

3

CURT NYMAN, MARJA-ELIISA ANTTILA,
HANS-GÖRAN LAX, JOUKO SARVALA

**KOSKIEN POHJAEÄIMISTÖ
JOKIEN LAATULUOKITTELUN PERUSTANA**

English summary: The bottom fauna of rapids as a measure
of the quality of running waters

CURT NYMAN, MARJA-ELIISA ANTTILA,
HANS-GÖRAN LAX

**POHJAEÄINNÄYTTEENOTTO KÄSIHAAVILLA
VIRTAAVASTA VEDESTÄ**

English summary: Hand-net sampling of bottom fauna in running waters

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

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-0070-8
ISSN 0783-327X

Helsinki 1986

Curt Nyman
Marja-Eliisa Anttila
Hans-Göran Lax
Jouko Sarvala

KOSKIEN POHJAEELÄIMISTÖ JOKIEN LAATULUOKITTELUN PERUSTANA

English summary: The bottom fauna of rapids as a measure
of the quality of running waters

KOSKIEN POHJAEÄIMISTÖ JOKIEN LAATULUOKITTELUN PERUSTANA

CURT NYMAN, MARJA-ELIISA ANTTILA, HANS-GÖRAN LAX JA
JOUKO SARVALA

ABSTRACT**The bottom fauna of rapids as a measure of the quality of running waters**

Curt Nyman, Marja-Eliisa Anttila, Hans-Göran Lax and Jouko Sarvala

The aim of this work is to compare the fauna of benthic invertebrates from 72 rapids in ten coastal rivers in Central and Southern Ostrobothnia, Western Finland, and to relate the pattern of the fauna to some physical and chemical environmental variables.

Individual taxa found at the sampling sites were compared to 19 environmental variables by linear correlation and by the frequency distribution of the taxa. The highest correlations were found with variables expressing the size of the river, the altitude of the sampling site and the chemical quality of the water, especially total nitrogen, hydrogen ion concentration and other, in this area, strongly intercorrelated parameters. Five water quality preference groups of benthic animals are preliminarily suggested for this investigation area.

At community level the fauna was compared using some simple indices, the number of taxa, the Shannon-Wiener and Simpson diversity indices and the biotic indices, BMWP-score and ASPT. The sampling sites and the taxa were ordinated using two methods, detrended correspondence analysis (DCA) and principal coordinate analysis with the Williamson step-along method. It was found that the results of the simple indices correlated quite well with each other and with the highest axes of the ordinations. The size of the river, the altitude and the water quality were found to be the most probable explanations of the general faunal patterns found in the ordinations. The ordinations of the zoobenthos correlated also quite well with the composition of the fish fauna of the investigated rapids.

SISÄLTÖ

	sivu
ALKUSANAT	7
1 JOHDANTO	9
2 TUTKIMUSALUE	10
2.1 Yleistä	10
2.2 Tutkimuskohteet	13
2.3 Näytteenottopaikoilla vallitsevat ympäristöolo- suhteet	16
3 AINEISTO JA NÄYTTEENOTTOMENETELMÄT	21
3.1 Aineisto	21
3.2 Näytteenottomenetelmät	21
3.3 Aineiston käsittely	25
4 POHJAELÄINTAKSONIEN ALUEELLINEN JA AJALLINEN JAKAUMA	25
4.1 Menetelmät	25
4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	26
4.2.1 Pohjaeläinlajit ja niiden esiintymiseen vaikuttavia ympäristöolosuhteita	26
4.2.2 Lajikohtainen tarkastelu	31
5 RUOANOTTOTAPARYHMIEN ALUEELLINEN VAIHTELU	42
5.1 Menetelmät	42
5.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	42
6 POHJAELÄINYHTEISÖJEN ALUEELLINEN JA AJALLINEN VAIHTELU	44
6.1 Johdanto	44
6.2 Menetelmät	44
6.2.1 Diversiteetti	44
6.2.2 Bioindeksit	44
6.2.3 Yhteisöjen ordinaatio	45
6.3 Tulokset	46
6.3.1 Pohjaeläinyhteisöjen diversiteetti	46
6.3.2 Bioindeksit	46
6.3.3 Oikaistu korrespondenssianalyysi	49
6.3.3.1 Kevätaineisto	49
6.3.3.2 Syksyn aineisto	53
6.3.3.3 Kevään ja syksyn yhdistetty aineisto	56
6.3.3.4 Ordinaation luotettavuus	59
6.3.4 Pääkoordinaattianalyysi	62
6.3.4.1 Kevään ja syksyn yhdistetty aineisto	62
6.3.4.2 Ruoanottotaparyhmiin järjestetty aineisto	63
6.4 Tulosten tarkastelu	64
7 JOHTOPÄÄTÖKSET	68
KIRJALLISUUS	70

ALKUSANAT

Muuttuvia virtaavia vesiä tutkittaessa ja luokiteltaessa on biologisen tiedon todettu täydentävän fysikaalis-kemiallisten tietojen antamaa kuvaa vesistön tilasta.

Biologisia ilmentäjiä käytettäessä yhtenä ongelmana on eri menetelmien ja vesistöjen vertailtavuus. Vertailukelpoisuutta on pyritty lisäämään kehittämällä biologisia indikaattorijärjestelmiä. Suomen oloihin soveltuvia virtaavien vesien indikaattorijärjestelmiä ei kuitenkaan ole ollut käytettävissä. Lapväärtinjoen vesiensuojelusuunnittelun alkaessa tehtiin Vaasan vesipiirin vesitoimistossa kokeilu eräiden yleisesti käytettyjen koskien pohjaeläimistöön perustuvan indikaattorijärjestelmän soveltamisesta Suomen olosuhteisiin. Tutkimuksen rahoittivat vesihallitus ja Lapväärtinjoen kunnat: Isojoki, Karijoki ja Kristiinankaupunki ja se tehtiin yhteistyössä Österbottens Fiskarförbund rf:n kanssa (Nybacka 1980).

Koska tutkimuksen tulokset näyttivät lupaavilta aloitettiin v. 1982 vesihallituksen vesistöosaston rahoittama laaja, kolmivuotinen bioindeksiprojekti. Tutkimus tehtiin yhteistyössä Turun yliopiston biologian laitoksen kanssa.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää virtaamamuutosten vaikutuksia koskien pohjaeläimistöön, laatia Pohjanmaan jokiin soveltuva, jokien laatua kuvaava koskien pohjaeläimistöön perustuva bioindeksi sekä antaa ohjeet tutkimuksen käytännön suorittamisesta.

Tutkimuksen tieteellisenä ohjaajana toimi apulais-professori Jouko Sarvala Turun yliopistosta. Turun yliopistossa bioindeksiprojektin johtajana toimi professori Martti Soikkeli. Vastuullisena tutkijana projektissa oli Kjell Nybacka (1982) ja Curt Nyman (1982-1984) sekä tutkijoina Marja-Eliisa Anttila ja Hans-Göran Lax. Lisäksi tutkimukseen osallistuivat apulaistutkijoina Tom Abbors ja Ari Hanski.

Tutkimuksen aineiston ATK-käsittely on tehty Turun yliopistossa Jouko Sarvalan johdolla. Siinä on auttanut Tuomo Hakala.

Tutkimusta varten Vaasan vesipiirin vesitoimisto kutsui seurantaryhmän, jonka puheenjohtajana oli ylitarkastaja Pertti Sevola ja jäsenenä DI Erkki Tuononen ja DI Lauri Putikka Vaasan vesipiirin vesitoimistosta, kalastusbiologi Jan Eklund Turun kalastuspiiristä, kalastusbiologi Kjell Nybacka Vaasan kalastuspiiristä, MMK Kai Kaatra ja MMK Tom Frisk vesihallituksesta, dosentti Kalevi Kuusela Oulun yliopistosta, apulais-professori Jouko Sarvala Turun yliopistosta, professori Pauli Bagge Jyväskylän yliopistosta. Seurantaryhmän sihteerinä on toiminut biologi Karl-Erik Storberg Vaasan vesipiirin vesitoimistosta.

Monet muut henkilöt ovat asiantuntemuksellaan tukeneet bioindeksiprojektia auttamalla käytännön töissä, keskustele-

malla ja kritisoimalla projektin käsikirjoituksia. Heistä mainittakoon Erkki Alasaarela, Pertti Heinonen, Esa Koskeniemi, Lauri Paasivirta, Patrick Armitage, Freshwater Biol. Ass., River Laboratory U.K.. ja vesipiirin johtaja Seppo J. Saari.

Projektin pääraporttien "Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana" ja "Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavasta vedestä" lisäksi tutkimuksesta on tähän mennessä ilmestynyt seuraavat raportit:

- Anttila, M-E. 1985: Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kyrönjoen vesistöissä. Vesihallituksen tiedotus 257.
- Lax, H-G. 1986: Vattenkvalitet och longitudinell zonerings hos makrozoobentos i forsavsnitt i Malax å (västra Finland). -Vesihallituksen tiedotus nro (painossa).
- Nybacka, K. 1987: Vattenförings variationernas inverkan på bottenfaunan i forsar samt användningen av bioindex för beskrivning av situationen i älvar. (painossa)
- Nyman, C. 1983: Strömbottenfauna som indikator på reglerings-effekter - en litteratur översikt. - Vesihallituksen monistesarja nro 1983 : 176.

Tutkimuksen tuloksia on esitelty Maj- ja Tor Nesslingin säätiön järjestämässä bioindikaattoriseminaarissa Turussa 19.-20.1.1984 (Sarvala 1984) ja kansainvälisessä säännöstelyjen jokien symposiossa Kanadassa (Nyman, Anttila and Lax 1985: The filter feeding larvae of caddis-flies (Trichoptera) and black flies (Simuliidae) in a short-term regulated river and near by unregulated sites in Western Finland (The third International Symposium on Regulated Streams. Toronto, Kanada 1985)).

Tutkimus on innostanut mukana olleita myös jatkotutkimuksiin, jotka tulevat valmistuessaan lisäämään virtaavien vesiemme biologian tuntemusta.

Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri kiittää kaikkia bioindeksi-projektiin osallistuneita ja sitä tukeneita.

1 JOHDANTO

Vesistöjen käytännön suunnittelussa ja valvonnassa joudutaan usein arvioimaan kyseessä olevan vesistön laatua tai jonkin toimenpiteen vaikutusta, sen suuruutta ja ulottuvuutta. Suomessa nämä arviot on perinteisesti tehty melkein yksinomaan veden fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien perusteella (ks. esim. Heinonen ym. 1985). Nämä muuttujat eivät kuitenkaan aina ilmaise tarvittavaa tietoa ja luotettavien arvioiden saaminen edellyttää, varsinkin virtaavissa vesissä nopeine lyhytaikaisvaihteluineen, pitkiä aikasarjoja tai intensiivistä näytteenottoa (Kohonen 1984).

Monissa maissa on fysikaalis-kemiallisten vedenlaatumuuttujien rinnalla käytetty biologisia menetelmiä. Virtaavissa vesistöissä on usein käytetty pohjaeläimistöä käyttökelpoisena indikaattorina (Zelinka & Marvan 1961, Woodiwiss 1964, Chandler 1970, Cairns & Dickson 1971, Hellowell 1978, Verneaux ym. 1978, De Pauw & Vanhooren 1983). Pohjaeläimistöllä on keskeinen asema virtaavien vesien eliöyhteisön ravintoverkostossa. Pohjaeläimet ovat suhteellisen pitkäikäisiä ja paikallaanpysyviä, joten pohjaeläimistön voidaan olettaa kuvaavan ympäristöolosuhteiden integroitua vaikutusta pitemmältä ajalta kuin näytteenottohetkeltä (Hellowell 1978).

Hankaluutena vesistöjen laatua arvioivissa pohjaeläintutkimuksissa on mittausparametrien (eläinlajien) runsaus, joka tekee aineiston hallitsemisen ja havainnollistamisen vaikeaksi jo suhteellisen pientä havaintolukumäärää vertailtaessa. Vaikeutena on myös vertailustandardien puute eli mikä on "hyvä" ja mikä on "huono". Näin on varsinkin koska luonnontilaisia vertailuvesistöjä ei useimmiten ole ja tiedot Suomen virtaavien vesien pohjaeläimistöistä ovat vähäiset.

Tässä esitetyn työn tavoitteena on suhteellisen suuren pohjaeläinaineiston perusteella selvittää, voidaanko koskien pohjaeläimistöä käyttää jokien vesiympäristön laatuluokittelun perustana. Erityistä huomiota on pyritty kiinnittämään tutki-

musalueen jokiin kohdistettujen laajamittaisten säännöstelytöiden vaikutuksiin sekä mahdollisuuksiin mitata nämä vaikutukset pohjaeläimistön avulla.

2 TUTKIMUSALUE

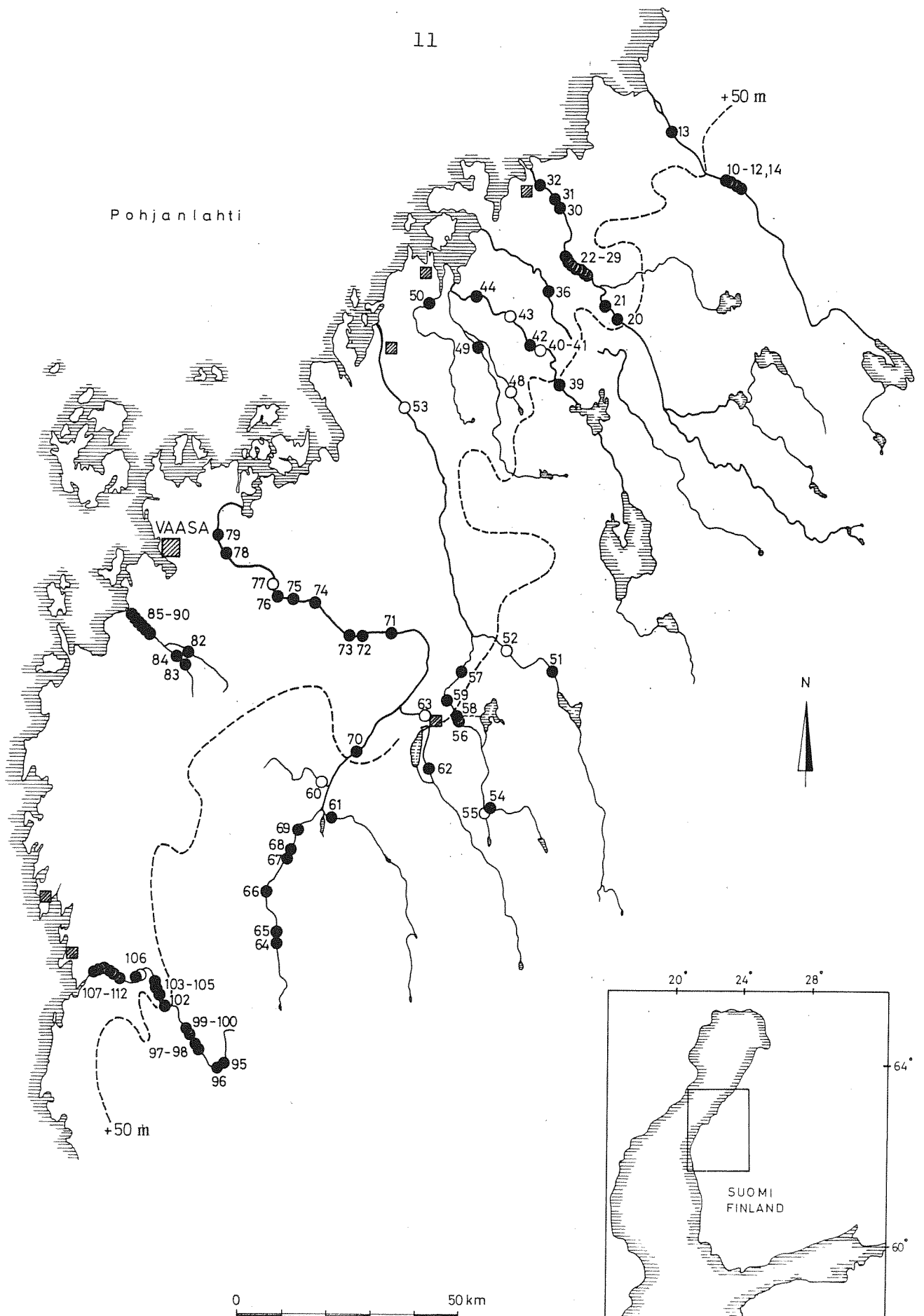
2.1 Yleistä

Etelä- ja Keski-Pohjanmaan rannikkoalue (kuva 1) on hyvin tasainen. Rannikon lähellä oleva lakeus nousee hitaasti. Suomenselän vedenjakaja-alueella korkeus merenpinnasta on noin 200 metriä. Alueen kallioperä on graniittisia syväkivilajeja, joita peittää moreenikerros (kts. Vesihallitus 1977, 1978). Jokilaaksojen ala- ja keskiosissa on huomattavia litorinameren savikerrostumia, jotka sisältävät runsaasti rikkiyhdisteitä (Purokoski 1959).

Jokien putous on loiva. Lyhyet koskijaksot moreeniharjanteiden kohdalla jakavat pitkiä suvantojaksoja. Karkeasti alueen joet voidaan luokitella isoihin jokiin, joiden valuma-alue ulottuu Suomenselän vedenjakaja-alueelle asti ja jotka saavat huomattavan osan valumasta suhteellisen korkealla olevilta alueilta, sekä pieniin rannikkojokiin, joiden valuma-alue on rannikkolakeudella isojen jokien välissä.

Järviä on vähän ja jokien vuodenaikaiset virtaamavaihtelut ovat suuria. Suuri osa vuoden virtaamasta keskittyy kevättulvaan. Virtaama on pienin lopputalvella ja kesällä, jolloin pitkähäköt sadejaksot kuitenkin nopeasti voivat lisätä jokien virtaamia. Mittavilla säännöstelytöillä on pyritty tehostamaan järvien vesivarastokapasiteettia ja alentamaan tulvahuippuja ja lisäämään talven alivirtaamia.

Jokien veden laatuun vaikuttaa valuma-alueen luontainen humuskuormitus sekä suo- ja metsäojitukset (Ranta 1985) ja turvetuotanto. Perkaus- ja kuivatustöillä on lisätty litorinasavialueista tulevaa rikki- ja raskasmetallikuormitusta, mikä aiheuttaa ajoittain hyvin happamat olosuhteet jokien alajuoksulla varsinkin keväällä tulvan loppuvaiheessa (Sevola 1979, Alasaarela 1982). Taajamien jätevesikuormitusta on viime vuosina vähennetty tehostetuilla puhdistustoimenpiteillä.



Kuva 1. Tutkimusalue ja näytteenottoaikojen sijainti. Mustat ympyrät osoittavat niitä paikkoja, joita on tässä työssä vertailtu.

Taulukko 1. Näytteenottopaikkojen numerot, nimet ja koordinaatit sekä näytteen lukumäärät ja näytteenoton ajankohdat. Suluissa olevia näytteenottopaikkoja ei ole otettu huomioon tässä työssä. K = kevät, s = syksy.

As. no	Joki	Aseman nimi	Koordinaatit Grid 25°E	Näytteenotto							
				1979	-80	-81	-82	-83	-84		
				k	s	k	s	k	s	k	
10	LESTIJOKI	Jauhokoski	708647:50447					3	3		
11	"	Tainionkoski	708645:50112					3	3		
12	"	Jäväjäkoski	708708:50038					3	3		
13	"	Niskankoski	709893:48835					3	3		
14	"	Korpelan voima	708594:50274					3	3		
20	PERHONJOKI	Myllykoski	705391:47991				2	2			
21	"	Kattilakoski	705793:47551				2	2			
22	"	Sääkskoski, yl.	706598:47142		2	2		1	1		
23	"	Sääkskoski, al.	706623:47128				2	2			
24	"	Ribackforsen	706454:46979		2	2		2	2		
25	"	Bulldansforsen	706657:46953		1			2	2		
26	"	Forskanskoski	706680:46836		1			2	2		
27	"	Vehkakoski	706695:46802		1	2		2	2		
28	"	Murikankoski	706789:46698		1	2		2	2		
29	"	Pelonkoski	706914:46645		1	2		2	2		
30	"	Vehkalankoski	707785:46637					2	2		
31	"	Isokoski	707897:46535					2	2		
32	"	Skataforsen	708404:46158					2	2		
36	KRUUNUPYYNJOKI	Hammarforsen	705836:46364					1	1		
39	ÄHTÄVÄNJOKI	Kattilakoski	704158:46536					1	1		
(40)	"	Jönskosk	704726:46233				1				
(41)	"	Hyndhället	704742:46191				1				
42	"	Smedasforsen	704855:45963					1	1		
(43)	"	Pölsforsen	705600:45399				1				
44	"	Källforsen	705856:44656					1	1		
(48)	PURMONJOKI	Narsbäcken	703720:45630				1				
49	"	Forsnabba	704593:44880				1	1			
50	KOVJOKI	Stråka	705649:43665				1			1	
51	LAPUANJOKI	Paasikkaankoski	697902:46657						3	3	
(52)	"	Hourunkoski	698331:45645						3		
(53)	"	Silvastforsen	703444:43255						3		
54	NURMONJOKI	Jyläskoski	694777:45433						4	1	
(55)	"	Lehmikoski	694691:45388				1				
56	"	Autionkoski	696790:44648				1		3	3	
57	"	Koskelankoski	697607:44760				1		3	3	
58	"	Hirvikoski alap.	696798:44650						3	3	
59	"	Teponkylä	697010:44526						3	3	
(60)	NENÄTTÄMÖNLUOMA	Koivistonkoski	695164:57250			1	2	1			
61	JÄLASJOKI	Pitkäkoski	694304:57324			1	2	1			
62	SEINÄJOKI	Ala-Renko	695580:44050			1	2	1	2		
(63)	"	Kantatie 67	696615:44011			1		1			
64	KAUHAJOKI	Hyyppä I	691491:56508			1	2	1			
65	"	Hyyppä II	691520:56500			1	2	1			
66	"	Koski-Aro	692678:56208			3	2	1			
67	"	Kohlunkoski	693268:56552			3	2	1			
68	"	Harjankoski	693416:56656			1	2	1	3		
69	"	Poikakoski	693840:56717			1	2	1			
70	KYRÖNJOKI	Koskenkorva	695478:57473			3	2	1	3		
71	"	Kylänpäänkoski	698504:42950			1	2	1			
72	"	Kirkonkoski	698378:42567			1	2	1			
73	"	Köykänkoski	698265:57600			1	3	1			
74	"	Pappilankoski	698933:56740			1	3	1			
75	"	Myllykoski	699007:56220			1	2	1			
76	"	Hiiirikoski	699000:55834			3	3	1			
(77)	"	Perkiö	699365:55685				2	1			
78	"	Kolkkilankoski	699750:54790			3	2	1			
79	"	Voitilankoski	700030:54460			1	2	1			
82	MAALAHDENJOKI		670698:53900			1	1				
83	"		697420:53820			1	1				
84	"		697685:53710			1	1				
85	"		698070:53130			1	1				
86	"		698095:53095			1	1				
87	"		698192:52940			1	1				
88	"		698257:52771			1	1				
89	"		698320:52750			1	1				
90	"		698450:52595			1	1				
95	LAPVÄÄRTINJOKI	Iivarinkylä, yl.	688597:55648	3	2						
96	"	Iivarinkylä, al.	688582:55641	3	2						
97	"	Isojoki, yl.	689126:54887	3	2						
98	"	Isojoki, al.	689148:54890	3	2						
99	"	Villamo, yl.	689392:54688	2	2						
100	"	Villamo, al.	689466:54582	2	2						
102	"	Rottakoski	689807:54234	3	2						
103	"	Vanhakylä, yl.	689831:54160	3	2						
104	"	Vanhakylä, al.	689936:54157	3	2						
105	"	Ohriluoma	690362:53904	3	2						
106	"	Dagsmark	690317:53405	3	2						
107	"	Klemetsfors	690334:53215	3	2						
108	"	Storfors	690384:53090	3	2						
109	"	Mittsfors	690589:52875	2	2						
110	"	Laxfors	690580:52771	3	2						
112	"	Sågen	690536:52657	3	2						

2.2 Tutkimuskohteet

Käytetty pohjaeläinaineisto koskee kymmentä Pohjanmaan rannikkoalueen jokea Lestijoesta Lapväärtinjokeen. Näytteenotto-paikkojen sijainti ilmenee kuvasta 1 ja taulukosta 1. Tarkempi jokien kuvaus on Vesihallituksen laatimissa kokonaissuunnitelmissa (Vesihallitus 1977, 1978).

Lestijoki

Joki saa alkunsa Lestijärvestä ja virtaa melko runsaskoskisena Perämereen. Se kuuluu alueen harvoin suhteellisiin luonnontilaisiin jokiin. Joen keskiosassa on pieni Korpelan voimalaitos, jossa harjoitetaan lyhytaikaissäännöstelyä alhaisen virtaaman aikana. Käytetty pohjaeläinaineisto on kerätty tämän voimalaitoksen ylä- ja alapuolisista koskista sekä sen vieressä olevasta vähävetisestä jokiuomasta.

Perhonjoki

Joki alkaa Suomenselän suoalueilta. Joen yläjuoksulle on rakennettu kolme tekojärveä, joiden avulla virtaamahuippuja alennetaan. Joen alajuoksua on perattu 1970-luvulla voimakkaasti. Tutkimuskohteet sijaitsevat joen keskiosasta alaspäin ja aineisto kerättiin vuosina 1980-82 ennen joen keskiosaan rakennetun Kaitforsin voimalaitoksen käyttöönottoa ja joen keskiosan koskien perkausta (Nyman 1983).

Kruunupyynjoki

Suhteellisen pienen joen valuma-alue on pitkä mutta kapea. Joki saa alkunsa noin 170 m korkeudella pienistä latvajärvistä. Jokea ei säännöstellä. Pohjaeläinnäytteitä on otettu vain yhdestä koskesta joen alajuoksulla.

Ähtävänjoki

Joen valuma-alueella on kolme isoa järveä, jotka säännöstelyllä tehostettuina tasoittavat joen virtaamaa huomattavasti. Joen veden laatu on, osittain järvien ansiosta, suhteellisen hyvä. Ähtävänjoen vesistöön on rakennettu 9 voimalaa ja joki on osittain porrastettu. Tässä käytetyt näytteenottopaikat sijaitsevat varsinaisessa Ähtävänjoessa alimman suuren järven, Evijärven, alapuolella. Ylin näytteenottopaikka on Kattilakosken voimalaitoksen peratussa alakanavassa, johon myös voimalaitoksen lyhytaikaissäännöstely vaikuttaa selvästi.

Purmonjoki

Joki kuuluu alueen pieniin jokiin. Veden laatu on heikko korkeine väriarvoineen ja ajoittain happamine olosuhteineen. Ainoastaan yhdestä koskesta joen keskijuoksulla on otettu pohjaeläinnäytteitä. Huomattava osa virtaamasta johdetaan ajoittain tämän kosken ohitse myllyyn.

Kovjoki

Kovjoki on pieni rannikkojoki, jonka veden laatu on heikko. Joen alaosa on perattu tehokkaasti 1970-luvulla. Pohjaeläinaineisto on otettu peratun alaosan eräästä pohjapadosta.

Lapuanjoki

Lapuanjoki saa alkunsa Suomenselän vedenjakajalta. Huomattava sivuhaara on Nurmonjoki, johon on rakennettu Hirvijärven ja Varpulan tekoaltaat ja niiden yhteyteen Hirvikosken voimalaitos. Tekoaltaiden täyttökanaavan ja voimalaitoksen purkutunnelin välillä Nurmonjoki on jäänyt vähävetiseksi. Voimalaitoksessa harjoitetaan lyhytaikaissäännöstelyä, joka aiheuttaa huomattavia virtaama- ja vedenkorkeusvaihteluita Nurmonjoen alaosalla.

Pohjaeläinnäytteet on otettu säännöstelemättömästä Lapuanjoen pääuomasta Kuortaneenjärven alapuolelta sekä Nurmonjoesta Hirvikosken voimalaitoksen ylä- ja alapuolelta.

Kyrönjoki

Kyrönjoen vesistö on tutkimusalueen suurin. Varsinainen Kyrönjoki alkaa Kauhajoen ja Jalasjoen yhtymäkohdasta. Kyrönjoen kolmas huomattava sivujoki on Seinäjoki. Kauhajoen latvaosa saa alkuunsa suurista lähteistä Lauhavuoren rinteillä. Kyrönjoen vesistössä on toteutettu varsin laajamittaisia säännöstelyhankkeita, joihin kuuluvat mm. Jalasjoen ja Kauhajoen yhtymäkohtaan rakennettu Pitkämön tekoallas ja lyhytaikaissäännöstelty voimalaitos sekä Seinäjoen Kalajärven allas ja Kyrkösjärven allas ynnä lyhytaikaissäännöstelty voimalaitos. Melko pitkiä osia Kyrönjoen ylä- ja alajuoksuista on perattu ja pengerreretty tulvasuojelua varten.

Tässä käytetty pohjaeläinaineisto on otettu pääasiallisesti Kauhajoesta ja Kyrönjoesta. Jalasjoen alaosan uomassa sijaitsee yksi näytteenottopaikka. Seinäjoessa on tutkittu kaksi koskea, toinen Kyrkösjärven viereisessä vähävetisessä uomassa ja toinen järven alapuolisessa joessa (Anttila 1985).

Maalahdenjoki

Maalahdenjoki on melko pieni ja sen valuma-alue on rannikkolakeudella. Varsinainen Maalahdenjoki syntyy neljän sivuhaaran yhtyessä noin 20 km jokisuusta. Tässä työssä on käytetty aineistoa varsinaisesta Maalahdenjoesta ja sen kahdesta sivuhaarasta (Lax 1986).

Lapväärtinjoki

Lapväärtinjoelle ovat ominaista sen valuma-alueen yläosan huomattavat pohjavesiesiintymät. Pohjavesi purkautuu jokeen isoista lähteistä Lauhavuoren rinteillä. Joen kaltevuus on suurempi kuin alueen muiden jokien ja koskia on runsaasti. Lapväärtinjoki on tutkimusalueen huomattavin vaelluskalajoki ja joen yläosassa on vahvoja purotaimen- ja harjuskantoja. Pohjaeläinaineiston näytteenottopaikat ovat pitkin joen pääuomaa (Nybacka 1980).

Taulukko 2. Pohjaeläinnäytteenottopaikkojen kuvaamiseen käytetyt ympäristömuuttujat. Kunkin vedenlaatumuuttujan arvo on 4-39 mittauksen, pääasiallisesti vuosilta 1977-82, keskiarvo. Sulussa olevia näytteenottopaikkoja ei ole otettu huomioon tässä työssä.

