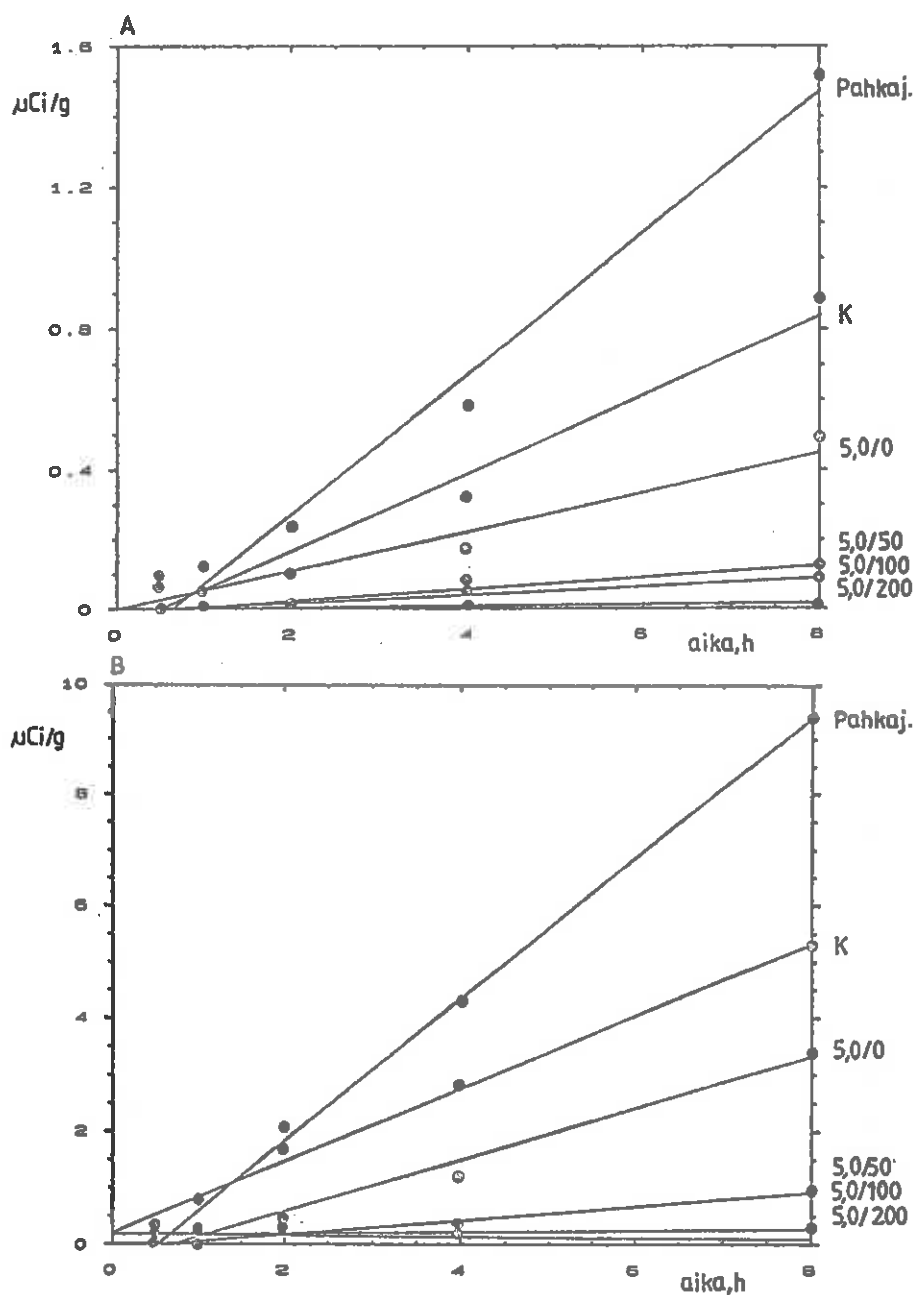
Sekä hauen (kuva 16A) että särjen vastakuoriutuneilla poikasilla (kuva 16B) pelkkä happamuusaltistuskin (pH 5,0) vähensi selvästi natriumin sisäänottoa, mutta alumiinin lisääminen testiveteen vähensi sitä vielä enemmän. Hauella alumiinipitoisuus 200 µg/l lähes tyrehdytti natriumin sisäänoton, kun särjellä tämä tapahtui jo pitoisuudessa 100 µg/l. Hauella sisäänotetun natriumin määrä oli noin seitsemäsosa siitä mitä se oli särjellä.

Happamuus- tai happamuus- ja alumiinialtistus ei vaikuttanut hauen (kuva 17A) eikä särjen (kuva 17B) poikasten natriumin ulosvirtaukseen. Särjen poikasten radioaktiivisuudet olivat noin 10-kertaisia haukeen verrattuna.

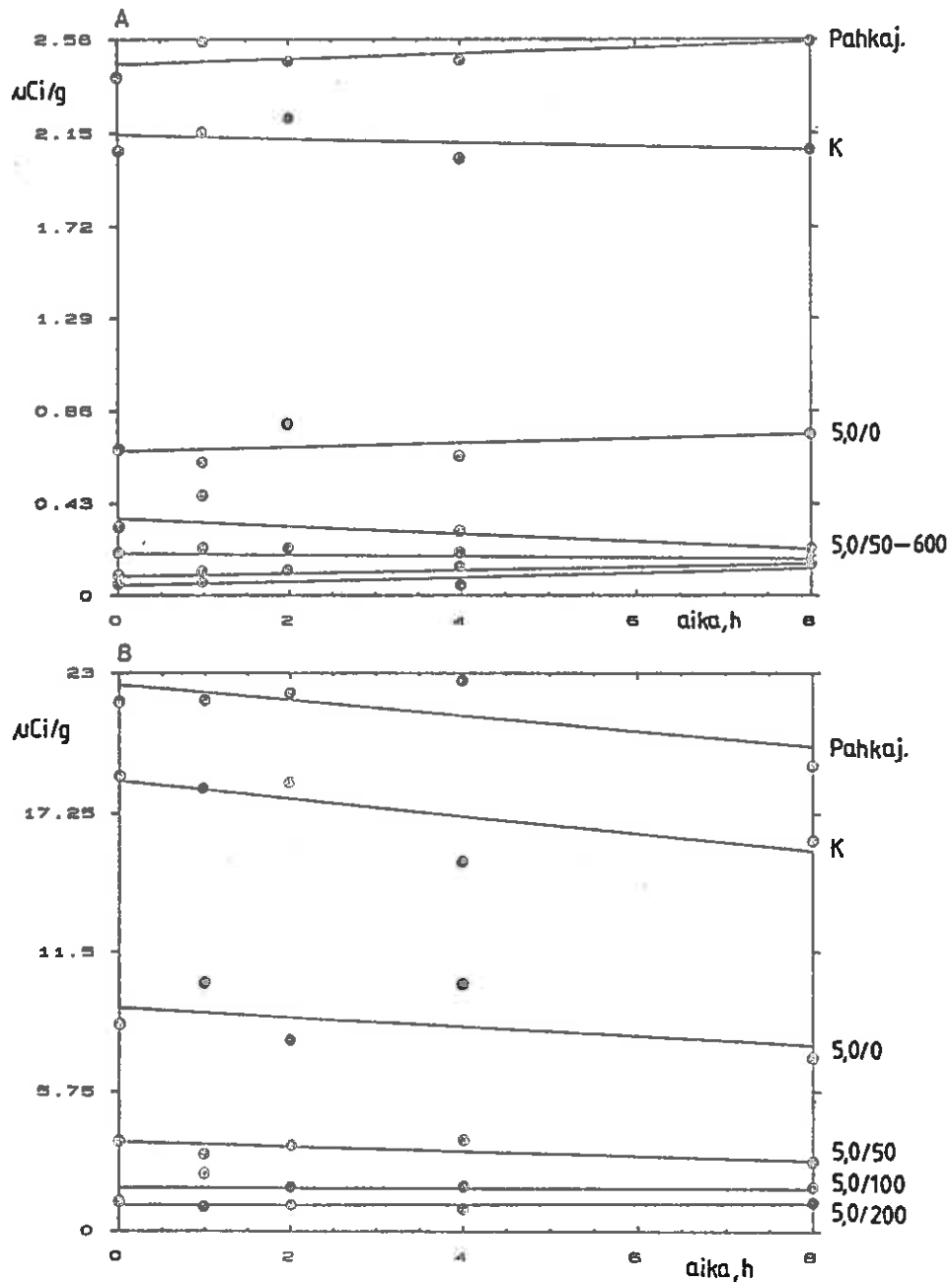
Sekä hauen että särjen radioaktiivisen natriumin pitoisuus oli sisäänvirtauskokeen lopussa (kuva 16) ja ulosvirtauskokeen alussa (kuva 17) suurin Pahkajärven vedessä.

3.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä

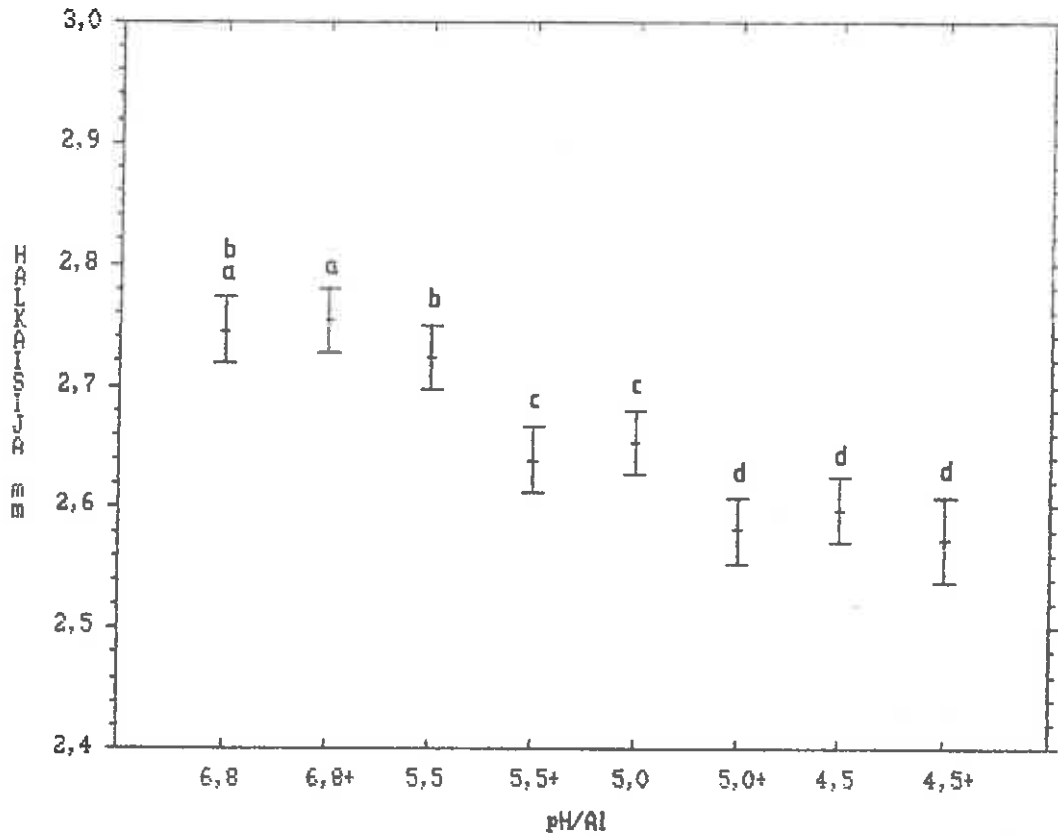
Happamuus ja alumiini estivät munien turpoamista. Kun mäti sekä hedelmöitettiin että turvotettiin testivesissä, oli munien halkaisija sitä pienempi mitä pienempi pH oli ja pH:ssa 5,0 ja 5,5 alumiiniliuoksessa merkitsevästi pienempi kuin alumiinittomassa liuoksessa (kuva 18). Samoin, jos mäti hedelmöitettiin puhtaassa vedessä, mutta siirrettiin heti testivesiin, munat olivat sitä pienempiä, mitä pienempi pH oli ja kunkin pH:n alumiiniliuoksessa ne olivat pienempiä kuin alumiinittomassa liuoksessa (kuva 19). Silloinkin, kun mäti hedelmöitettiin testiliuoksissa, mutta siirrettiin heti puhtaaseen veteen, munat olivat pH:n 3,5 ja 4,0 ryhmissä merkitsevästi pienempiä kuin muissa ryhmissä, mutta pH:n 4,5 alumiinittomassa liuoksessa jopa suurempia kuin pH:ssa 6,8. Alumiiniryhmissä munat olivat pienempiä kuin vastaavan pH:n alumiinittomissa ryhmissä; tilastollisesti merkitseviä erot olivat pH:ssa 4,5 ja 5,5 (kuva 20). Munat turposivat vähiten silloin, kun ne oli sekä hedelmöitetty että turvotettu happamissa testiliuoksissa aina pH:hon 5,5 saakka; pH:n 6,8 ryhmissä vähiten turposivat kuitenkin testiliuoksissa hedelmöitettyt, mutta puhtaaseen veteen heti siirretyt



Kuva 16. Radioaktiivisen natriumin (Na-22) akkumuloituminen ajan funktiona vastakuoriutuneisiin A) hauen ja B) särjen poikasiin yhden vuorokauden happamuus- ja alumiinialtistuksen jälkeen (pH/Al ug/l). K = synteettinen vesi, pH n. 6,8; Pahkaj. = Pahkajärven vesi, pH n. 6,8.