Ympäristömuuttuja																			
Asem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Joki	Kork	Valu	Järv	Virt	Pohj	Kasv	Meka	MQ	MHQ	Vrk.	O ₂ %	pH	Väri	K.A.	kokN	kokP	Fe	COD	
luok	mere	alve	%	nop	laat	määr	vaik	m/s	MNQ	vaih	cm			mq/l	ug/l	ug/l	ug/l	mgO ₂	
	m	km ²		1-3	1-3	1-3	1-3											1	
10	3	70	1105	7	3	3	3	1	6,6	58	0	89	6,0	190	31	970	47	1620	26
11	3	48	1125	7	2	3	3	2	6,6	58	30	89	6,0	190	31	970	47	1620	26
12	3	45	1125	7	2	2	2	1	6,6	58	30	89	6,0	190	31	970	47	1620	26
13	4	22	1235	7	3	3	3	1	10,4	51	5	89	6,0	170	11	810	63	1500	24
14	3	55	1120	7	1	3	2	3	1,0	740	0	89	6,0	192	31	970	47	1620	26
20	4	50	1420	2	3	2	3	2	11,9	61	0	88	6,1	250	11	1010	69	2650	27
21	4	45	1490	2	3	3	3	2	11,9	61	0	88	6,1	250	11	1010	69	2650	27
22	5	40	2316	3	3	3	1	3	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
23	5	37	2316	3	2	3	2	2	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
24	5	32	2316	3	2	3	3	1	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
25	5	30	2316	3	3	3	3	2	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
26	5	25	2350	3	3	3	3	2	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
27	5	23	2360	3	3	3	3	2	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
28	5	20	2370	3	3	2	3	2	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
29	5	18	2370	3	3	1	2	1	17,7	57	0	86	6,0	270	11	1110	72	3100	27
30	5	13	2450	3	3	3	1	3	24,0	58	0	87	5,9	270	21	1120	89	3400	27
31	5	11	2471	3	3	3	1	3	24,0	58	0	87	5,9	270	21	1120	89	3400	27
32	5	2	2560	3	2	2	1	3	24,0	58	0	87	5,9	270	21	1120	89	3400	27
36	4	35	620	4	2	2	3	1	6,1	51	0	88	5,3	330	17	1280	74	4540	34
39	4	55	1760	9	1	3	1	3	14,1	5	40	84	6,4	100	4	630	25	670	17
(40)	4	48	1800	12	2	2	2	1	14,1	5	5	84	6,4	100	4	630	25	670	17
(41)	4	47	1800	12	3	3	3	2	14,1	5	5	84	6,4	100	4	630	25	670	17
42	4	38	1820	11	3	2	3	1	14,1	5	5	84	6,4	100	4	630	25	670	17
(43)	4	16	1870	11	2	1	1	2	15,8	6	0	83	6,2	110	7	690	30	520	18
44	4	7	2034	11	2	2	1	1	15,8	6	0	83	6,2	110	7	690	30	520	18
(48)	1	58	30	17	1	2	1	2	0,3	30	0								
49	3	22	450	3	2	3	2	2	3,9	84	0	90	5,2	340	26	1370	87	4540	32
50	3	3	290	1	2	2	1	3	2,4	200	0	68	4,8	450	24	1320	63	5400	27
51	4	72	1270	4	2	2	3	2	10,0	50	0	83	6,0	230	11	940	65	2070	23
(52)	4	45	1570	4	2	3	3	3	1,0	770	0	83		230	11	940	65	2070	23
(53)	5	12	2020	3	3	3	1	3	15,0	57	0	81		300	17	1200	72	3320	24
54	3	93	150	12	3	3	2	2	1,0	28	0	80	5,9	250	7	1060	64	2740	31
(55)	3	93	150	12	3	2	2	2	1,0	0	0								
56	4	37	510	7	2	3	3	2	0,1	33	0	77	6,1	240	5	1010	92	3310	27
58	4	36	510	7	1	1	1	3	5,8	50	50	61	5,7	230	2	950	57	1980	30
59	4	35	770	5	2	2	3	2	5,8	50	50	65	5,8	240	8	940	61	2120	31
57	4	30	830	4	2	3	3	1	5,8	50	50	79	5,6	240	20	960	90	2870	30
(60)	2	60	103	2	1	3	3	2	0,9										
61	4	65	920	1	1	3	3	3	1,0	9999	0	63	6,3	290	13	1720	125	2500	29
62	4	80	835	2	2	3	3	2	1,0	60	0	84	5,9	320	6	1040	80	2500	30
(63)	4	40	870	2	2	2	1	3	7,4	200	50	69	5,9	340	16	1720	140	2440	30
64	2	90	63	0	2	3	3	1	1,4	400	0	76	6,7	150	7	1110	69	2550	11
65	2	90	63	0	2	1	2	2	1,4	400	0	76	6,7	150	7	1110	69	2550	11
66	3	80	190	1	2	2	3	1	1,6	400	0	72	6,6	240	11	1710	218	2550	17
67	4	76	860	1	3	3	3	1	7,3	400	0	73	6,6	230	12	1600	168	2550	22
68	4	74	920	1	2	3	3	1	10,0	400	0	73	6,6	230	12	1600	168	2550	22
69	4	68	950	1	2	3	3	2	12,9	393	0	73	6,6	230	12	1600	168	2550	22
70	5	40	2330	1	2	2	2	2	20,0	80	44	79	6,4	290	25	1860	138	2600	25
71	5	25	3960	1	2	3	3	2	35,0	78	10	74	6,1	300	21	1650	128	2600	26
72	5	22	4000	1	2	3	3	2	37,0	78	10	74	6,1	300	21	1650	128	2600	26
73	5	21	4020	1	2	3	3	2	38,0	76	10	74	6,1	300	21	1650	128	2600	26
74	5	20	4290	1	2	3	3	2	39,0	76	10	83	5,8	320	14	1620	117	2610	25
75	5	17	4460	1	3	3	3	2	43,0	74	10	83	5,8	320	14	1620	117	2610	25
76	5	15	4550	1	2	3	3	2	44,0	74	10	84	5,8	380	9	1720	102	2610	26
(77)	5	12	4620	1	3	3	3	2	44,0	74	10	84	5,6	380	9	1720	102	2610	26
78	5	10	4740	1	3	3	3	2	45,0	70	5	81	5,6	290	14	1620	98	2610	24
79	5	8	4770	1	3	3	3	2	46,0	68	5	81	5,6	290	14	1620	98	2610	24
82	3	20	82	0	2	3	3	1	0,7	100	0	72	7,1	300	26	1710	145	3680	37
83	2	20	54	0	2	1	1	1	0,4	100	0	72	7,1	300	26	1710	145	3680	37
84	3	14	130	0	2	3	2	1	1,1	100	0	72	7,1	300	26	1710	145	3680	37
85	4	11	410	0	3	1	2	1	1,8	100	0	72	4,8	300	26	1710	145	3680	37
86	4	9	412	0	3	1	2	1	1,8	100	0	72	4,8	300	26	1710	145	3680	37
87	4	7	415	0	3	3	2	2	3,3	190	0	72	4,8	300	26	1710	145	3680	37
88	4	5	475	0	3	3	2	1	3,9	193	0	75	4,7	310	24	2170	152	3520	37
89	4	4	480	0	2	3	2	2	3,9	193	0	76	4,7	290	26	2190	152	3500	37
90	4	3	490	0	2	3	1	2	3,9	193	0	76	4,7	290	26	2190	152	3500	37
95	3	92	70	0	2	3	3	2	0,6	50	0	92	5,8	190	6	550	35	1200	28
96	3	90	70	0	2	3	3	1	0,6	50	0	89	5,8	190	6	710	39	1280	25
97	3	83	70	0	2	1	1	1	1,0	50	0	86	6,0	180	5	950	52	1170	26
98	3	82	70	0	2	1	2	1	1,0	50	0	85	6,0	180	6	990	68	1270	26
99	3	80	150	0	2	3	3	1	1,4	50	0	90	6,1	170	6	1010	53	1200	24
100	3	75	150	0	2	2	3	1	1,4	50	0	82	6,1	180	7	910	70	1310	25
102	4	52	415	0	2	2	2	1	3,7	100	0	90	5,9	190	7	930	57	1330	26
103	4	50	415	0	2	2	2	2	3,7	100	0	92	6,0	190	8	820	58	1400	26
104	4	45	520	0	2	2	1	1	3,7	100	0	92	6,1	190	11	820	67	1430	26
105	4	30	530	0	2	3	2	1	4,5	100	0	92	6,2	190	9	820	61	1350	29
106	4	20	980	0	2	3	2	1	8,7	100	0	92	6,2	200	10	1230	69	1400	30
107	4	15	980	0	2	3	2	1	8,8	100	0	96	6,2	210	10	1040	70	1500	30
108	4	10	990	0	3	3	3	2	10,0	111	0	95	6,1	210	11	1010	69	1600	31
109	4	8	1020	0	2	3	3												

Taulukko 3. Näytteenottopaikoilla havaittujen ympäristömuuttujien keskinäiset korrelaatiot. Korrelaatiokertoimet, jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason kerroin, on merkitty nollina (N = 72).

Jokiluokka	Korkeus	Valuma-alue	Järvisyys	Virtausnop.	Pohjan laatu	Vesikasvill.	Mekaaniset vaik.	MQ	ln MHQ / MNQ	Vrk. vaihtelu	O ₂ %	ln H ⁺	Väri	Kiintoaine	Kok N	Kok P	Fe	COD
Jokiluokka	-.50	.77	0	.32	.23	0	.39	.74	-.19	0	0	0	.30	0	0	0	0	0
Korkeus		-.41	0	-.27	0	0	-.25	-.42	0	0	0	-.40	-.43	0	-.38	0	-.41	-.50
Valuma-alue			0	.25	.27	0	.43	.98	-.24	0	0	0	.23	0	0	0	0	-.23
Järvisyys %				0	0	0	0	0	-.49	.31	0	0	0	.20	-.39	-.22	0	-.21
Virtausnopeus					0	0	0	.26	-.21	-.32	0	.20	0	-.21	0	0	0	0
Pohjan laatu						.40	.24	.26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vesikasvillis.							-.21	0	0	0	0	-.20	0	0	0	0	0	0
Mekaaniset vaik.								.42	0	.20	0	0	.28	0	0	0	.22	0
MQ									-.24	0	0	0	.24	0	.21	0	0	-.22
ln MHQ / MNQ										0	-.42	0	.23	0	.49	.41	.24	0
Vrk.vaihtelut											-.42	0	.34	.83	0	.48	0	0
O ₂ %												0	-.58	-.56	-.66	-.81	-.55	-.21
ln H ⁺													.48	.24	.37	0	.44	.51
Väri														.56	.64	.63	.83	.57
Kiintoaine															.29	.66	.37	.40
Kok N																.76	.60	.44
Kok P																	.52	.39
Fe																		.48
COD																		

2.3 Näytteenottopaikoilla vallitsevat ympäristöolosuhteet

Pohjaeläinyhteisöihin vaikuttavien ympäristöolosuhteiden kuvaajiksi valittiin seuraavaksi luetellut 19 muuttujaa (taulukko 2). Monet näistä muuttujista ovat enemmän tai vähemmän riippuvaisia toisistaan ja niiden mitta-arvot korreloivat keskenään (taulukko 3).

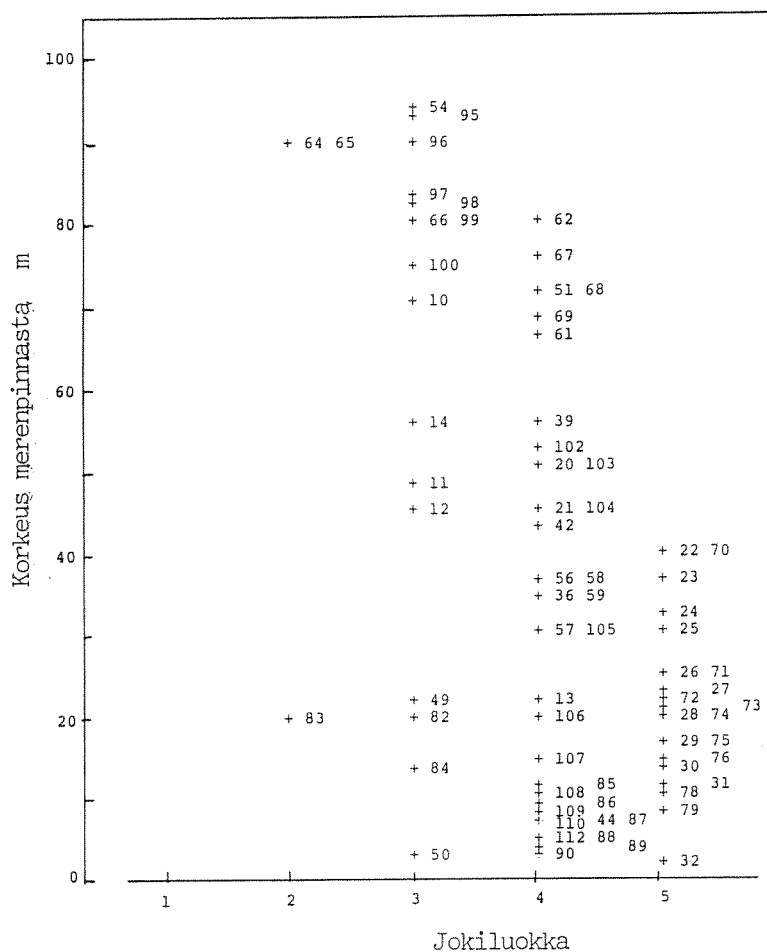
1. Jokiluokka

Jokiluokka on laskettu Strahlerin menetelmän (Hynes 1970, s.12-13) mukaisesti GT-kartan (1:200 000) perusteella. Suurin osa näytteenottopaikoista edustaa jokiluokkia 3-5, eli tutkimusalueen suurehkoja jokia. Pienet joet ja purot ovat heikosti edustettuina (kuva 2). Jokiluokka korreloi muiden joen kokoa

kuvaavien muuttujien kanssa kuten valuma-alueen suuruus ja keskivirtaama, sekä korkeuteen merenpinnasta.

2. Korkeus merenpinnasta

on määritetty peruskartasta (1:20 000). Näytteenottopaikat edustavat korkeusväliä 4-96 m (kuva 2), mikä vastaa tutkimusalueen jokien korkeusväliä, suurten jokien latvapuroja lukuumattamatta. Useat vedenlaatumuuttujat korreloivat näytteenottopaikan korkeuden kanssa, varsinkin happamuus, väri, typpi, rauta ja COD kasvavat merta kohti. Tämä johtune osittain valuma-alueen maaperän muutoksesta, litorinasaven esiintymisestä rannikkolakeudella, sekä valuma-alueen maankäytön muutoksista, mm. rannikkoa kohti kasvavasta viljely- ja muun kulttuurimaan osuudesta. Ojitus-, jokiperkaus- ja erilaiset säännöstelytoimenpiteet ovat ilmeisesti tehostaneet tätä vaikutusta. Vielä selvempi riippuvuussuhde kuin havaintopaikan korkeuden ja veden laadun välillä lienee veden laadun ja havaintopaikan yläpuolella olevan valuma-alueen korkeussuhteiden välillä. Esimerkiksi Maalahdenjoen alajuoksulla, jonka valuma-alue on suurelta osin rannikkolakeudella, on huomattavasti heikompi veden laatu kuin Lapväärtinjoen alajuoksulla, jossa huomattava osa valumasta tulee korkeammalla sijaitsevalla alueelta.



Kuva 2. Pohjaeläinnäytteenottopaikkojen jokiluokka- ja korkeusjakauma.

3. Valuma-alueen laajuus

Tiedot on otettu Vesihallituksen koski-inventoinnista (Vesihallitus 1980). Valuma-alueen laajuus näytteenottopaikan yläpuolisessa vesistössä vaihtelee välillä 30-4770 km². Valuma-alueen laajuuden ja keskivirtaaman korrelaatio on lähes täydellinen.

4. Valuma-alueen järvisyys

Tiedot on otettu Vesihallituksen koski-inventoinnista (Vesihallitus 1980). Näytteenottopaikkojen yläpuolisen vesistön järvisyys on yleensä pieni, alle 3 %, mikä on alueelle tyypillistä. Poikkeuksia ovat Ähtävänjoki ja muutamat latvapurot. Järviaaltaat, useinsäännöstelylaitteilla tehostettuina, tasaavat virtaamavaihteluita alapuolisissa joissa ja järvisyys sekä keskiylivirtaaman ja keskialivirtaaman suhde korreloivat negatiivisesti keskenään.

5. Veden virtausnopeus

Pintaveden virtausnopeus on mitattu tai arvioitu pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä. Arviot ovat monissa tapauksissa hyvin karkeita. Virtausnopeus on tässä ilmaistu kolmeasteisena:

- 1 = hitaasti virtaava vesi (alle 0,3 m/s)
- 2 = nopeasti virtaava vesi (noin 0,3-1 m/s)
- 3 = erittäin nopea virta (yli 1 m/s)

Tutkimus koskee alueen koskia, joissa virtausnopeudet yleensä ovat suuruusluokkaa 2 tai 3. Ainoastaan muutamista entisistä koskista, lähinnä voimalaitosten vieressä olevissa vähävetisissä uomissa tai voimakkaasti peratuissa jokiosuuksissa on näytteitä otettu myös hitaasti virtaavasta vedestä.

6. Pohjan laatu

Näytteenottopaikan pohjan laatu on arvioitu näytteenoton yhteydessä ja luokiteltu seuraavasti:

- 1 = sora ja hienommat raekoot (alle 16 mm)
- 2 = kivikko (noin 16-250 mm)
- 3 = lohkare (yli 250 mm)

Tutkittujen koskien pohja on yleensä kiviä ja lohkareita. Muutamissa, lähinnä yllämainituissa hitaan virtauksen paikoissa pohja-ainekset ovat hienompaa laatua. Pohja-ainesten raekokoon vaikuttaa virtausnopeus ja veden aikaansaama eroosio (Hynes 1970, s. 11). Mitään korrelaatiota näitten välillä ei ole tässä aineistossa kuitenkaan havaittavissa.

7. Vesikasvillisuuden määrä

Pohjan kasvillisuuden, lähinnä vesisammalien ja rihmalevien, määrä on karkeasti arvioitu pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä ja luokiteltu seuraavasti:

- 1 = ei lainkaan tai hyvin vähän
- 2 = kohtalaisesti
- 3 = runsaasti

Vesikasvillisuus korreloi positiivisesti pohjan laadun kanssa, koska vakaalla kivi-lohkarepohjalla kasvaa enemmän vesisammalia kuin liikkuvilla kivillä tai sorapohjalla. Vesisammalet puuttuvat täysin pienten rannikkojokien alaosista (esim. Maalahdenjoki), jossa vesi on ajoittain hyvin hapanta. Voimakkaasti

peratuissa Perhonjoen alaosan koskissa vesisammalia on myös hyvin vähän.

8. Mekaaniset muutokset

Näytteenottopaikoilla huomattuja ihmisen aikaansaamia jokiuoman mekaanisia muutoksia on luokiteltu seuraavasti.

1 = ei näkyviä muutoksia

2 = lievästi muutettu (vanhoja uittoperkauksia, pieniä myllypatoja y.m.)

3 = voimakkaita muutoksia (raskailla koneilla tehtyjä huomattavia perkauksia, padotuksia y.m.)

Harvat kosket ovat täysin koskemattomia. Tämän aineiston pienten jokien koskia on muutettu vähiten. Voimakkaasti muutettuja ovat esimerkiksi Perhonjoen alaosan kosket, Nurmonjoen Hirvikosken voimalaitoksen tunnelisuun alapuolinen entinen koski, sekä useiden vähävetisten uomien kosket.

9. Keskivirtaama MQ

Keskivirtaaman pitkäaikaisarvo on otettu Vesihallituksen koski-inventoinnista (Vesihallitus 1980).

10. Virtaaman pitkäaikaisvaihtelut, MHQ / MNQ

Tiedot näytteenottopaikkojen keskiylivirtaamista ja keskialivirtaamista on saatu Hyvärisen ja Gürerin (1976) sekä Reunan (1977) julkaisuista ja vesipiirien sekä voimalaitosten julkaisemattomista lähteistä. Keskiyli- ja keskialivirtaaman suhde on näytteenottopaikoilla yleensä 50-200. Poikkeuksellisen vähän virtaama vaihtelee runsasjärvisessä Ähtävänjoessa. Hyvin suuria vaihtelut ovat useissa voimalaitosten viereisissä vähävetisissä uomissa, joissa virtaama yleensä on hyvin pieni paitsi kevättulvan aikana.

1900-luvun alkupuolella ja aikaisemmin suoritettujen järvien kuivatukset ja viime vuosikymmenten aikana tehdyt koskiperkaukset, jokiuoman pengertämiset ja metsäojitukset lisäävät useimmiten jokien ylivirtaamia (Hyvärinen 1984). Tekojärvien rakentamisella on pyritty tasaamaan näitä virtaamahuippuja.

11. Lyhytaikaissäännöstelyn aiheuttamat vedenpinnanvaihtelut

Voimalaitosten harjoittaman lyhytaikaissäännöstelyn aiheuttamia alapuolisen joen vedenpinnan korkeuden vaihteluita on saatu Alasaarelan (1983, 1984) töistä sekä voimalaitosten julkaisemattomista lähteistä. Lyhytaikaissäännösteltyjen voimalaitosten juoksutusten suuruus ja rytmi vaihtelevat usein hyvinkin paljon ajasta toiseen. Melko usein sattuu poikkeuksellisia tilanteita korjaus- y.m. töiden takia. Tässä esitetyt arvot pyrkivät edustamaan normaalia alivirtaamatilannetta.

Lyhytaikaisvaihtelua on näytteenottopaikoilla havaittavissa Lestijoessa, Ähtävänjoessa, Nurmonjoessa ja Kyrönjoessa. Suurimmat vaihtelut on Nurmonjoessa ja Kyrönjoessa, joissa vedenpinnan korkeuden vaihtelut ovat noin puoli metriä voimalaitoksien alapuolella.

Vedenpinnan ja virtaaman lyhytaikaisvaihteluiden on todettu

irrottavan kiintoainetta ja lisäävän liuenneiden epäorgaanisten aineiden pitoisuuksia vedessä (Alasaarela 1983, 1984, Ruohomäki 1984), mikä on havaittavissa myös tässä aineistossa (taulukko 4).

12-19 Veden kemiallinen laatu

Vedenlaatumuuttujien keskiarvot on laskettu vuosina 1977-82 tehtyjen vesianalyysien tuloksien perusteella. Tietolähteinä ovat olleet jokien yhteistarkkailujen vuosiyhteenvedot (Salmela 1982a,b,c, Hanski & Virkkala 1983 ja Mantere 1983), Nybackan (1980) tutkimus sekä näytteenottotulokset Vesihallituksen vedenlaaturekisteristä. Aineistoista on poimittu ne näytteenottopaikat, jotka sijaitsevat mahdollisimman lähellä tämän tutkimuksen pohjaeläinnäytteenottopaikkoja. Mittausten määrä paikkaa kohti on 4-39 ja ne edustavat sekä talvi- että avovesikautta.

Kuten taulukosta 3 näkyy, useimmat vedenlaatumuuttajat, pH:ta ja fosforia lukuunottamatta, korreloivat voimakkaasti keskenään.

12. Hapen kyllästysprosentti

Keskiarvot ovat useimmissa paikoissa 80-95 %O₂. Pienimmät arvot ovat Jalasjoessa.

13. Happamuus

Perusaineiston pH-arvot muutettiin ensiksi vetyionikonsentraatioksi ennen keskiarvon laskemista. Takaisin logaritmiseksi pH:ksi muutettuina keskiarvot vaihtelevat 4,7 - 6,7. Alhaisimmat arvot ovat Maalahdenjoesta ja Kovjoesta. Lähes kaikkien jokien alaosissa pH laskee hyvin alhaiseksi keväällä kevättulvan loppuvaiheessa.

14. Väriluku

Useimpien tutkittujen jokien vesi on tummaa, väriluku n. 200. Vähän kirkkaampaa vesi on Ähtävänjoessa (väriluku n. 100), ja hyvin tumma pienissä rannikkojoissa (väriluku 300 - 400).

15. Kiintoaine

Keskiarvotkin vaihtelevat hyvin paljon. Pienimmät arvot ovat Lapväärtin yläosalla ja Ähtävänjoessa, 4-6 mg/l, ja suurimmat Lestijoessa ja Maalahdenjoessa 24-31 mg/l.

16. Typpi

Kokonaistypen pitoisuudet ovat useimmissa paikoissa n. 1000 µg/l. Pienimmät arvot ovat Lapväärtinjoen yläosalla ja Ähtävänjoella, 600-700 µg/l, ja suurimmat pienissä rannikkojoissa. Esimerkiksi Maalahdenjoen alajuoksulla arvo on yli 2000 µg/l.

17. Fosfori

Kokonaisfosforin pitoisuuksien keskiarvot vaihtelevat 25 µg/l ja 218 µg/l välillä. Pienimmät arvot ovat Ähtävänjoesta.

18. Rauta

Raudan pitoisuudet ovat yleensä korkeat n. 2000-3000 µg/l. Alhaisimmat arvot ovat Ähtävänjoessa ja Lapväärtinjoen yläosassa, 500-1000 µg/l ja korkeimmat pienissä rannikkojoissa kuten Kruunupyynjoki 4500 µg/l.

19 COD_{Mn}

Kemiallisen hapenkulutuksen keskiarvot näytteenottopaikoilla ovat yleensä n. 30 mgO₂/l Pienimmät arvot ovat Ähtävänjoessa (11-18 mgO₂/l) ja suurimmat Maalahdenjoen alaosalla (37 mgO₂/l).

3. AINEISTO JA NÄYTTEENOTTOMENETELMÄT

3.1 A i n e i s t o

Useista erillistöistä (Nybacka 1980, Nyman 1983, Anttila 1985 ja Lax 1986) koottu pohjaeläinaineisto sekä tätä tutkimusta varten kerätty näyteaineisto koostuu 365 näytteestä, jotka on otettu 82 eri näytteenottopaikasta. 72 paikasta on otettu näytteet sekä keväällä (toukokuu-kesäkuun alkupuoli) että syksyllä (elokuun loppu-lokakuu). Ainoastaan näitä paikkoja edustavat 300 näytettä on käsitelty tässä työssä. Nämä näytteet sisältävät yhteensä 163 735 pohjaeläinyksilöä, jotka on määritetty 125:een lajiin tai ryhmään. Perusaineisto on esitetty tiivistettynä taulukossa 5 ja koko aineisto liitteessä 1. Pohjaeläimistö on vertailtu tutkittujen koskien sähkökalastustuloksiin, jotka on saatu Vaasan ja Kokkolan vesipiiristä.

3.2 N ä y t t e e n o t t o m e n e t e l m ä t

Näytteenotossa on käytetty käsi- eli potkuhaavimenetelmää (kick-technique, Hynes 1961, Hellowell 1978, HMSO 1978). Neli-kulmainen varsihaavi asetetaan haaviaukko vastavirtaan pohjaa vasten ja näytteenottaja sekoittaa jalalla pohja-ainesta haavin edessä, jolloin vesivirta kuljettaa pohjaeläimiä ynnä muita ainesta haaviin. Käytettyjen haavien aukko on ollut 30 x 40 cm ja haavipussin silmäkoko 0,5 x 0,5 mm.

Näytteet on säilötty etanoliin ja eläimet poimittu ja määritetty laboratoriossa. Erillistutkimusten metodisia yksityiskohtia on vertailtu taulukossa 4.

Taulukko 4. Käytetyt näytteenottomenetelmät.

Tutkimus	Asemat	Näytteenottostrategia	Näytteiden käsittely	Eläinten määritystaso
Nybacka (1980)	95-	1 näyte/asema ja kerta.	Etanolisäilytys.	Laji- tai sukutaso paitsi
	112	3-5 min. kokoomanäyte useimmista habitaateista.	Poiminta valkoiselta alus- talta ilman suurennusta. Enintään 100 yks./takson poimittu.	Sphaeridae, Oligochaeta, Trichoptera ja Diptera-ryhmät.
Nyman (1983)	20-	1-2 näytettä/asema ja kerta.	Etanolisäilytys	Laji- tai sukutaso paitsi
	32	2-3 min. kokoomanäyte kah- desta syvyydestä.	Näytteet ositettu, 3-10 osaa poimittu kvantitatiivisesti stereomikroskoopin avulla.	Diptera-ryhmät
Anttila (1985)	60-	1 näyte/asema ja kerta.	Etanolisäilytys tai poimittu	Laji- tai sukutaso paitsi
	79	1-2 minuutin kokoomanäyte useimmista habitaateista.	ilman säilytystä valkoiselta alustalta ilman suurennusta.	Oligochaeta ja Diptera-ryhmät.
Lax (1986)	82-	1 näyte/asema ja kerta.	Etanolisäilytys. Näytteet poimittu	Laji- tai sukutaso paitsi
	90	7 x 30 sek. kokoomanäyte useimmista habitaateista.	kvantitatiivisesti stereomikro- skoopin avulla.	Oligochaeta ja Diptera-ryhmät.
Tämä tutkimus	10-	3 näytettä/asema ja kerta	Etanolisäilytys tai pakastus.	Laji- tai sukutaso paitsi
	14	30 sek. pistenäytteet.	Poimittu kvantitatiivisesti val- koiselta alustalta ilman suuren- nusta tai stereomikroskoopin avulla.	Oligochaeta ja Diptera-ryhmät.
	51- 59			

3.3 Aineiston käsittely

Ennen aineiston varsinaista analysointia yhdenmukaistettiin erillistutkimusten määritystaso vertailemalla vaikeimpia taksoneita ja määrittämällä säilytetty aineisto mahdollisimman lähelle samaa tasoa. Useimmissa eläinryhmissä, paitsi Oligochaeta ja Diptera, on pyritty lajitasolle.

Työssä seurataan Limnofauna Europaea-teoksen (Illies 1978) nimistöä. Käytetty määrittäyskirjallisuus käy ilmi kappaleesta 4.2.2.

Eläinten varhaisimmat kehitysvaiheet tai muut yksilöt, joita ei ole pystytty määrittämään tavoiteltuun tasoon on jaettu saman ryhmän määritettyjen lajien kesken yksilömäärän suhteessa.

4. POHJAEÄINTAKSONIEN ALUEELLINEN JA AJALLINEN JAKAUMA

4.1 Menetelmät

Lineaarinen korrelaatio laskettiin kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston yksittäisten taksonien ln-transformoidun yksilömäärän ja 19 ympäristömuuttujan välillä. Ympäristömuuttujien mitta-arvoista ln-transformoitiin MHQ/MNQ, ja vetyionikonsentraation arvot, joiden jakaumat olivat voimakkaasti vinoja. Sen jälkeen skaalattiin kaikkien muuttujien arvot 0-100.

Yleisimpien lajien esiintymisfrekvenssijakaumaa muutamien luokiteltujen ympäristömuuttujien suhteen on tarkasteltu graafisesti. Samojen lajien esiintymistä keväällä ja syksyllä on havainnollistettu esiintymisfrekvenssillä.

Lajien korrelaatioita veden laadun kanssa on käytetty lajien vedenlaatupreferenssiluokittelun perustana. Aineiston yleiset taksonit on jaettu viiteen ryhmään seuraavasti:

1. Ainakin yksi erittäin merkitsevä ($r \geq 0,38$) negatiivinen (positiivinen happipitoisuuden suhteen) korrelaatio vedenlaatumuuttujien kanssa.
2. Ainostaan heikommalla tasolla merkitseviä negatiivisia korrelaatioita.
3. Ei yhtään merkitseviä korrelaatioita vedenlaatumuuttujien kanssa.
4. Ainostaan heikommalla tasolla merkitseviä positiivisia (happipitoisuuden suhteen negatiivisia) korrelaatioita vedenlaatumuuttujien kanssa.
5. Ainakin yksi erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio vedenlaatumuuttujien kanssa.

Mikäli frekvenssidiagrammit antavat korrelaatiosta poikkeavaa tietoa lajien jakautumisesta veden laadun suhteen on lajit siirretty viereiseen ryhmään.

4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

4.2.1. Pohjaeläintaksonit ja niiden esiintymiseen vaikuttavia ympäristöolosuhteita

Huomattava osa tavatuista taksoneista on hyönteiste nuoruusvaiheita, joiden elinkierto on kuuluu säännöllisenä osana ilmassa elävä aikuisvaihe, minkä aikana laji saattaa puuttua täysin pohjaeläimistöstä (taulukko 6). Kahdella näytteenottokerralla, kesäkuussa ja elokuussa, otetut näytteet sisältävät kuitenkin suurimman osan esiintyvistä lajeista (Kuusela 1984).

Pohjaeläintaksonien ja ympäristömuuttujien välisistä korrelaatioista (taulukko 7) ilmenee, että erityisesti joen kokoa ja näytteenottopaikan korkeutta kuvaavat muuttujat sekä vedenlaatumuuttujat korreloivat melko selvästi monien taksonien yksilömäärien kanssa. Frekvenssijakaumat kuvassa 3 antavat myös yleisesti ottaen samansuuntaisia lajien jakaumia ympäristömuuttujia kohti.

Lajin menestyminen tietyllä paikalla on tietenkin monien tekijöiden integroidun vaikutuksen tulos (Chutter 1969), eivätkä ympäristömuuttujien ja lajien väliset lineaariset korrelaatiot välttämättä ilmennä mitään syy-yhteyttä. Lajien reaktio ympäristömuuttujien suhteen on harvemmin lineaarinen ja usein voidaan olettaa vedenlaatumuuttujien ääriarvojen, eikä niinkään niiden keskiarvojen, rajoittavan lajien esiintymistä. Todellisten ääriarvojen mittaaminen vaatii kuitenkin hyvin tiiviin näytteenottosarjan (kts. Kohonen 1984), joka puuttuu tämän tutkimuksen useimmilta paikoilta. Ympäristömuuttujien kuvaamat gradientit ovat suhteellisen yhtenäisillä tutkimusalueella melko lyhyitä, joten lineaarinen korrelaatio useimmiten paljastaa lajien suosimat ympäristöolosuhteet, kuten frekvenssijakaumat osoittavat.