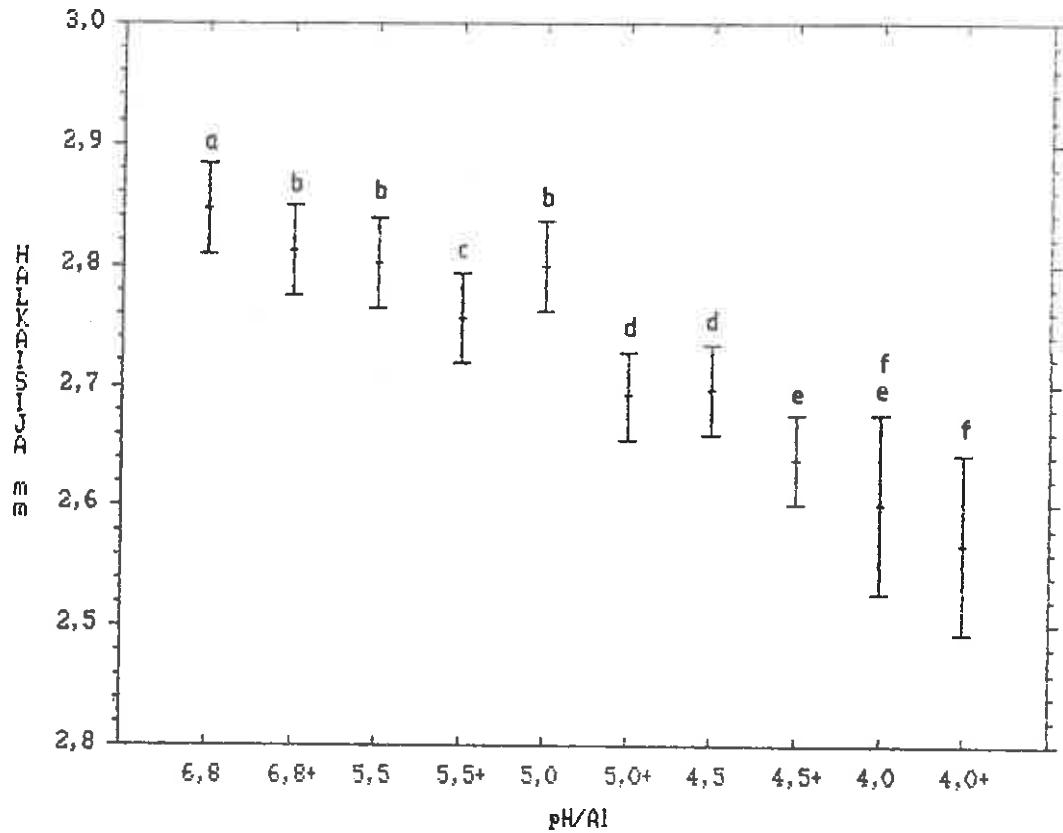
Kuva 17. Vastakuoriutuneiden A) hauen ja B) särjen poikasten akkumuloiman radioaktiivisen natriumin (Na-22) ulosvirtaus ajan funktiona yhden vuorokauden happamuus- ja alumiinialtistuksen jälkeen. Ks. selitykset kuvan 16 tekstistä.



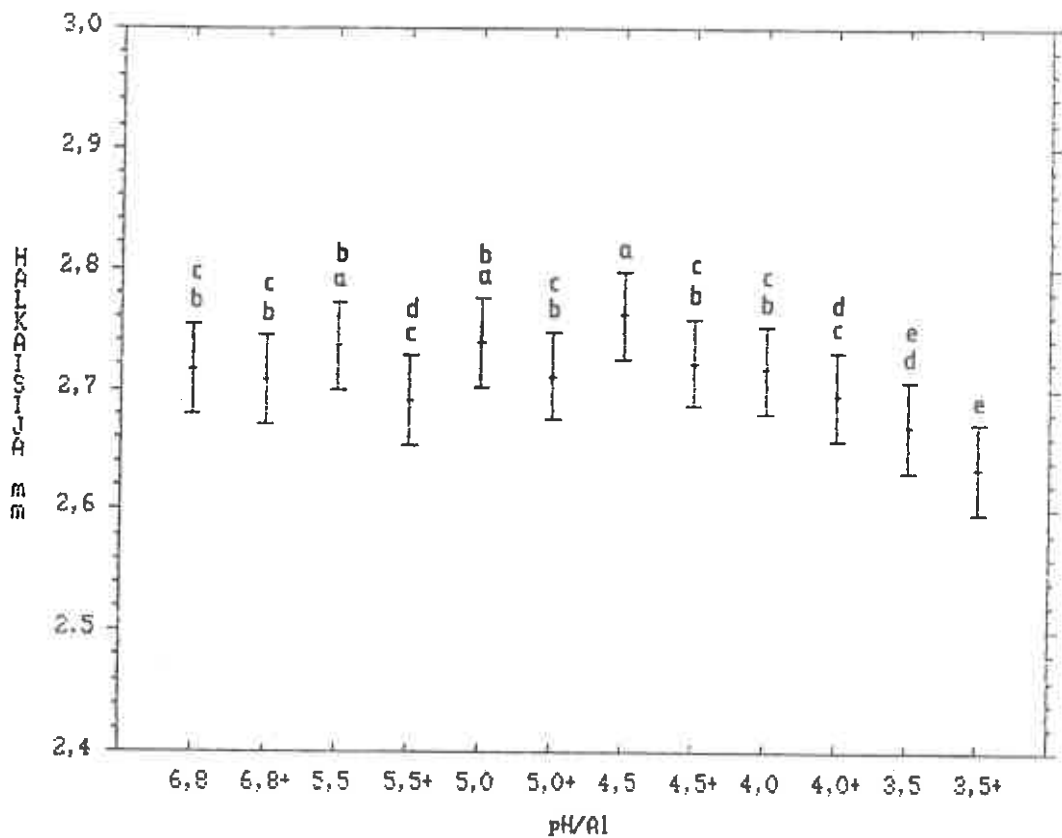
Kuva 18. Siian munien halkaisija (mm, keskiarvo \pm SE) silloin kun mäti on hedelmöitetty ja turvotettu testiliuoksissa (+ = Al 250 μ g/l). Eri kirjain janojen päällä tarkoittaa, että ryhmät eroavat toisistaan merkitsevästi ($p < 0,05$).

munat (kuva 21). Kaikkein eniten turposivat puhtaassa vedessä hedelmöitettyt ja heti pH:n 6,8 testivesiin tai pH:n 5,5 ja 5,0 alumiinittomiin liuoksiin siirretyt munat. Kaikissa testiliuoksissa puhtaassa vedessä hedelmöitettyt, mutta minuutin kuluttua testiliuoksiin siirretyt munat olivat merkitsevästi suurempia kuin munat, jotka oli myös hedelmöitetty näissä liuoksissa.

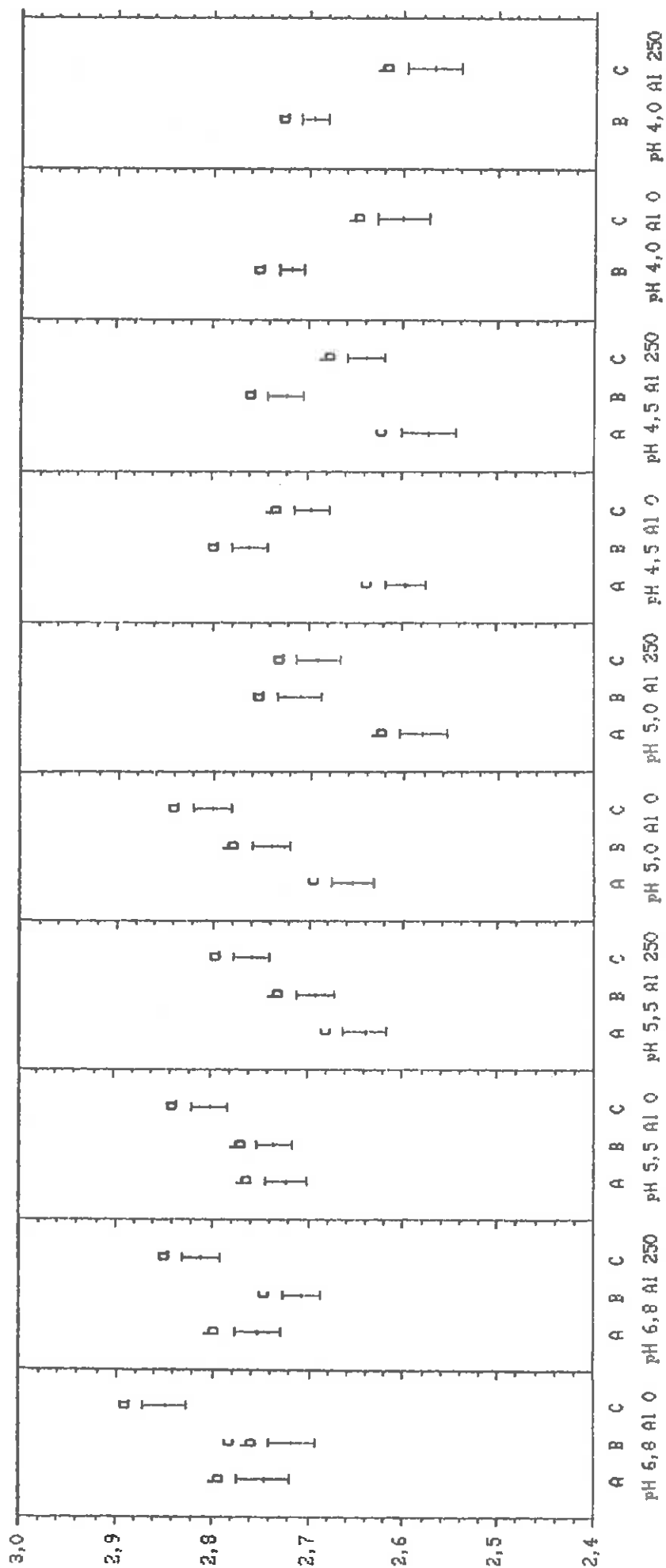
Munia ei hedelmöitynyt pH:ssa 3,5, jossa maiti saostui vedessä; pH:ssa 4,0 hedelmöityi vain muutama muna. Kokeen 4, jossa mäti hedelmöitettiin testiliuoksissa ja turvotettiin sekä haudotettiin puhtaassa vedessä, munien kuolleisuudesta päätellen hedelmöitymisprosentti alumiinittomissa liuoksissa kasvoi pH:n kasvaessa (kuva 22). Kussakin pH:ssa (pH 4,5-6,8) hedelmöitymisprosentti oli alumiinittomassa liuoksessa selvästi suurempi kuin alumiiniliuoksessa.



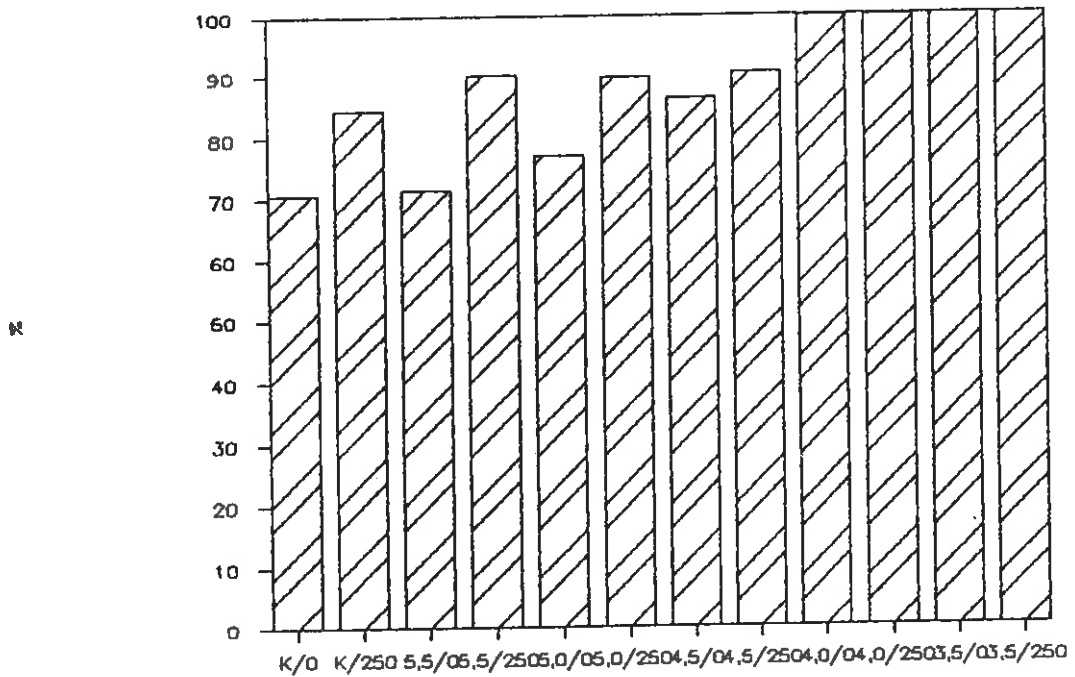
Kuva 19. Siian munien halkaisija silloin, kun mäti on hedelmöitetty puhtaassa vedessä ja turvotettu testiliuoksissa. Ks. selitykset kuvan 18 tekstistä.



Kuva 20. Siian munien halkaisija silloin, kun mäti oli hedelmöitetty testiliuoksissa ja turvotettu puhtaassa vedessä. Ks. selitykset kuvan 18 tekstistä.



Kuva 21. Eri kokeiden välinen siian munien läpimitan vertailu erikseen kussakin testiliuoksessa (erotettu pystyviivoin). Koe 1 = A = hedelm. + turv. + haud. testiliuoksissa; koe 4 = B = hedelm. testiliuoksissa, turv. + haud. puhtaassa vedessä; koe 3 = C = hedelm. puhtaassa vedessä, turv. + haud. testiliuoksissa. Ks. kirjainten selitykset kuvan 18 tekstistä.



Kuva 22. Siian munien kuolleisuus n. 260 d°C:een mennessä kokeessa 4, jossa mäti hedelmöitettiin testiliuoksissa, mutta turvotettiin ja haudotettiin puhtaassa vedessä.

Munat kuolivat pH:n 3,5 liuoksissa vuorokaudessa, jos ne oli hedelmöitetty näissä liuoksissa tai siirretty niihin heti hedelmöityksen jälkeen; puhtaassa vedessä hedelmöitettyt ja turvotetut munat (koe 2) kuolivat viikossa.

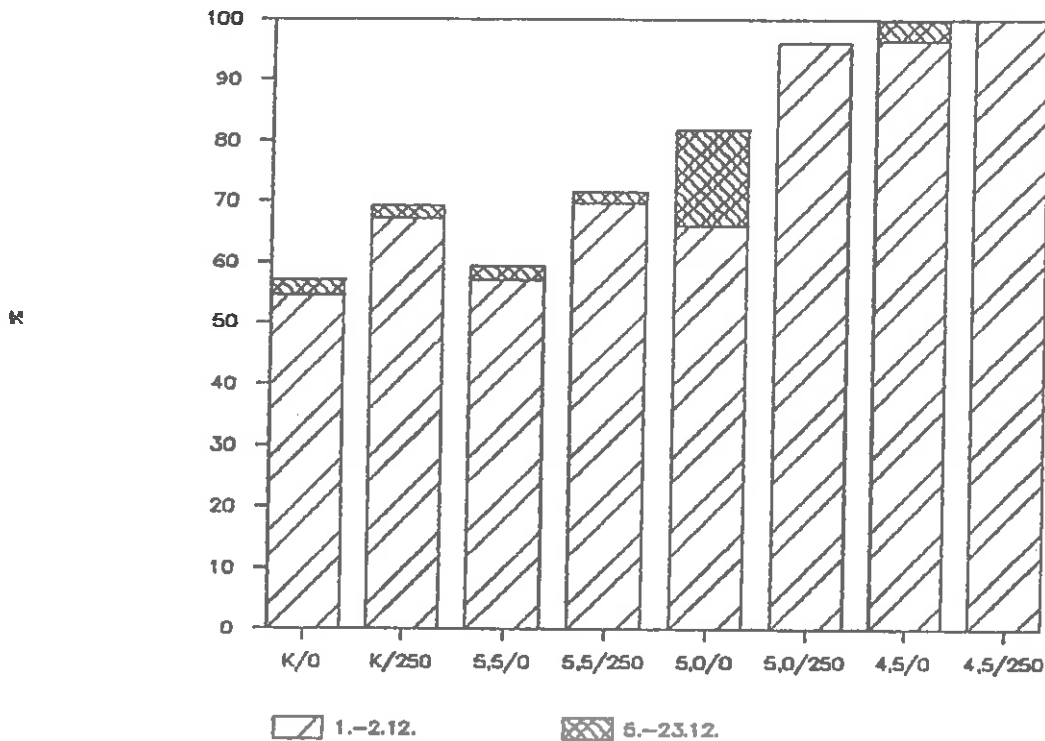
pH:ssa 4,0 munat kuolivat 3 päivän kuluessa, jos ne oli hedelmöitetty testiliuoksissa ja noin viikossa, jos ne oli hedelmöitetty puhtaassa vedessä ja siirretty heti testiliuoksiin. Puhtaassa vedessä hedelmöitettyt ja turvotetut munat kuolivat pH:ssa 4,0 kahden viikon kuluessa.

Kuukauden kuluessa kuolivat pH:ssa 4,5 alumiinittomassa liuoksessa kaikki munat, jotka oli hedelmöitetty puhtaassa vedessä ja siirretty testivesiin joko heti tai vuorokauden kuluttua. Alumiiniliuoksissa ne kuolivat jo kolmen viikon kuluessa. Samoin pH:ssa 4,5 alumiiniliuoksessa hedelmöitettyt ja koko ajan siinä haudotut munat kuolivat 3 viikon kuluessa, mutta alumiinittomassa liuoksessa muutama alkiollinen muna selvisi ns. silmäpistevaiheeseen asti ja viimeinen kuoli vasta yhdeksän viikon kuluttua hedelmöityksestä,

jolloin normaaleilla alkioilla sydän jo sykki ja ne liikkui-
vat melko vilkkaasti.

Hedelmöitymättömät munat, kuten hedelmöitysvedessä
pH:ssa 3,5 tai 4,0 olleet ja heti puhtaaseen veteen siirre-
tyt munat sekä yhden mätierän munat kaikissa kokeissa,
kuolivat neljän viikon kuluessa.

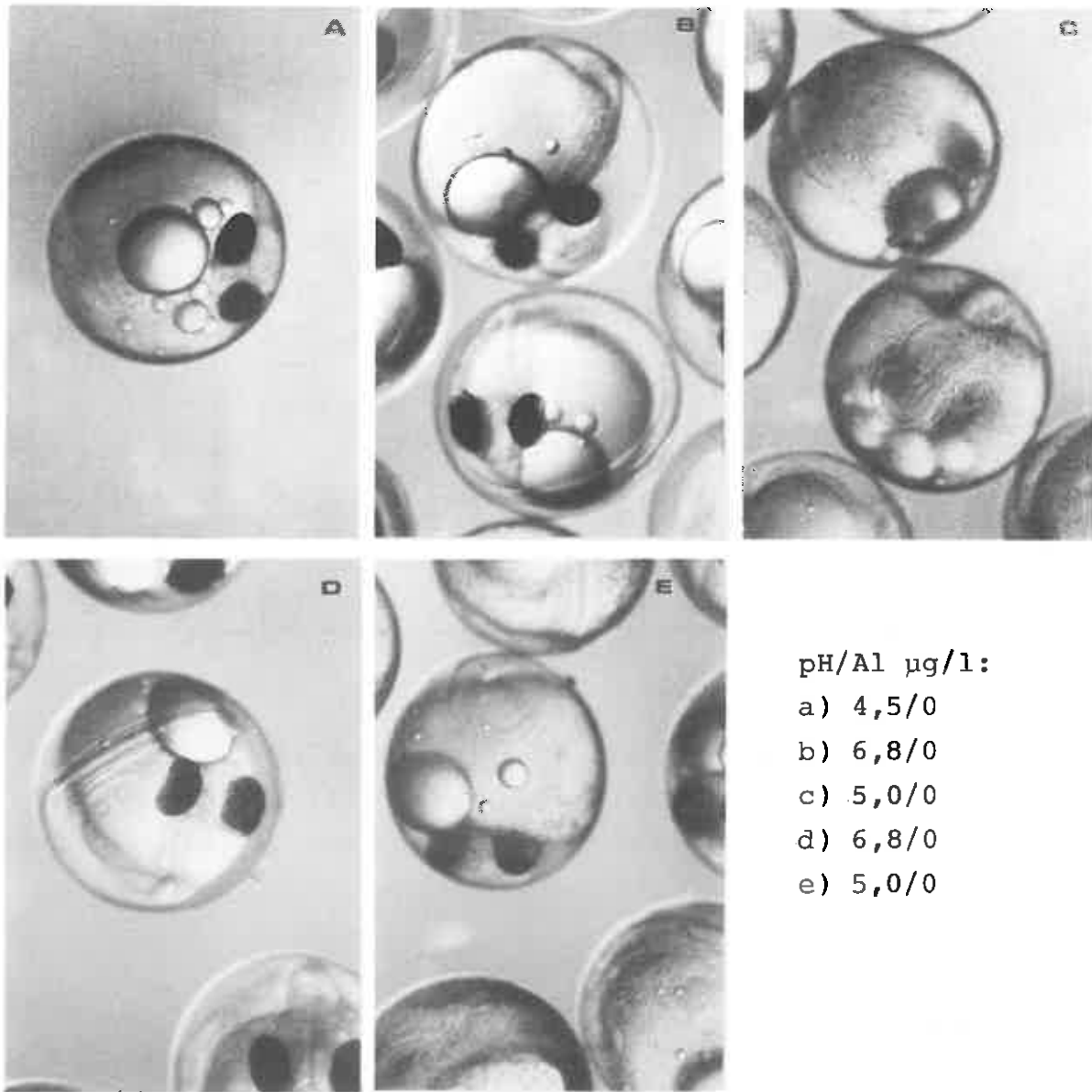
Kokeessa 1, jossa munat sekä hedelmöitettiin että turvo-
tettiin ja haudotettiin testiliuoksissa, kuolleisuus oli
sitä suurempaa mitä happamampaa vesi oli; ero pH:n 6,8
ryhmään oli selvä pH:ssa 5,0 ja sitä happamammassa (kuva
23). Kussakin pH:ssa kuolleisuus oli alumiiniliuoksessa
suurempaa kuin alumiinittomassa liuoksessa. Silmäpistevai-
heessa kuolleisuus oli alumiinittomissa liuoksissa suurempaa
kuin alumiiniliuoksissa.