Lajiston vedenlaatupreferenssiryhmittely (taulukko 8) näyttää ainakin osittain pitävän yhtä muualla todettujen pohjaeläinlajien sietokykyjen kanssa, joita tarkastellaan lähemmin seuraavassa kappaleessa.

Taulukko 6. Aineiston yleisimpien taksonien prosentuaaliset esiintymisfrekvenssit näytteenottopaikoilla (N=72) keväällä ja syksyllä. Taksonien järjestys taulukossa seuraa suhdetta esiintymisfrekvenssi keväällä/frekvenssi syksyllä. Taulukon alussa ovat taksonit, joita tavattiin pohjaeläimistöissä eniten keväällä ja taulukon lopussa ovat lajit, joita tavattiin eniten syksyllä.

Taksoni	Kevät	Syksy
Agraylea spp.	5	0
Athripsodes commutatus	3	-
Culicidae	3	-
Amphinemura borealis	64	8
Ephemereilla mucronata	34	9
Hydroptila spp.	18	5
Ithytrichia lamellaris	31	12
Potamophylax spp.	14	6
Nemoura cinerea	25	12
Isoperla obscura	21	11
Ceraclea excisa	10	6
Oecetis testacea	5	4
Athripsodes cinereus	23	19
Limnius volckmari	38	32
Ancylus fluviatilis	8	7
Hydropsyche siltalai	29	26
Psychomyia pusilla	12	11
Agapetus comatus	13	12
Elmis aenea	72	67
Simuliidae	85	79
Rhyacophila nubila	84	80
Empididae	31	31
Cheumatopsyche lepida	26	25
Leuctra digitata	27	27
Sialis spp.	5	5
Chironomidae	97	99
Heptagenia sulphurea	37	38
Pisidium spp.	56	58
Oligochaeta	87	93
Baetis niger	17	18
Asellus aquaticus	75	85
Sphaerium corneum	26	31
Lepidostoma hirtum	36	44
Micrasema gelidum	4	5
Erpobdella octoculata	31	40
Gammarus pulex	7	9
Ceratopogonidae	24	33
Neureclipsis bimaculata	25	35
Lymnea peregra	7	10
Micrasema setiferum	13	19
Hydropsyche pellucidula	43	63
Oulimnius tuberculatus	52	76
Tipulidae	36	56
Polycentropus flovomaculatus	25	40
Baetis rhodani	51	83
Baetis vernus coll.	30	50
Heptagenia dalecarlica	4	8
Corixidae	4	8
Archtopsyche ladogensis	8	16
Ceraclea nigronervosa	7	14
Hydropsyche angustipennis	22	48
Hydrophilidae	5	11
Ceraclea annulicornis	12	28
Hydropsyche nevae	3	10
Ephemereilla ignita	9	34
Protonemura meyeri	4	16
Polycentropus irroratus	2	8
Limnephilidae	2	8
Baetis fuscatus	6	37
Leuctra fusca	3	19
Leptophlebiae	4	28
Taeniopteryx nebulosa	0	68
Diura bicaudata	0	28
Leuctra hippopus	-	12
Capnopsis schilleri	-	3
Nemourella picteti	-	5
Brachycentrus subnubilus	-	12

Taulukko 7. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston yleisimpien lajien (vähintään 10 yksilöä/näytteenottopaikka) korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa. Korrelaatiokertoimet, jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason kerroin on merkitty nollina. N = 72.

Takson	Ympäristömuuttuja (kts. teksti)																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Sphaeri cor	0	0	0	,38	0	0	,21	0	0	,27	0	0	0	0	0	-,22	-,24	0	0
Pisidiu spp.	0	0	0	,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnea pere	-,21	,27	-,24	0	-,27	-,41	-,20	0	-,20	0	,34	0	0	0	,23	0	0	0	0
Ancylus flu	0	0	0	0	-,29	0	0	0	0	,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	,22	0	0	0	0	-,27	0	0	0	0	,23	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobde oct	,30	0	0	0	0	0	,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aqu	0	0	0	,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammaru pul	-,20	,25	0	0	0	-,27	0	-,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,23	0
Baetis fusc	,30	0	,23	0	0	0	0	,38	,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B. niger	-,39	,49	-,26	0	0	0	0	-,28	-,26	0	0	0	0	-,33	0	-,25	-,27	-,29	-,23
B. rhodani	0	,48	-,26	0	0	0	0	-,38	-,25	0	0	0	-,25	-,32	0	0	0	0	-,35
B. vernus	,20	0	0	,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heptage dal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H. sulphure	,45	-,20	,29	0	,32	0	-,23	,25	,24	-,20	0	,39	0	-,33	0	-,31	-,25	-,38	0
Leptophlebi	0	0	0	,22	0	0	-,24	,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ign	0	0	0	,25	-,26	0	0	0	0	,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E. mucronat	,20	0	0	0	0	0	,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taeniop neb	-,35	,21	-,22	,35	0	0	0	0	-,26	0	,32	0	0	0	0	-,20	0	0	0
Leuctra dig	-,39	,40	-,36	0	0	0	0	-,26	-,32	0	0	,23	0	-,34	0	-,39	-,23	-,37	0
L. fusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,26	0	0	0	-,22	-,24	0	0
L. hippopus	-,20	,25	-,27	-,29	0	0	0	-,24	-,23	0	0	,36	0	-,34	-,20	-,34	-,30	-,43	0
Capnops sch	-,35	,32	0	0	0	-,21	0	0	0	,22	0	0	-,22	-,21	0	0	0	0	0
Amphine bor	0	0	0	,20	0	0	,21	0	0	0	0	,30	0	0	0	-,24	0	0	0
Protone mey	0	,34	-,24	0	0	0	0	-,25	-,21	0	0	,22	0	-,28	0	-,31	0	-,35	0
Nemoura avi	-,24	0	0	,28	0	0	0	0	0	0	,22	0	0	0	0	0	0	0	0
N. cinerea	-,24	-,25	-,25	-,24	0	0	0	-,26	-,23	0	0	-,29	0	,20	0	,42	,28	,31	,50
Nemoure pic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,27	0	-,20	0	-,27	0	-,28	0
Diura bicau	0	0	0	0	0	0	-,41	,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,30	0
Isoperl obs	,23	0	0	,44	,26	0	0	0	0	-,25	0	,22	0	0	0	-,29	-,29	0	0
Corixidae	-,23	-,33	-,29	-,24	0	0	-,26	-,23	-,28	0	0	-,34	,39	,23	0	,50	,31	,36	,59
Hydrophilid	-,35	,34	-,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,20	-,28	0	0	0	0	-,38
Elmis aenea	0	,31	0	0	0	0	0	-,28	0	0	0	,28	-,24	-,36	-,24	-,44	-,37	-,24	-,33
Limnius vol	-,20	,25	-,26	0	0	-,22	-,20	0	-,24	0	0	,26	0	-,26	-,20	-,31	-,26	-,30	0
Oulimni tub	-,25	0	-,28	-,21	0	0	0	0	-,24	0	0	0	-,38	0	0	0	,25	0	0
Sialis spp.	-,38	0	0	0	0	0	-,23	0	0	0	0	-,22	-,25	0	0	,23	0	,22	,32
Rhyacop nub	0	,48	0	0	0	0	,37	-,23	0	0	0	0	-,29	0	0	-,24	0	-,23	-,34
Agapetu och	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,22	0	0	0
Agrayle spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropt spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ithytri lam	0	0	0	,28	,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,21	0
Neurecl bim	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,48	-,44	,31	,42	,68	,26	,51	,25	,32
Polycen fla	-,26	0	0	0	0	0	-,21	0	0	0	0	0	-,32	0	0	0	0	,21	,23
P. irroratu	0	0	0	0	,20	0	0	0	0	0	0	0	,40	0	0	,34	0	0	,31
Psychom pus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,22	0	0	0	0	0	0
Hydrops pel	,40	0	,52	0	0	0	,21	,23	,48	0	0	0	0	,31	0	0	0	0	0
H. siltalai	,31	0	0	,26	0	0	0	0	0	-,28	0	0	0	0	0	-,23	-,21	0	0
H. angustip	0	-,27	0	-,20	,22	0	0	0	0	0	0	-,24	,47	,29	0	,45	,27	,24	,26
H. contuber	,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H. nevae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,23	0	0	0	0	,21	0	0	0
Cheumat lep	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,22	0	0	0	0	0	-,21	0	0	0
Archtop lad	,31	0	0	0	,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidos hir	,34	0	,27	,31	0	0	0	0	,20	-,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachyc sub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,58	-,40	0	,45	,68	0	,46	,21	0
Micrase gel	0	0	-,20	-,23	0	0	0	0	0	0	0	,41	0	-,33	0	-,28	-,23	-,39	0
M. setiferu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athrips cin	,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A. commutat	0	0	0	,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceracle nig	,32	0	0	,20	0	0	,20	0	0	0	0	0	0	,24	0	0	0	,22	0
C. annulico	0	0	0	0	0	0	,21	0	0	0	0	0	-,23	0	0	0	0	0	0
C. excisa	0	,25	0	0	0	0	0	0	0	,24	0	0	-,20	0	0	0	,25	0	-,20
Oecetis tes	0	0	0	,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilid	-,27	0	0	-,23	0	0	0	0	-,26	0	,20	0	-,40	0	,23	0	,37	,31	,25
Potamop spp	-,29	,44	-,20	0	0	0	0	0	0	,20	0	0	-,21	0	0	0	0	0	-,42
Tipulidae	-,41	,40	-,35	-,38	0	-,28	0	-,40	-,31	0	0	0	-,21	-,35	-,20	-,20	0	-,35	0
Simuliidae	,37	0	,42	0	,24	0	-,20	,39	,42	0	0	0	0	0	0	0	0	,21	0
Ceratopogon	0	,40	0	0	0	0	0	0	0	,20	0	-,23	-,22	0	0	0	,32	0	-,32
Chironomida	0	,32	0	0	0	0	,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,21
Empididae	0	,22	0	0	0	0	,27	0	0	,20	0	-,28	0	0	0	,28	,43	0	-,27
Culicidae	-,29	0	-,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	,21	0	,25	0	,32	,35

Kuva 3. (jatko) Ympäristömuuttujien arvot on luokiteltu seuraavasti:

Jokiluokka / korkeus: 2/1 = jokiluokka 2, 1-29 m korkeudella. Jokiluokan arvo on selostettu kappaleessa 2.3. Korkeusluokat ovat 1 = 1-29 m, 2 = 30-59, 3 = yli 59 m merenpinnasta.

MHQ/MNQ-luokat ovat: 1 = 5-70, 2 = 71-150, 3 = yli 150

Vrk.säännöstelyn vedenpinnan vaihtelut on luokiteltu seuraavasti: 1 = 0 cm, 2 = 5-10 cm, 3 = yli 10 cm.

pH arvon luokat ovat: 1 = 6,9-6,5, 2 = 6,4-6,0, 3 = 5,9-5,5, 4 = 5,4-5,0, 5 = 4,9-4,0.

Väriluvun luokat ovat: 1 = 100-199, 2 = 200-299, 3 = yli 300.

Kok.P arvon luokat ovat: 1 = 20-59, 2 = 60-99, 3 = 100-139, 4 = yli 140 ug/l.

Virtausnopeuden ja mekaanisten muutosten luokitus on selostettu kappaleessa 2.3.

Taulukko 8. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston yleisimpien lajien vedenlaatupreferenssit.

1. Huonoa veden laatua selvästi karttavat lajit

Heptagenia dalecarlica	Hydroptilidae
Leuctra digitata	Elmis aenea
Leuctra hippopus	Agapetus ochripes
Capnopsis schilleri	Cheumatopsyche lepida
Protonemura meyeri	Micrasema gelidum

2. Huonoa veden laatua karttavat lajit

Sphaerium corneum	Rhyacophila nubila
Ancylus fluviatilis	Hydroptilidae
Gammarus pulex	Ithytrichia lamellaris
Baetis niger	Psychomyia pusilla
Baetis rhodani	Hydropsyche siltalai
Heptagenia sulphurea	H. contubernalis
Ephemerella ignita	H. nevae
E. mucronata	Arctopsyche ladogensis
Taeniopteryx nebulosa	Micrasema gelidum
Leuctra fusca	Ceraclea annulicornis
Amphinemura borealis	C. excisa
Nemoura picteti	Oecetis testacea
Isoperla obscura	Simuliidae
Limnius volckmari	
Oulimnius tuberculatus	

3. Veden laadun suhteen tasaisesti jakautuneet

Pisidium	Nemoura avicularis
Lymnea peregra	Diura bicaudata
Oligochaeta	Agraylea
Erpobdella octocularis	Polycentropus flavomaculatus
Asellus aquaticus	Lepidostoma hirtum
Baetis fuscatus	Athripsodes commutatus
Baetis vernus	Ceraclea nigronevosa
Leptophlebiidae	Ceratopogonidae
	Chironomidae

4. Huonoa veden laatua sietävät lajit

Sialis	Athripsodes cinereus
Hydropsyche pellucidula	Limnephilidae
Polycentropus irroratus	Empididae

5. Huonoa veden laatua hyvin sietävät lajit

Nemoura cinerea	Hydropsyche angustipennis
Corixidae	Brachycentrus subnubilus
Neureclipsis bimaculata	Culicidae

4.2.2. Lajikohtainen tarkastelu

Käytetty määrittelyskirjallisuus mainitaan suluissa ryhmän nimeen jälkeen.

Nilviäiset, Mollusca (Hubendick 1949, Macan 1977, Panelius 1972)

Sphaerium corneum (L.)

Pisidium spp.

Anodonta sp.

Lymnea peregra (Müller)

Lymnea auricularia (L.)

Gyraulus sp.

Valvata piscinalis (Müller)

Ancylus fluviatilis (Müller)

Nilviäisten osuus pohjaeläinaineistosta on yleensä melko vähäinen. Ainostaan Sphaerium corneum ja Pisidium-suku ovat laajasti levinneet tutkimusalueella.

Kaikki nilviäiset, Pisidium-sukua lukuunottamatta, puuttuivat täysin näytteenottoasemilta, joiden veden pH oli alle 5,5. Useissa tutkimuksissa onkin todettu nilviäislajiston köyhtyvän veden humuspitoisuuden ja happamuuden lisääntyessä (Aho 1966, Økland 1969, Koskenniemi 1981).

Pisidium-suku näytti sietävän alhaistakin pH:ta, mikä osittain johtunee siitä, että taksoni sisältää useita, sietokyvyiltään erilaisia lajeja. Koskenniemi (1981) totesi Kyrönjoen pehmeillä pohjilla simpukkalajien katoavan jokseenkin suuruusjärjestyksessä, kun veden happamuus ja sen vaikutusaika kasvoi.

Sutcliffe ja Carrick (1973) ja Södergren (1977) ovat todenneet, että Ancylus fluviatilis ei siedä veden alhaisia pH-arvoja. Townsend ym. (1983) totesivat A. fluviatilis esiintymisen korreloivan positiivisesti veden kalsiumionipitoisuuden ja ylivirtaaman kanssa ja negatiivisesti rautapitoisuuden kanssa. Tässä työssä tutkituista joista A. fluviatilis esiintyi ainoastaan Lapväärtinjoen yläosalla, jonka virtaamasta huomattava osa on hyvänlaatuista lähdevettä, ja Jalasjoessa.

Hubendickin (1949) mielestä Lymnea peregra sietää kotiloista parhaiten veden happamuutta. Lajia esiintyi kuitenkin runsaasti ainoastaan Lapväärtinjoessa ja Nurmonjoessa heti Hirvikosken voimalaitoksen lähtötunnelin suun alapuolella. Muualla esiintyi ainoastaan muutamia yksilöitä.

Harvasukasmadot, Oligochaeta

Harvasukasmatoja ei ole tässä määritetty tarkemmin. Ainoastaan Perhonjoen näytteistä harvasukasmatoja on määritetty lajilleen Niissä tavattiin 2 Naididae-lajia, 4 Tubificidae-lajia, 2 Lumbriculidae-lajia, Lumbricidae-heimosta Eiseniella tetraedra sekä Enchytraeidae (Nyman 1983).

Ryhmänä harvasukasmadot esiintyivät melko runsaana lähes joka paikassa.

Juotikkaat, Hirudinea (Mann 1964)Glossiphonia complanata (L.)Helobdella stagnalis (L.)Haemopis sanguisuga (L.)Erpobdella octoculata (L.)

Aineiston yleisin laji on Erpobdella octoculata, jota tavattiin myös happamilta paikoilta. Muita juotikkaita ei tavattu näyteasemilta, joiden pH oli alle 5,5. Myöskään Bagge (1968) ei tavannut Glossiphonia complanataa Lapin vesistä, joiden pH oli alhainen ja humuspitoisuus suuri. Mannin (1955) mukaan Erpobdella octoculatan ja Glossiphonia complanatan välinen ero alhaisen pH:n siedossa johtuisi ravinnosta. Edellinen syö kaksisiipiäisten ja vesiperhosten toukkia kun taas jälkimmäinen kotiloita.

Tässä aineistossa juotikkaat olivat harvinaisia pienimmissä joissa ja esiintymisfrekvenssi kasvoi alajuoksua kohti. Townsend ym. (1983) totesivat, että E. octoculatan esiintyminen korreloi positiivisesti heinäkuun veden lämpötilan kanssa.

Äyriäiset, Crustacea (Panelius 1973)Asellus aquaticus (L.)

Lajia löydettiin lähes joka paikasta ja se lienee hyvin eurytooppinen sekä veden laadun (Birstein 1951) että muiden ympäristömuuttujien suhteen. Laji kuuluu lähinnä hitaasti virtaavien vesien ja järvien litoraalin pohjaeläimistöön (Karlström 1978). Norjassa on todettu, että veden lämpötila, pohjan laatu, kokonaiskovuus ja pH parhaiten selittävät lajin esiintymistä. Siellä lajin esiintymisen alempi pH raja on noin 4,8 (Økland 1980).

Gammarus pulex (L.)

Lajia tavattiin ainoastaan Lapväärtinjoessa, jonka veden laatu on suhteellisen hyvä runsaan pohjavesivirtaaman takia. Townsend ym. (1983) totesivat lajin esiintymisen korreloivan positiivisesti pH:n ja veden kalsium- sekä nitraattipitoisuuden kanssa. Useissa muissakin tutkimuksissa on todettu, ettei G. pulex siedä happamia virtavesiä (Sutcliffe & Carrick 1973, Scullion & Edwards 1980) eikä alhaisia happipitoisuuksia (alle 4 mg/l) (Meijering & Pieper 1982).

Päivänkorennot, Ephemeroptera (Bengtsson 1930, Macan 1979, Saaristo 1966, Müller-Liebenau 1969, Saaristo & Savolainen 1980 a,b)Siphonurus spp.

Sukua tavattiin harvalukuisena muutamilta paikoilta pääasiassa keväällä.

Baetis fuscatus (L.)
B. niger (L.)
B. rhodani (Pict.)
B. vernus s.lat.
B. digitatus Bgtss.

Lajinimeä B. vernus on tässä käytetty laajassa merkityksessä, koska sen sisältämiä lajeja, B. vernus Curt. ja B. subalpinus Bgtss., ei ole pystytty erottamaan toukkavaiheessa.

Baetis-lajeista B.niger ja jossain määrin myös B. rhodani näyttivät suosivan jokien latvaosia. Edellinen näytti karttavan veden laadultaan heikkoja paikkoja. B.fuscatus ja B. vernus tavattiin eniten jokien alaosilta ja ainakin jälkimmäinen näyttää sietävän heikkoa vedenlaatua.

Monessa tutkimuksessa (Hynes 1959, Woodiwiss 1964, Chandler 1970) on todettu, että B. rhodani sietäisi huonoa veden laatua paremmin kuin muut Baetis-lajit. Engblom & Lingdell (1983) tapasivat lajia vielä pH-arvossa 4,6, jossa laji kuitenkin saattaa kärsiä alumiinin saostumisesta.

Baetis-toukkien puuttuminen happamista vesistä saattaa myös johtua perifytonin puuttumisesta (Sutcliffe & Carrick 1973).

Virtausnopeuden suhteen Baetis-lajit näyttivät hyvin indifferenteiltä. Kamlerin (1967) mukaan B. vernus ja B. rhodani kuuluvat niihin päiväkorentoihin, jotka esiintyvät hitaassa ja kohtalaisessa virtauksessa. Kuusela (1979) kuitenkin toteaa, että nämä lajit esiintyvät koskissa kivien päällä, alttiina voimakkaalle virtaukselle.

B.digitatus tavattiin ainoastaan veden laadultaan hyvässä Ähtävänjoessa. Savolaisen ja Saariston (1980) mukaan lajia on aikaisemmin löydetty ainoastaan seitsemästä paikasta eri puolella Suomea.

Centroptilum luteolum (Müll.)
Procloeon bifidum (Bgtss.)

Näitä lajeja tavattiin harvalukuisina muutamilta paikoilta. Molemmat lajit ovat lähinnä järvien ja hitaasti virtaavien vesien lajeja (Kamler 1967, Sowa 1975, Bagge & Salmela 1978).

Heptagenia dalecarlica Bgtss.
H. fuscogrisea (Retz.)
H. sulphurea (Müll.)

H. dalecarlica löydettiin tutkimusalueelta veden laadultaan parhaista paikoista. H. fuscogrisea näyttää sietävän parhaiten heikkoa veden laatua. H. sulphurea, tutkimusalueen yleisin Heptagenia-laji, on intermediäärinen.

Engblom & Lingdell (1983) ilmoittavat Heptagenia-lajien pH:n sietokyvylle seuraavat alarajat H.dalecarlica 5,5; H.sulphurea 5,0 ja H.fuscogrisea 3,8. H. dalecarlicaa tavataan paitsi

virtaavissa vesissä myös järvien kivikkorannoilla (Hanski 1983). H. fuscogrisea on yleinen hitaasti virtaavissa vesissä (Engblom & Lingdell 1983) ja on ilmeisesti muutenkin melko eurytooppinen (Bagge & Salmela 1978).

Leptophlebidae

Suurin osa aineiston Leptophlebidae-yksilöistä oli hyvin pieniä ja vaikeasti määritettävissä. Ainakin Leptophlebia marginata ja L. vespertina sekä mahdollisesti joku Paraleptophlebia-laji esiintyivät aineistossa. Määrittämisvaikeuksista johtuen ryhmää käsitellään heimotasolla. Leptophlebidae-yksilöitä esiintyi siellä täällä, pääasiassa syysnäytteissä. Engblom & Lingdellin (1983) mukaan useat lajit sietävät hyvin alhaisia pH-arvoja.

Ephemerella ignita (Poda)
E. mucronata (Bgtss.)

Molemmat lajit esiintyivät suurin piirtein samoissa paikoissa mutta E. ignita tavattiin toukkana pääasiassa syksyllä ja E. mucronata keväällä. Edellisen lajin aikuiset lentävät elosyyskuussa ja viettävät talven munina. Jälkimmäinen laji lentää kesäkuussa (Tiensuu 1939). E. mucronatan toukkien kasvu tapahtuu pääasiallisesti talvella (Bengtsson 1981).

Molempia lajeja tavattiin melko yleisesti, mutta ne puuttuivat jokien happamilta alajuoksuilta. Engblom & Lingdell (1983) ilmoittavat pH:n sietorajoiksi E. ignitalle 5,9 ja E. mucronatalle 5,0.

Ephemera sp.
Caenis horaria (L.)

Lajeja tavattiin ainoastaan muutamia yksilöitä. Molemmat taksonit ovat hitaasti virtaavien pehmeiden pohjien eläimiä (Saaristo 1966, Engblom & Lingdell 1983).

Sudenkorennot, Odonata (Valle 1952, Gardner 1954)

Agrion virgo (L.)
Agrion splendens Harris
Coenagrionidae
Gomphidae
Somatochlora metallica (Linden)
Libellulidae

Sudenkorentojen esiintyminen oli hyvin satunnaista ja tavatut yksilömäärät olivat pieniä.

Useimmat sudenkorennot kuuluvat lähinnä seisovien tai hitaasti virtaavien vesien faunaan. Tavatuista taksonista ainoastaan Agrion-lajit ovat virtaavien vesien lajeja (Valle 1952, Bagge 1983). Useat sudenkorennot sietävät happamia ja polyhumoosisia olosuhteita (Bagge 1983).

Koskikorennot, Plecoptera (Brinck 1952, Lillehammer 1973, Hynes 1977, Meinander 1980)

Taeniopteryx nebulosa (L.)

Lajia tavattiin pieninä yksilöinä syksyllä lähes joka paikasta, lukuunottamatta kaikkein happamimpia jokia. Suurin yksilörunsaus tavattiin pienissä joissa. Toukkien kasvu tapahtuu suurilta osin syksyllä ja lopputalvella ja aikuistuminen tapahtuu maaliskuuhituksessa (Brinck 1952, Kuusela 1976).

Leuctra digitata Kmp.

L. fusca (L.)

L. hippopus Kmp.

L. nigra (Ol.)

Aineiston yleisin laji oli L. digitata, joka esiintyi sekä keväällä että syksyllä, erityisesti jokien yläjuoksilla. L. fusca oli vähän harvinaisempi ja puuttui veden laadultaan heikommista paikoista. L. hippopus ja L. nigra tavattiin ainoastaan muutamien jokien latvaosista. L. nigra on Suomessa melko harvinainen laji (Meinander 1965). Sen on todettu elävän pienissä kivisissä lähdepuroissa (Brinck 1949) ja tunturipuroissa (Lillehammer 1974).

Capnia sp.

Harvoista tavatuista yksilöistä ainakin osa kuuluu lajiin C. atra. C. atran nuoruusvaiheet kasvavat syksyllä ja lopputalvella ja aikuistuvat aikaisin keväällä (Brinck 1952).

Capnopsis schilleri (Rost.)

Lajia tavattiin ainoastaan Seinäjoesta ja Kauhajoesta, erityisesti syksyllä. Brinckin (1952) mukaan laji on Ruotsin Norrlandin kirkasvetisten purojen tyyppilaji. Suomessa laji on melko harvinainen (Meinander 1965).

Amphinemura borealis (Morton)

A. sulcicollis (Stephens)

Protonemura meyeri (Pictet)

A. borealis oli tämän aineiston yleisimpiä koskikorentoja ja sitä tavattiin melkein jokaisen paikan kevätnäytteissä happamien jokien alajuoksua lukuunottamatta. A. sulcicollista ja P. meyeria tavattiin ainoastaan jokien latvaosista. A. borealisen on todettu sietävän happamuutta melko hyvin (Harmanen 1980).

Nemoura avicularis Morton

N. cinerea (Retz.)

N. flexuosa Aubert

Nemurella picteti Klp.

N. cinerea tavattiin ainoana koskikorentona runsaasti myös hyvin happamien jokien alajuoksulta. Keväällä toukat olivat suuria ja syksyllä pieniä. Aikuiset lentävät kesä-heinäkuussa (Meinander 1965). Bagge ja Salmela (1978) ovat myös todenneet lajin kestävän happamuutta (pH 5:een asti) ja olevan muutenkin melko eurytooppinen. Kolmea muuta lajia

tavattiin ainoastaan jokien yläjuoksuilta ja ne ovat ilmeisesti herkempiä veden happamuuden ja huonon laadun suhteen.

Diura bicaudata (L.)
Isoperla grammatica (Poda)
Isoperla obscura (Zett.)

Näistä lajeista D. bicaudata oli tutkimusalueella laajimmalle levinnyt ja sitä tavattiin myös happamien jokien alajuoksuilta. Toukat esiintyivät lähes yksinomaan syksyllä. Baggen ja Salmelan (1978) mukaan laji on melko eurytooppinen. Vähän vaativampi kuin edellinen on ilmeisesti I. obscura, joka puuttui happamilta alajuoksuilta. I. grammatica tavattiin harvalukuisena ainoastaan Lapuan- ja Kauhajoen latvaosista.

Vesiluteet, Heteroptera (Macan 1965)

Corixidae

Pikkumalluaisia tavattiin runsaasti näyteasemilta, joiden vesi oli hapanta ja runsasravinteista. Myös Bagge (1983) on todennut, että nämä lajit sietävät happamia ja polyhumooseja olosuhteita hyvin.

Kovakuoriaiset, Coleoptera (Landin 1970, Holland 1972, Klausnitzer 1977)

Dytiscidae
 Haliplidae
 Helodidae
Elmis aenea (Ph.Müller)
Limnius volckmari (Panzer)
Oulimnius tuberculatus (Ph.Müller)

Tärkeimpiä kovakuoriaisia olivat purokuoriaiset (Elminthidae) ja Haliplidae-heimoon kuuluvat Hydraena-lajit. Ainoastaan purokuoriaisia on tässä käsitelty lajitasolla. Näistä E. aenea näytti olevan herkin sekä veden happamuuden että rehevöitymisen suhteen. Myös Harriman ja Morrison (1982) toteavat lajin puuttuvan täysin happamalta virtavesialueelta. Tämän aineiston mukaan erityisesti O. tuberculatus näytti olevan hyvin eurytooppinen ja sitä tavattiin myös happamien jokien alajuoksuilta.

Megaloptera (Elliott 1977, Kaiser 1977)

Sialis spp.

Aineistossa esiintyivät ainakin lajit S. lutaria ja S. fuliginosa, mutta koska ryhmää ei ole määritetty lajilleen koko aineistosta, se käsitellään tässä sukuna. Kaislakorennontoukkia tavattiin aineistossa melko vähän, eniten niitä löytyi happamasta Maalahdenjoesta. Lajit ovat lähinnä seisovien ja hitaasti virtaavien vesien pehmeiden pohjien eläimiä (Elliott 1977).

Vesiperhoset, Trichoptera (Nybom 1960, Hickin 1967, Lepneva 1970, 1971, Svensson & Tjeder 1975, Edington & Hildrew 1981)

Rhyacophila nubila (Zett.)

Tämä laji esiintyi lähes joka paikassa lukuunottamatta Maalahdenjoen hyvin hapanta alajuoksua. Sekä isoja että pieniä toukkia esiintyi molempina vuodenaikoina.

Agapetus ochripes Curtis

Glossoma sp.

A. ochripesta tavattiin eniten vedenlaadultaan suhteellisen hyvistä Lapväärtinjoesta, Perhonjoesta ja Lestijoesta. Laji puuttui täysin hyvin happamista joista. Yksi yksilö Lapväärtinjoesta on määritetty Glossoma-sukuun kuuluvaksi.

Agraylea sp.

Hydroptila sp.

Ithytrichia lamellaris Eaton

Oxyethira sp.

Nämä pienikokoiset Hydroptilidae-heimoon kuuluvat lajit on määrittelyvaikeuksista johtuen jätetty sukutasolle paitsi helposti tunnistettava I. lamellaris. Pienen kokonsa takia Hydroptilidae-toukkien esiintymistä on ehkä aliarvioitu. Näyttää kuitenkin siltä, että ne puuttuisivat veden laadultaan heikoimmista paikoista.

Chimarra marginata (L.)

Tätä hyvin tiivistä pyydysverkkoa rakentavaa suodattajaa (Wallace & Merritt 1980) tavattiin ainoastaan Ähtävänjoesta, jossa kiintoainepitoisuudet ovat huomattavasti alhaisempia kuin muissa tutkituissa joissa. Muissa joissa kiintoaine saattaa tukkia lajin pyydysverkon.

Neureclipsis bimaculata (L.)

Plectrocnemia conspersa (Curtis)

Polycentropus flavomaculatus (Pictet)

P. irroratus (Curtis)

Cyrnus flavidus Mcl.

C. trimaculatus (Curtis)

Nämä pyydysverkolliset Polycentropidae-heimoon kuuluvat lajit näyttivät sietävän hyvin veden alhaista pH:ta. Erityisesti N. bimaculata näytti olevan hyvin tolerantti sekä happamuuden, rehevöitymisen, korkean humuspitoisuuden että fysikaalisen rasituksen suhteen. Lyhytaikaissäännöstelyssä Nurmonjoessa tämä laji näyttää osittain korvaavan suuria virtausnopeuksia vaativat Hydropsyche-lajit.