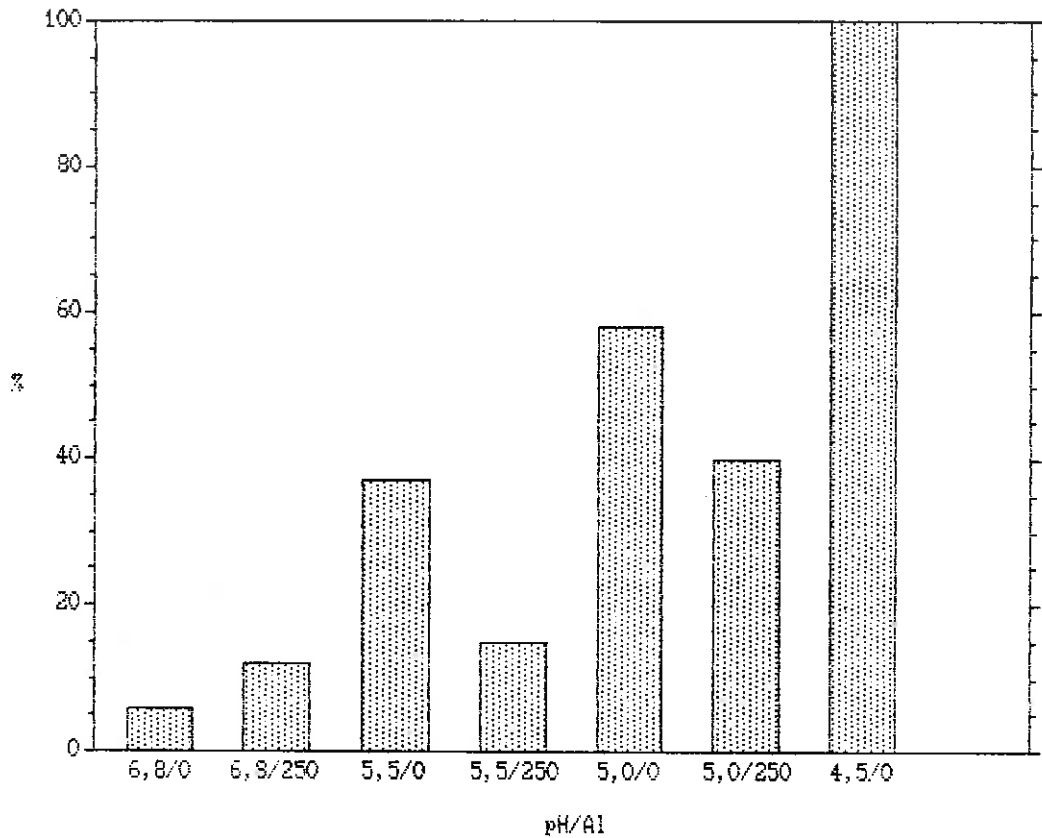
Kuva 23. Siian munien kuolleisuus ennen silmäpistevaihetta
(alaosa) ja silmäpistevaiheessa (n. 260 d°C; ylä-
osa), kun mäti oli hedelmöitetty, turvotettu ja
haudotettu testiliuoksissa (koe 1).

Kokeissa 3 ja 2, joissa munat oli joko vain hedelmöitetty tai hedelmöitetty ja turvotettu puhtaassa vedessä, mutta haudotettu testiliuoksissa, kuolleisuus oli vähäisintä pH:ssa 6,8, mutta juurikaan sitä suurempi se ei ollut pH:ssa 5,5. Selvästi suurempi oli kuolleisuus pH:ssa 5,0; pH:ssa 4,5 kaikki munat olivat 260 d^oC:seen mennessä kuolleet.

Mitä vähemmän munat olivat turvonneet, sitä sameampi niiden kuori oli (kuva 24a). pH:ssa 6,8 munat olivat kirkkaita ja niiden kuori hyvin läpinäkyvä sekä kuoren rakenne ("reikäisyys") selvästi nähtävissä (kuvat 24 b ja d). Näissä munissa, joissa perivitelliiniontelo oli suuri, alkioidilla oli hyvin tilaa kehittyä ja liikkua, kun taas niukasti turvonneissa munissa alkiot näyttivät olevan puristuksissa kuoren ja ruskuaisen välissä (kuvat 24 a, c ja e). pH:ssa 6,8 alkiot liikkuttelivat melko usein selkärankaansa mikroskopitaessa (n. 260 d^oC:ssa), mutta happamammissa liuoksissa ne liikkuivat vähemmän; näytti jopa siltä että esim. pH:ssa 5,0 ne eivät oikein sopineet liikkumaan perivitelliiniontelon ahtauden vuoksi. pH:ssa 5,0 alkiot liikkuivat harvoin ja pH:ssa 4,5 eivät lainkaan. Sakkaa esiintyi perivitelliiniontelossa - eniten selkärangan ympärillä - happamampien liuosten munissa. Happamuuden myötä lisääntyi epänormaalien alkioiden määrä (kuva 25). Tyypillinen happamuuden aiheuttama epänormaalisuus oli selkärangan mutkat (kuvat 24 c ja e). Suuremmissa pH-arvoissa sen sijaan oli lähinnä muita epämuodostumia (kaksipäisyys, päättömyys, pienisilmäisyys). Useimmilla pH:n 6,8 alkioidilla sykki sydän ja veren virtaus oli useilla nähtävissä. Happamammissa liuoksissa tällaisten alkioiden määrä oli pienempi. Alkioita, joiden selkäranka oli mutkalla tai niitä joilla sydän ei sykkinyt, oli enemmän alumiinittomissa liuoksissa kuin alumiiniliuoksissa (kuva 25).



Kuva 24. Siian munia alkioineen kuvattuna n. 260 d°C:ssa kokeesta 1, jossa mäti oli hedelmöitetty, turvotettu ja haudotettu testiliuoksissa. Kuvien mittakaava on sama.



Kuva 25. Epänormaalien siian alkioiden määrä (%) eri altistusryhmissä (n. 260 d°C:ssa) silloin, kun mäti oli sekä hedelmöitetty että haudotettu testiliuoksissa.

4. TARKASTELU

4.1. Kevään vesinäytteet

Lumen sulamisvesien happamoittava vaikutus näkyi selvästi järvien veden laadussa; pintavedessä ja 1 m:n syvyydessä veden puskurikyky oli yleensä kulutettu loppuun ja pH oli myös pienentynyt. Havainnot pitävät hyvin yhtä aikaisempien vuosien vastaavien havaintojen kanssa (TUUNAINEN ym. 1987, 1988).

Uudenmaan taimenpuroista ei ole aikaisempia vedenlaatu-havaintoja, joten pH:n muutoksista ei voida sanoa mitään vertailutietojen puuttuessa. Nyt tehtyjen mittausten perusteella vaikuttaa tosin siltä, että purojen veden puskurikyky on niin hyvä, että veden pH ei juuri muuttunut lumen

sulamisvesien vaikutuksesta. Kuitenkin lumien sulamisen edistyessä veden puskurikyky selvästi väheni, vaikkakin jäi vielä hyväksi. Sulamisvesien purojen veden laatua muuttava vaikutus näkyi myös mm. kalsiumpitoisuuden pienenemisenä ja alumiinin kokonaispitoisuuden suurenemisenä yli kaksinkertaiseksi. Tällöin labiilin alumiininkin pitoisuudet ovat todennäköisesti kasvaneet ensimmäisestä mittauskerrasta, jolloin ne olivat melko pieniä.

Lammilla sijaitsevan Luutajoen veden pH-arvo pieneni lumen sulamisen aikaan, toisin kuin Uudenmaan puroissa, mikä johtuu ilmeisesti Luutajoen veden vähäisemmästä puskurikyvystä. pH:n pieneneminen osoittaa, että virtaavissa vesissä alkaliteetti $> 0,10$ mmol/l, jota järvissä voidaan pitää happamoitumisen kannalta sangen turvallisena (PÄTILÄ 1984, vrt. myös TUUNAINEN ym. 1987), ei takaa veden puskurikyvyn säilymistä äkillisen happokuormituksen aikana. Virtaavien vesien äkilliset pH:n pienenemiset keväisin ovat tavalaisia (mm. HAAPALA ym. 1975, DICKSON 1980), mutta yleensä niiden esiintyminen on yhdistetty lumien sulamisen alkuvaiheeseen (DAVIES ym. 1984, HARVEY ja WHELPLEDALE 1986, KELSO ym. 1986). Luutajoen pienimmät pH- ja alkaliteetti-arvot mitattiin kovan sateen (14 mm) ja sitä seuranneen veden nousun jälkeen. Koska kuitenkin jo edellisellä mittauskerralla oli havaittu aikaisempaa pienempiä pH-arvoja, ei pH-minimi voinut johtua pelkästään kyseisestä sateesta. Evon kalastuskoeaseman elokuun lopussa tekemissä sähkökalastuksissa Luutajoesta saatiin keväällä 1988 kuoriutuneita 6 - 7 cm:n mittaisia taimenen poikasia (J. TULONEN, suullinen ilmoitus), mikä osoittaa vastakuoriutuneiden taimenen poikasten kestäneen toukokuuisen pH-minimin.

Tenojoen vesistön näytepisteissä oli havaittavissa tulvan huippuun sattuva pH:n pieneneminen ja tulvan laskiessa pH nopeasti suureni entisiin lukemiinsa. Tenojoen veden puskurikyvyn on havaittu viime vuosikymmeninä pienentyneen (K. KINNUNEN, suullinen tieto), vaikkakin se on edelleen hyvä. Tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen kuitenkin osoittaa, että Lapissakin lumien happamat sulamisvedet kuluttavat veden puskurikykyä. Tenojoen vesistön jokien tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen - vaikka joen veden puskurikyky tavallisesti on hyvä - johtuu todennäköisesti

siitä, että lumen sulamisvedet virtaavat suoraan jokiin maan ollessa vielä jäässä ja sulamisvesien vaikutuksesta joen vesitilavuus kasvaa moninkertaiseksi, jolloin happamoittava kuormitus on tarpeeksi suuri kuluttaakseen puskuri-kykyä. Tulvan aikaan poikaset eivät ole vielä kuoriutuneet tai ovat vielä soran sisässä, sillä kuoriutuneita poikasia saadaan sähkökoekalastuksissa vasta heinäkuun toisella viikolla. Tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen jää niin lyhytaikaiseksi, että se ei ehkä ehdi vaikuttaa poikasiin.

4.2. Koekalastukset

Havaitut erot tutkimusjärvien koekalastussaaliiden painossa vuosien 1985 ja 1988 välillä johtuivat todennäköisemmin verkkopyynnille tyypillisestä vaihtelusta kuin happamoitumisen aiheuttamasta kalamäärän vähenemisestä. Sen sijaan särjen puuttuminen vuonna 1988 kahden sellaisen järven saaliista, joissa sitä oli vuonna 1985, viittaa lajin häviämiseen. Jo kolme vuotta sitten Iso-Simin ja Vuorilammen särkisaaliit olivat niukat (TUUNAINEN ym. 1986) ja myös paikallisen väen kertoman mukaan särki on vähentynyt viime vuosikymmenien aikana.

Koekalastussaaliin koostuminen yksinomaan isoista ahvenista osoittaa, että lajin lisääntyminen ei ole onnistunut kertaakaan kuluneen kolmen vuoden aikana Hauklammessa ja Munajärvessä ja että järvet ovat muuttumassa kalattomiksi. Sen sijaan voimakkaasti happamoituneista Pienestä Lehmälammesta, Saaren Mustasta ja Orajärvestä saadut 2- ja 3-vuotiaat ahvenet osoittavat lisääntymisen onnistuneen. Saaren Mustan ahventen selvästi hidastunut kasvu viittaa populaation tiheyden suurenemiseen ja siitä johtuvaan ravintokilpailun voimistumiseen (vrt. RAITANIEMI ym. 1988). Särkien keskikoon suureneminen kaikissa tutkituissa populaatioissa viittaa heikentyneestä lisääntymisestä johtuvaan kantojen taantumiseen.

4.3. Särki järvien happamoitumisen indikaattorina

Sopiakseen ympäristömuutoksen osoittajaksi lajin tulee olla laajalle levinnyt, yleinen, tunnettu, helposti havaittava tai pyydystettävä ja - ennen muuta - sen täytyy reagoida kyseiseen ympäristötekijään (POSPISIL ja BOHAC 1986). Särki täyttää varsin hyvin nämä vaatimukset happamoitumisen osoittajana.

Koska särjen varhaiset kehitysvaiheet ovat herkkiä happamuudelle (MILBRINK & JOHANSSON 1975, VUORINEN ym. 1988) sen lisääntyminen häiriintyy pH-alueella 5,0 - 6,0, mikä johtaa kannan harvenemiseen ja ikääntymiseen. Seurauksena on koekalastussaaliin koostuminen harvoista isoista särjistä (TUUNAINEN ym. 1987). Tällöin särkikannan rakennetta kuvaavat saaliin ominaisuudet kuten kalojen keskipaino tai -pituus ovat happamoitumisen vaikutuksen parhaita osoittajia, mikä näkyy tässä aineistossa sekä niiden parhaina korrelaatioina veden pH:n kanssa että erittäin merkitsevinä eroina eri happamuusluokkien kesken.

Happamuuden lisäksi myös järvien rehevyys vaikuttaa särkikantojen runsauteen (SVÄRDSON 1976). Särki menestyy lajien välisessä kilpailussa parhaiten rehevissä vesissä ja muodostaa niissä tiheimmät kannat (LESSMARK 1983). Kaikki tämän aineiston järvet ovat kuitenkin karuja latvavesiä, joten veden happamuutta voidaan pitää tärkeimpänä särkikantoihin vaikuttavana tekijänä näissä järvissä.

4.4. Rapututkimukset

Nokian Alisellajärvellä koeravustettiin jokseenkin sama rantaosuus kuin vuonna 1987. Merkintä-takaisinpyyntimenetelmään perustuva kannan koon arvio 374 ± 159 rapua, oli myöskin samaa suuruusluokkaa kuin edellisen vuoden arvio, 380 ± 243 rapua (TUUNAINEN ym. 1988). Myös kummankin sukupuolen saalisrapujen keskikoko oli sama kuin kahtena aikaisempana vuonna, joina järvessä on koeravustettu (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Rapukanta koostuu edelleen huomattavan suurista yksilöistä. Vuoden 1988 heinä-elokuussa paikalliset sukeltajat näkivät järven pohjalla runsaasti suuria kuollei-

ta rapuja (M. Markkanen, S. Vänni, suull. tiedonanto). Koska elokuun koeravustus tuotti tavanomaisen saaliin, ei kysymyksessä voinut olla mikään loisepidemia, vaan pikemmin-kin vanhojen yksilöiden kuoleminen, jota korkea veden lämpötila yhdessä happamuuden kanssa mahdollisesti joudutti. Kuten aikaisempinakin vuosina, pienet yksilöt puuttuivat saaliista. Järven rapukannan säilyminen lieneekin ainakin osittain laskupurossa tapahtuvan lisääntymisen varassa. Siihen viittaa, paitsi se että joesta saatiin muutamia pieniä yksilöitä, myös se että rannasta saatiin kaksi rapua, jotka oli v. 1987 merkitty vastakkaiselta rannalta lähtevässä laskupurossa.

Pohjan Flacksjössä kannan arvio, $2\ 541 \pm 826$ yli 7 cm mittaista rapua, osoitti kannan olevan melko tiheä. Rantametriä kohti laskettuna raputiheytenä se oli samaa luokkaa kuin neutraalista oligotrofisesta Vuorijärvestä määritetty tiheys, 1,7 rapua rantametrille (WESTMAN & PURSIAINEN 1982).

Rapujen kasvunopeus riippuu yksittäiseen kuorenvaihtoon liittyvästä pituuskasvusta ja kuorenvaihtojen tiheydestä. Kuorenvaihdossa tapahtuvasta pituuskasvusta saatiin tietoja viidestä järvestä, joista kolmesta vastaavia tietoja on myös edelliseltä vuodelta (TUUNAINEN ym. 1988). Kaikissa näissä järvissä selkäkilven pituuden lisäys kuorenvaihtoa kohti on ollut kummallakin sukupuolella vuonna 1988 edellisvuotista pienempi. Alisenjärven koiraille ero on tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,050$). Alisenjärven koiraiden selkäkilven pituuden lisäys kuorenvaihtoa kohti oli vuonna 1987 $6 \pm 0,5$ mm. Se oli suurempi, vaikkakaan ei tilastollisesti merkitsevästi, kuin vuosina 1981 - 1984 neutraalista Vuorijärvestä määritetty keskiarvo 5,5 mm (PURSIAINEN ym. 1989). Vuonna 1988 Alisestajärvestä määritetty selkäkilven pituuden lisäys kuorenvaihtoa kohti oli puolestaan erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) Vuorijärvestä määritettyä kasvua vähäisempi. Myös Flacksjön koiraiden selkäkilven pituuden lisäys samoin kuin kaikkien järvien naaraiden selkäkilven pituuskasvu oli Vuorijärvestä määritettyä kasvua (4,5 mm) erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) vähäisempää. Aineiston neutraalien järvien ravuista tehdyt havainnot eivät poikkea happamista järvistä tehdyistä havainnoista.

Vuosien 1987 ja 1988 välillä havaitut selkäkilven kasvuerot kuorenvaihdossa selittynevät parhaiten vuosien suurilla sääeroilla. Kesä 1987 oli viileä ja vesi lämpeni hitaasti, mistä johtuen rapujen kuorenvaihto viivästyi. Vuonna 1988 vedet lämpenivät nopeasti ja rapujen ensimmäinen kuorenvaihto tapahtui esimerkiksi Evon kalanviljelylaitoksessa 3 - 4 viikkoa edellisvuotista aikaisemmin. Yhdestäkään koejärvestä ei saatu kuorenvaihtotietoja koko kasvukauden ajalta riittävän monesta yksilöstä, jotta vuotuinen kokonaiskasvu olisi voitu määrittää.

4.5. Happamoituneiden järvien kutuahventen fysiologia

Tutkituista järvistä Tammelan Kaitajärvi vastaa veden pH:n ja kokonaisalumiinipitoisuuden suhteen emosiika- (TUUNAINEN ym. 1987) ja emomuikkualtistuksen (TUUNAINEN ym. 1988) ryhmää "pH 4,75" ja Pieni Lehmälampi ryhmää "4,75 + Al". Näiden järvien ahvenkoirailta havaittiinkin sama ilmiö kuin altistetuilla muikuilla ja siioilla: testisten regressoituminen viivästyi. Näissä kahdessa järvessä ahvenet kutivatkin myöhemmin kuin Valkeassa Mustajärvessä tai Kattilajärvessä, kuten todettiin jo vuoden 1987 keväällä (TUUNAINEN ym. 1988). Ahvenilla siis samoin kuin siioilla ja mui-kuilla jo pelkkä happamuus viivästytti ovulaatiota ja spermiaatiota ja alumiini edelleen lisäsi happamuuden vaikutusta. Myös puronieriöiden ovulaation on havaittu viivästyneen happamuusaltistuksessa (TAM ja PAYSON 1986).

Naarasahventen plasman kalsiumpitoisuus oli kaikissa happamoituneissa järvissä pienempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Siikanaarailta happamuus- ja alumiinialtistus vaikutti samansuuntaisesti (TUUNAINEN ym. 1987). Siika-altistuksessa veden kalsiumpitoisuus oli noin nelinkertainen verrattuna siihen, mikä se keskimäärin oli happamuudeltaan samalaisissa järvissä, joten kalsiumin saanti on ollut helpompaa siioille altistusvedestä kuin ahvenille happamoituneiden järvien vedestä. Myös aikuisten puronieriöiden plasman kalsiumpitoisuuden todettiin pienentyneen 10 viikon altistuksessa pH:lle 5,2 (WOOD ym. 1988). BEAMISH ym. (1975) havaitsivat normaalina kutuaikana happamien järvien kalojen

seerumin kalsiumpitoisuuden olevan pieni ja kalojen kutematomia. Ahvenet kyllä kykenivät kutemaan, mutta kutu viivästyi happamoituneissa järvissä. Lienee mahdollista, että BEAMISHin ym. (1975) tutkimissa järvissä kalat ovat kuteneet myöhemmin samana vuonna, tutkimisajan jälkeen. Happamuudelle ja alumiinille altistetut puronieriätkin, joiden plasman kalsiumpitoisuus oli kutuaikana puolta pienempi kuin vertailuryhmässä, tuottivat kypsää mätiä (MOUNT ym. 1988).

Ahventen plasman natrium- ja kloridipitoisuuksissa ei todettu happamoitumisen aiheuttamaa pitoisuuksien pienene mistä, kuten on todettu laboratorioaltistuksissa muilla lajeilla (LEE ym. 1983, BARTON ym. 1985, WEINER ym. 1986) ja siika- ja muikkualtistuksessa (TUUNAINEN ym. 1987, 1988), vaan pikemminkin päinvastoin: happamoituneessa Pienessä Lehmälammessa sekä koiraiden että naaraiden plasman kloridipitoisuus oli suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Se ei aiheutunut hemokonsentraatiosta, koska koiraiden plasman proteiinipitoisuuksissa ei ollut eroja järvien välillä ja naaraiden plasman proteiinipitoisuus oli jopa pienempi happamoituneissa järvissä.

Happamoituneimmissa järvissä, Tammelan Kaitajärvessä ja Pienessä Lehmälammessa, sekä naaraiden että koiraiden veren huomattavasti suurentuneet hematokriittiarvot aiheutuivat punasolujen turpoamisesta, koska veren MCHC-arvot olivat hyvin pienet Valkean Mustajärven ahventen MCHC-arvoihin verrattuna eikä veren hemoglobiinipitoisuuksissa kuitenkaan ollut eroja. Samanlainen havainto tehtiin emosiika-altistuksessa koirailta (TUUNAINEN ym. 1987). KOMULAISEN ym. (1987) tutkimuksessa happamoituneessa järvessä ahvenilla oli suurempi MCHC kuin neutraalissa järvessä; myös niiden veren hematokriittiarvo ja hemoglobiinipitoisuus olivat suuremmat. Tuossa tutkimuksessa ahventen veren hemoglobiinipitoisuudet olivat paljon pienemmät ja hematokriittiarvot suuremmat kuin tässä tutkimuksessa. VALTOSEN ja LAITISEN (1988) tutkimuksessa happamasta alumiinipitoisesta järvestä pyydetyillä ahvenilla veren hematokriittiarvo oli pienempi kuin neutraalin järven ahvenilla; havainto on päinvastainen kuin em. tutkimuksissa. Puronieriänkin veren hematokriittiarvo oli kymmenen viikon happamuus- ja alumiinialtistuksessa suurentunut (WOOD ym. 1988).

Ahvennaaraat ja -koiraat reagoivat veren glukoosipitoisuuden suhteen eri lailla happamoitumiseen: naarailta veren glukoosipitoisuus oli Pienessä Lehmälammessa suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä, mutta koirailta se oli pienempi. Siikanaarailtakin veren glukoosipitoisuus oli happamuusaltistuksessa suurentunut enemmän kuin koirailta (TUUNAINEN ym. 1987). pH:ssa 4,5 kymmenen kuukautta altistetuilla puronieriöillä, sekä naarailta että koirailta, veren glukoosipitoisuus oli suurempi kuin vertailuryhmän kaloilla (TAM ym. 1987).

4.6. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset muikun kiduksiin

Muikkujen kiduksissa kloridisolujen hypertrofiaa tavattiin kaikissa altistusryhmissä, mutta erityisen voimakasta se oli ryhmässä "pH 4,75 + Al". Samoin kirjolohella happamuus-alumiinialtistus (pH 5,2 ja 4,7; Al 135 tai 270 µg/l) aiheutti kloridisolujen hypertrofiaa (EVANS ym. 1988). Myös siialla happamuus-alumiinialtistuksessa kidusten epiteelin hypertrofia oli vallitseva rakenteellinen muutos, vaikkakaan kloridisoluja ei tuolloin käytetyllä tekniikalla kyetty erottamaan.

Muikulla ei ollut suurta eroa alumiinitäplien määrässä pH:ssa 4,75 ja 5,25, mutta siialla oli alumiinitäpliä selvästi enemmän pH:ssa 4,75 kuin pH:ssa 5,75 (TUUNAINEN ym. 1988). Siialla oli pH:ssa 4,75 huomattavasti enemmän alumiinitäpliä kuin muikulla samassa pH:ssa. Kirjolohella oli pH:ssa 5,2 alumiinipitoisuudessa 540 µg/l enemmän alumiiniksi epäiltyjä saostumia kloridisoluuissa kuin alumiinipitoisuudessa 324 µg/l, ja pH:ssa 4,7 alumiinipitoisuus 540 µg/l aiheutti kloridisolujen kuoleman (EVANS ym. 1988). YOUSON ja NEVILLE (1987) osoittivat mikroröntgenanalyysillä, että kirjolohen kidusten sekundaarilamellien epiteeli- ja kloridisolujen sisältämät saostumat olivat alumiinia. Happamoituneiden järvien puronieriöillä todettiin kloridisolujen degeneraatiota ja vauriot olivat pahimmat niissä kalojen kiduksissa, joissa oli eniten alumiinia (CHEVALIER ym. 1985). Alumiini - suurempina pitoisuuksina enemmän kuin

pienempinä - esti happamassa liuoksessa särjen ja hauen poikasilla natriuminottoa (ks. kohta 3.7.). Kloridisolut ottavat aktiivisesti ioneja ympäröivästä vedestä. Silloin kun vetyionikonsentraatio on suuri, alumiinia joutuu enemmän sisään, kuin jos vetyionipitoisuus on pieni. Sisään mennyt alumiini estänee kloridisolujen normaalia toimintaa. STAURNES ym. (1984) totesivatkin alumiinin happamassa vedessä inhiboivan Na/K-aktivoituneen ATPaasin toimintaa. Muikulla oli ryhmässä "pH 4,75" kloridisoluissa enemmän apikaalikuoppia, jotka saattavat ilmentää kloridisolujen aktiivisuutta, kuin ryhmässä "pH 4,75 + Al". Tämäkin saattaa viitata alumiinin kloridisolujen toimintaa inhiboivaan vaikutukseen.