Polycentropidae-heimon lajien kesken on jossain määrin havaittavissa habitaattijakoa jokien pituussuuntaa pitkin. Aineiston yleisimmistä lajeista P. flavomaculatus esiintyy eniten jokien ylä- ja keskijuoksulla ja N. bimaculata jokien alajuoksulla. Aineistossa melko harvalukuisia lajeja P. conspersa ja P. irroratus tavattiin ainoastaan pienimmistä joista. Edington (1968) sekä Edington ja Hildrew (1973) ovat esittäneet samansuuntaista vyöhykejakoa Englannista.

Lype phaeopa (Stephens)
Psychomyia pusilla (Fbr.)

Molemmat lajit puuttuvat veden laadultaan heikoista paikoista ja näyttävät suosivan pienehköjä jokia. Kahdesta lajista P. pusilla on aineistossa yleisempi.

Hydropsyche pellucidula (Curtis)

H. saxonica Mcl.

H. siltalai Döhler

H. angustipennis (Curtis)

H. contubernalis Mcl.

H. nevae Kol.

H. silfvenii Ulmer

Hydropsyche-toukkien määrityksessä on yllä mainittujen teoksien lisäksi käytetty seuraavia julkaisuja: Sedlak (1971), Szczesny (1974), Boon (1977) ja Wiberg-Larsen (1980). Lajipari H. nevae ja H. silfvenii tuotti määritysvaikeuksia, koska niiden toukat ovat hyvin samannäköisiä eikä missään määritysoppaassa ole vertailtu yhdessä molempien lajien toukkia. Aineistossa esiintyy kuitenkin kaksi toukkatyyppiä. Nämä voidaan erottaa toisistaan pään pituuden ja leveyden suhteiden ja pään etukilven muodon sekä pään etukilven ja pronotumin kuvioiden perusteella. Toinen näistä vastaa Lepnevan (1970) H. nevae-kuvausta ja toinen H. silfvenii-kuvausta Wiberg-Larsenin (1980) ja Szczesny'n (1974) mukaan.

Tässä työssä tutkittujen jokien Hydropsyche-lajeista H. angustipennis kesti parhaiten veden huonoa laatua. Seuraava toleranssijärjestyksessä oli H. pellucidula, joita tavattiin usein H. siltalain kanssa. Wiberg-Larsen (1980) totesi, että myös Tanskassa H. angustipennis on kestävin orgaanista likaantumista ja hapen vähyyttä vastaan, H. pellucidula ja H. siltalai ovat vaativampia ja varsinkin jälkimmäinen suosii nopeasti virtaavaa vettä.

Muut Hydropsyche-lajit olivat aineistossa harvinaisempia kuin kolme yllä mainittua. H. saxonica tavattiin Kauhajoen ja Lapväärtinjoen latvaosasta. Se on myös muissa tutkimuksissa todettu nopeasti virtaavien purojen lajiksi (Nybom 1960, Wiberg-Larsen 1980). H. contubernalis esiintyi harvalukuisena Lestijoen ja Perhonjoen keskiosassa ja sen väitetään olevan melko hiljaa virtaavien jokien alajuoksujen laji (Wiberg-Larsen 1980, Edington & Hildrew 1981). Lajiparista H. nevae ja H. silfvenii jälkimmäinen oli tutkimusalueella yleisempi. Tämän lajin väitetään esiintyvän pienissä joissa ja edellisen lajin suosivan puolestaan isoja jokia (Nybom 1960). Samansuuntaista jakoa on jossain määrin havaittavissa tässäkin aineistossa.

Cheumatopsyche lepida (Pictet)

Arctopsyche ladogensis (Kolenati)

Molempia lajeja tavattiin isoista ja veden laadultaan suhteellisen hyvistä joista. Edellinen laji on hento ja pyydystää pyydysverkollaan hyvin hienojakoista ainesta. Se voi kärsiä epäorgaanisen kiintoaineen korkeista pitoisuuksista jokien rakentamisen (Kauppinen 1978) tai lyhytaikaissäätötyön yhteydessä. Laji puuttuu lähes täysin Nurmonjoesta Hirvikosken voimalaitoksen alapuolelta.

A. ladogensis on taas kookas laji, joka rakentaa harvasilmäistä verkkoansa voimakkaasti virtaaviin paikkoihin.

Pyydysverkoilla suodattavat Hydropsychidae-heimoon kuuluvat lajit ovat varsinkin loppukesällä hyvin runsaasti edustettuina tämän tutkimusalueen joissa kuten muuallakin (Müller 1962). Lajien erilaisista ympäristövaatimuksista johtuen niiden esiintyminen monessa tapauksessa muodostaa melko selvän yöhykkeisyyden jokia pitkin (Edington 1968, Edington & Hildrew 1973, Hildrew & Edington 1979, Boon 1979).

Phryganea sp.
Oligostomis reticulata(L.)

Phryganeidae-lajit ovat lähinnä järvien lajeja ja niitä edusti tässä aineistossa vain muutama yksilö.

Beraeodes minutus(L.)
Goera pilosa(Fabr.)
Silo pallipes(Fabr.)

Näitä lajeja on tavattu vain muutamia yksilöitä aineistosta.

Lepidostoma hirtum(Fbr.)
Brachycentrus subnubilus Curtis

Edellistä lajia tavattiin tutkituista joista yleisesti sekä keväällä että syksyllä, paitsi veden laadultaan heikoimmista paikoista. B. subnubilus tavattiin syksyllä runsaasti veden laadultaan heikoista paikoista jokien alajuoksulla ja lyhytaikaissännöstelystä Nurmonjoesta. B. subnubilus on ruuanottoavaltaan suodattaja (Wallace & Merritt 1980) ja sitä on muuallakin tavattu runsaasti padotuksien alapuolelta (Armitage 1978).

Micrasema gelidum McL.
M. setiferum Pictet

Edellistä lajia tavattiin Lapväärtinjoesta ja Kauhajoen yläosasta ja se on Nybomin (1960) mukaan nopeasti virtaavien purojen laji. M. setiferum tavattiin isommista ja veden laadultaan hyvistä joista, eniten Lestijoesta ja Perhonjoesta. Perhonjoen keskiosassa laji on ilmeisesti vähentynyt jokirakennustöiden yhteydessä (Nyman 1983).

Sericostoma personatum(Spence)
Notidobia ciliaris(L.)

Näitä lajeja on tutkimusalueelta tavattu vain muutamia yksilöitä.

Athripsodes cinereus(Curtis)
A. aterrimus(Steph.)
A. commutatus(Rostock)

Aineiston yleisin laji tästä ryhmästä on A. cinereus, jota tavattiin useimmista isohkojen jokien näytteenottopaikoista.

Laji sietää alhaista pH:ta suhteellisen hyvin (Bagge & Salmela 1978). Muita lajeja tavattiin vain muutamia yksilöitä.

Ceraclea nigronervosa (Retz.)
C. annulicornis (Steph.)
C. excisa (Morton)
C. dissimilis (Steph.)
C. albimacula (Ramb.)

Tämän ryhmän yleisin laji on C. annulicornis, jota tavattiin erityisesti syksyllä useimmista joista, paitsi veden laadultaan heikoista paikoista. Suurin piirtein samoista paikoista, mutta harvalukuisempaan, tavattiin myös C. nigronervosaa. C. excisaa löydettiin pienten, veden laadultaan hyvien jokien näytteistä. Tämä laji on Nybomin (1960) mukaan purojen ja pienten jokien laji. C. dissimilista tavattiin eniten veden laadultaan hyvistä Ähtävänjoesta ja Lestijoesta.

C. annulicornista tavataan yleisesti myös hitaasti virtaavista vesistä ja järvistä (Nybom 1960) sekä Pohjanlahden kivikkorannoilta (C. Nyman ym., tekeillä) ja sen on Ruotsissa todettu yleistyvän lyhytaikaissäännöstelyissä joissa (Tobias & Tobias 1983).

Oecetis notata (Ramb.)
O. testacea (Curtis)
Mystacides sp.

O. testaceaa tavattiin melko harvalukuisena veden laadultaan paremmista joista. Kahta muuta lajia on aineistossa vain muutamia yksilöitä.

Limnephilus rhombicus (L.)
L. decipiens (Kol.)
Limnephilus spp.

Vaikeasti määritettävistä Limnephilus-sukuun kuuluvista lajeista on erotettu vain L. rhombicus, jota tavattiin Perhonjoen ja Ähtävänjoen kevätnäytteistä sekä L. decipiens, jota tavattiin Kovjoesta yksi yksilö. Muitakin Limnephilus-sukuun kuuluvia toukkia on tavattu harvalukuisina sieltä täältä. Ainoastaan Maalahdenjoesta tavattiin kohtalaisia Limnephilus-toukkien yksilömääriä.

Limnephilus-lajit kuuluvat lähinnä järvien ja hitaasti virtaavien vesien lajistoon.

Anabolia laevis (Zett.)
Potamophylax spp.
Halesus spp.
Stenophylax permistus Mcl.
Hydatophylax infumatus (Mcl.)
Chaetopteryx villosa (Fabr.)

Näistä Limnephilidae-heimon lajeista ainoastaan Potamophylax- ja Halesus-suvut olivat runsaasti edustettuina aineistossa. Molempia taksoneita tavattiin pääasiallisesti jokien latvaosien kevätnäytteissä. Muista lajeista tavattiin ainoastaan harvoja

yksilöitä pienistä joista.

Kaksisiipiäiset, Diptera

Vaikean taksonomian vuoksi kaksisiipiäisten määrittäminen jätettiin tässä heimotasolle.

Tipulidae

Sekä alaheimo Tipulinae että Limoniinae olivat edustettuna. Tipulinae-lajeja tavattiin eniten isoimmista joista. Limoniinae-toukkia, ainakin Dicranota-, Phalacrocer ja Limnophila-sukujen lajeja, tavattiin eniten pienistä joista.

Simuliidae

Mäkäräntoukkia tavattiin keväällä lähes kaikista näytteenotto-paikoista. Runsaimmin ne esiintyivät jokien alajuoksilla. Perattujen koskien paljaat kivipohjat, esimerkiksi Perhonjoen alaosalla, ovat ilmeisesti mäkärille soveliaita (Müller 1953, Carlsson 1962).

Mäkäräntoukat suosivat voimakasta virtaa (Chutter 1969). Ne esiintyvät monissa joissa tiiviinä populaatioina keväisin (Müller 1962), varsinkin järvien luusuoissa (Müller 1955, Carlsson ym. 1977). Lyhytaikaissäännöstelystä Nurmonjoesta, Hirvijärven alapuolella, mäkärät puuttuvat melkein täysin keväällä, mikä saattaa johtua vaihtelevasta veden virtausnopeudesta ja veden pinnan heilahteluista. Müller (1962) ja Armitage (1978) ovat todenneet vastaavaa ilmiötä säännöstelyalaiden alapuolisissa joissa.

Ceratopogonidae

Näitä toukkia tavattiin melko harvalukuisina useimmista näytteenottopaikoista, erityisesti syksyllä. Ne näyttävät sietävän huonoakin vedenlaatua.

Chironomidae

Surviaissääskien toukkia oli lähes kaikilla näytteenottopaikoilla hyvin runsaasti sekä keväällä että syksyllä. Ryhmään sisältyy runsaasti lajeja. Ainakin taksonit Pentaneurini, Orthocladiinae ja Tanytarsini ovat runsaasti edustettuna.

Tabanidae

Paarmojen toukkia tavattiin harvalukuisina muutamista, myös veden laadultaan heikoista paikoista keväällä ja syksyllä.

Empididae

Anthomyidae

Näitä kärpästoukkia tavattiin melko harvalukuisena useimmista paikoista. Näiden heimojen erottaminen toisistaan saattaa olla epävarma useissa näytteissä. Siitä syystä molemmat taksonit on yhdistetty nimelle Anthomyidae aineiston käsittelyssä.

Culicidae

Culicidae-toukkia tavattiin veden laadultaan heikoista ja pienistä Purmon- ja Maalahdenjoesta keväällä.

5. RUUANOTTOTAPARYHMIEN ALUEELLINEN VAIHTELU

5.1 Menetelmät

Cumminsin ja Klugin (1979) esittämän periaatteen mukaan tavatut taksonit ryhmiteltiin viiteen n.k. ruuanottotaparyhmään (functional groups). Tämän työn yhteydessä ei ole tehty eläinten ravintoanalyysyjä vaan ryhmittely perustuu kirjallisuudesta poimittuihin tietoihin (Cummins & Klug 1979, Henricson & Sjöberg 1981). Ryhmät ovat: pilkkoajat (shredders), kaapijat (scrapers), suodattajat (filtering collectors), pohjakerääjät (gathering collectors) ja pedot (predators).

Ruuanottotaparyhmien korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa laskettiin samalla tavalla kuin lajien korrelaatiot (kts. kapale 4.1).

5.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

Kaikkia ruuanottotaparyhmiä esiintyi kaikilla näytteenottopaikoilla, mutta niiden runsaussuhteet vaihtelivat.

Kaapijoita tavattiin eniten veden laadultaan suhteellisen hyviltä ja korkealla sijaitsevilta näytteenottopaikoilta (taulukko 9). Nämä eläimet syövät pääasiassa kivien ja vesikasvien pinnoilta perifytonia (Cummins & Klug 1979), joka kärsii kivien liettymisestä ja jokien alajuoksujen happamista olosuhteista (Otto & Svensson 1983).

Pilkkoajat käyttävät ruuakseen pääasiassa karkeaa orgaanista ainesta, pudonneita lehtiä y.m. (Cummins & Klug 1979). Tällaista ravintoa on eniten tarjolla pienissä joissa, missä rantakasvillisuus usein peittää suuren osan jokiuomasta. Pilkkojien merkitys onkin suurin pienissä joissa (Cummins 1979, Vannote ym. 1980). Tämä ilmeisesti pitää paikkansa tässäkin aineistossa, jossa pilkkojien määrä korreloi negatiivisesti joen kokoa kuvaavien muuttujien kanssa (taulukko 9).

Taulukko 9. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston ruuanottotaparyhmien ln-transformoitujen yksilömäärien korrelaatio ympäristömuuttujien kanssa. Korrelaatiokertoimet, jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason kerroin, on merkitty nollina. N=72

	Kaapijat Scrapers	Pilkkoajat Shredders	Suodattajat Filter feed	Pohjakerää Gather col	Pedot Carnivors
1 Jokiluo	0	-,266	,377	0	0
2 Korkeus	,461	,286	0	,326	,428
3 Valualue	0	-,411	,479	0	0
4 Järvi %	,252	,211	,209	0	0
5 Virtnop	0	0	,381	0	0
6 Pohjanl	0	0	0	0	0
7 Kasvill	0	0	0	,369	,325
8 Mekvaik	0	-,365	,229	0	-,237
9 MQ	0	-,456	,450	0	0
10 MHQ/MNQ	0	0	0	0	0
11 Vrkvaih	0	0	0	,239	0
12 O2	,366	0	-,206	-,317	0
13 H+	-,720	-,209	0	-,252	-,570
14 Väri	-,425	0	,399	0	-,226
15 Kiintoa	0	0	0	0	0
16 Kok N	-,660	-,245	,275	0	-,285
17 Kok P	-,359	0	0	,338	0
18 Fe	-,402	0	,468	0	-,266
19 COD	-,428	0	0	-,214	-,393

Suodattajia on aineistossa enemmän isojen jokien nopeasti virtaavilla paikoilla, missä vesi sisältää runsaasti orgaanisia aineita (positiivinen korrelaatio väriluvun ja kokonaistypipiarvon kanssa, taulukko 9). Suodattajat käyttävät veden kuljettamaa hienojakoista orgaanista ainetta ravinnokseen (Cummins & Klug 1979). Myös muissa tutkimuksissa suodattajia on tavattu eniten jokien alajuoksilla (Cummins 1979) ja erityisesti järvien luusuoissa (Wallace & Merritt 1980).

Pohjakerääjien jakauma on suhteellisen tasainen (taulukko 9), mikä osittain johtuu siitä, että tähän ryhmään on sijoitettu ryhmät Chironomidae ja Oligochaeta. Nämä monilajiset taksonit pitävät sisällään useiden eri ruuanottotaparyhmien edustajia, m.m. surviaissäskisuku Rheotanytarsus, jota tavattiin melko runsaasti usealla paikalla, on suodattaja. Pohjakerääjät syövät pohjaan kertynyttä hienojakoista orgaanista ainetta ja niitä tavataan eniten jokien alajuoksulta (Cummins 1979)

Petojen jakauma on aineistossa lähes samanlainen kuin kaapijoiden ja niitä tavattiin eniten korkealla sijaitsevilta ja veden laadultaan hyviltä näytteenottoaikoilta (taulukko 9).

6. POHJAEÄÄNYHTEISÖJEN ALUEELLINEN JA AJALLINEN VAIHTELU

6.1 J o h d a n t o

Sen sijaan, että tarkasteltaisiin jokaista pohjaeläinlajia ja sen suhdetta ympäristöön erikseen, on tässä kappaleessa pyritty vertailemaan näytteenottopaikkojen pohjaeläinyhteisöjä (tai oikeastaan näytteenottomenetelmällä havaittua valikoitua osaa yhteisöstä) ja suhteuttamaan yhteisöjen rakenteellisia ominaisuuksia ympäristöolosuhteisiin. Koskien pohjaeläinyhteisöihin kuuluu usein runsaasti lajeja. Siitä syystä on jo melko pienen näytemäärän vertailu vaikeaa ilman vertailuparametrien vähentämistä. Menetelmiä eläinyhteisöjen rakenteellisten erojen ja yhtäläisyyksien paljastamiseen helpommin hallittavaan muotoon on lukuisia.

6.2 M e n e t e l m ä t

6.2.1 Diversiteetti

Yhteisön diversiteetti on arvioitu seuraavilla tavoilla:

Taksonien lukumäärä.

Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi (Shannon 1948, viitt. Hughes 1978), joka on laskettu kaavalla

$$H = - \sum_{j=1}^n P_j \ln P_j$$

jossa P_j on lajin j osuus näytteen kokonaisuuskilomäärästä ja n lajien lukumäärä.

Simpsonin diversiteetti-indeksi (Simpson 1949, viitt. Wilhm 1967), joka lasketaan kaavalla:

$$D = 1 - \sum_i^{S_T} \frac{N_i(N_i-1)}{N_T(N_T-1)}$$

jossa N_i on lajin i yksilömäärä, N_T näytteen kokonaisuuskilomäärä ja S_T näytteen lajien lukumäärä.

6.2.2 Bioindeksit

Useimmat bioindeksit perustuvat siihen, että painotetaan lajeja niiden ympäristövaatimuksia kuvaavilla arvoilla ja lasketaan näytteessä esiintyvien lajien painojen summa tai keskiarvo.

Tällainen on mm. Englannissa kehitetty BMWP-indeksi (Biological Monitoring Working Party) ja siitä johdettu ASPT (Average Score Per Taxon). Indeksinarvot lasketaan heimotasolle määrittäytystä pohjaeläinaineistosta. BMWP-indeksi on näytteessä esiintyvien heimojen painojen (taulukko 10) summa ja ASPT saadaan jakaamalla BMWP-arvo näytteen heimojen lukumäärällä. Heimojen painot on määritetty empiirisesti kuvaamaan niiden herkkyyksiä orgaanisen likaantumisen suhteen (Armitage ym. 1983).

Taulukko 10. BMWP bioindeksin pohjaeläinheimojen painot (Armitage ym. 1983).

Heimo	paino
Siphonuridae, Heptagenidae, Leptophlebitidae, Epemerellidae Pothamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capnidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae.	
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Cordulidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Unionidae, Corophidae, Gammaridae, Platthycnemidae, Coenagridae, Hydroptilidae	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Halipidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planaridae, Dendrocoelidae.	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae	3
Chironomidae	2
Oligochaeta (koko laho)	1

6.2.3 Yhteisöjen ordinaatio

Oikaistu korrespondenssianalyysi (correspondence analysis tai reciprocal averaging) on ordinaatiomenetelmä, joka periaatteeltaan hieman muistuttaa painotettujen keskiarvojen menetelmiä. Laskutavaltaan se on kuitenkin ominaisarvomenetelmä.

Alkaen laji x näyte-matriisista lajien ja näytteiden ordinaation laskutapaa voidaan yksinkertaistettuna selostaa seuraavasti

(Gauch 1982): Lajeille annetaan mielivaltaiset painot, joiden avulla lasketaan näytteiden yksilömäärien painotetut keskiarvot. Näytteiden painoja käyttäen lasketaan vastaavalla tavalla lajeille uudet painot ja aloitetaan alusta käyttämällä lajien uusia painoja. Tätä jatketaan kunnes lajien ja näytteiden painot vakiintuvat. On osoitettu, että saman aineiston lajipainot vakiintuvat samoihin arvoihin riippumatta alkuperäisistä painoista. Toinen ordinaatioakseli lasketaan vastaavalla tavalla lisäksi vaatien, etteivät uuden akselin painot korreloi edellisiin.

Oikaistussa korrespondenssianalyysissä alkuperäisaineiston epälineaarisuudesta johtuva nk. hevosenkenkähärha oikaistaan pilkkomalla toinen ordinaatioakseli ja asettamalla segmenttien painojen keskiarvot nollassi. Vastaavalla tavalla lasketaan seuraavat akselit.

Ordinaatioakselit skaalataan niin, että lajistomuutokset akselia pitkin tapahtuvat vakioetäisyyksillä. Näyteakselien yksikkönä on n.k. keskimääräinen lajivaihtuman keskihajonta (average standard deviation of species turnover) eli S.D. Laji ilmestyy, nousee esiintymishuippuunsa ja häviää noin 4 S.D. yksikön matkalla. Vastaavasti on odotettavissa eläinyhteisön täydellinen lajivaihtuma 4 s.d:n matkalla ja 50 % muutos 1 s.d:n matkalla.

Tässä työssä oikaistu korrespondenssianalyysi on toteutettu Turun yliopiston DEC-20 tietokoneella ohjelmalla DECORANA (Hill 1979).

Pääkoordinaattianalyysi Williamsonin muunnelmana sisältää kolme pääaskelta (Williamson 1978): 1. Alkuperäisestä laji x näyte-matriisista lasketaan samanlaisuusmatriisi. 2. Samanlaisuusmatriisi muutetaan etäisyysmatriisiksi. Samanlaisuusmatriisin 0-elementtien etäisyydet lasketaan käyttämällä matriisin muita elementtejä väliaskeleina. Tällä tavalla vältetään n.k. hevosenkenkähärhan syntymistä seuraavassa laskuvaiheessa. 3. Etäisyysmatriisi analysoidaan Gowerin pääkoordinaattianalyysillä. Laskutoimitukset on suoritettu Turun yliopiston DEC-20 tietokoneella.

Näytteenottopaikkojen ordinaatiotuloksia vertailtiin ympäristömuuttujiin lineaarisen korrelaatioanalyysin avulla. Ennen korrelaation laskemista ln- transformoitiin MHQ/MNQ-kvotientin ja vetyionikonsentraation arvot, koska niiden jakaumat olivat voimakkaasti vinoja, ja kaikkien muuttujien arvot skaalattiin 1-100 niiden keskinäisen vertailukelpoisuuden parantamiseksi.

Pohjaeläimistön ordinaatiotuloksia vertailtiin muutamien näytteenottopaikkojen sähkökalastustuloksiin n.k. hybridior dinaatiolla (Gauch 1982, s. 169-171). Kalalajien lajipainot kahdella ordinaatioakselilla laskettiin painottamalla ln-transformoituja kalojen yksilömääriä pohjaeläinordinaation näytepainoilla, jonka jälkeen kalalajien painot skaalattiin pohjaeläinordinaation mukaisesti.

6.3 T u l o k s e t

6.3.1 Pohjaeläinyhteisöjen diversiteetti

Taksonien lukumäärä kevään ja syksyn yhdistetyissä näytteissä (taulukko 11) vaihtelee välillä 17 - 53. Suurehkoja arvoja tavattiin suhteellisen luonnontilaisten jokien näytteenottopaikoilla ja pienimmät veden laadultaan heikoissa Maalahdenjoessa, Kovjoessa ja Kyrönjoen alaosalla. Taksonien lukumäärä korreloi positiivisesti voimakkaimmin näytteenottopaikan korkeuden ja järvisyyden sekä negatiivisesti veden happamuuden ja typpipitoisuuden kanssa (taulukko 12).

Shannon-Wiener-indeksin arvot (taulukko 11) vaihtelivat välillä 0,735 - 2,98. Pienet arvot, jotka merkitsevät sitä, että suurin osa yhteisön yksilöistä kuuluu muutamaani lajiin, esiintyivät esimerkiksi Perhonjoen alaosalla, missä on hyvin runsaasti mäkäräntoukkia keväällä, ja vedenlaadultaan heikoissa Maalahdenjoessa, Kovjoessa ja Kyrönjoen alaosalla. Indeksit korreloivat negatiivisesti näytteenottopaikkaan kohdistettujen mekaanisten muutosten ja useiden vedenlaatumuuttujan kanssa (taulukko 12).

Simpsonin diversiteetti-indeksin arvot (taulukko 11) vaihtelivat välillä 0,245 - 0,929. Tämä indeksi korreloi hyvin vahvasti Shannon-Wienerin indeksin kanssa (taulukko 13) ja niinpä sen korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa ovat samansuuntaiset (taulukko 12).

6.3.2 Bioindeksit

Kevään ja syksyn yhdistetyn aineiston BMWP-indeksin arvot (taulukko 11) vaihtelevat rajoissa 57 - 195. Suurehkoja arvoja oli suhteellisen luonnontilaisissa joissa ja pienehköjä arvoja Maalahdenjoessa ja Kovjoessa. BMWP-arvot korreloivat merkittävästi useiden vedenlaatuparametrien kanssa (taulukko 12).

ASPT-indeksin arvot vaihtelivat välillä 5,18 - 6,96. ASPT-arvot korreloivat melko hyvin BMWP-arvojen kanssa (taulukko 13) ja korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa olivat kummallakin lähes samat (taulukko 12).

Taulukko 11. Kevään ja syksyn yhdistettyä pohjaeläinaineistoa kuvaavat indeksiluvut.

Asema	Takson lukum.	Shannon-Wiener	Simpson divers.	BMWP score	ASPT
Lestijoki					
10	46	2,53	0,874	161	6,71
11	51	2,49	0,867	194	6,69
12	48	2,70	0,900	164	6,56
13	42	2,77	0,905	159	6,63
14	45	2,05	0,743	135	6,75
Perhonjoki					
20	35	2,58	0,877	156	6,78
21	40	2,47	0,845	169	6,50
22	42	1,62	0,536	191	6,59
23	47	1,61	0,628	180	6,43
24	50	2,95	0,928	184	6,57
25	43	2,92	0,929	158	6,58
26	45	2,82	0,905	171	6,58
27	48	2,88	0,925	166	6,38
28	50	2,72	0,897	195	6,50
29	47	2,63	0,879	181	6,70
30	30	0,74	0,245	133	6,65
31	33	1,70	0,628	133	6,33
32	40	2,30	0,805	165	6,60
Kruunupyynjoki					
36	32	2,54	0,878	140	6,36
Ähtävänjoki					
39	30	1,87	0,655	71	5,92
42	41	2,59	0,884	108	5,68
44	34	2,77	0,902	101	5,94
Purmonjoki					
49	20	1,60	0,641	83	5,93
Kovjoki					
50	17	1,96	0,789	57	5,18
Lapuanjoki					
51	39	1,55	0,589	122	6,10
54	53	2,12	0,784	90	5,29
56	51	2,78	0,899	187	6,45
57	40	2,50	0,867	147	6,68
58	26	1,63	0,752	81	5,06
59	47	2,48	0,862	142	6,76
Kyrönjoki					
61	36	2,10	0,738	129	5,86
62	41	2,36	0,813	167	6,96
64	37	2,47	0,866	151	6,57
65	39	2,11	0,788	159	6,63
66	30	1,65	0,644	118	5,62
67	41	2,54	0,867	139	6,32
68	46	1,77	0,625	183	6,78
69	41	2,59	0,869	163	6,52
70	35	2,28	0,834	147	6,39
71	23	2,02	0,807	84	5,60
72	24	1,94	0,752	91	5,69
73	24	1,26	0,564	104	5,78
74	29	1,70	0,697	100	5,56
75	25	1,67	0,750	120	6,00
76	26	1,56	0,660	107	5,63
78	21	1,28	0,571	92	5,41
79	22	1,78	0,729	86	5,73
Maalahdenjoki					
82	28	2,15	0,833	119	5,95
83	29	2,00	0,775	131	5,95
84	35	2,15	0,786	147	5,88
85	19	1,93	0,797	81	5,40
86	20	0,99	0,433	90	5,63
87	18	1,83	0,796	90	5,63
88	21	1,53	0,723	88	5,87
89	18	1,58	0,737	64	5,33
90	16	1,33	0,583	61	5,08
Lapväärtinjoki					
95	29	2,49	0,882	160	6,40
96	29	2,72	0,917	136	6,48
97	31	2,76	0,917	165	6,35
98	25	2,49	0,888	138	6,00
99	27	2,32	0,856	126	6,30
100	29	2,48	0,876	156	6,00
102	31	2,66	0,901	159	6,36
103	43	2,98	0,929	178	6,59
104	34	2,72	0,894	172	6,62
105	34	2,60	0,891	149	6,21
106	35	2,67	0,902	175	6,73
107	37	2,55	0,860	169	6,50
108	32	2,53	0,865	148	6,17
109	34	2,61	0,879	165	6,11
110	26	2,00	0,823	130	5,91
112	27	2,44	0,879	141	6,41

Taulukko 12. Pohjaeläinaineistoa kuvaavien indeksiluvujen korrelaatio ympäristömuuttujien kanssa. 10 %:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nollina. N=72.

Ympäristömuuttuja	Taksonien lukum.	Shannon-Wiener	Simpson diversi.	BMWP score	ASPT
1 Jokl	0	0	-0,220	0	0
2 Kork	0,347	0,268	0,200	0,299	0,311
3 Valu	0	-0,274	-0,288	0	0
4 Järv	0,511	0	0	0	0
5 Virt	0	0	0	0	0
6 Pohj	0	0	0	0	0
7 Kasv	0,211	0,263	0,296	0,220	0
8 Meka	0	-0,384	-0,394	0	0
9 MQ	0	-0,308	-0,304	0	0
10 HQ/NQ	0	0	0	0	0
11 Vrkv	0	0	0	0	0
12 O2	0,212	0,376	0,253	0,430	0,430
13 H ⁺	-0,484	-0,379	-0,255	-0,520	-0,423
14 Väri	-0,276	-0,414	-0,300	-0,349	-0,337
15 K.A.	0	0	0	-0,195	0
16 KokN	-0,477	-0,571	-0,400	-0,508	-0,523
17 KokP	-0,246	-0,389	-0,267	-0,311	-0,316
18 Fe	0	-0,404	-0,342	-0,285	-0,268
19 COD	-0,291	0	0	-0,214	-0,262

Taulukko 13. Pohjaeläinaineistoa kuvaavien indeksiluvujen keskinäiset korrelaatiot. N=72.

	Taksonien lukumäärä	Shannon-Wiener	Simpson diversi.	BMWP score	ASPT
Taksonien lukumäärä		0,561	0,370	0,758	0,582
Shannon-Wiener			0,938	0,621	0,438
Simpson diversi.				0,441	0,287
BMWP					0,741

6.3.3 Oikaistu korrespondensianalyysi

6.3.3.1 Kevätaineisto

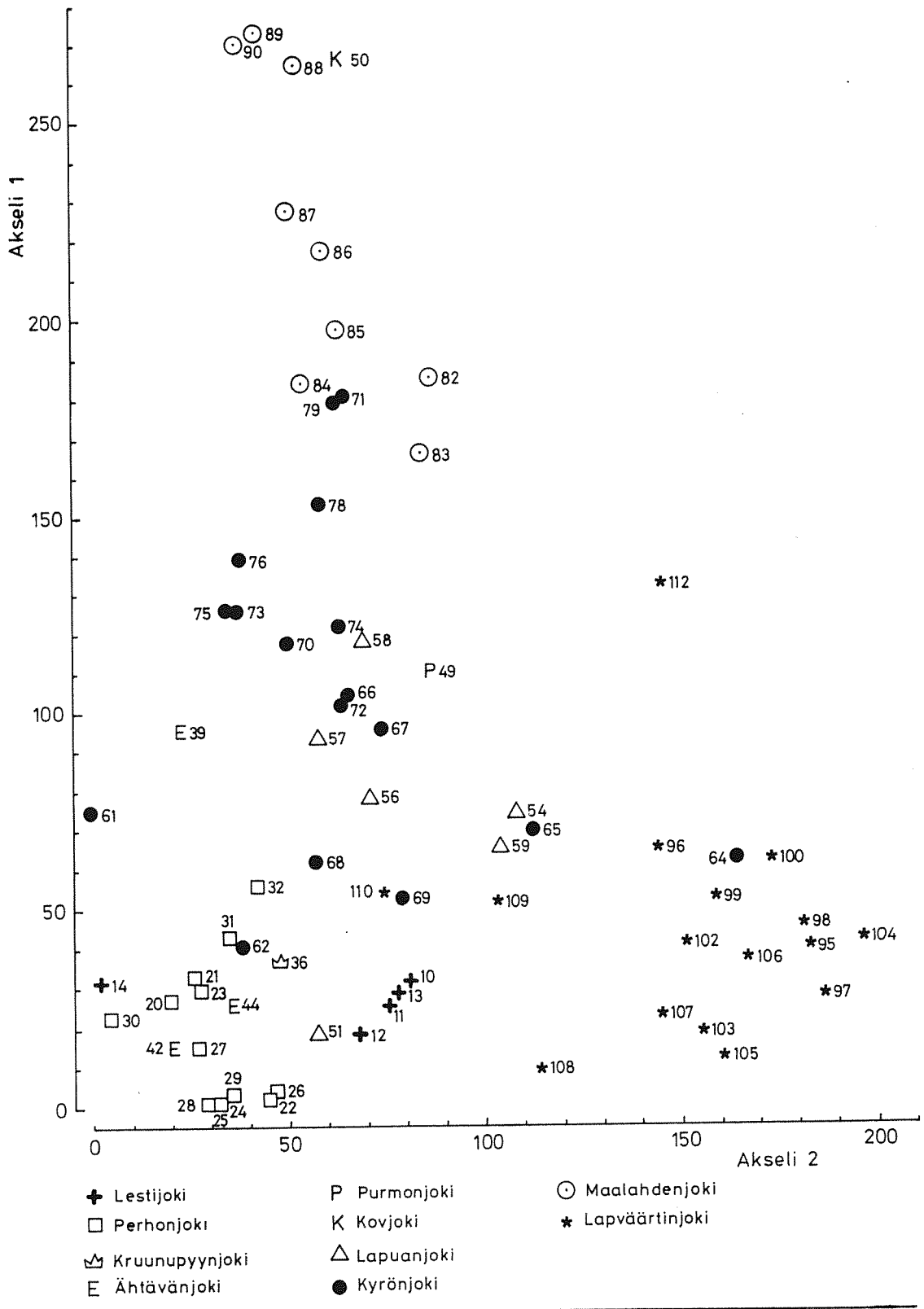
Ensimmäinen ordinaatioakseli (kuva 4) järjesti näytteenottoasemat Perhonjoen asemista alkaen Maalahdenjoen alaosan asemiin. Tähän akseliin sisältyi sen ominaisarvosta päätellen noin 50 % aineiston tunnetusta kokonaisvaihtelusta (taulukko 14). Sen gradienttipituus oli 2.73 s.d. yksikköä, mikä vastaa noin 85 %:n lajistomuutosta akselia pitkin.

Toinen ordinaatioakseli erotti Lapväärtinjoen ja Kauhajoen latvaosan näytteenottopaikat. Akseli selitti runsaat 20 % kokonaisvaihtelusta ja sen gradienttipituus vastasi noin 74 %:n lajistomuutosta (taulukko 14).

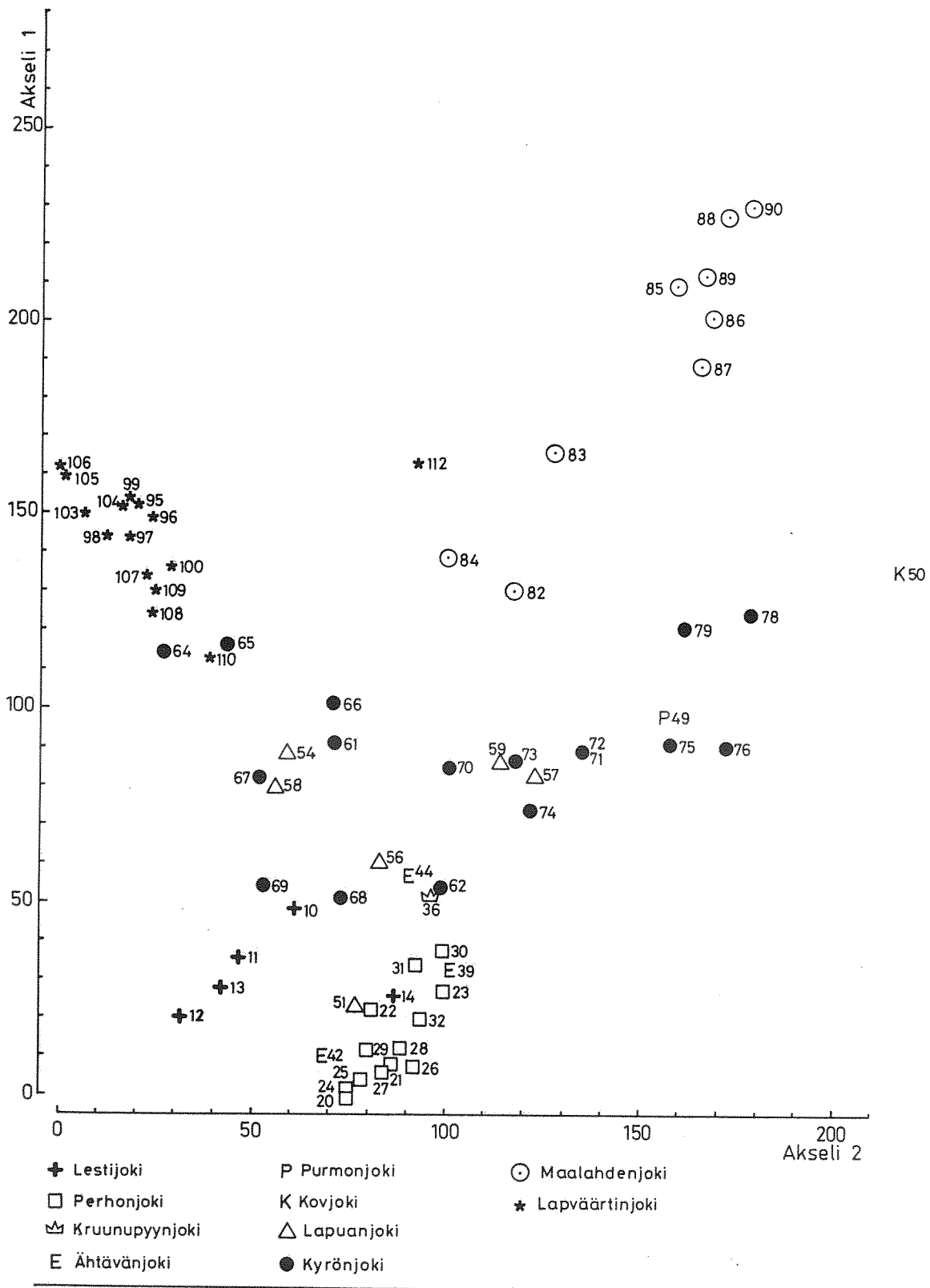
Ensimmäinen ordinaatioakseli korreloi vahvasti veden laadun kanssa, erityisesti happipitoisuuden, happamuuden ja typpipitoisuuden kanssa (taulukko 15). Näytteenottopaikan korkeus, joka korreloi vahvasti veden laatuarvojen kanssa (kts. kappale 2.3), korreloi myös vahvasti ensimmäisen ordinaatioakselin kanssa. Toinen ordinaatioakseli korreloi eniten näytteenottoaseman yläpuolisen joen valuma-alueen järvisyyden ja joen kokoa kuvaavien muuttujien kanssa.

Taulukko 14. Eri tavalla muunneltujen pohjaeläinaineistojen (kevät, syksy, kevät+syksy, laji-, suku-, ja heimotasolle määritetty sekä lajitason aineisto ilman harvinaisia lajeja, esimerkiksi laji kev+syk-1 yks tarkoittaa aineisto, jossa kustakin näytteestä on poistettu kaikki ne lajit, joita on enintään 1 yksilö) DCA-ordinaatioiden näyteakselien ominaisarvot, akselien tunnetun vaihtelun selittävyysaste sekä niiden gradienttipituus s.d. yksikköinä.

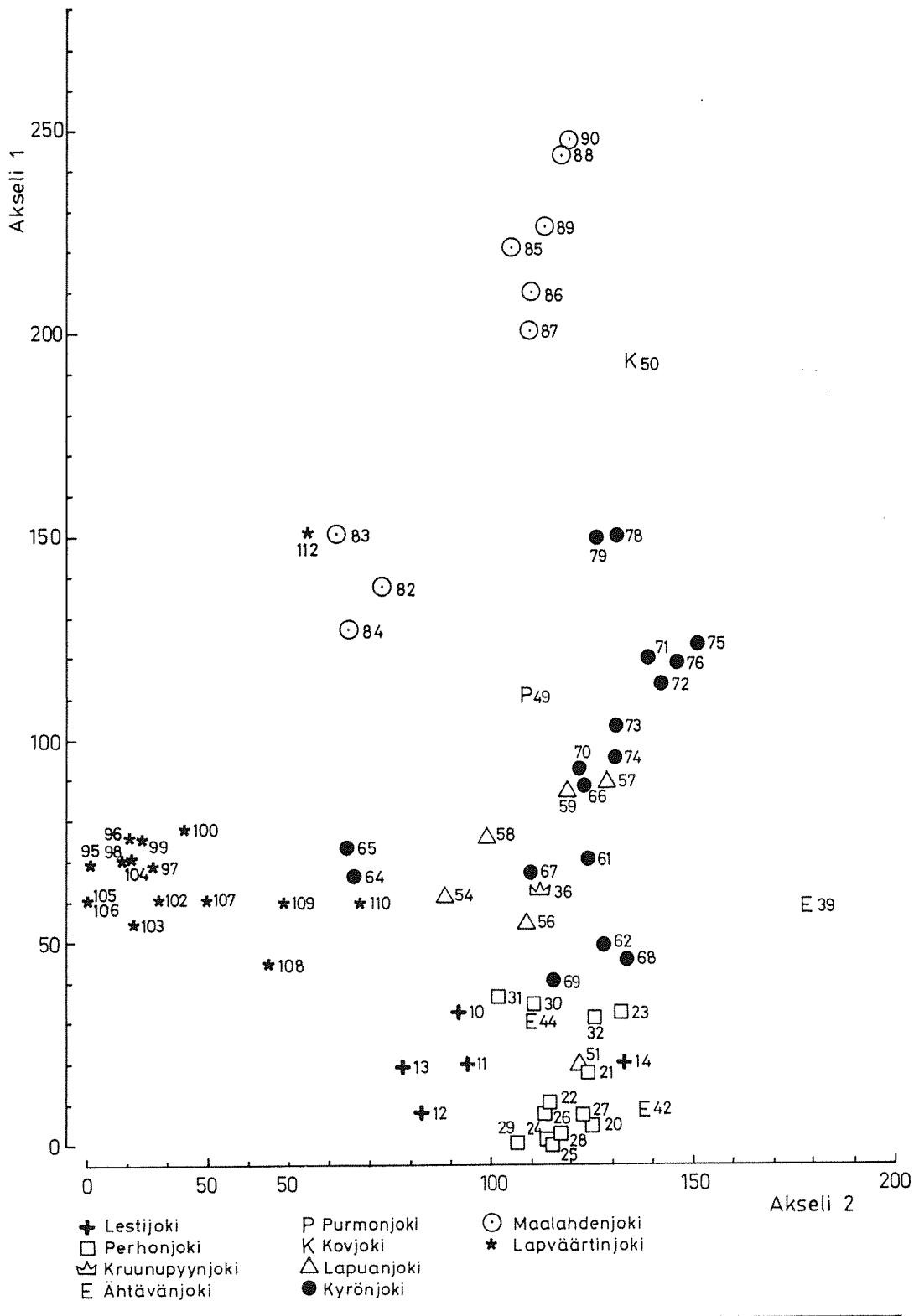
	1. akseli			2. akseli			3. akseli			4. akseli		
	omin. arvo	sel. %	grad. pit.	omin. arvo	sel. %	grad. pit.	omin. arvo	sel. %	grad. pit.	omin. arvo	sel. %	grad. pit.
laji kev+syk	0,236	54	2,47	0,114	26	1,79	0,050	11	1,18	0,038	9	1,61
laji kev+syk-1 yks	0,247	52	2,62	0,130	27	1,87	0,056	12	1,43	0,046	10	1,11
laji kev+syk-2 yks	0,261	51	2,72	0,137	28	1,81	0,066	13	1,63	0,049	10	1,21
laji kev+syk-3 yks	0,268	52	2,76	0,136	26	1,81	0,064	12	1,35	0,050	10	1,67
laji kev+syk-5 yks	0,272	49	2,80	0,164	29	1,93	0,069	12	1,69	0,052	9	1,30
laji kev+syk-10yks	0,292	47	2,86	0,190	30	2,05	0,085	14	2,07	0,059	9	1,34
laji kev+syk-20yks	0,323	46	2,77	0,195	28	2,20	0,109	16	1,96	0,067	10	1,81
laji kev+syk-50yks	0,342	42	2,85	0,250	31	2,52	0,123	15	2,06	0,094	12	2,02
suku kev+syk	0,182	50	2,04	0,103	28	1,41	0,044	12	1,26	0,034	9	1,03
heim kev+syk	0,114	48	1,56	0,061	26	1,17	0,035	15	1,21	0,025	11	1,02
laji kevät	0,295	52	2,73	0,153	27	1,96	0,073	13	1,89	0,046	8	1,75
laji syksy	0,262	54	2,30	0,110	23	2,17	0,067	14	1,31	0,047	10	1,52



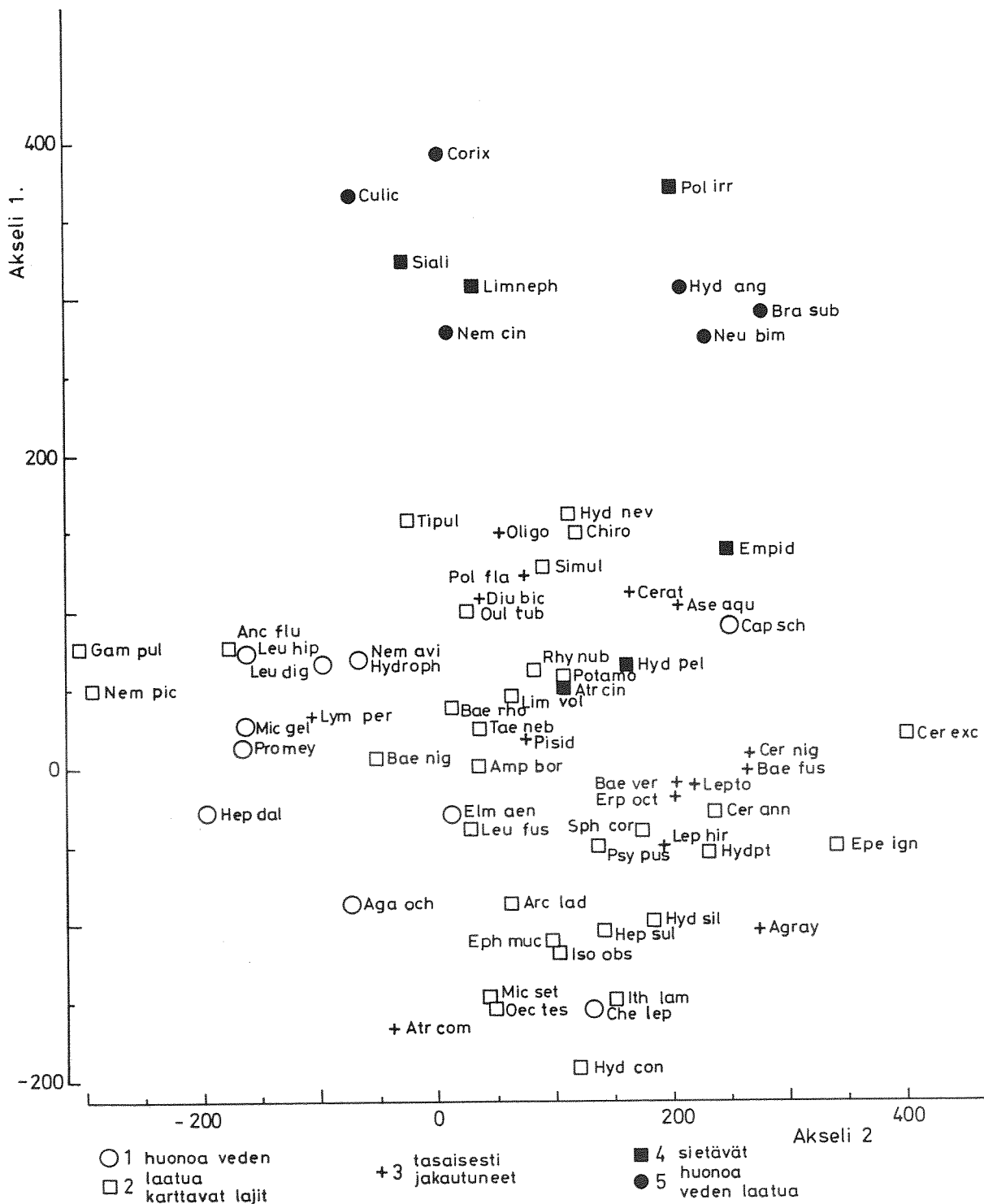
Kuva 4. Kevään pohjaeläinaineiston perusteella tehdyn näytteenottopaikkojen DCA-ordinaation kaksi ensimmäistä akselia.



Kuva 5. Syksyn pohjaeläinaineiston perusteella tehdyn näytteenottoapaik-
 kojen DCA-ordinaation kaksi ensimmäistä akselia.



Kuva 6. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston näytteenottoaiko-
kojen DCA-ordinaation kaksi ensimmäistä akselia.



Kuva 7. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston lajien DCA-ordinaation kaksi ensimmäistä akselia. Ainoastaan aineiston runsaat lajit (minimiyksilömäärä / näytteenottopaikka = 10) merkitty kuvaan. Lajien vedenlaatupreferenssit taulukon 8 mukaan on merkitty kuvassa selitetyillä symboleilla. Lajiakselit vastaavat suoraan näytepaikka-akseleja kuvassa 6.

Taulukko 15. Kevään, syksyn sekä kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston DCA- ja pääkoordinaattianalyysien näyteakse- akselien korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa. Korre- laatiokertoimet, jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason kerroin, on merkitty nollina. N=72.

Ordinaatio akseli	Ympäristömuuttuja																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
DCA-kevät, lajitaso																			
1	0	,53	0	-,36	0	0	0	0	0	,27	0	-,58	,58	,49	,42	,73	,56	,47	,38
2	-,46	,30	-,61	-,55	0	0	0	-,40	-,44	0	-,19	,29	0	-,38	-,35	-,36	-,24	-,48	0
3	0	,23	0	0	-,45	0	0	0	0	0	0	0	-,28	-,30	-,21	0	0	-,40	-,23
4	0	,40	0	0	-,24	0	0	0	0	,30	0	-,23	-,24	0	0	0	0	0	0
DCA-syksy, lajitaso																			
1	-,34	-,29	-,54	-,78	0	0	0	-,27	-,46	,30	0	0	,39	0	0	,34	,28	0	,34
2	,28	-,59	,31	0	0	0	0	,32	,25	0	,20	-,47	,60	,65	,46	,67	,46	,65	,33
3	,52	-,20	,52	0	,31	,23	,34	0	,51	0	0	,37	0	0	0	0	0	0	0
4	0	,34	0	0	0	0	,24	0	0	0	0	0	0	0	-,23	0	0	0	-,49
DCA-kevät + syksy, lajitaso																			
1	0	-,37	0	-,45	0	-,49	0	0	0	,28	0	-,48	,60	,44	0	,72	,48	,40	,50
2	,47	-,28	,55	,38	0	0	0	,43	,48	0	,20	-,43	,21	,46	,21	,42	,32	,49	0
3	0	-,35	0	0	0	0	-,42	,21	0	-,32	0	0	,23	,32	0	0	0	,46	,40
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-,22	0	0	0	0	0	0	,26	-,27
PCOORD-kevät + syksy, sukutaso																			
1	0	,50	-,23	,21	0	0	0	-,24	-,20	0	,57	-,66	-,63	-,25	-,81	-,50	-,61	-,44	0
2	,54	0	,60	,55	,22	,23	,22	,36	,51	-,27	0	0	0	0	0	0	0	0	-,34
3	0	0	-,23	0	-,21	0	-,25	0	-,25	0	,32	0	0	0	0	0	,20	0	,27
4	0	-,28	0	0	,25	0	-,22	0	0	0	-,40	,48	0	-,20	-,30	-,22	-,49	0	0

Taulukko 16. Kevään, syksyn sekä kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston DCA-ordinaatioiden näyteakselien väliset korrelaatiot. 10 %:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nollina. N=72.

	Akseli	DCA-kevät				DCA-syksy			
		1	2	3	4	1	2	3	4
DCA kev+syk	1	,951	0	0	0	,816	,657	0	0
	2	,273	-,898	0	0	-,484	,713	0	0
	3	0	0	-,574	-,264	0	,237	-,446	-,374
	4	0	0	-,276	,458	0	,264	0	,731
DCA kevät	1					,645	,760	0	0
	2					,530	-,613	0	0
	3					0	-,281	0	0
	4					0	0	0	,328

6.3.3.2 Syksyn aineisto

Ensimmäinen ja toinen ordinaatioakseli erottivat suurin piirtein samat näytteenottoasemaryhmät kuin kevään aineiston ordinaatio vaikka asemien sijainti akselilla oli toinen (kuva 5). Ensimmäinen akseli, joka selitti noin 50 % aineiston vaihtelusta

ja jonka pituus vastasi noin 80 %:n lajistomuutosta (taulukko 14), korreloi parhaiten järvisyyden ja joen kokoa kuvaavien muuttujien kanssa (taulukko 15). Tämä akseli vastasi lähinnä kevätaineiston toista akselia (taulukko 16). Syksyn aineiston toinen akseli, joka selitti noin 20 % vaihtelusta ja jonka pituus vastasi noin 78 %:n lajistomuutosta, korreloi veden laadun kanssa (taulukko 15) ja vastasi kevään ensimmäistä akselia (taulukko 16).

Ensimmäisen ja toisen ordinaatioakselin paikanvaihto kevään ja syksyn välillä antaa ymmärtää, että veden laatu vaikuttaa voimakkaammin kevään pohjaeläinyhteisön koostumukseen. Useimpien vedenlaatumuuttujien, kuten esimerkiksi happamuuden, ääriarvot ajoittuvat usein talveen ja kevääseen. Syksyn pohjaeläinyhteisön koostumus seuraa ilmeisesti enemmän ravintoresurssien jaottelua ja muita joen koosta riippuvaisia tekijöitä.

6.3.3.3 Kevään ja syksyn yhdistetty aineisto

Kevään ja syksyn yhdistetyn aineiston ordinaation ensimmäinen akseli järjesti näytteenottoapaikat suurin piirtein samalla tavalla kuin kevään aineiston ordinaatio (kuva 6). Akseli selitti runsaat 50 % aineiston vaihtelusta. Sen gradienttipituus oli 2.47 s.d. yksikköä, mikä vastaa noin 82 %:n muutosta pohjaeläimistön lajikoostumuksessa (taulukko 14).

Ensimmäistä näyteakselia vastaavan lajiakselin alkuun keskittyi useita isojen jokien lajeja sekä vedenlaatuvaatimuksiltaan melko vaativia lajeja (kuva 7) kuten Hydropsyche siltalai, Arctopsyche ladogensis, Cheumatopsyche lepida, Heptagenia sulphurea ja Isoperla obscura. Akselin loppuun keskittyivät pienten rannikkojokien lajit ja huonoa vedenlaatua kestävä lajit kuten Corixidae, Nemoura cinerea, Neureclipsis bimaculata, Hydropsyche angustipennis ja Brachycentrus subnubilus sekä lajit jotka kuuluvat lähinnä hitaasti virtaaviin vesiin kuten Culicidae, Sialis-lajit ja Limnephilus-lajit.

Ordinaation toinen näyteakseli erotti Lapväärtinjoen, Kauhajoen ja Maalahdenjoen latvaosien asemat muista (kuva 6). Akseliin sisältyi vajaat 30 % kokonaisvaihtelusta ja sen gradienttipi-

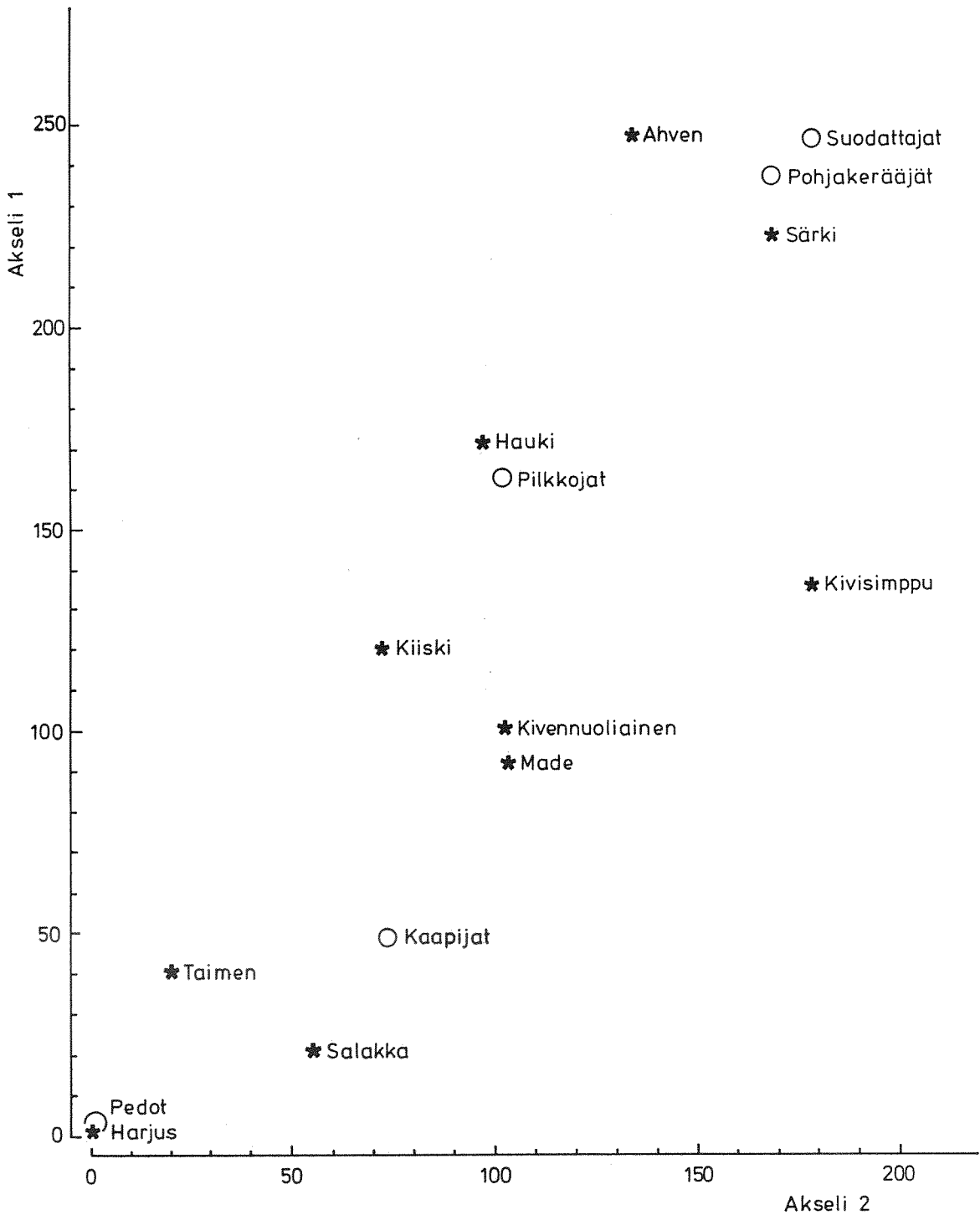
tuus oli 1,79 s.d. yksikköä, joka vastasi noin 71 %:n lajisto-
muutosta (taulukko 14). Tätä akselia vastaavan lajiakselin
alkuun keskittyivät pienten jokien lajit (kuva 7) ja huonoa
vedenlaatua karttavat lajit, kuten Gammarus pulex ja Ancylus
fluviatilis ja useat vaateliaat koskikorennot. Akselin loppuun
sijoittuneet lajit ovat enemmän eurytooppisia.

Ordinaation ensimmäinen näyteakseli korreloi vahvasti veden
laadun ja näytteenottoaseman korkeuden kanssa ja toinen akseli
korreloi joen kokoa kuvaavien muuttujien kanssa (taulukko
15). Ensimmäinen akseli korreloi myös vahvasti sekä lajiluvun,
Shannon-Wiener diversiteetin että bioindeksien kanssa (taulukko
17). Suuret lajilukumäärät, korkea diversiteetti ja bioot-
tisten indeksien suuret arvot esiintyvät akselin alkuosan
näytteenottopaikoilla. Toinen ordinaatioakseli korreloi myös
vastaavalla tavalla diversiteetti-indeksien ja bioottisten
indeksien kanssa mutta ei lajiluvun kanssa. Korkeampien or-
dinaatioakselien ja yksinkertaisten indeksien välillä ei ollut
korrelaatiota.

Taulukko 17. Kevään ja syksyn yhdistettyä pohjaeläinaineistoa
kuvaavien indeksien sekä DCA- ja pääkoordinaattianalyysin
näyteakselien väliset korrelaatiot. Korrelaatiokertoimet,
jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason kerroin, on merkitty
nollina. N=72.

	DCA - akseli				PCOORD-akseli			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Lajiluku	-,791	0	0	0	,636	,438	0	0
S-W div	-,540	-,436	0	0	,656	0	0	0
Simpson	-,312	-,434	0	0	,470	0	0	0
BMWP	-,717	-,344	0	0	,745	0	0	0
ASPT	-,677	-,224	0	0	,661	0	0	,283

Pohjaeläimistön ruuanottotaparyhmät (kts kappale 5) jakautuivat
kahden ensimmäisen ordinaatioakselin suhteen niin, että kaapi-
joiden, petojen ja pilkkojien esiintymät keskittyivät ensim-
mäisen ja toisen ordinaatioakselin alkuosien näytteenotto-
paikkoihin (taulukko 18, kuva 8). Suodattajat ja pohjakerää-
jät keskittyivät enemmän akselien loppuosan näytteenottopaikoi-
hin.



Kuva 8. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston perusteella tehdyn näytteenottopaikkojen DCA-ordinaation kahden ensimmäisen akselin sekä sähkökalastustulosten ja ruuanottotaparyhmiksi jaetun pohjaeläimistön hybridiordinaatio. Ordinaatioakselit vastaavat näytepaikkaakseleja kuvassa 6.

Taulukko 18. Kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston DCA-ordinaation näyteakselien korrelaatiot saman aineiston ruuanottotaparyhmien yksilömäärien kanssa. Korrelaatiokertoimet, jotka ovat pienempiä kuin 10 % riskitason arvot, on merkitty nollina. N=72.

	Kaapijat	Pilkkojat	Suodattajat	Pohjakerääjät	Pedot
DCA 1	-,873	-,351	0	-,240	-,566
DCA 2	-,303	-,195	,234	,378	0
kev+syk 3	0	0	,233	-,431	0
4	0	0	,446	0	0

Sähkökalastustulosten vertailu pohjaeläimistöön DCA-ordinaatioon hybridordinaation avulla (kuva 8) osoitti selvästi, että hyvää vedenlaatua vaativien ja kalastuksen kannalta arvokkaiden lajien kuten taimenen ja harjuksen esiintyminen keskittyi pohjaeläinordinaation ensimmäisen ja toisen akselin alkuun. Kestävämät kalalajit kuten ahven, särki ja hauki keskittyivät ensimmäisten akselien loppuosaan sijoittuviin näytteenotto-paikkoihin (ks. myös taulukko 21).