Siian (TUUNAINEN ym. 1988) ja muikun kidukset reagoivat alumiinialtistukseen pH:ssa 4,75 sikäläkin eri tavoin, että altistus lisäsi siian kidusten limasolujen määrää, mutta vähensi sitä muikulla. Lumen sulamisen aikaan (veden pH 4,9 ja Al 0,8 mg/l) purotaimenten kidusten limasolujen määrä lisääntyi ja limaneritys kasvoi niin, että sekundaarilamelit fuusioituivat (FISCHER-SCHERL ja HOFFMANN 1988).

4.7. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasten natriuminvaihtoon

Hauen ja särjen poikasten natriuminotto reagoi happamuus- tai happamuus- ja alumiinialtistukseen samalla tavalla eli kummallakin lajilla happamuus vähensi natriuminottoa ja alumiini lisäsi happamuuden vaikutusta. Juveniililla taimenella happamuusaltistus (pH 4,5 ja 4,0) ei vaikuttanut natriumin sisäänottoon, mutta happamuus-alumiinialtistus vähensi sitä (DALZIEL ym. 1986). Altistukset eivät näyttäneet vaikuttavan särjellä eikä hauella natriumin ulosvirtaukseen. Taimenellakaan alumiini happamassa ei vaikuttanut natriumin ulosvirtaukseen, mutta pelkkä happamuus lisäsi sitä jonkin verran (DALZIEL ym. 1986). Aikuisella puronieriällä todettu natriumkato aiheutui BOOTHin ym. (1988) mukaan sisäänoton inhiboitumisesta ja ulosvirtauksen kiihtymisestä. Sisäänoton inhiboituminen oli puronieriälläkin pH:sta riippuvaista ja alumiini lisäsi vaikutusta; alumiini myös vielä kiihdytti ulosvirtausta. Vastakuoriutuneista

särjen ja hauen poikasista särjen poikasten natriuminotto oli vilkkaampaa. Särjen poikanen on paljon aktiivisempi kuin hauen poikanen, ja sen aineenvaihdunta on ilmeisesti vilkkaampaa, mitä osoittaa myös särjen poikasten suurempi hapenkulutus hauen poikasiin verrattuna (TUUNAINEN ym. 1988). Lisäksi särjellä natriuminottoon vaikutti pienempi alumiinipitoisuus kuin hauella; särjen onkin todettu muissa testeissä olevan haukea herkempi happamuudelle ja alumiinille (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). FREDÄ ja McDONALDinkin (1988) mukaan lajien väliset herkkyyserot näkyvät natriuminvaihdon eroissa.

Edellisen vuoden tulosten mukaan pelkkä happamuus (pH 5,0) ei vähentänyt natriuminottoa särjellä (TUUNAINEN ym. 1988), mutta samassa pH:ssa alumiinipitoisuus 200 µg/l vaikutti samoin kuin tämän vuoden kokeessa. Ero voi johtua siitä, että tällä kertaa testiliuokset valmistettiin synteettiseen veteen, jonka ionivahvuus oli alle puolet Pahkajärven veden (jota käytettiin edellisessä kokeessa) ionivahvuudesta. Veden ionivahvuuden vaikutus näkyy myös tämän vuoden tuloksissa siinä, että vertailuryhmän (synteettinen vesi; Ca 0,034 mmol/l) poikasilla natriuminotto oli paljon vähäisempää kuin Pahkajärven vedessä (Ca 0,115 mmol/l) olleilla poikasilla, vaikka kummankin veden pH oli sama.

4.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet siian mädillä

PETERSON ym. (1982) totesivat, että useimpien kalalajien hedelmöityminen epäonnistuu, jos veden pH on pienempi kuin 4,0. Siialla hedelmöityminen oli jokseenkin olematonta pH:ssa 4,0. Sitä suuremmissa pH-arvoissa hedelmöitymistulos parani pH:n kasvaessa, mutta oli ainakin vielä pH:ssa 5,0 selvästi huonompi kuin pH:ssa 6,8. DAYE ja GLEBEN (1984) kokeissa lohen mädin hedelmöitymistulos huononi pH:n pienen tyessä 5,0:sta 4,0:aan; pH:ssa 4,0 ei munia enää hedelmöitynyt.

Alumiini selvästi heikensi siian mädin hedelmöitymistulosta kaikissa pH-arvoissa, eikä tämä vaikutus näyttänyt olevan pH:sta riippuvainen. Samoin alumiini vähensi munien turpoamista jopa silloin, kun munat olivat alumiiniliuoksis-

sa vain minuutin eli hedelmöittämisajan. Kun muna joutuu kosketuksiin veden kanssa, tapahtuu plasmamembraanissa potentiaalimuutos, johon liittyy munan sisällä kalsiumin vapautuminen. Seuraa ns. kuorireaktio, jolloin plasmamembraanin alla olevista rakkuloista vapautuu kolloidia plasmamembraanin ja kuoren väliin. Plasmamembraani on hyvin läpäisevä kolloidien vapautumisen aikaan ja ennen sitä (PETERSON ym. 1982, ALDERDICE 1988). Proteiininen kolloidi saa aikaan osmoottisen veden - ja samalla ionien - imeytymisen plasmamembraanin ja kuoren väliin, jolloin muodostuu perivitelliinintelo ja muna turpoaa (PETERSON ym. 1982, ALDERDICE 1988). Alumiini ilmeisesti häiritsee munan aktivaatiota ja kuorireaktiota.

Myös happamuus selvästi vähensi munien turpoamista ainakin vielä pH:ssa 5,5. Happamuuden on todettu vähentävän muillakin lajeilla munien turpoamista. Kirjolohen munat imivät samoin pH:ssa 5,5 ja sitä happamammassa vähemmän vettä kuin pH:ssa 7,2 (ROMBOUGH ja JENSEN 1985), mutta vasta pH:ssa 5,0 väheni veden imeytyminen lohen muniin (PETERSON ja MARTIN-ROBICHAUD 1982) ja puronieriän muniin pH:n pienentyessä alle 5,0:n (ST-PIERRE ja MOREAU 1987). Lohen ja kirjolohen munat imivät vettä 1 - 2 tunnin ajan hedelmöityksen jälkeen (PETERSON ja MARTIN-ROBICHAUD 1982, ROMBOUGH ja JENSEN 1985). Siialla happamuus häiritsi pysyvästi kuorireaktiota selvästi vain pH:ssa 3,5, sillä kun munat olivat hedelmöityksajan testiliuksissa ja siirrettiin minuutin kuluttua puhtaaseen veteen, vain tämän pH:n ryhmässä ne jäivät merkitsevästi pienemmiksi kuin pH:ssa 6,8 hedelmöitettyt munat. Kuitenkaan kuorireaktio ei ehtinyt tapahtua minuutissa tai sitten suuri vetyionikonsentraatio estää muuten - esim. muuttamalla kolloidiproteiinien osmoottisia ominaisuuksia - veden imeytymistä kuoren ja plasmamembraanin väliin, sillä happamuuden ja alumiinin vaikutus turpoamiseen näkyi selvästi myös kokeessa, jossa munat oli hedelmöitetty puhtaassa vedessä, mutta siirretty minuutin kuluttua testiliuksiin. Perivitelliininessen ja muna ympäröivän veden välillä vallitsee potentiaaliero ja vetyionikonsentraation kasvu aiheuttaa muiden kationien menetystä perivitelliininessestä (PETERSON 1984). Häiriöstä hedelmöityksen jälkeisessä vedenotossa seuraa osmoregulaatiokyvyn

muutoksia myöhemmässä alkiovaiheessa (JOHANSSON ym. 1981, McKIM 1985). Näytti myös siltä, että normaalia vähäisempi kuoren turpoaminen saattaa estää mekaanisestikin siian alkion normaalia kehittymistä.

Siian munien kuolleisuus ennen silmäpistevaihetta ko-
keessa, jossa munat olivat koko ajan testiliuoksissa, lienee suurimmaksi osaksi hedelmöitymättömien munien osuutta. Kuitenkin se sisältää ainakin happamimpien liuosten ryhmissä myös alkiokuolleisuutta, sillä esim. pH:n 4,5 alumiiniryhmässä todettiin muutamia gastrulavaiheisia alkioita, mutta ennen silmäpistevaihetta kaikki munat tässä ryhmässä olivat kuolleet. Silmäpistevaiheen alkaessahan alumiiniliuoksissa oli kuolleisuus suurempaa - lähinnä hedelmöitymättömien munien suuremman osuuden vuoksi - kuin vastaavan pH:n alumiinittomassa liuoksessa. Silmäpistevaiheen aikana kuolleisuuserot näiden ryhmien välillä tasoittuivat ainakin pH:ssa 4,5, 5,0 ja 5,5, sillä kuolleisuus oli tällöin pH:n 4,5 ja 5,0 alumiinittomissa liuoksissa suurempaa kuin alumiiniliuoksissa ja lisäksi kaikissa näissä pH-arvoissa alumiinittomissa liuoksissa oli enemmän epänormaaleja, todennäköisesti piakkoin kuolevia alkioita. Myös kokeissa 2 ja 3, joissa munat oli hedelmöitetty puhtaassa vedessä, mutta haudottu testiliuoksissa, munien kuolleisuudesta päätellen happamuus lisäsi siian alkiokuolleisuutta 260 päiväasteeseen mennessä ainakin pH:ssa 5,0 ja sitä pienemmissä pH-arvoissa sekä pH:n 5,5 alumiinittomassa liuoksessa. Alumiini (300 µg/l) vähensi silmäpistevaiheessa altistettujen puronieriöiden kuolleisuutta pH:ssa 4,5, mutta ei vaikuttanut kuolleisuuteen pH:ssa 5,5 ja 7,5 (HUNN ym. 1987). Aikaisemman tutkimuksen mukaan alumiini ei kuitenkaan vaikuttanut silmäpistevaiheessa puronieriöiden alkiokuolleisuuteen (CLEVELAND ym. 1986). Alumiini (400 µg/l) näytti lisäävän särjen alkiokuolleisuutta happamissa vesissä, ainakin vielä pH:ssa 5,25, silloin kun mätä oli hedelmöitetty puhtaassa vedessä, mutta turvotettu testiliuoksissa (TUUNAINEN ym. 1988). Siikates-tien veden (synteettinen vesi) kalsiumpitoisuus oli pienempi ja se oli muutenkin vähäionisempaa kuin särkitesteissä käytetty järvivesi. Veden vähäionisuus ilmeisesti vaikeuttaa ionisäätelyä (ks. kohta 3.7.).

Perivitelliininesteen koostumus muuttuu alkionkehityksen edetessä: sen viskositeetti suurenee, mikä johtuu joko veden vähenemisestä tai aineenvaihduntatuotteiden kertymisestä (ALDERDICE 1988). Happamissa liuoksissa siian muniin silmäpistevaiheessa ilmaantunut sakka saattaa olla metaboliatuotteiden tai perivitelliininesteen komponenttien saostumia. Vajaasti turvonneen munankuoren läpäisykyky poikkeaa varmaankin normaalista; myös perivitelliinineste voi olla koostumukseltaan erilainen. Perivitelliinineste toimii ikäänkuin puskurina alkion ja munaa ympäröivän veden välillä (ALDERDICE 1988). Perivitelliininesteen pH pysyykin alkionkehityksen alkuvaiheessa huomattavasti ympäröivän veden pH:ta suurempana, mutta myöhemmässä alkionkehityksen vaiheessa se lähenee ympäröivän veden pH:ta (JOHANSSON ym. 1981). Siian alkiokuolleisuuden ja epänormaalien alkioiden määrän lisääntyminen silmäpistevaiheessa enemmän alumiinitomissa kuin alumiiniliuoksissa voi ehkä selittyä alumiinin puskurivaikutuksella.

TIIVISTELMÄ

Järvistä juuri ennen jäiden lähtöä otetuissa vesinäytteissä pintaveden pH oli keskimäärin pienempi kuin 1 tai 3 m:n näytteissä ja puskurikyky oli kulunut loppuun pintavedestä ja 1 m:n syvyydestä.