6.3.3.4 Ordinaation luotettavuus

Huolimatta siitä, että analyysissä käytettiin DECORANA-ohjelman tarjoamaa mahdollisuutta vähentää aineiston harvinaisten lajien painostusta niiden paino ordinaatiossa oli kuitenkin huomattava. Harvinaisten lajien vaikutusta näytteenottoasemien ordinaatiotulokseen tutkittiin poistamalla kevään ja syksyn yhdistetystä aineistosta kaikista näytteistä lajit, joiden näytteenottopaikkakohtaiset yksilömäärät eivät ylittäneet 1, 2, 3, 5, 10, 20 tai 50 yksilön rajaa. Tästä huolimatta ensimmäisen ja toisen akselin ordinaatiotulos pysyi lähes muuttumattomana (taulukko 14 ja 19).

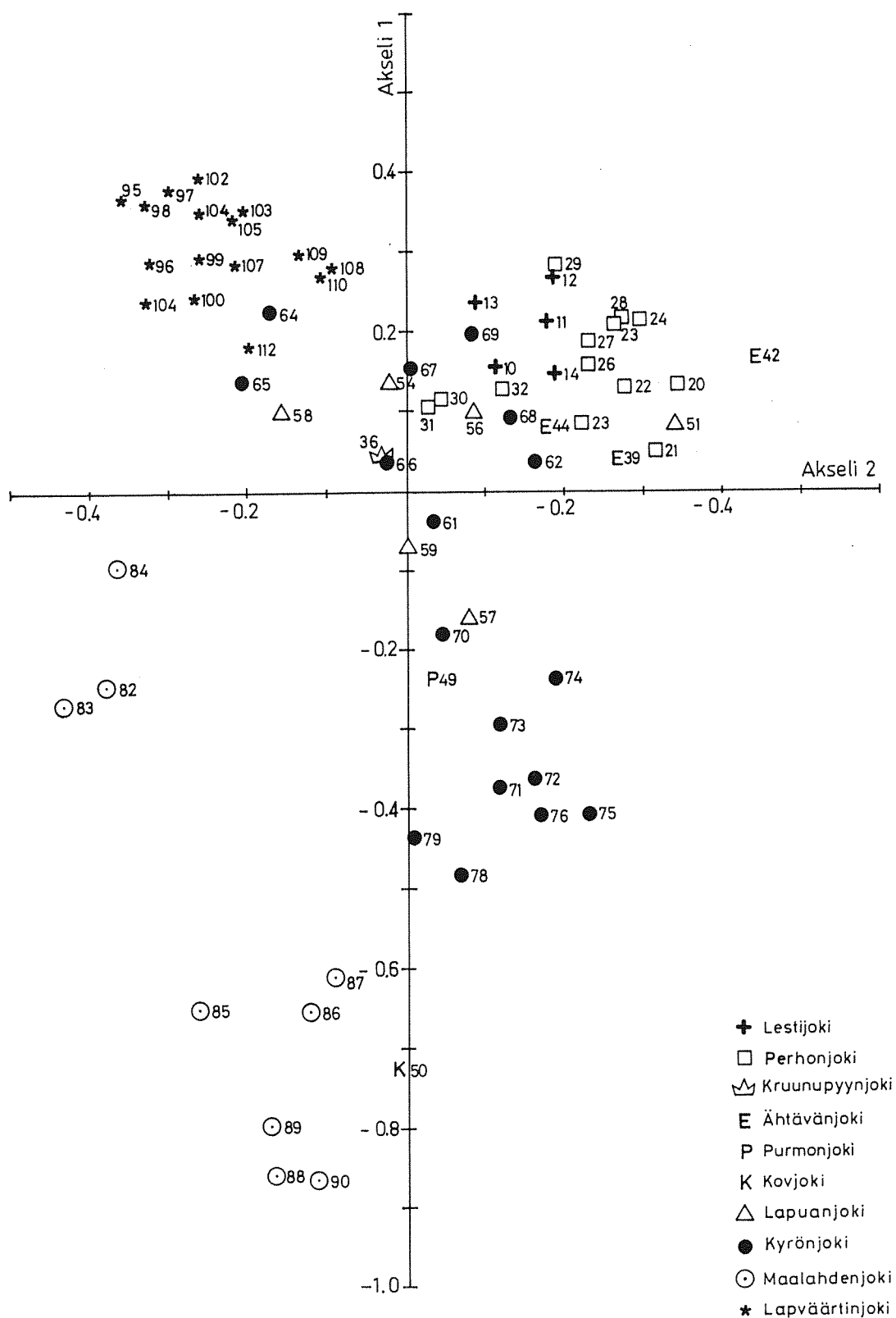
Määrittystason vaikutusta ordinaatiotuloksiin kokeiltiin suku- ja heimotasolle määritetyn kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston avulla. Näytteenottopaikkojen kahden ensimmäisen ordinaatioakselin suhteen näillä määrittystasoilla saadut tulokset vastasivat hyvin läheisesti lajitason vastaavia akseleita (taulukko 20) mutta niiden selittävyysaste ja gradienttipituus oli pienempi (taulukko 16). Ordinaation lopputulos oli käytännöllisesti katsoen sama mutta näytteenottopaikkojen erottelu vähän heikompi kuin lajitason aineistossa.

Taulukko 19. DCA-ordinaatioiden näyteakselien väliset korrelaatiot. Ordinaatioiden lähtöaineistoina on ollut kevään ja syksyn yhdistetty pohjaeläinaineisto ja sama aineisto, josta kaikki ne lajit, joiden yksilömäärät eivät ylittäneet 1, 2, 3, 5, 10, 20, ja 50 yksilön rajaa, on poistettu. 10 %:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nollina. N=72.

Akseli	D				C				A			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
DCA	1	0	0	0								
	2		0	,23								
	3			0								
	4											
DCA-1	1	0	0	0								
	2	-,99	-,97	0								
	3	,20	0	0								
	4	0	,34	,79								
DCA-2	1	0	0	0								
	2	,99	-,98	0								
	3	0	0	,26								
	4	0	0	,84								
DCA-3	1	0	0	0								
	2	,99	,97	0								
	3	0	,21	,75								
	4	,21	,40	0								
DCA-5	1	0	0	0								
	2	,98	-,94	0								
	3	-,28	,41	,41								
	4	0	-,24	-,49								
DCA-10	1	0	0	0								
	2	,97	-,91	0								
	3	-,31	,30	,24								
	4	0	0	-,69								
DCA-20	1	0	0	0								
	2	,96	,26	0								
	3	0	,89	0								
	4	0	0	,46								
DCA-50	1	0	0	0								
	2	,84	,46	0								
	3	0	-,75	-,27								
	4	0	-,20	,39								
		0	0	,27								

Taulukko 20. Laji-, suku- ja heimotasolle määritetyn kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston DCA- ja pääkoordinaattianalyysien näyteakselien väliset korrelaatiot. 10 %:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nollina. N=72.

Ordinat. akseli	DCA-sukutaso				DCA-heimotaso				PCOORD-sukutaso				PCOORD-heimotaso			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
DCA-lajitaso																
1	,98	0	0	0	,98	0	0	0	-,85	-,48	0	0	,82	0	0	0
2	0	-,96	0	0	0	-,93	0	0	-,52	,77	0	0	,52	,77	0	0
3	0	0	,44	-,70	0	0	0	,74	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	,54	0	0	,73	,47	-,23	0	-,61	,33	,22	0	-,73	0
DCA-sukutaso																
1					,97	0	0	0	-,90	-,38	0	0	,86	-,36	0	0
2					0	,94	0	0	,38	-,87	0	0	-,39	-,83	0	0
3					0	0	0	,33	0	0	,55	,51	0	0	0	,71
4					0	0	0	-,83	0	0	,54	0	0	0	,57	0
DCA-heimotaso																
1									-,84	-,44	0	0	,83	-,46	0	0
2									,42	-,78	,24	,21	-,44	-,80	0	0
3									0	0	,31	-,68	0	0	,65	-,44
4									-,22	0	0	,24	0	0	-,35	0
PCOORD-sukutaso																
1													-,98	0	0	0
2													0	,91	0	0
3													0	,20	,84	,45
4													0	0	-,44	,84



Kuva 9. Kevään ja syksyn yhdistetyn, sukutasolle määritettyyn pohjaeläinaineistoon perustuvan näytteenottoapaikkojen pääkoordinaattianalyysin kaksi ensimmäistä akselia.

6.3.4 Pääkoordinaattianalyysi Williamsonin muunnelmana

6.3.4.1. Kevään ja syksyn yhdistetty aineisto

Sukutasolle määritetyn kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston perusteella pääkoordinaattianalyysissä kaksi ensimmäistä akselia (kuva 9) selittivät 69 % aineiston kokonaisvaihtelusta. Ordinaatioakselit vastasivat melko läheisesti DCA-ordinaation vastaavia ordinaatioakseleita (taulukko 20).

Ensimmäinen akseli korreloi vahvasti veden laadun (happamuus ja typpi) ja näytteenottoaseman korkeuden kanssa (taulukko 15). Toinen akseli korreloi järvisyyden ja joen kokoa kuvaavien muuttujien kanssa.

Näytteenottopaikkojen järjestymisen ensimmäisellä akselilla vastaa kalaston muutossuuntaa vielä selvemmin kuin DCA-analyysissä (taulukko 22; vrt. taulukko 21).

Taulukko 21. Eräiden näytteenottopaikkojen sähkökalastuksella arvioitu kalatiheys (yks/10 m²). Näytteenottopaikat on järjestetty kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston DCA-ordinaation ensimmäisen näyteakselin mukaan.

Asema	88	85	79	71	76	57	96	98	95	97	64	06	56	62	10	23	13	51	42	12	24	
Harjus	-	-	-	-	-	-	3	0	0	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Taimen	-	-	-	-	-	-	1	0	3	0	2	0	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Kivenuoli	-	-	-	1	-	-	3	0	0	0	8	1	-	18	-	11	23	-	-	15	6	-
Kivisimppu	-	-	-	1	-	1	2	0	0	0	11	0	1	5	25	53	40	15	21	87	77	-
Made	-	-	-	-	-	7	8	0	0	0	3	-	3	1	1	0	-	1	11	1	0	-
Salakka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-	-	4	6	-	2	0	-
Kiiski	1	-	2	-	-	21	0	-	-	0	-	0	2	0	-	-	-	1	-	-	1	-
Särki	1	1	4	3	3	-	-	-	-	-	-	0	6	0	4	-	5	18	6	2	1	-
Hauki	1	1	-	3	8	0	-	-	-	-	-	0	1	0	1	0	0	5	-	-	-	-
Ahven	1	1	6	2	4	6	-	-	-	-	-	-	29	1	1	-	1	3	-	-	-	-

Taulukko 22. Eräiden koskien sähkökalastuksella arvioitu kalatiheys (yks/10 m²). Näytteenottopaikkojen järjestys on määrätty kevään ja syksyn sukutasen pohjaeläimistön pääkoordinaatti-analyysin ensimmäisen akselin mukaan.

Asema	88	85	79	76	71	57	62	51	23	56	10	42	24	64	13	12	96	06	98	95	97	
Harjus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	0	0	0	0	-
Taimen	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	2	-	1	1	0	0	3	0	-
Kivenuoli	-	-	-	-	1	-	18	-	11	-	-	-	6	8	23	15	3	1	0	0	0	-
Kivisimppu	-	-	-	-	1	1	5	15	5	15	25	21	8	11	40	87	2	0	0	0	0	-
Made	-	-	-	-	-	7	1	1	0	3	1	11	1	3	-	1	8	-	0	0	0	-
Salakka	-	-	2	-	-	-	0	6	-	1	-	-	0	-	4	2	-	-	-	-	-	-
Kiiski	1	-	2	-	-	21	0	1	-	1	-	-	1	-	-	-	0	0	-	-	-	-
Särki	1	1	4	3	3	-	0	18	-	6	4	6	1	-	5	2	-	0	-	-	-	-
Hauki	1	1	-	8	3	0	0	5	0	1	1	-	-	-	1	-	0	-	-	-	-	-
Ahven	1	1	6	4	2	6	1	3	-	29	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

6.3.4.2. Ruuanottotaparyhmiksi järjestetty aineisto

Ruuanottotaparyhmiksi ryhmitellyn kevään ja syksyn yhdistetyn pohjaeläinaineiston pääkoordinaattianalyysi antoi tuloksen, jossa ensimmäinen ordinaatioakseli selvästi korreloi veden laadun ja näytteenottopaikan korkeuden kanssa (taulukko 23) ja vastasi sekä lajitason aineiston DCA-ordinaation että sukutason pääkoordinaattianalyysin vastaavia näyteakseleita (taulukko 24). Pohjaeläimistöä kuvaavien muuttujien vähyden takia hyvin suuri osa aineiston vaihtelusta selittyi jo ensimmäisellä akselilla (lähes 70 %). Toinen akseli, joka selitti noin 10 % aineiston vaihtelusta, korreloi jonkin verran näytteenottopaikan jokiosuuden koon kanssa. Ruuanottotaparyhmiksi jaettu pohjaeläinaineiston DCA-analyysi erotti ainoastaan yhden näytteenottopaikan muista paikoista eikä antanut järkevää tulosta ilmeisesti "laji"-muuttujien vähyden takia.

Taulukko 23. Kevään ja syksyn yhdistetyn ja ruuanottotaparyhmiksi ryhmitetyn pohjaeläinaineiston pääkoordinaattianalyysin näyteakselien korrelaatiot ympäristömuuttujien kanssa. 10 %:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nolliina. N=72.

Ympäristö- muuttuja	PCOORD		akseli
	1	2	
1 Jokiluo	0	0	0
2 Korkeus	,428	0	0
3 Valualu	0	-,441	-,215
4 Järv %	,211	0	0
5 Virtnop	-,294	0	,339
6 Pohjanl	0	0	0
7 Kasvill	0	0	-,315
8 Mekvaik	0	-,277	0
9 MQ	0	-,462	0
10 MHQ/MNQ	0	0	-,245
11 Vrkvaih	0	0	0
12 O2	,345	0	,443
13 H ⁺	-,766	0	,205
14 Väri	-,475	-,271	0
15 Kiintoa	0	0	0
16 Kok N	-,684	0	-,312
17 Kok P	-,322	0	-,334
18 Fe	-,504	-,219	0
19 COD	-,397	,211	0

Taulukko 24. Ruuanottotaparyhmiin järjestetyn pohjaeläinaineiston pääkoordinaattianalyysin näyteakseliin korrelaatiot lajitason aineiston DCA-analyysin ja sukutason aineiston pääkoordinaattianalyysin näyteakseliin kanssa. 10%:n riskitasoa pienemmät korrelaatiokertoimet on merkitty nolliina. N=72.

Akseli	DCA kev+syk lajitaso				PCOORD kev+syk sukutaso				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
PCOORD	1	-,773	-,380	0	-,258	,882	0	0	0
kev+syk	2	0	-,245	0	-,372	0	-,289	,478	0
ruuanot	3	0	-,306	,568	0	,220	0	0	,390

6.4 Tulosten tarkastelu

Luonnonsuojelullisista syistä ja eläimistön suojelun takia voidaan pohjaeläimistö sellaisenaan pitää ympäristön arvoa mittaava suureena. Vesistöjen yleiseen laatuluokitteluun tähtäävä pohjaeläintarkkailu perustuu kuitenkin lähinnä olettamukseen, että ihmisen kannalta olennaiset ympäristöolosuhteet, esimerkiksi veden laatu, tai muut vesistön käyttöarvoa edustavat suureet, kuten kalasto, heijastuvat ennustettavalla tavalla pohjaeläimistöön. Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat, että tällä olettamuksella on todellisuus pohja. Ordinaatiomenetelmällä paljastetut pohjaeläimistön tärkeimmät muutossuunnat seuraavat ympäristöolosuhteiden, lähinnä veden laadun, gradientteja melko hyvin. Samoissa ympäristöolosuhteissa elävä kalasto osoittaa myös samansuuntaista alueellista vaihtelua kuin pohjaeläimistö.

Tässä työssä esitellyt tutkimustulokset viittaavat siihen, että pohjaeläimistön tärkeimmät muutossuunnat voidaan paljastaa yksinkertaisten indeksilukujen avulla, jotka tuhlavat kuitenkin paljon käyttökelpoista pohjaeläimistön tarjoamaa tietoa. Olettamus, että pohjaeläimistön monimuotoisuus, mitattuna lajien lukumääränä tai diversiteetti-indekseinä, olisi ympäristön laadun tai stabiliteetin mitta, lienee teoreettisesti melko epäilyttävä (Green 1979) joskin empiiriset havainnot useasti (esimerkiksi Wilhm 1967), kuten tässäkin tutkimuksessa, viittaavat siihen suuntaan. Joka tapauksessa näyttää siltä, etteivät diversiteetti-indeksit olisi ympäristövaikutuksien ilmentäjinä

P s r i e e f t e o r k e y n k s y s i r y h m ä	1	-	-	-	-	+++	-	++	-	-	+++++
	2	-	+	+	++	++++	++++	++++	+	-	+++++
	3	+	-	++++	+++	-	+	++	-	-	++
	4	-	-	-	-	+	-	++	-	-	+
	5	-	-	-	-	++	-	++	-	-	+
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BMWP - paino											

Kuva 10. Tässä tutkimuksessa tavattujen yleisiten lajien (kuvan + merkit) vedenlaatupreferenssit (taulukosta 8) verrattuna BMWP-systeemin samoille lajeille antamiin painoihin (taulukosta 10).

olennaisesti parempia kuin pelkkä lajiluku. Shannon-Wienerin ja Simpsonin indeksiin vaikuttavat häiritsevästi tässä mielessä toisarvoiset tekijät kuten esimerkiksi näyteenottovuodenajasta suuresti riippuvaiset tiettyjen lajien (esimerkiksi Simuliidae) massaesiintymät.

Lajiluku on melko voimakkaasti riipuvainen näytteen koosta, mutta sopivalla näytteenottostrategialla sen näytekohtainen keskiarvo ja hajonta on kuitenkin arvioitavissa ja niitä voidaan verrata esimerkiksi rarefaktiomenetelmällä (Simberloff 1978, Kouki & Haila 1985).

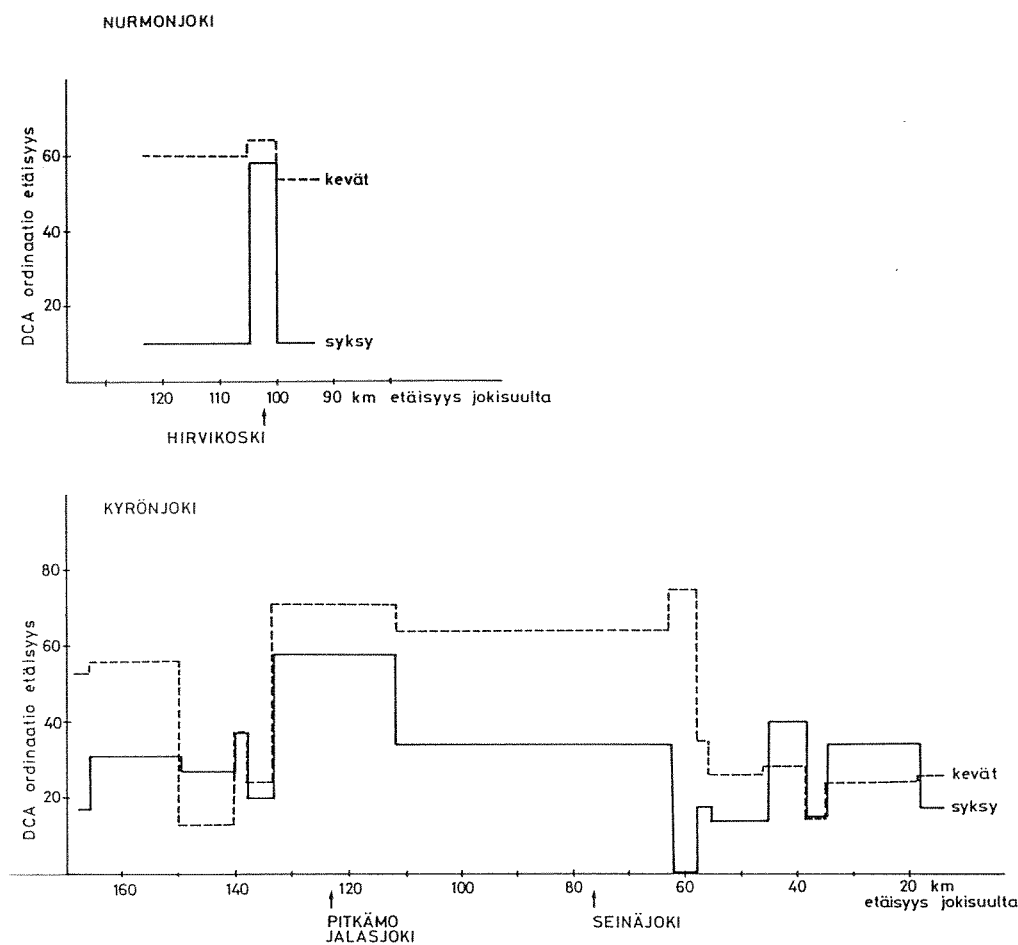
BMWP-systeemin y.m. bioindeksien luotettava käyttö edellyttää, että tavatun lajiston ympäristövaatimukset tunnetaan ja että näin ollen taksonien vedenlaatuvaatimuksia kuvaavat painot ovat oikeita. BMWP on kehitetty Englannissa, jossa BMWP-heimojen lajisto osittain poikkeaa Suomessa tavattavasta, samojen heimojen lajistosta. Koska saman heimon eri lajeilla usein on hyvin erilaiset ympäristövaatimukset (kuva 10), nämä lajistomuutokset vaikuttavat häiritsevästi indeksin luotettavuuteen. Tästä huolimatta sekä BMWP- että ASPT-indeksi erottivat

tutkimuksen näytteenottopaikat suurin piirtein veden laadun mukaisesti. Tämän tyyppisten indeksien etuna on lähinnä se, että niillä pystytään verraten pienellä työpanoksella saamaan karkea, mutta silti suuntaa antava arvio vesistön tilasta (Nybacka 1980, Armitage ym. 1983, C. Nyman ym., tekeillä).

Tässä työssä tutkituista pohjaeläinaineiston käsittelymenetelmistä näyttävät monimuuttujamenetelmät lupaavimmilta kuvaamaan luotettavasti pohjaeläimistön ympäristövaikutuksista johtuvia muutoksia. Näiden ordinaatiomenetelmien etuna on mm, että ne ilman ennakkotietoa lajien ympäristövaatimuksista pystyvät tiivistämään moniulotteisen pohjaeläinaineiston hallittavaan muotoon ja esittämään aineiston mahdolliset muutossuunnat haaskaten mahdollisimman vähän aineiston tietoa (Gauch 1982, Sarvala 1984). Tässä työssä ja muualla (Furse ym. 1984, Wright ym. 1984) saavutettujen kokemusten perusteella näyttää siltä, että DCA- analyysit useimmiten tuovat esiin heterogeenisenkin aineiston sisällä olevat pohjaeläimistön muutossuunnat ilman vakavia vääristymiä. Pääkoordinaattianalyysi Williamsonin muunnelmana tuotti tässä aineistossa lähes saman tai mahdollisesti vielä selvemman tuloksen, kuin DCA. Tämä menetelmä vaatii kuitenkin suuremman tietokonekapasiteetin kuin DCA ja suurissa aineistossa ohjelman ajo saattaa tuottaa vaikeuksia kuten tässäkin tutkimuksessa, jossa ohjelma ei pystynyt käsittelemään lajitasolle määritettyä pohjaeläinainetta. DCA:n vaatima tietokonekapasiteetti kasvaa vain lineaarisesti aineiston suuruuden mukaan, kun taas pääkoordinaattianalyysin vaatima kapasiteetti kasvaa suhteessa aineiston neliöön (Hill 1979).

Ei edes jokaisesta luonnontilaisesta paikasta ole odotettavissa täysin samanlaista pohjaeläimistöä. Tämä johtuu eri jokien valuma-alueiden morfologisesta vaihtelusta ja maaperäeroista (Wright ym. 1984). Myös saman joen pituussuunnassa on luonnontilassakin odotettavissa pohjaeläimistön muutoksia. Nämä johtuvat mm. joen koon, sen ranta-alueiden vaikutuksen ja joen oman perustuotannon muutoksista, ja näistä johtuen pohjaeläimille tarjolla olevien ravintoresurssien eroista (Cummins 1979, Vannote ym. 1980). Tässä työssä havaittu ruuanottotaparyhmien jakauma jokien pituussuunnassa johtuneen osittain näistä

tekijöistä. Jokien pituussuuntaiset pohjaeläimistön muutokset korostuvat tässä aineistossa erityisesti litorinarajan alapuolisten valuma-alueiden maaperämuutosten vuoksi. Tästä osittain johtuvat myös veden laadun ja korkeuden väliset suhteet (ks. Palko ym. 1985). Sitä, miten paljon pohjaeläimistön alueellinen vaihtelu tässä aineistossa johtuu ihmisen toiminnasta ja miten paljon luonnontilassakin esiintyvistä tekijöistä, on vaikea päätellä. Kyrönjoen alaosan koskien pohjaeläimistö, joka lähinnä muistuttaa pienten happamien rannikkojokien pohjaeläimistöä, on saattanut muuttua tähän suuntaan viime vuosikymmenien aikana tapahtuneiden kuivatus- ja järjestelytöiden ja joen ainekuormituksen kasvun (Heikkilä 1985) takia.



Kuva 11. Peräkkäisten näytteenottopaikkojen väliset etäisyydet kevään sekä syksyn pohjaeläimistön DCA-analyysissä. DCA-etäisyydet kunkin joen pituussuunnassa peräkkäisten näytteenottopaikkojen välillä on mitattu kuvista 4 ja 5. DCA-etäisyys kuvaa näytteenottopaikkojen pohjaeläimistön välisiä eroja. - Suhteellisen suuret DCA-etäisyydet Nurmonjoen Hirvikosken ja Kyrönjoen Pitkämön voimalaitosten ylä- ja alapuolisten näytteenottopaikkojen välillä osoittavat näissä jokiosuuksissa esiintyviä epäyhtenäisyyksiä jokien pituussuunnan pohjaeläinjatkuoissa.

Säännöstelytoimenpiteiden ja patojen vaikutukset pohjaeläimistöön riippuvat hyvin paljon säännöstelytavasta ja padon sijainnista joessa, mahdollisen yläpuolisen säännöstelyaltaan koosta, veden juokсутussyvyydestä, säännöstelyrytmistä y.m. seikoista (Ward & Stanford 1979, Armitage 1984), joten tällaisen ihmisen puuttumisen jokiekosysteemiin ilmeisesti ei aiheuta selviä eri jokien välillä vertailtavissa olevia ympäristögradientteja, jotka tulisivat ilmi pohjaeläimistön selvinä muutossuuntina. Säännöstelytoimenpiteet pikemminkin muokkaavat paikallisia olosuhteita ja niiden vaikutuksesta jokien pituussuunnan pohjaeläimistön jatkumossa on odotettavissa epäyhtenäisyyksiä (discontinuities) (Ward & Stanford 1984). Tämän tutkimuksen aineistossa tällaisia epäyhtenäisyyksiä on hahmotettavissa esimerkiksi Nurmonjoessa, Hirvikosken voimalaitoksen alapuolella ja Kauhajoella, Pitkämön voimalaitoksen alapuolella (kuva 11). Epäyhtenäisyyksiä esiintyy silti myös muualla, esimerkiksi vedenlaadultaan poikkeavan sivujoen yhtymäkohdan alapuolella, ja todellisia syitä tässä tutkimuksessa havaittuihin eroihin ei ole varmuudella todettavissa, kun tilannetta ennen näiden patojen rakentamista ei tunneta.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksella on osoitettu, että koskien pohjaeläimistön rakenne vaihtelee eri jokien välillä ja myös samaa jokea pitkin. Nämä erot ovat osittain selitettävissä näytteenottopaikoilla vallitsevilla ympäristöolosuhteilla. Näytteenottopaikan korkeus merenpinnasta ja siitä osittain riippuvaiset vedenlaatumuuttujat, lähinnä happamuus, kokonaistyyppipitoisuus y.m. keskenään vahvasti korreloivat muuttujat, selittävät tässä työssä tutkittujen koskien pohjaeläimistön vaihteluita parhaiten. Veden laatu näyttää vaikuttavan selvemmin keväällä havaittuun pohjaeläimistön koostumukseen ilmeisesti siksi, että vedenlaadun äärimmäiset olosuhteet ovat talvella ja keväällä. Joen koko ja siitä osittain johtuva pohjaeläimien ravintoresurssien jako määräävät ilmeisesti suurelta osin syksyn pohjaeläimistön koostumuksen. Pohjaeläimistössä todetut erot osoittautuivat myös melko yhtäpitäviksi koskien kalaston eroavaisuuksien

kanssa. Näiden havaintojen perusteella voidaan osoittaa, että koskien pohjaeläimistö on käyttökelpoinen vesistöjen laatuluokittelun perustana.

Tutkimustulokset osoittavat, että vesistön laadun arviointi pohjaeläimistön perusteella voidaan tehdä painotetuilla keskiarvomenetelmillä n.k. bioindeksin muodossa. Muualla kehitettyjä indeksijärjestelmiä pitää kuitenkin käyttää varoen, koska niissä käytetyt lajipainot eivät välttämättä sovellu kuvaamaan tutkimusalueen lajiston ympäristövaatimuksia. Tarkempi tällä periaatteella toimiva indeksi lienee mahdollista kehittää Suomen olosuhteita varten. Tässä työssä esitetty lajien vedenlaatupreferenssiryhmittely on askel siihen suuntaan, mutta se ei ole valmis indeksijärjestelmä. Tällaiset indeksit ovat joka tapauksessa melko karkeita ja haaskaavat suurimman osan pohjaeläimistön tarjoamasta informaatiosta. Monimuuttujamenetelmät ovat indeksilukuja tehokkaampia apuvälineitä pohjaeläimistön muutossuuntien tarkkailussa ja niiden suhteuttamisessa ympäristöolosuhteisiin. Molemmat tässä työssä käytetyt ordinaatiomenetelmät, DCA ja pääkoordinaattianalyysi Williamsonin muunnelmana, osoittautuivat käyttökelpoisiksi ja antoivat lähes samoja tuloksia. DCA-analyysin ensimmäiset ordinaatioakselit osoittautuivat melko vakaiksi eivätkä niiden pääpiirteisiin vaikuttaneet häiritsevästi aineiston määritystaso tai aineistossa satunnaisesti esiintyvien harvinaisten lajien poistaminen. Pääkoordinaattianalyysi toimii paremmin ruuanotto-taparyhmien ordinaatiossa, jossa "laji"-muuttujia on vähän ja se antoi myös sukuihin määritetyn pohjaeläimistön perusteella hiukan paremmin ympäristöolosuhteiden kanssa korreloivan ordinaatiotuloksen. Vaikka pääkoordinaattianalyysi saattaisi olla suositeltava menetelmä, sen vaatima tietokonekapasiteetti kasvaa hyvin nopeasti ja saattaa tuottaa vaikeuksia isojen aineistojen käsittelyssä.

Monimuuttujamenetelmillä voidaan tutkia myös ympäristömuutoksia, joiden vaikutukset pohjaeläimistöön ovat etukäteen tuntemattomia, kuten säännöstelytoimenpiteiden vaikutukset. Tällöin tieto pohjaeläimistön tilasta ennen toimenpidettä on korvaamaton, koska täysin samanlaisia vertailualueita ei koskaan löydy.

KIRJALLISUUS

- Aho, J. 1966. Ecological basis of the distribution of the littoral freshwater molluscs in the vicinity of Tampere, South Finland. *Annales Zool. Fennici* 3:287-322.
- Alasaarela, E. 1982. Acidity problems caused by flood control works of the River Kyrönjoki. *Vesientutk. lait. Julk.* 49:3-16.
- Alasaarela, E. 1983. Jokiveden laadun nopeat vaihtelut. Voimalaitosten lyhytaikaissäädön vaikutukset. *Vesihallituksen monistesarja* 1983:177. 10 s.
- Alasaarela, E. 1984. Lyhytaikaissäännöstelyn vaikutus joen ekologiaan. Lakso, E. (toim.). Pohjanmaan vesistö rakentamisen tutkimus- ja kehitysprojektin loppuraportti. *Vesihallituksen monistesarja* 1984:220. S. 179-196.
- Anttila, M. 1985. Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kyrönjoen vesistöissä. *Vesihallituksen tiedotus* 257. 72 s.
- Armitage, P.D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in the Tees below Cow Green reservoir and in an unregulated tributary Maize Beck, in first five years after impoundment. *Hydrobiologia* 58:145-156.
- Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (toim.). *Regulated rivers*. Oslo. S. 139-165.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.
- Bagge, P. 1968. Ecological studies on the fauna of subarctic waters in Finnish Lapland. *Acta Univ. Turku A II*, 40:28-79.
- Bagge, P. 1983. The macrozoobenthos of the River Tourunjoki and its tributaries (Central Finland). 2. Odonata, Heteroptera and Coleoptera. *Acta Entomol. Fennica* 42:15-20.
- Bagge, P. & Salmela, V.-M. 1978. The macrozoobenthos of the river Tourunjoki and its tributaries (Central Finland). 1. Plecoptera, Ephemeroptera and Trichoptera. *Notulae Entomol.* 58:159-168.
- Bengtsson, B.-E. 1981. The growth of some ephemeropteran nymphs during winter in a north Swedish river. *Aquatic Insects* 3:199-208.
- Bengtsson, S. 1930. Kritische Bemerkungen über einige nordische Ephemeropteren, nebst Beschreibung neuer Larven. *Lunds univ. årsskrift N.F. Avd. 2*, 26:(3):1-27.
- Birstein, Y.A. 1951. Freshwater isopods (Asellota). *Fauna of the U.S.S.R. Crustacea VII*, 5. IPST, Jerusalem 1964. 148 s.
- Boon, P.J. 1977. The use of ventral sclerites in the taxonomy of larval hydropsychids. Chrichton, M.J. (toim.) *Proc. 2nd Int. Symp. Trichoptera*. The Hague. P. 165-173.
- Boon, P.J. 1979. Studies on the spatial and temporal distribution of larval Hydropsychidae in the North Tyne river system (Northern England). *Archiv Hydrobiol.* 85:336-359.
- Brinck, P. 1949. Studies of Swedish stoneflies (Plecoptera). *Opuscula Entomol. Suppl.* 11:1-250.
- Brinck, P. 1952. Bäcksländor. Plecoptera. *Svensk Insektfauna* 15. 127 s.

- Cairns, J., Jr. & Dickson, K.L. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *J. Water Pollut. Contr. Fed.* 43:755-772.
- Carlsson, G. 1962. Studies on Scandinavian black flies (Fam. Simuliidae Latr.). *Opuscula Entomol. Suppl.* 21:1-280.
- Carlsson, M. Nilsson, L.M., Svensson, B., Ulfstrand, S. & Wotton, R.S. 1977. Lacustrine seston and other factors influencing the blackflies (Diptera: Simuliidae) inhabiting lake outlets in Swedish Lapland. *Oikos* 29:229-238.
- Chandler, J.F. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control* 69:415-422.
- Chutter, F.M. 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to current speed. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 54:413-422.
- Cummins, K.W. 1979. The natural stream ecosystem. Ward, J.V. & Stanford J.A. (toim.). *The ecology of regulated streams*. New York. S. 7-24.
- Cummins, K.W. & Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. 1983. Method for the quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100:153-168.
- Edington, J.M. 1968. Habitat preference in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of water velocity. *J. Animal Ecol.* 37:675-692.
- Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1973. Experimental observations relating to the distribution of net-spinning Trichoptera in streams. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 18:1549-1558.
- Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1981. Caseless caddis larvae of the British Isles. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 43. 92 s.
- Elliott, J.M. 1977. A key to the larvae and adults of British freshwater Megaloptera and Neuroptera. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 35.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1983. Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. *Naturvårdsverkets Rapport*. SNV pm 1741.
- Furse, M.T., Moss, D., Wright, J.F. & Armitage, P.D. 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. *Freshwater Biol.* 14:257-280.
- Gardner, F.R.E.S. 1954. A key to the larvae of the British Odonata. Part I. Zygoptera. *Entomol. Gazette* 5:157-171. Part II. Anisoptera. *Entomol. Gazette* 5:193-213.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge. 298 s.
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. New York. 257 s.
- Hanski, A. 1983. Saimaan kivikkorantojen pohjaeläimistö kesällä 1980. Pro gradu-tutkielma. Jyväskylän yliopiston biologian laitos. 71 s.
- Hanski, A. & Virkkala, T. 1983. Lapuanjoen yhteistarkkailun vuosiyhteenveto 1982, osa II, vesistötarkkailu. Pohjanmaan tutkimuspalvelu Oy. Moniste.
- Harmanen, M. 1980. Der Einfluss saurer Gewässer auf den Bestand der Ephemeriden und Plecopterfauna. *Gewässer und Abwässer* 66/67:130-136.

- Harriman, R. & Morrison B.R.S. 1982. Ecology of streams draining forested and non-forested catchments in an area of central Scotland subjected to acid precipitation. *Hydrobiologia* 88:251-263.
- Heikkilä, R. 1985. Kyrönjoen deltan viimeaikainen sedimentaatio. *Vesihallituksen monistesarja* 327. 75 s.
- Heinonen, P., Herve, S., Myllymaa, U., Nyroos, H., Savisaari, R., Teräsvirta, H. & Vuoristo, H. 1985. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. *Vesihallituksen monistesarja* 332. 36 s.
- Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook. Water Research Centre, Stevenage. 331 s.
- Henricson, J. & Sjöberg, G. 1981. Fiskevård i sidovattendrag - ett gödslingsförsök. *Bottenfaunaundersökningen 1980*. FAK informerar 10:17-36.
- Hickin, N.E. 1967. Caddis larvae. London. 476 s.
- Hildrew, A.G. & Edington, J.M. 1979. Factors facilitating the co-existence of Hydropsychid caddis larvae (Trichoptera) in the same river system. *J. Animal Ecol.* 48:557-576.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA. A Fortran program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Cornell University, Ithaca, New York.
- H.M.S.O. 1978. Handnet sampling of aquatic macroinvertebrates. Her Majesty's Stationary Office, London. 8 s.
- Holland, D.G. 1972. A key to the larvae, pupae and adults of the British species of Elminthidae. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 26. 58 s.
- Hubendick, B. 1949. Snäckor i sött och bräckt vatten. Stockholm. 100 s.
- Hughes, B.D. 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. *Water Research* 12:359-364.
- Hynes, H.B.N. 1959. The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Limnol. Soc. London* 170:165-170.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57:344-388.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool. 555 s.
- Hynes, H.B.N. 1977. A key to the adults and nymphs of the British stoneflies with notes on their ecology and distribution. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 17. 92 s.
- Hyvärinen, V. 1984. River discharge in Finland. *Vesientutkimuslait. Julk.* 59. 23 s.
- Hyvärinen, V. & Gürer, T. 1976. Virtaama-aineiston tilastoanalyysi. Statistical analysis of discharge data. *Vesientutkimuslait. Julk.* 15.
- Illies, J. (toim.) 1978. *Limnofauna Europaea* (2nd ed.). Stuttgart. 532 s.
- Kaiser, E.W. 1977. Aeg og larver af 6 Sialis-arter fra Skandinavien og Finland (Megaloptera, Sialidae). *Flora og Fauna* 83:65-79.
- Kamler, E. 1967. Distribution of Plecoptera and Ephemeroptera in relation to altitude above sea level and current speed in mountain waters. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 14:29-42.
- Karlström, U. 1978. Environmental factors, detritus and bottom fauna in the Ricklån - a north Swedish forest river. Uppsala universitet, *Limnol.inst. mimeogr.* 74 s.
- Kauppinen, V. 1978. Perkausten vaikutuksista alapuolisten koskien pohjaeläimistöön Pyhäjoen yläjuoksulla 1977-78.

- Kokkolan vesipiiri. Moniste. 26 s.
- Klausnitzer, B. 1977. Bestimmungstabellen für die Gattungen der aquatischen Coleopteren-Larven Mitteleuropas. Beitr. Entomol., Berlin 27:145-192.
- Kohonen, T. 1984. Automatic water quality monitoring in rivers exposed to injurious activities. *Aqua Fennica* 14:97-127.
- Koskenniemi, E. 1981. Kyrön- ja Seinäjoen makroskooppisen pohjaeläimistön alueellinen vaihtelu. Vaasan vesipiiri. Moniste. 19 s.
- Kouki, J. & Haila, Y. 1985. Lajimäärä, näytekooko ja rarefaktio - lajimäärän vertailun ongelma. *Luonnon Tutkija* 89:156-159.
- Kuusela, K. 1976. On the emergence biology of *Taeniopteryx nebulosa* (L.) (Plecoptera). *Ann. Entomol. Fennici* 42:121-132.
- Kuusela, K. 1979. Early summer ecology and community structure of the macrozoobenthos on stones in the Jäväjänkoski rapids of the river Lestijoki, Finland. *Acta Univ. Oul. A* 87, Biol. 6. 123 s.
- Kuusela, K. 1984. Emergence of Plecoptera in two habitats in the Oulanka national park, northeastern Finland. *Annls Limnol.* 20:63-68.
- Landin, B.-O. (ed.). 1970. *Insekter* 2:1-2. Stockholm. 1055 s.
- Lax, H.-G. 1986. Vattenkvalitet och longitudinell zonerings hos makrozoobentos i Malax å (västra Finland). Pro gradu-avhandling. Institutionen för biologi, Åbo akademi. 93 s.
- Lepneva, S.G. 1970. Larvae and pupae of *Annulipalpia*. Fauna of the U.S.S.R. Trichoptera. Vol. II, nr 1. Jerusalem.
- Lepneva, S.G. 1971. Larvae and pupae of *Integripalpia*. Fauna of the U.S.S.R. Trichoptera. Vol. II, nr 2. Jerusalem.
- Lillehammer, A. 1973. The nymph of *Capnopsis schilleri* (Rostock) 1892. Notes on its morphology and ecology. *Norsk Entomol. Tidskrift* 20:267-268.
- Lillehammer, A. 1974. Norwegian stoneflies. II Distribution and relationships to the environment. *Norsk Entomol. Tidskrift* 21:195-250.
- Macan, T.T. 1965. A revised key to the British water bugs (Hemiptera-Heteroptera) with notes on their ecology. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 16. 78 s.
- Macan, T.T. 1977. A key to the British fresh and brackish water Gastropods with notes on their ecology. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 13. 46 s.
- Macan, T.T. 1979. A key to the nymphs of British Ephemeroptera. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 20. 80 s.
- Mann, K.H. 1955. The ecology of British freshwater leeches. *Journal Animal Ecol.* 24:98-119.
- Mann, K.H. 1964. A key to the British freshwater leeches with notes on their ecology. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 14. 50 s.
- Mantere, R. 1983. Kyrönjoen yhteistarkkailu. Vuosiyhteenveto 1982, osa II, vesistö tarkkailu. Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy. Moniste.
- Meijering, M.P.D. & Pieper, H.G. 1982. Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fliessgewässern. *Decheniana - Beihefte* (Bonn) 26:111-113.
- Meinander, M. 1965. List of the Plecoptera of eastern Fennoscandia. *Fauna Fennica* 19. 38 s.
- Meinander, M. 1980. Suomen koskikorennot - Finlands bäcksländor (Plecoptera). *Notulae Entomol.* 60:7-10.

- Müller, K. 1953. Produktionsbiologische Untersuchungen in Nordschwedischen Fliessgewässern. Teil 1. Der Einfluss der Flössereiregulierungenü auf den quantitativen und qualitativen Bestand der Bodenfauna. Ann. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 34:90-121.
- Müller, K. 1955. Produktionsbiologische Untersuchungen in nordschwedischen Fliessgewässern. 3. Die bedeutung der Seen und Stillwasserzonen für die Produktion in Fliessgewässern. Ann. Rep. Inst. Freshwater. Res. Drottningholm 36:148-162.
- Müller, K. 1962. Limnologisch-Fischereibiologische Untersuchungen in regulierten Gewässern Schwedisch-Laplands. Oikos 13:125-154.
- Müller-Liebenau, I. 1969. Revision der Europäischen Arten der Gattung Baetis Leach 1815. Gewässer und Abwässer 48/49:1-224.
- Nybacka, K. 1980. Rapport om vattenkvaliteten i Lappfjärds å - Isojoki enligt biotiska index och kemisk-fysikaliska parametrar. Vaasan vesipiiri. Moniste. 75.
- Nybom, O. 1960. List of Finnish Trichoptera. Fauna Fennica 6. 56 s.
- Nyman, C. 1983. Perhonjoen keski- ja alaosan koskien pohjaeläimistö vuosina 1981-1982. Kokkolan vesipiiri. Moniste. 21 s.
- Otto, C. & Svensson, B.S. 1983. Properties of acid brown water streams in South Sweden. Arch. Hydrobiol. 99:15-36.
- Panelius, S. 1972. Finlands makroskopiska evertebrater. Helsingfors Universitet. Moniste. 40 s.
- Panelius, S. 1973. Finlands kräftdjur. Helsingfors Universitet. Moniste 31 s.
- Purokoski, P. 1959. Rannikkoseudun rikkipitoisista maista. Agrogeologia julkaisuja 74:1-27.
- Ranta, E. 1985. Metsäojitus vaikuttaa vesistöihin. Kalamies 1985:6. S. 6.
- Reuna, M. 1977. Vedenkorkeuden kymmenvuotiskeskisarvoja ja -ääriarvoja. Vesientutkimuslait. Julk. 21.
- Ruohomäki, J. 1984. Lyhytaikaissäännöstelyn vaikutus joen kasvillisuuteen. Vesihallituksen monistesarja 1984:281. 71 s.
- Saaristo, M. 1966. Revision of the Finnish species of the genus Caenis Steph. (Ephemeroptera). Annales Entomol.-Fennici 32:68-87.
- Saaristo, M. & Savolainen, E. 1980 a. Suomen päiväkörennot-Finlands dagsländor (Ephemeroptera). Notulae Entomol.-60:181-186.
- Saaristo, M. & Savolainen, E. 1980 b. On the identity of Heptagenia sulphurea (Müller, 1776) and H. dalecarlica Bengtsson, 1912 (Ephemeroptera). Notulae Entomol. 60:187-193.
- Salmela, K. 1982a. Luodonjärven vesistöalueen yhteistarkkailun tulokset v. 1981. Osa II, vesistötarkkailu. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. Moniste.
- Salmela, K. 1982b. Lapuanjoen yhteistarkkailun tulokset v.-1981. Osa II, vesistötarkkailu. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. Moniste.
- Salmela, K. 1982c. Kyrönjoen yhteistarkkailun tulokset v. 1981. Osa II, vesistötarkkailu. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. Moniste.
- Sarvala, J. 1984. Numeerinen yhteisöanalyysi vesistötutkimuksissa. Luonnon Tutkija 88:108-115.

- Savolainen, E. & Saaristo, M.I. 1980. *Baetis digitatus* Bengtsson (Ephemeroptera) found in Finland. *Notulae Entomol.* 60:195-196.
- Scullion, J. & Edwards, R.W. 1980. The effects of coal industry pollutants on the macroinvertebrate fauna of a small river in the South Wales coalfield. *Freshwater Biol.* 10:141-162.
- Sedlak, E. 1971. Bestimmungstabelle der Gattung *Hydropsyche* Pictet (Trichoptera). *Acta Entomol. Bohemosl.* 68:185-187.
- Sevola, P. 1979. Pohjanmaan ongelmasavet - muinaismeren pohjaliejut. *Suomen Luonto* 38:102-106.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. tech. J.* 27:379-423; 623-656. (Viitt. Hughes 1978).
- Simberloff, D. 1978. Use of rarefaction and related methods in ecology. Dickson, K.L., Cairns, J. & Livingston, R.J. (toim.). *Biological data in water pollution assessment: Quantitative and statistical analyses.* ASTM STP 652. American Society for Testing and Materials. S. 150-165.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163.-S. 688. (Viitt. Wilhm 1967).
- Sowa, R. 1975. Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of the Carpathians. 1. Distribution and quantitative analysis. *Acta Hydrobiol.* 17:223-297.
- Sutcliffe, D.W. & Carrick, T.R. 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District. 1. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. *Freshwater Biol.* 3:437-462.
- Svensson, B.W. & Tjeder, B. 1975. Check-list of the Trichoptera of Northwestern Europe. *Entomol. Scand.* 6:261-274.
- Szczesny, B. 1974. Larvae of the genus *Hydropsyche* (Insecta: Trichoptera) from Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 21:387-390.
- Södergren, S. 1977. Distribution, growth and sex maturation of the fresh water limpet *Ancylus fluviatilis* Müller (Gastropoda) in a northern Swedish river. *Aquilo Ser.-Zool.* 17:52-56.
- Tiensuu, L. 1939. A survey of the distribution of mayflies (Ephemera) in Finland. *Suomen Hyönteistieteellinen Aikakauskirja* 5:97-124.
- Tobias, W. & Tobias, D. 1983: Lichtfallenfängew von Köcherfliegen (Trichoptera) am Auslaufkanal der Wasserkraftanlage Messaure, Stora Lule Älv (Norrbotten). *Fauna Norrlandica* 4. 22 s.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G. & Francis, J. 1983. Community structure in some southern English streams: The influence of physicochemical factors. *Freshwater Biol.* 13:521-544.
- Valle, K.J. 1952. Sudenkorennot, Odonata. *Suomen Eläimet, Animalia Fennica* 7. 159 s.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Jour. Fish. Aquatic Sci.* 37:130-137.
- Verneaux, J., Faessel, B. & Malesieux, G. 1978. Note préliminaire a la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. *Centre Hydrobiol. Univ. Besancon et Lab. Hydroecol. C.T.G.R.E.F.*
- Vesihallitus, 1977. Pohjanmaan keskiosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. *Vesihallitukse tiedotus* 123. 249 s.

- Vesihallitus, 1978. Pohjanmaan eteläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma, osa I ja II. Vesihallituksen tiedotus 140.
- Vesihallitus 1980. Koski-inventointi. Vesihallituksen tiedotus 188. 310 s.
- Wallace, J.M. & Merritt, R.W. 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.* 25:103-132.
- Ward, J.V. & Short, R.A. 1978. Macroinvertebrate community structure of four special lotic habitats in Colorado U.S.A. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20:1382-1387.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modifications of regulated streams. Ward, J.V. & Stanford, J.A. (eds.). *The ecology of regulated streams.* New York. S. 35-55.
- Ward, J.V. & Stanford J.A. 1984. The regulated stream as a testing ground for ecological theory. Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (toim.). *Regulated rivers.* Oslo. S. 23-38.
- Wiberg-Larsen, P. 1980. Bestemmelsenögle til larver af de danske arter af familien Hydropsychidae (Trichoptera) med noter om arternas udbredelse og økologi. *Entomol.-Meddr.* 47:125-140.
- Wilhm, J.L. 1967. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Journ. Water Pollution Contr. Fed.* 39:1673-1683.
- Williamson, M.H. 1978. The ordination of incidence data. *Journal of Ecology* 66:911-920.
- Williamson, M.H. 1983. The land-bird community of Skokholm: ordination and turnover. *Oikos* 41:378-384.
- Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D. & Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biol.* 14:221-256.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* 11:443-447.
- Zelinka, M. & Marvan, P. 1961. Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Arch.-Hydrobiol.* 57:389-407.
- Økland, J. 1969. Distribution and ecology of the freshwater snails (Gastropoda) of Norway. *Malacolgia* 9:143-151.
- Økland, K.A. 1980. Ecology and distribution of Asellus aquaticus (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. Sur nedbørs virkning på skog og fisk. SNSF-prosjektet, IR 52/80. Oslo. 70 s.

POHJALÄINNÄYTTEENOTTO KÄSIHAAVILLA VIRTAAVASTA VEDESTÄ

Curt Nyman, Marja-Eliisa Anttila ja Hans-Göran Lax

ABSTRACT

Hand-net sampling of bottom fauna in running waters
Curt Nyman, Marja-Eliisa Anttila and Hans-Göran Lax

This paper contains the results of some methodological tests on sampling benthic invertebrates in running waters using hand-net. The field work was done in the stony bottom rapids of some western Finnish rivers.

The samples were taken by keeping a rectangular hand-net tightly against the bottom and disturbing the substratum in a small area immediately upstream from the net for varying measured periods.

Two or three randomly distributed samples, each collected for half a minute, were found sufficient to collect the dominant species from a sampling site. To reduce the standard error of the mean to 20 % of the mean number of individuals 5-20 samples were required for the dominant species.

Only minor differences were found between samples taken independently by three persons from the same site on the same day or between samples collected during 10, 30 and 60 seconds.

Some simple methods for estimating physical environmental parameters in connection with hand-net sampling benthic fauna are suggested. The Gessner rubber-bag current meter was found useful.

A rough survey of the bottom fauna using family level identification was found to detect waste water pollution at least as reliably as occasional chemical water quality measurements. Several biotic indices were found useful for expressing the results in easily interpretable form.

SISÄLTÖ

	sivu
1 JOHDANTO	81
2 KÄSIHAAVIMENETELMÄN LUOTETTAVUUS	82
2.1 Aineisto ja menetelmät	82
2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	83
2.2.1 Montako näytettä tarvitaan?	83
2.2.2 Näytteenottoajan vaikutus tuloksiin	86
2.2.3 Näytteenottajien väliset erot	86
3 YMPÄRISTÖOLOSUHTEIDEN MITTAAMINEN POHJAEÄIN- NÄYTTEENOTON YHTEYDESSÄ	88
3.1 Menetelmät	88
3.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	88
4 NOPEA POHJAEÄINSELVITYS	90
4.1 Menetelmät	90
4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	91
KIRJALLISUUS	95

1. JOHDANTO

Virtaavien vesien kivipohjien selkärangattomien eläinten tutkimiseen on kirjallisuudessa esitetty lukuisia näytteenottomenetelmiä (esim. Macan 1958, Hellowell 1978). Hynes (1961) lienee ensimmäisiä, joka käytti käsihaavimenetelmää eli potkuhaavimenetelmää (hand net, kicking technique) virtaavan veden pohjaeläinyhteisön tutkimuksissa. Sittemmin on julkaistu lukuisia tutkimuksia, joissa on käytetty tätä näytteenottomenetelmää, sekä useita metodisia tutkimuksia ja standardointiehdotuksia (Frost et al. 1971, Brittain 1978, HMSO 1978, Furse et al. 1981, ISO 1985).

Näytteenotto käsihaavilla tapahtuu lyhyesti kuvattuna seuraavasti: käsihaavi asetetaan lujasti pohjaa vasten, haavin suu virtaan päin, minkä jälkeen näytteenottaja pöyhii pohjaa jaloillaan haavin suun edestä. Pohjaeläimet ja muut kevyet partikkelit kulkeutuvat virran mukana haaviin (ISO 1985). Nybackan (1980), Nymanin (1983), Anttilan (1985), Laxin (1986) ja Nymanin ym. (1986) tutkimukset Pohjanmaan jokien koskien pohjaeläimistöistä on tehty tällä näytteenottomenetelmällä.

Tässä esitettävässä työssä tarkastellaan muutamia käsihaavimenetelmään liittyviä metodisia seikkoja yllä mainituista Pohjanmaan jokien pohjaeläintöistä saatujen kokemusten perusteella.

Käsihaavimenetelmän on väitetty antavan kvalitatiivisesti tai puolikvantitatiivisestikin luotettavia tuloksia, mikäli näytteet otetaan samalla tavalla joka kerta (Frost ym. 1971, Brittain 1978). Tämän työn yhtenä tavoitteena oli tarkastella kolmen eri näytteenottajan sekä eri pituisten näytteenottoaikojen vaikutuksia tuloksiin (kappale 2).

Veden virtausnopeus on tärkeimpiä tekijöitä, joka vaikuttaa virtavesien pohjaeläimistöön (Hynes 1970). Helppokäyttöisiä ja yksinkertaisia laitteita virtausnopeuden mittaamiseksi pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä on kuitenkin vaikeasti saatavissa. Tässä työssä kokeiltiin hyvin yksinkertaisen n.k. Gessnerin suppilon käyttökelpoisuutta virtausnopeuden arvioimiseksi. Samalla kokeiltiin muiden ympäristömuuttujien

yksinkertaisia havainnointimenetelmiä. (kappale 3).

Tarkat pohjaeläinselvitykset ovat yleensä hyvin työläitä ja näin ollen myös kalliita. Niitä voidaan yleensä toteuttaa vain tieteellisen perustutkimuksen tai suurten vesistömuutos-hankkeiden yhteydessä. Kuitenkin jo melko pintapuolisella pohjaeläintarkastelulla on saatu vesistön karkean laatuluokitteluluonnin soveltuvia tuloksia (Cairns & Dickson 1971, National Water Council 1981). Lopuksi on esitetty tutkimus, jossa tavoitteena oli mahdollisimman pienellä työmäärällä selvittää pistemäisen jätevesipäästön vaikutus pienen joen pohjaeläimistöön (kappale 4).

2. KÄSIHAAVIMENETELMÄN LUOTETTAVUUS

2.1 A i n e i s t o j a m e n e t e l m ä t

Kolme näytteenottajaa (A, B ja C) ottivat toisistaan riippumatta kolmen näytteen näytesarjan Lapuanjoen Paasikkaankoskesta (koordinaatit grid 25° E 697902:46657) 1.9.1983 (taulukko 1). Näytteet otettiin käsihaavilla, jonka suuaukko oli 30 x 40 cm ja haavipussin silmäkoko 0,5 mm. Jo etukäteen oli sovittu näytteenottoalueeksi n. 50 x 50 m kokoinen alue joen pääuomasta. Näytteet otettiin puolen minuutin pistenäytteinä. Pistenäytteellä tarkoitetaan tässä sitä että-käsihaavia ei liikutella näytettä otettaessa ja näyte kertyy siten pieneltä, suurin piirtein haavin leveyttä vastaavalta neliönmuotoiselta alueelta haavin edestä.

Taulukko 1. Tietoja Lapuanjoen Paasikkaankosken ympäristöolosuhteista ja veden laadusta (Vesihalitus 1980 ja Vesihallituksen vedenlaaturekisteri; Virtausnopeus mitattiin näytteenoton yhteydessä).

Muuttuja	keskiarvo	keskihajonta
Korkeus merenpinnasta m	72	
Keskivirtaama m ³ /s	10	
Valuma-alue km ²	1270	
Järvisyys %	4	
Veden virtausnopeus m/s	0,7	
Veden laatu (v. 1981-1982 N = 8)		
Happi, kyll. %	83	13
pH	6,3	0,3
Väriluku	230	103
Kiintoaine mg/l	11	19
Kok.N ug/l	944	327
Kok.P ug/l	65	26
Rauta ug/l	2080	386
CODMn mgO ₂ /l	23	6

Näytteenottajat sijoittivat näytepisteensä näytteenotto-alueelle toisistaan riippumatta. Puolen minuutin näytteiden lisäksi otettiin samalta näytteenottoalueelta yksi 10 sekunnin näyte sekä yksi 60 sekunnin näyte näytteenottoajan vaikutuksen arvioimiseksi.

Näytteet säilöttiin etanoliin ja niissä esiintyvät pohja-eläimet poimittiin kvantitatiivisesti (Chironomidae-toukkia lukuunottamatta). Eläimet määritettiin laji- tai sukutasolle Oligochaeta- ja Diptera-ryhmiä lukuunottamatta (kts. Nyman y.m. 1986). Näytteenottajien A:n ja B:n näytteet poimittiin ilman suurennusta valkoiselta alustalta. C:n näytteet poimittiin stereomikroskoopin avulla; siitä johtuvan suuren työmäärän vuoksi ainoastaan kaksi näytettä tästä sarjasta käsiteltiin.

Näytteiden lajisto ja yksilömäärät on esitetty taulukossa 2.

Pohjaeläinten lajiluvun ja yksilömäärän arvioimisessa tietyn tarkkuuden saavuttamiseksi vaadittava näytemäärä laskettiin kaavasta:

$$n = s^2 / D^2 \bar{x}^2$$

jossa s^2 on varianssi, D tavoiteltu keskivirheen osuus keskiarvosta ja \bar{x} aineiston keskiarvo (Elliot 1977, s.129).

Pohjaeläinnäytteiden samanlaisuutta tarkasteltiin Czekanowskin indeksin (Czekanowski 1913, viitt. Hellawell 1978) avulla.

$$C_z = \frac{2W}{A + B}$$

jossa W on vertailtavan näyteparin yhteisten lajien pienemmän yksilömäärän summa, A ja B ovat näytteiden lajien yksilömäärien summat.

2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

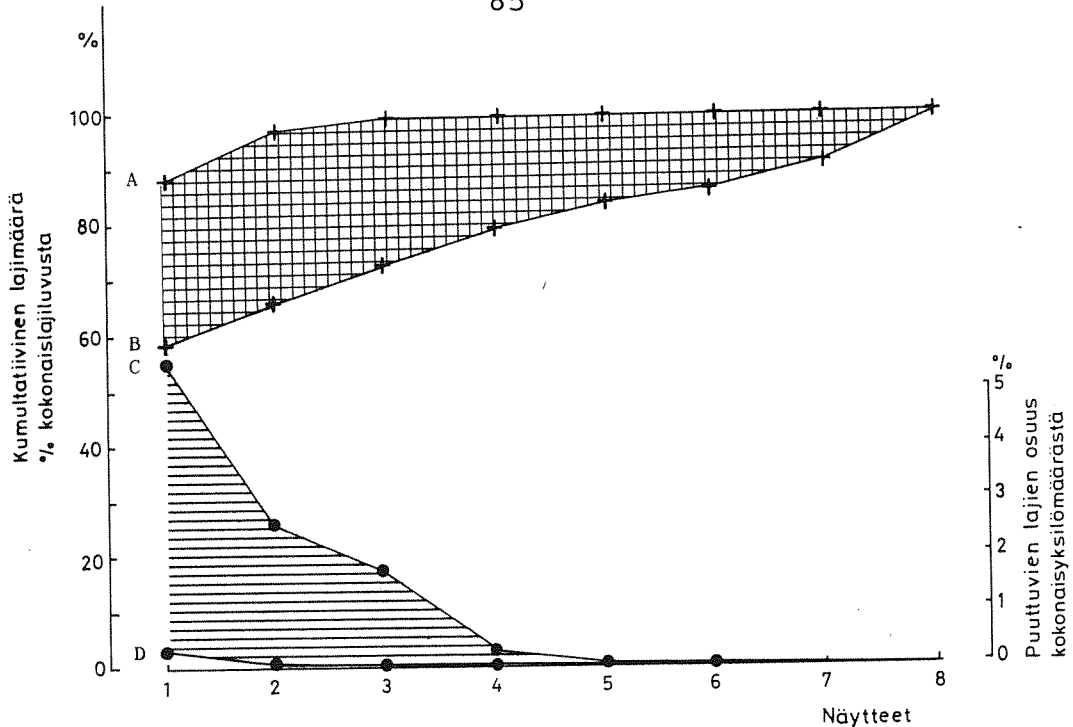
2.2.1 Montako näytettä tarvitaan ?

Olettaen, että ne 44 taksonia, jotka esiintyivät koko yhdistetyssä aineistossa, edustivat näytteenottopaikalla esiintyvää lajistoa, saatiin yhdessä 30 sekunnin näytteessä 60-90 % lajeista, kahdessa näytteessä 65-97 % ja kolmessa näytteessä 73-100 % lajeista (kuva 1). Ne 27 % lajeista, jotka huonoimmassa tapauksessa eivät olleet edustettuina kolmessa näytteessä, olivat kaikki yksilömäärältään harvalukuisia ja muodostivat alle 2 % kokonaisyksilömäärästä (vielä vähemmän, jos Chironomidae-toukkien lukumäärä olisi otettu huomioon).

Tämän aineiston perusteella saavutettiin lajiluvun kohdalla jo kahdella näytteellä taso, jossa keskivirhe oli 10 % keskiarvosta. Kahdeksalla näytteellä keskivirhe oli 5 % lajiluvun keskiarvosta.