Uudenmaan taimenpuroissa lumen sulamisvesien vaikutus näkyi puskurikyvyn pienenemisenä, vaikka purojen veden pH ei juuri muuttunut. Lammilla sijaitsevan Luutajoen veden laatua seurattiin pitempään; veden pH oli pienimmillään kovien sateiden aikoihin lumien jo sulettua. Tenojoen vesistössä veden pH oli pienimmillään juuri tulvahuipun aikaan.

Kalakantojen rakennetta selvitettiin koekalastamalla 16 järveä, jotka oli tutkittu myös vuonna 1985. Useimmissa järvissä kalakantojen rakenne oli suunnilleen samanlainen kuin kolme vuotta sitten. Särkeä ei saatu kahdesta sellaisesta järvestä, joista edellisellä kerralla saatiin muutama yksilö. Särkien keskikoko oli suurempi kuin vuonna 1985, mikä myös viittaa happamoitumisesta johtuvaan kantojen taantumiseen. Eräiden happamoituneimpien järvien ahventen pituusjakaumat osoittavat, ettei ahven ole lisääntynyt niissä 1980-luvulla.

Särjen puuttuminen vuosien 1985 - 1987 koekalastusaineistossa järvistä, joiden pH on $< 5,0$, osoittaa, että herkkyytensä puolesta särki soveltuisi happamoitumisen osoittajalajiksi. Särkikannan rakennetta kuvaavat suureet: keskipaino, keskipituus ja kasvu olivat merkitsevästi erilaisia eri happamuusluokkiin kuuluvissa järvissä. Sen sijaan särjen runsautta kuvaavat muuttujat: lukumäärä, yhteispaino ja osuus koekalastussaaliissa, eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi eri happamuusluokissa.

Koeravustamalla täydennettiin aikaisemmin kerättyjä aineistoja mm. happamien järvien rapukantojen tiheydestä ja kuorenvaihtoon liittyvästä pituuskasvusta.

Kudun lopulla ahvenkoiraiden testisten suhteellinen paino oli suurempi happamoituneissa järvissä kuin Valkeassa Mustajärvessä (pH n. 6), vaikka näytteet näiden järvien ahvenista otettiin kudun viivästymisen vuoksi myöhemmin. Testisten paino ja maitia valuvien koiraiden osuus oli suurin Pienessä Lehmälammessa (pH n. 4,5; Al n. 200 $\mu\text{g}/\text{l}$),

jossa ahvenet myös kutivat viimeiseksi. Kaikissa happamoituneissa järvissä (Kattilajärvi, Tammelan Kaitajärvi ja Pieni Lehmälampi) naarasahventen plasman kalsiumpitoisuus oli pienempi ja koiraiden sekä naaraiden veren hematokriittiarvo suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Plasman natrium- ja kloridipitoisuudet eivät olleet happamoituneiden järvien ahvenilla pienempiä kuin Valkean Mustajärven ahvenilla.

Happamuudelle tai happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkujen kiduksissa havaittiin kloridisolujen hypertrofiaa; erityisen voimakasta se oli pH:ssa 4,75 alumiinille (200 µg/l) altistetuissa kaloissa. Alumiinitäplien määrä muikkujen kidusfilamenteissa ei ollut merkitsevästi suurempi ryhmässä "pH 4,75 Al" kuin ryhmässä "pH 5,25 + Al". Kummasakin ryhmässä muikkujen kiduksissa oli vähemmän limasoluja kuin vertailuryhmässä.

Sekä hauen että särjen vastakuoriutuneilla poikasilla happamuusaltistus vähensi natriumin sisäänottoa ja alumiini vielä voimisti vaikutusta; lisäksi veden vähäionisuus vähensi natriuminottoa.

Hedelmöitymistulos siialla huononi hedelmöitysveden happamuuden lisääntyessä; ainakin vielä pH:ssa 5,0 hedelmöityvyys oli vähäisempää kuin kuin pH:ssa 6,8. Alumiini (250 µg/l) vähensi munien hedelmöitymistä kaikissa pH-arvoissa; samoin se vähensi hedelmöitymisen jälkeistä munien turpoamista eli veden imeytymistä muniin. Myös happamuus - vielä ainakin pH 5,5 - vähensi munien turpoamista. Huonosti turvonneiden munien kuori oli samea ja perivitelliiniontelo pieni jopa niin, että poikasten normaali kehittyminen näytti mekaanisestikin mahdottomalta. Silmäpistevaiheen alussa ilmaantui happamissa liuoksissa munien perivitelliininesteseen sakkaa ja poikasten selkäranka oli usein epänormaalisti mutkalla; poikasten liikkuvuus ja sydämen toiminta oli vähäisempää kuin pH:ssa 6,8. Viimeiset alkiot pH:ssa 4,5 kuolivat silmäpistevaiheen alkupuolella; tällöin myös pH:ssa 5,0 ja 5,5 kuolleisuus kasvoi - enemmän alumiinittomissa kuin alumiiniliuoksissa.

SUMMARY

In 37 lakes sampled just before the ice-melt, the average pH was lower at the surface than at 1 or 3 m depth. In most lakes, no alkalinity was left at 0 - 1 m.

In potential trout brooks in the Uusimaa county, buffering capacities decreased as a result of melt-waters, although the pH values remained fairly constant. In a humic trout brook at Lammi, where changes in acidity were monitored during March - May, a sudden pH minimum and loss of alkalinity was detected in early May after a heavy rainfall, after the snow had already melted. In the Tenojoki river system, the lowest pH values coincided with the spring flood.

Sixteen lakes that were also examined in 1985 were test-fished. In most lakes the structure of fish populations was quite similar to that of 3 years before. Roach were absent from two lakes where single specimens had been caught in 1985. The mean size of roach was larger than in 1985, which may also be a sign of an acid-induced decrease in the populations. In some highly acidified lakes, the length frequency distributions of perch showed that there has been no successful reproduction during the 80's.

The absence of roach in acid lakes ($\text{pH} < 5.0$) examined in 1985 - 1987 indicates that roach are sensitive to low pH and might therefore be a suitable indicator of lake acidification. Parameters characterising the structure of roach populations (mean weight, length and growth) differed significantly among lakes of different pH groups. In contrast, parameters characterising the abundance of roach (total number, total weight and proportion in catches) showed no significant differences between pH groups.

Crayfish studies continued and data were added to previous year's data on the densities and growth at molting in crayfish populations of acidified lakes.

The gonadosomatic index of male perch was at the end of spawning higher in acidified lakes than in a circumneutral lake ($\text{pH} \text{ c. } 6$), although the perch were sampled later due to delayed spawning in the acidified lakes. The weight of perch testes and a portion of the male perch still containing milt

was greatest in a highly acidified lake (pH c. 4.5; Al c. 200 µg/l), where the perch were last to spawn. In all three acidified lakes, plasma Ca of female perch was lower and haematocrit values of both sexes higher than in the circumneutral lake. Plasma Na and Cl concentrations of perch in acidified lakes were not lower than in the circumneutral lake.

The hypertrophy of chloride cells was observed in the gills of vendace which were exposed to acid and aluminium. It was clearest at pH 4.75 when aluminium (200 µg/l) was added. The amount of aluminium dots in the gill filaments of vendace was not significantly higher in the test group "pH 4.75 + Al" than in the group "pH 5.25 + Al". In both groups there were less mucous-secreting cells in the gills than in the control group.

Acidity decreased the Na influx in newly-hatched fry of pike and roach and aluminium strengthened the effect still. In addition, the low ion content of the water decreased the Na influx.

The fertilisation of whitefish eggs decreased when the acidity of water increased: at pHs \leq 5.0 the fertilisation was lower than at pH 6.8. The addition of aluminium (250 µg/l) decreased the fertilisation of eggs at all pH levels.

Acidity up to at least pH 5.5 and aluminium decreased the water intake of fertilised eggs. The chorion of eggs with reduced water intake was somewhat opaque and their perivitelline cavity so small that normal development of the embryos seemed to be impossible. At the early eyed stage, some coagulation appeared in the perivitelline fluid of eggs held in acid solutions and spinal deformities were observed as well. The movements of embryos were less frequent and heart beats were not seen as often as in embryos in pH 6.8. The last embryos dying at pH 4.5 were at the early eyed stage. At that stage, the mortality of embryos increased at pH 5.0 and 5.5, more clearly in the exposures without aluminium than in those with aluminium added.

KIRJALLISUUS

- Abrahamsson, S. 1965. A method of marking crayfish Astacus astacus Linne in population studies. *Oikos* 16, s. 228-231.
- Alderdice, D. F. 1988. Osmotic and ionic regulation in teleost eggs and larvae. *Teoksessa: Fish physiology*, vol. 11A. The physiology of developing fish - eggs and larvae. Toim. W. S. Hoar & D. J. Randall. Academic Press. s. 163 - 251.
- Barton, B. A., Weiner, G. S. & Schreck, C. B. 1985. Effect of prior acid exposure on physiological responses of juvenile rainbow trout (Salmo gairdneri) to acute handling stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, s. 710 - 717.
- Beamish, R. J., Lockhart, W. L., Van Loon, J. C. & Harvey, H. H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *Ambio* 4, s. 98 - 102.
- Booth, C. E., McDonald, D. G., Simons, B. P. & Wood, C. M. 1988. Effects of aluminum and low pH on net ion fluxes and ion balance in the brook trout (Salvelinus fontinalis). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, s. 1563 - 1574.
- Chevalier, G. Gauthier, L. & Moreau, G. 1985. Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, Salvelinus fontinalis, from acidified lakes. *Can. J. Zool.* 63, s. 2062 - 2070.
- Cleveland, L., Little, E. E., Hamilton, S. J., Buckler, D. R. & Hunn, J. B. 1986. Interactive toxicity of aluminum and acidity to early life stages of brook trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115, s. 610 - 620.
- Dalziel, T. R. K., Morris, R. & Brown, D. J. A. 1986. The effects of low pH, low calcium concentrations and elevated aluminium concentrations on sodium fluxes in brown trout, Salmo trutta L. *Water Air Soil Pollut.* 30, s. 569 - 577.
- Davies, T. D., Abrahams, P. W., Tranter, M., Blackwood, I., Brimblecombe, P. & Vincent, C.E. 1984. Black acidic snow in the Scottish Highlands. *Nature* 312, s. 58-61.

- Daye, P. G. & Glebe, B. D. 1984. Fertilization success and sperm motility of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in acidified water. *Aquaculture* 43, s. 307 - 312.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. Teoksessa: Ecological impact of acid precipitation. Toim. D. Drablos & A. Tollan. SNSF-project. Oslo-Ås. s. 75 - 83.
- Evans, R. E., Brown, S. B. & Hara, T. J. 1988. The effects of aluminum and acid on the gill morphology in rainbow trout, Salmo gairdneri. *Env. Biol. Fish.* 22, s. 299 - 311.
- Fischer-Scherl, T. & Hoffmann, R. W. 1988. Gill morphology of native brown trout Salmo trutta m. fario experiencing acute and chronic acidification of a brook in Bavaria, FRG. *Dis. aquat. Org.* 4, s. 43 - 51.
- Freda, J. & McDonald, D. G. 1988. Physiological correlates of interspecific variation in acid tolerance in fish. *J. exp. Biol.* 136, 243 - 258.
- Haapala, H., Sepponen, P. & Meskus, F. 1975. Effect of spring floods on water acidity in the Kiiminkijoki area, Finland. *Oikos* 26, s. 26 - 31.
- Harvey, H. H. & Whelpdale, D. M. 1986. On the prediction of acid precipitation events and their effects on fishes. *Water Air Soil Pollut* 30, s. 579 - 586.
- Havas, M. 1986. A hematoxylin staining technique to locate sites of aluminum binding in aquatic plants and animals. *Water Air Soil Pollut.* 30, s. 735 - 741.
- Hunn, J. B., Cleveland, L. & Little, E. E. 1987. Influence of pH and aluminum on developing brook trout in a low calcium water. *Environ. Pollut.* 43, s. 63 - 73.
- Johansson, N., Runn, P. & Sohtell, M. 1981. Perivitelline pH of Salmonide eggs in relation to ambient pH. *Water Res. Bull.* 17, s. 994 - 999.
- Kelso, J. R. M., Minns, C. K., Lipsit, J. H. & Jeffries, D. S. 1986. Headwater lake chemistry during the spring freshet in North-Central Ontario. *Water Air Soil Pollut* 29, s. 245 - 259.
- Komulainen, E.-S., Leinonen, R., Nikunen, E. & Soivio, A. 1987. Happaman veden vaikutuksista ahveneen (Perca fluviatilis L.). SVY, Suomen voimalaitosyhdistys ry. 1987/3, 123 s. (moniste)

- LaZerte, B. D. 1984. Forms of aqueous aluminium in acidified catchments of Central Ontario - a methodological analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, s. 766 - 776.
- Lee, R. M., Gerking, S. D. & Jezierska, B. 1983. Electrolyte balance and energy mobilization in acid-stressed rainbow trout, Salmo gairdneri, and their relation to reproductive success. *Env. Biol. Fish.* 8, s. 115 - 123.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (Perca fluviatilis) and roach (Rutilus rutilus) in South Swedish lakes. *Väitöskirja, Lundin yliopisto, limnologian laitos.* 172 s.
- Louhimo, J. & Honkasalo, L. 1986. Taimenkanta ja taimenen ympäristövaatimukset Evon Luutajoessa. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. *Monistetuja julkaisuja* 45, s. 1 - 74.
- Marttinen, M. 1988. Uudenmaan jokien taimenkantojen inventointi. Potentiaaliset meritaimenjoet ja -purot. Uudenmaan Kalastuspiirin Kalastustoimisto. *Tiedotus* 4. (painossa)
- McKim, J. M. 1985. Early life stage toxicity tests. Teoksessa: *Fundamentals of aquatic toxicology, methods and applications.* Toim. G. M. Rand & S. R. Petrocelli. Washington, New York, London, Hemisphere Publishing Corporation. s. 58 - 95.
- Milbrink, G. & Johansson, N. 1975. Some effects of acidification on roe of roach, Rutilus rutilus L., and perch, Perca fluviatilis L. - with special reference to the Åvaå lake system in eastern Sweden. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 54, s. 52 - 62.
- Mount, D. R., Hockett, J. R. & Gern, W. A. 1988. Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 2. Vitellogenesis and osmoregulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, s. 1633 - 1642.
- Peterson, R. H. 1984. Influence of varying pH and some inorganic cations on the perivitelline potential of eggs of Atlantic salmon (Salmo salar). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, s. 1066 - 1069.
- Peterson, R. H., Daye, P. G., Lacroix, G. L. & Garside, E. T. 1982. Reproduction in fish experiencing acid and

- metal stress. Teoksessa: Acid rain/fisheries. Proceedings of an International Symposium on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. Toim. R. E. Johnson. American Fisheries Society. s. 177 - 196.
- Peterson, R. H. & Martin-Robichaud, D. J. 1982. Water uptake by Atlantic salmon ova as affected by low pH. Trans. Am. Fish. Soc. 111, 772 - 774.
- Pospisil, J. & Bohac, J. 1986. Bioindication as one of the principal methods of ecological monitoring. Proceedings of the IVth international conference Bioindicatores Deteriorationis Regionis. Liblice, Praha. s. 9 - 13.
- Pursiainen, M., Saarela, M. & Westman, K. 1989. A model for moulting and growth of the noble crayfish Astacus astacus in an oligotrophic lake. Pap. Seventh Int. Symp. Freshwater Crayfish. Lausanne, Switzerland, painossa.
- Pättilä, A. 1984. Pohjois-Espoon järvien happamoitumisherkkyys 1984. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 8/84. 30 s.
- Raitaniemi, J., Rask, M. & Vuorinen, P. J. 1988. The growth of perch, Perca fluviatilis L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. Ann. Zool. Fennici 25, s. 209 - 219.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191, s. 1 - 382.
- Robson, D. S. & Regier, H. A. 1971. Estimation of population number and mortality rates. Teoksessa: Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP handbook 3. Toim. W. E. Ricker. Oxford/Edinburgh, s. 131-165.
- Rombough, P. J. & Jensen, J. O. T. 1985. Reduced water uptake and resistance to deformation in acid-exposed eggs of steelhead Salmo gairdneri. Trans. Amer. Fish. Soc. 114, s. 571 - 576.
- Staurnes, M., Sigholt, T. & Reite, O. B. 1984. Reduced carbonic anhydrase and Na-K ATPase activity in gills of salmonids exposed to aluminium-containing acid water. Experientia 40, s. 226 - 227.

- St-Pierre, M. & Moreau, G. 1987. Resistance et viabilite des gametes d'Ombre de fontaine, Salvelinus fontinalis, a differents pH. Hydrobiol. 153, s. 139 - 148.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 55, s. 144 - 171.
- Tam, W. H., Birkett, L., Makaran, R., Payson, P. D., Whitney, D. K. & Yu, C. K.-C. 1987. Modification of carbohydrate metabolism and liver vitellogenic function in brook trout (Salvelinus fontinalis) by exposure to low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44, s. 630 - 635.
- Tam, W. H., Payson, P. D. 1986. Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, Salvelinus fontinalis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, s. 275 - 280.
- Tesch, F.-W. 1971. Age and growth. Teoksessa: Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP handbook 3. Toim. W. E. Ricker. Oxford, Edinburgh. s. 98 - 130.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1986. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1985. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 50, s. 1 - 39.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1987. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1986. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 67. 72 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1988. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 84. 103 s.
- Tuurala, H. & Oikari, A. 1976. Histologisen tekniikan kurssi (eläintiede, fysiologinen linja). Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos, fysiologian osasto. 87 s. (moniste)
- Valtonen, T. & Laitinen, M. 1988. Acid stress in respect to calcium and magnesium concentrations in the plasma of

- perch during maturation and spawning. *Env. Biol. Fish.* 22, s. 147 - 154.
- Vuorinen, P. J. Rask, M., Vuorinen, M. & Raitaniemi, J. 1988. Espoon järvien happamoitumistutkimus 1987 - vaikutukset kaloihin. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 2/88. 23 s.
- Weiner, G. S., Schreck, C. B. & Hiram, W. L. 1986. Effects of low pH on reproduction of rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115, s. 75 - 82.
- Westman, K. & Pursiainen, M. 1982. Size and structure of crayfish (*Astacus astacus*) populations on different habitats in Finland. *Hydrobiologia* 86, s. 67 - 72.
- Wood, C. M., McDonald, D. G., Booth, C. E., Simons, B. P., Ingersoll, C. G. & Bergman, H. L. 1988. Physiological evidence of acclimation to acid/aluminum stress in adult brook trout (*Salvelinus fontinalis*). 1. Blood composition and net sodium fluxes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, s. 1587 - 1596.
- Youson, J. H. & Neville, C. M. 1987. Deposition of aluminum in the gill epithelium of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal. *Can. J. Zool.* 65, s. 647 - 656.

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

- No 74. NATIONAL CONTRIBUTIONS ON SUSPENDED SOLIDS FROM LAND-BASED FISH FARMS: Papers presented at the first session on the EIFAC Working Party on Fish Farm Effluents. The Hague, Netherlands, 22-30 May and 1 June 1987. Edited by M. Pursiainen. Helsinki 1988. 93 pp.
- No 75. VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., ERONEN, T., HAKKARI, L., KÄRKKÄINEN, P. ja MÄKINEN, T.: Rautalammin reitin koskien kalastosta ja erityisesti taimenen poikastuotannosta vuosina 1978-1984. (On the fish stocks of the rapids in the Rautalampi watercourse, especially the densities of brown trout juveniles, in 1978-1984.) s. 1-22.
ROMAKKANIEMI, A. ja PRUUKI, V.: Könkämäeno taimenkantojen tila ja hoitomahdollisuudet. (The status of the brown trout stocks of the Könkämäeno River, northern Finland, and proposals for management.) s. 23-64. Helsinki 1988.
- No 76. KOLARI, I.: Etelä-Saimaalle istutettujen merkittyjen järvitaimenten istutustulokset. (Results of stocking with brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* L.) in the southern part of Lake Saimaa according to tag returns). Helsinki 1988. 69 s.
- No 77. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1988. (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1988). Helsinki 1988. 135 s.
- No 78. HONKASALO, L. ja MANKKI, J.: Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella vuonna 1984. (Recreational and subsistence fisheries in the River Kokemäenjoki and in Lakes Kulovesi and Rautavesi in 1984). Helsinki 1988. 123 s.
- No 79. BÖHLING, P.: Ahvenen (*Perca fluviatilis* L.) kasvu ja kasvuun vaikuttavat tekijät Suomen rannikkoalueella. (The growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and the factors affecting it in Finnish coastal waters). Helsinki 1988. 96 s.
- No 80. MUTENIA, A. ja VIHERVUORI, A.: Ammattikalastuksen kannattavuuden kehitys Inarijärven alueella vuosina 1976-1985. (The profitability of the professional fishery in Lake Inari in 1976-1985). s. 1-30.
PALOMÄKI, R.: Selvitys kalojen ravintoeläinten siirtoistutuksista Inarijärveen. (Transplantation of fish prey animals to Lake Inari). s. 31-79. Helsinki 1988.
- No 81. TOLONEN, J.: Ankeriaan ikä, sukupuoli- ja kasvun eräissä eteläsuomalaisissa järvissä. (Age, sex ratio and growth of the eel (*Anguilla anguilla* L.) in some lakes in southern Finland). Helsinki 1988. 106 s.
- No 82. Järvikalastussymposiumi, 5.-6.11.1987 Kerimäki. (Symposium on Lake Fishery, 5.-6.11.1987, Kerimäki). Toim. (ed.) A. Lappalainen ja T. Paananen. Helsinki 1988. 89 s.
- No 83. HONKASALO, L. ja PENNANEN, J.T.: Kalatalouden ja vesistön käytön kehitys Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella. (The development of fisheries and other ways of making use of the Kokemäenjoki watercourse downstreams of the town of Nokia). Helsinki 1988. 104 s.
- No 84. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. ja VUORINEN, M.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. English summary: Effects of acidic deposition on fish, Report 1987. Helsinki 1988. 103 s.
- No 85. VIRTANEN, E., ESKELINEN, U., WESTMAN, K., HUHTINEN, M., SÖDERHOLM-TANA, L. ja MÄKINEN, T.: Jätelämmön hyväksikäyttö kalanviljelyssä. (Utilization of heated effluents in fish culture). s. 1-28.
POHJOISMAINEN MINISTERINEUVOSTO: Katsaus jätelämmön käytöstä vesiviljelyssä. (Survey of the utilization of heated effluents in aquaculture). s. 29-80. Helsinki 1989.
- No 86. NIEMELÄ, M., NIEMELÄ, E. ja HANSEN, K.: Tenojoen virkistys- ja ammattikalastussuunnitelma Suomessa ja Norjassa. (Plan for the recreational and professional fishery in the River Tornionjoki in Finland and Norway). Helsinki 1989. 137 s.
- No 87. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1989. (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989). s. 1-44.
Valtion kalanviljelylaitosten toiminta ja kalaston käyttösuunnitelma vuodelle 1988. (Programme for the activities and outlines for the use of fish stocks at the State fish culture stations in 1988). s. 45-84.
Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1989. (Programme for the Fish Culture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989). s. 85-121. Helsinki 1989.
- No 88. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toimintakertomus vuodelta 1986. (Report on the activities of the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1986). s. 1-44.
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toimintakertomus vuodelta 1987. (Report on the activities of the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1987). s. 45-99. Helsinki 1989.
- No 89. NYLANDER, E. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöstä vuosilta 1983-1985. (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1983-1985). s. 1-48.
NYLANDER, E. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöstä vuodelta 1986. (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1986). s. 49-79. Helsinki 1989.
- No 90. VUORIMIES, O.: Petokalojen, erityisesti hauen, ravinnonkäyttö. Kirjallisuuskatsaus. (Food and feeding of predatory fish, especially northern pike (*Esox lucius* L.). A review of the literature.) 69 s. Helsinki 1989.
- No 91. KOLARI, I.: Eläinplanktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen, erityisesti siikojen, ravinnonkäyttö. Kirjallisuuskatsaus. (Feeding of planktivorous and benthivorous fish, with particular reference to whitefish species (*Coregonus* spp.). A review of the literature.) 86 s. Helsinki 1989.
- No 92. KAIJOMAA, V.-M., HYYTINEN, L., ERONEN, T., POIKOLA, K., JURVELIUS, J. ja TUISKU, T.: Vuoksen vesistön ammattikalastuksen kehittämissuunnitelma. (A development plan for the professional fisheries of the Vuoksi area.) 43 s. Helsinki 1989.

SISÄLTÖ — CONTENTS

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1988. English summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1988. 86 s.

ISBN 951-8914-26-5
ISSN 0358-4623
Helsinki 1989
Yliopistopaino