Taulukko 2. Kolmen näytteenottajan (A, B ja C) käsihaavilla ottamat pohjaeläinnäytteet Lapuanjoen Paasikkaankoskesta 1.9.1983. merkittyjä Chironomidae-toukkia ei ole laskettu kvantitatiivisesti.

Näytteenottaja / no	B	B	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	Yht.
Näytteenottoaika s	10	60	30	30	30	30	30	30	30	30	
Turbellaria	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	2
Sphaerium corneum	9	38	5	34	21	34	11	22	122	51	347
Pisidium	3	4	3	11	8	4	2	1	8	8	52
Oligochaeta	18	17	8	7	1	31	9	64	76	60	291
Glossiphonia complanata	-	-	-	-	1	2	-	-	-	2	5
Erpobdella octoculata	1	6	5	8	2	5	-	2	8	18	55
Acari	-	1	4	5	4	-	-	-	36	52	102
Asellus aquaticus	9	68	25	57	55	20	18	37	41	118	448
Baetis spp.	67	154	194	278	211	223	72	69	156	93	1517
Heptagenea sulphurea	1	12	5	9	5	3	2	12	8	1	58
Leptophlebia spp.	-	1	-	2	-	1	3	-	-	9	16
Ephemerella ignita	1	-	1	5	-	-	1	-	4	1	13
E. mucronata	1	-	11	9	3	-	2	1	37	78	142
Taeniopteryx nebulosa	-	-	-	3	-	-	1	-	4	2	10
Nemoura sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	2	3	6
Elmis aenea	31	86	66	112	103	157	45	48	223	364	1235
Limnius volckmari	-	1	3	9	4	-	4	1	9	-	31
Oulimnius tuberculatus	-	-	4	11	3	-	4	1	9	8	40
Rhyacophila nubila	5	11	23	36	21	21	9	8	13	15	162
Agapetus ochripes	-	-	1	2	1	1	1	-	4	-	10
Hydroptila sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Ithytrichia lamellaris	-	-	1	-	-	-	-	-	3	1	5
Neureclepsis bimaculatus	2	1	8	20	8	7	2	3	14	10	75
Polycentropus flavomacul	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Psychomyia pusilla	1	3	-	1	1	4	-	2	14	1	27
Hydropsyche pellucidula	-	5	1	21	6	10	2	3	16	2	66
H. siltalai	-	12	17	90	29	28	1	2	9	-	188
H. angustipennis	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
H. neveae	-	4	-	3	2	3	-	2	3	-	17
Cheumatopsyche lepida	21	246	128	585	290	83	3	139	209	6	1710
Archtopsyche ladogensis	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	2
Phryganea bipunctata	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Lepidostoma hirtum	6	6	8	4	4	1	18	1	21	8	77
Micrasema setiferum	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Athripsodes spp.	1	1	3	4	3	10	7	4	17	27	77
Ceraclea spp.	-	3	-	3	2	-	2	-	10	19	39
Simuliidae	2	48	4	190	19	10	3	8	18	219	521
Ceratopogonidae	-	-	3	17	8	2	2	1	9	2	44
Tanypodinae	1	5	2	8	4	2	3	3	5	17	> 50
Orthocladinae+Diamesinae	14	26	40	73	48	27	38	14	24	34	> 338
Tanytarsini	1	14	2000	3500	1500	10	18	1	148	79	> 7271
Chironomini	1	9	5	6	9	5	12	8	30	44	> 129
Empididae	1	-	-	5	3	-	-	-	1	1	11
Limnophora sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Taksonien lukum.	22	27	29	34	35	26	28	26	39	34	44
Yksilöitä yht. (ilman Chironomidae-toukkia)	178	729	532	1544	819	660	224	431	1109	1181	7407



Kuva 1. Näytteiden lajiluvun kasvu lisääntyvän näytemäärän myötä kahdeksan 30 sekunnin näytteen sarjassa. Käyrät A ja B esittävät näytteiden järjestyksestä riippuvaiset kasvun ääriarvot. Käyrät C ja D osoittavat näytteistä puuttuvien lajien osuutta kokonaisyksilömäärästä.

Näytteiden kokonaisyksilömäärän määrittämiseksi samoilla tarkkuuksilla tarvittiin huomattavasti enemmän näyteyksiköitä. Kuudella näytteellä saavutettiin edellä mainitun kaavan mukaan tarkkuus, jossa keskivirhe on noin 20 % keskiarvosta. 10 % tason saavuttamiseksi olisi tarvittu 26 näytettä.

Yksittäisten lajien yksilömäärän arvioimiseksi vastaavalla tarkkuudella olisi tarvittu vielä enemmän näyteyksiköitä. - Valtalajien osalta olisi tarvittu noin 5 - 20 näytettä (taulukko 3).

Tämän näytesarjan perusteella voidaan päätellä, että jo 2-3 näytteellä saadaan todennäköisesti melko hyvä käsitys näytteenottopaikan lajistosta. Frost ym. (1971) totesivat myös, että jo melko pienellä näytemäärällä saatiin suurin osa lajeista mukaan. Yksilömäärien arvioimiseksi luotettavasti tarvitaan huomattavasti enemmän näyteyksiköitä (vähintään 10). Koskien pohjaeläimistön kvantitatiivinen selvittäminen on hyvin työlästä myös muilla näytteenottomenetelmillä (Needham & Usinger 1956, Kuusela 1979).

Taulukko 3. Muutamien lajien yksilömäärien keskiarvon keskivirheen vähentämiseksi 20 %:iin keskiarvosta tarvittavat näytemäärät.

Laji	keskiarvo	näytemäärä
Yksilöitä yhteensä	926	6
Sphaerium corneum	38	21
Asellus aquaticus	46	11
Baetis spp.	162	5
Heptagenia sulphurea	7	9
Taeniopteryx nebulosa	2	34
Elmis aenea	140	13
Neureclipsis bimaculata	9	10
Cheumatopsyche lepida	180	24

2.2.2 Näytteenottoajan vaikutus tuloksiin

Tutkiakseen miten paljon yhden näytteen ottamiseen käytetty aika vaikuttaa tuloksiin, näytteenottaja B otti kolmen 30 sekunnin näytteen lisäksi yhden 10 sekunnin näytteen ja yhden 60 sekunnin näytteen. Tästä näytesarjasta (taulukko 2) ilmenee, että 10 sekunnin näytteessä on vähemmän lajeja ja yksilöitä kuin 30 sekunnin näytteissä. 60 sekunnin näytteessä on taas hieman enemmän yksilöitä kuin 30 sekunnin näytteiden keskiarvossa. Lajiluvussa ei ole tässä eroa. Aineiston pienuuden takia näiden erojen merkitsevyyttä ei voida todentaa tilastollisesti.

Näyttää siltä, että näytteenottoajan vaikutus tuloksiin ei ole kovin suuri, edellyttäen, että käsihaavia ei siirretä näytteenoton aikana. Jos haavia siirretään, laajenee ala, josta näyte kerätään, ja näytteen koko kasvaa sen mukana. Käytännössä lienee noin 1 minuutin näytteenottoaika melko sopiva. Siinä ajassa eri henkilöiden näytteenottotekniikan erot sekä paikasta ja pohjan laadusta johtuvat erot tasaantuvat paremmin kuin lyhyemmässä näytteenottoajassa.

2.2.3 Näytteenottajien väliset erot

Kolmen näytteenottajan (A, B ja C) näytteenottotuloksien välillä oli hyvin pieniä eroja. Kvalitatiivisesti ne olivat

lähes identtiset eikä myöskään vertaamalla näytteiden kvantitatiivisiä ominaisuuksia voitu todeta mitään selviä eroja näytteenottajien välillä (taulukko 4).

Taulukko 4. Näytteenottajien A, B ja C näytteiden väliset Czekanowskin samanlaisuusindeksit.

	A			B			C	
	1	2	3	1	2	3	1	2
A 1		50	75	74	52	66	58	38
A 2			69	53	23	38	54	44
A 3				72	37	57	66	38
B 1					43	57	64	40
B 2						56	33	38
B 3							55	42
C 1								50
C 2								

Näytteenottajien rinnakkaisnäytteiden keskimääräinen samanlaisuus

A 64,7 B 52,0 C 50

Eri näytteenottajien näytteiden väliset keskimääräiset samanlaisuudet

A-B 52,4 A-C 50,0 B-C 45,3

Näytteenottaja C:n vähän korkeampi lajiluku ja yksilömäärä voivat kuitenkin olla todellisia ja johtua lähinnä siitä, että nämä näytteet poimittiin stereomikroskoopin avulla ja näin pienikokoiset lajitkin saatiin paremmin talteen. Tämän lisätiedon hinta oli kuitenkin melko korkea.

Eläinten poiminta ilman suurennusta ja määrittäminen yhdestä näytteestä kesti 2-4 tuntia. Yhden kokonaisen näytteen poiminta stereomikroskoopin avulla sekä eläinten määrittäminen kesti 20-30 tuntia.

3. YMPÄRISTÖOLOSUHTEIDEN MITTAAMINEN POHJAEÄINNÄYTTEENOTON YHTEYDESSÄ

3.1 Menetelmät

Tavoitteena oli jo kentällä kvantifioida ympäristöhavainnot mahdollisimman pitkälle. Muutamista Nurmon- ja Kyrönjoen koskilla tehtiin seuraavat havainnot, jotka merkittiin tähän tarkoitukseen suunnitellulle lomakkeelle (liite 1). Samaa menetelmää käytettiin myös kappaleessa 4 esitetyn kokeilun yhteydessä.

Näytteenottoapaikan sijainti, näytteenottoaika ja vallitsevat sääolosuhteet merkittiin muistiin.

Joen virtaama tai vedenkorkeus rantakasvillisuuden suhteen arvioitiin karkeasti.

Veden lämpötila mitattiin tavallisella lämpömittarilla suoraan joesta. Näkösyvyys mitattiin käsihaavin varteen merkityn syvyysasteikon avulla. Veden väri arvioitiin vaaleaa haavipussia vasten. Samalla arvioitiin veden sameutta karkeasti.

Jokiuoman leveys ja muoto, rantojen kasvillisuus ja siitä johtuva jokiuoman varjostus näytteenottoapaikalla luonnehdittiin pääpiirteissään. Mahdolliset ruoppaukset, padot, jätevesipäästöt y.m. havainnot merkittiin myös muistiin. Kenttälomakkeen takapuolelle piirrettiin yksinkertainen karttaluonnos, johon pohjaeläinnäytteenottoalueen rajat ja myöhemmin näytteenottopisteiden sijainnit merkittiin.

Jokaisen pohjaeläinnäytteenottopisteen kohdalla arvioitiin pohjan vallitseva raekoko ja vesikasvillisuuden koostumus sekä peittävyys. Veden syvyys mitattiin haavivarren asteikon avulla. Veden virtausnopeus n 10 cm pohjan yläpuolella mitattiin n.k. Gessnerin suppilolla.

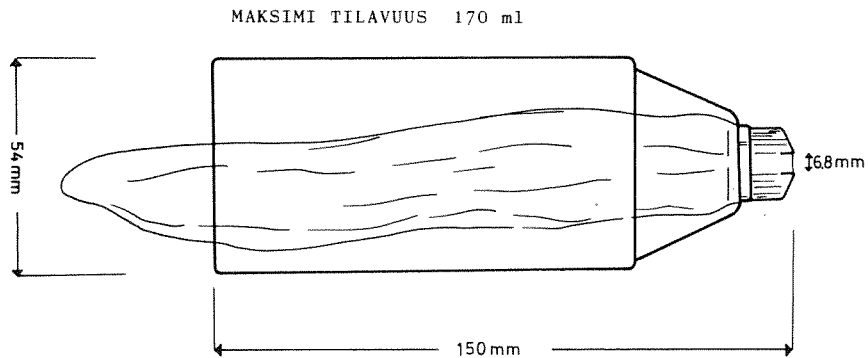
Yksinkertainen Gessnerin suppilo (kuva 2) oli tehty Hynesin (1970, s. 6) kuvauksen mukaan pohjattomasta muovipullosta ja tavallisesta kondomista. Tämä "laite" kalibroitiin siivikon avulla mitattuihin veden virtausnopeuksiin.

3.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

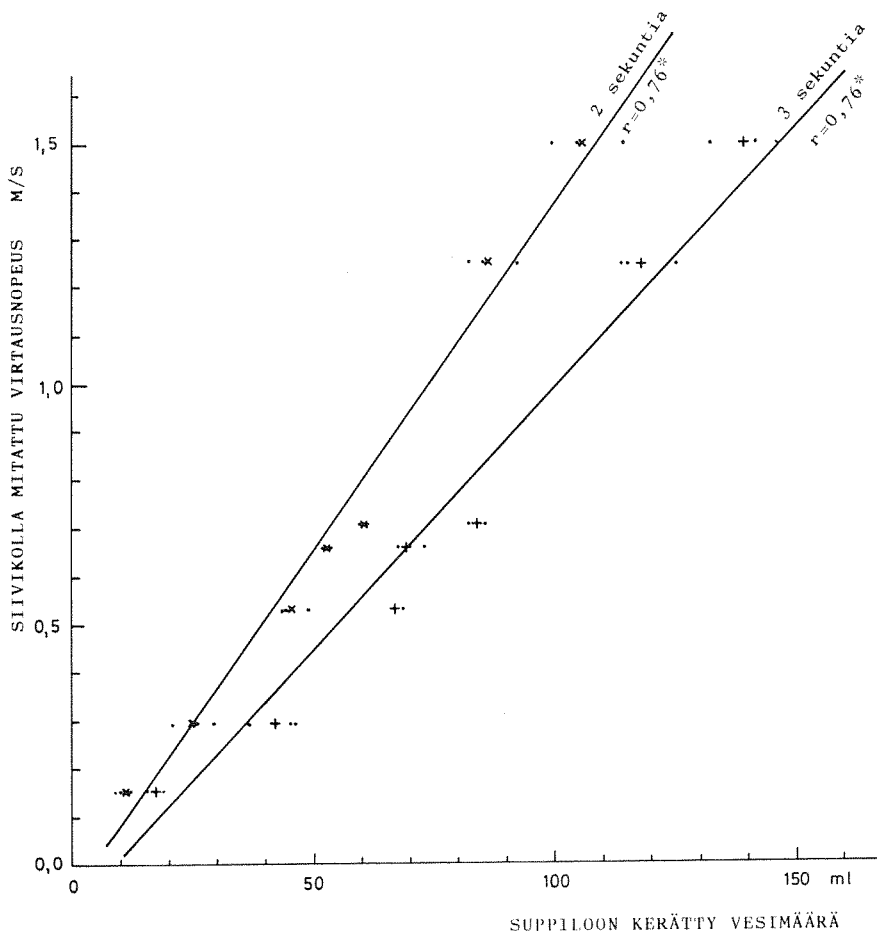
Kenttähavaintolomakkeen käyttö ja havaintojen mahdollisimman pitkälle viety yhtenäistäminen ja numeerinen kvantifiointi jo kentällä helpottavat tuloksien taulukointia ja käyttöä pohjaeläintuloksien tulkinnessa. Havaintomuuttujia voidaan tietenkin lisätä lähes rajattomasti. Kohtuullisella työpanoksella voidaan tehdä oleelliset havainnot pohjaeläimistön ympäristöolosuhteista tässä esitetyllä tavalla. Vesinäytteitä veden fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien määrittämiseksi tulisi myös ottaa, mikäli mahdollista, pohjaeläin-

näytteenoton yhteydessä.

Gessnerin suppilo, varsinkin vähän pidemmälle kehitetty kuin tässä esitetty, antaa riittävän tarkat pohjaeläinten ympäristöä kuvaavat veden virtausnopeusarviot (kuva 3). Tarkempi tulos saadaan ilmeisesti vähän isommalla suppilolla, jolla mittausaikaa voidaan pidentää ja siten eliminoida ajan mittausvirheitä.



Kuva 2. Pohjattomasta muovipullosta ja kondomista tehty Gessnerin suppilo, jota käytettiin tässä kokeilussa.



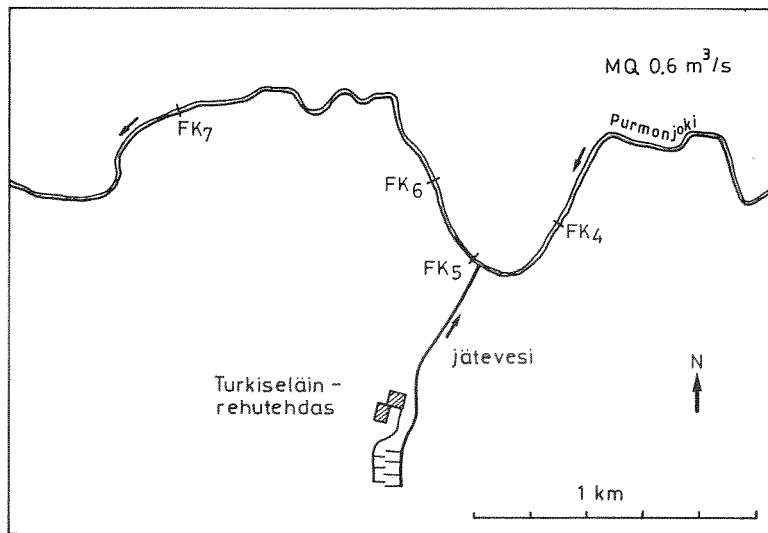
Kuva 3. Gessnerin suppiloon virtaavan vesimäärän riippuvuus veden virtausnopeudesta. Kolme rinnakkaista mittausta tehtiin kahden ja kolmen sekunnin mittausajalla.

4. NOPEA POHJAEÄLÄINSELVITYS

4.1 Menetelmät

Tutkimuskohteena oli Purmonjoen latvaosa (kuva 4), johon lasketaan turkisiruhutehtaan jätevesiä.

Jätevesipäästön yläpuolelta valittiin yksi näytteenottopaikka valittiin ja päästön alapuolelta kolme paikkaa. Näistä kolmesta ensimmäinen sijoitettiin mahdollisimman lähelle jätevesipäästöä ja alin niin kauas, että jäteveden vaikutusten voitiin olettaa olevan hyvin vähäisiä. Näytteenottopaikat olivat melko nopeasti virtaavan veden eroosiopohjaa. Karttaluonnoksella (kts. esimerkki liitteessä 1) rajatun näytteenottoalueen sisältä valittiin satunnaisesti kolme pistettä, joista näytteet otettiin käsihaavilla puolen minuutin näytteenottoajalla. Osanäytteet yhdistettiin kokoomänäytteeksi käsittelytyön vähentämiseksi. Näytteenotto suoritettiin 29.8. 1984.



Kuva 4. Purmonjoen tutkimusalue ja näytteenottopisteet.- Näytteenottopaikkojen koordinaatit (grid 27°E) ovat: FK4 702482:31102, FK5 702473:31082, FK6 702302:31068, FK7 702532:30978.

Näytteet käsiteltiin seuraavasti:

1. Näyte seulottiin ja huuhdottiin tarkasti karkean (10 x 10 mm) seulan läpi sankoon. Seulaan jäänyt karike, vesisammaleet y.m. tarkastettiin ja siihen jääneet isokokoiset eläimet lisättiin seulan läpi menneeseen näyteosaan. Tarkoituksena oli poistaa näytteen isokokoiset ainekset, jotka vaikeuttavat näytteen jakamista.

2. Sangosta näyte dekantoiitiin useita kertoja 0,5 mm seulaan. Sangon pohjaan jäänyt hiekka ja sora tarkastettiin, ettei sen seassa ollut eläimiä.

3. Seulaan jääneet ainekset, joiden seassa myös suurin osa näytteen pohjaeläimistä oli, sekoitettiin varovasti ja

jaettiin pinseteillä 6-10 yhtä suureen osaan, jotka siirrettiin numeroituihin petrimaljoihin. Maljoista valittiin satunnaisesti 3-5 maljaa, joista pohjaeläimet poimittiin kvantitatiivisesti valkoiselta alustalta suurennuslasin avulla niin, että poimittujen eläinten kokonaismäärä oli vähintään 200. Myös loput näytteestä käytiin läpi ja tunnistettavat taksonit, joita aikaisemmin ei ollut löytynyt näytteestä, otettiin talteen merkiten muistiin, etteivät ne kuuluneet kvantitatiivisesti poimittuun näyteosaan. Pohjaeläimet tunnistettiin heimotasolle ja yksilömäärät arvioitiin 10 potenssien tarkkuudella.

Yhden näytteen käsittelyaika oli 25 - 45 minuuttia.

Pohjaeläintuloksia vertailtiin Czekanowskin samanlaisuusindeksin (kts kappale 2.1) avulla. Jäteveden vaikutuksia pohjaeläimistöön tarkasteltiin kolmen bioindeksijärjestelmän avulla; saksalainen saprobisysteemin muunnos (Wellinghorst 1982), englantilaiset BMDP ja ASPT indeksit (Armitage y.m. 1983) ja eräs belgialainen indeksi (De Pauw & Vanhooren 1983).

4.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

Jätevesipäästön yläpuolisella näytteenottopaikalla tavattiin 19 taksonia. Likaantumiselle herkkiä koski- ja päivänkorentoja oli melko runsaasti. Ensimmäisellä näytteenottopaikalla jätevesipäästön alapuolella taksonien lukumäärä oli huomattavasti pienempi ja vaateliat koski- ja päivänkorennot puuttuivat tai niitä tavattiin ainoastaan muutamia yksilöitä. Seuraavilla näytteenottopaikoilla eläimistö oli taas vähän monipuolisempi ja muistutti enemmän yläpuolisen näytteenottopaikan eläimistöä (taulukko 5, kuva 5).

Pohjaeläimistön köyhtymistä ja palautumista jätevesipäästön alapuolisessa joessa voidaan myös havainnollistaa bioindekseillä (kuva 6). Kaikki indeksit osoittivat suurin piirtein saman muutoksen jokea pitkin. Indeksien erotuskyky parantuu, jos näytteenottotuloksien harvinaiset lajit jätetään huomioimatta. Tätä voidaan puolustaa sillä, että niiden esiintyminen näytteessä on hyvin sattumanvaraista ja ne voivat olla virtaaman kuljettamia alueelle vieraita lajeja, jotka eivät kuulu näytteenottopaikan varsinaiseen lajistoon.

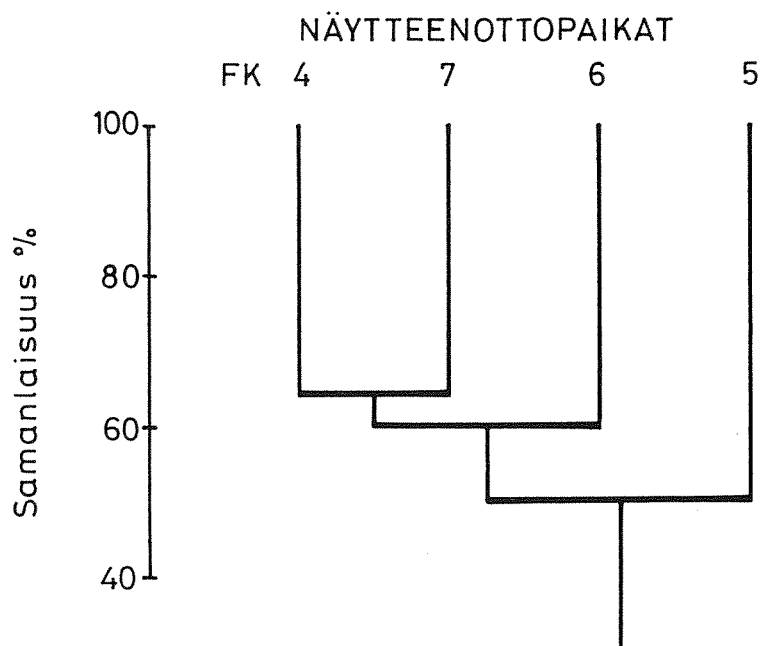
Jätevesipäästön vesistö tarkkailu kemiallisilla menetelmillä osoittaa ajoittain jäteveden vaikutusta, erityisesti ravinnepitoisuuksien suhteen (taulukko 6). Jätevesipäästön jaksottaisuudesta johtuen joen veden laatu vaihtelee hyvin

paljon ja ajallisia muutoksia on vaikeata arvioida kohtuullisella näytteenottotiheydellä. Pohjaeläimistön muutokset ovat hitaampia, joskin vuodenaikaiset lajistomuutokset voivat olla huomattavia (Kuusela 1984, Nyman y.m. 1986). Yksittäinen pohjaeläintarkkailu voi näin ollen antaa luotettavampi tulos suurin piirtein samalla tai jopa pienemmällä työpanoksella kuin tavanomainen kemiallinen vedenlaatutarkkailu.

Taulukko 5. Purmonjorn pohjaeläinselvityksen tulokset. Pohjaeläinten yksilömäärät on arvioitu seuraavasti: 1 = suuruusluokka 1 yks/näyte, 2 = suuruusluokka 10 yks/näyte ja 3 = suuruusluokka 100 yks/näyte tai enemmän.

Muuttuja	Asema	FK4	FK5	FK6	FK7
Veden syvyys	dm	1-2	1-3	2-3	1-2
Veden lämpötila	C	9,2	9,2	9,2	9,2
Näkösyvyys	dm	7	5	6	6
Virtausnopeus	m/s	0,3-0,9	0,6-1,0	0,1-0,5	0,1-0,9
Pohjan laatu		kiviä	kiviä	kiviä	kiviä
Jätevesisien peittävyys	%	0	60	30	30
vesisammaleiden peittävyys	%	20	20	10	10
Rantakasvillisuuden varjostus	%	100	50	50	20

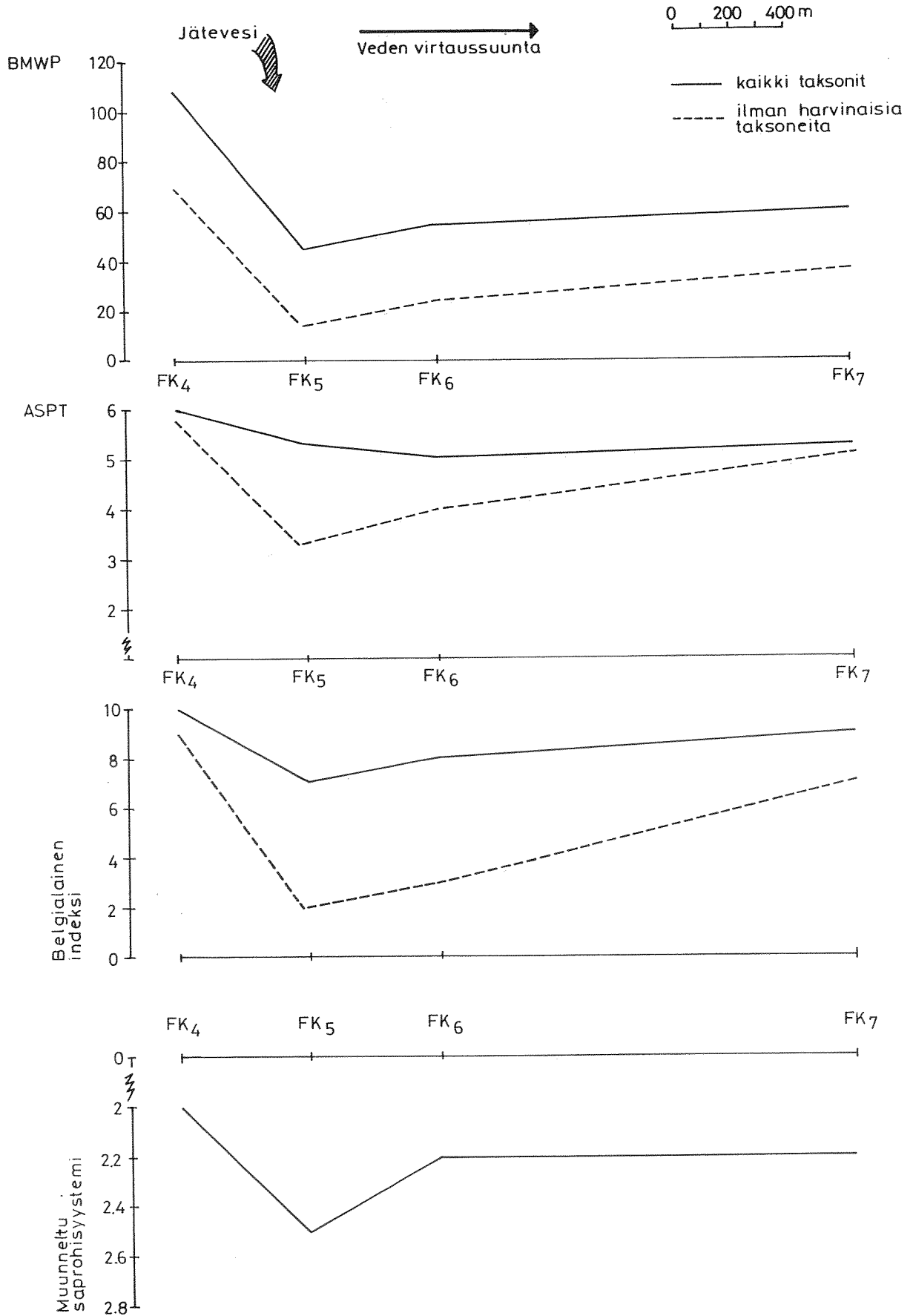
Pohjaeläintaksoni				
Sphaeriidae	1	-	2	1
Oligochaeta	2	3	2	2
Erpobdella	1	-	-	-
Asellus aquaticus	2	-	1	2
Baetidae	2	-	-	-
Heptagenidae	1	1	-	-
Leptophlebiae	1	1	1	-
Taeniopteryx nubulosa	2	-	-	1
Leuctridae	2	-	-	-
Perlodidae	2	-	1	2
Elminthidae	3	2	2	3
Sialis	-	-	1	-
Rhyacophila	2	1	-	1
Polycentropidae	2	-	1	2
Psychomyidae	1	-	-	2
Hydropsychidae	2	1	1	-
Tipulidae	1	3	-	-
Simuliidae	2	3	-	-
Ceratopogonidae	2	-	2	-
Chironomidae	3	3	3	3
Taksoneita yhteensä	19	9	11	10



Kuva 5. Purmonjoen näytteenottoaika- ja -paikkojen pohjaeläimistöjen vertailu Czekanovskin samanlaisuusindeksin avulla.

Taulukko 6. Purmonjoen veden happi- ja ravinnepitoisuudet rehutehtaan jätevesipäästön ylä- (FK 4) ja alapuolella (FK 5) rehutehtaan velvoitetarkkailujen perusteella (Virta 1985).

Muuttuja Näytteenottoajankohta	FK 4	FK 5
Happi, kyllästys %		
15.02.1984	91	89
31.05.1984	80	79
29.08.1984	83	78
5.10.1984	84	78
Kok.P ug/l		
15.02.1984	40	35
31.05.1984	98	109
29.08.1984	47	200
5.10.1984	40	734
Kok.N ug/l		
15.02.1984	1043	984
31.05.1984	1263	1263
29.08.1984	795	1790
5.10.1984	550	1121



Kuva 6. Purmonjoen pohjaeläimistöä kuvaavien bioindeksilukujen vaihtelu jokea pitkin.

Kirjallisuus

- Anttila, M. 1985. Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kyrönjoen vesistöissä. Vesihallituksen tiedotus 257. 72 s.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates, over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17:333-347.
- Brittain, J. 1978. Sparkemetoden - fordeler, ulemper og anvendelser. *Fauna* 31:56-58.
- Cairns, J. & Dickson, K.L. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottomdwelling organisms. *J. Water Pollution Control Fed.* 43:755-772.
- Czekanowski, J. 1913. *Zarys Metod Statystycnek.* Warsaw. (Viitt. Hellawell 1978.)
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. 1983. Method for biological assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- Elliott, J.M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 25. 160 p.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of kicking technique for sampling stream bottom fauna.- *Can. J. Zool.* 49:167-173.
- Furse, M.T., Wright, J.F., Armitage, P.D. & Moss, D. 1981. An appraisal of pond-net samples for biological monitoring of lotic macro-invertebrates. *Water Research* 15:679-689.
- Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. *Water Research Centre. Stevenage.* 331 p.
- HMSO, 1979. Methods of biological sampling. Handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates 1978. Her Majesty's Stationery Office. London. 8 p.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57:344-388.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. *Liverpool.* 555 p.
- ISO 1985. Water quality - Methods of biological sampling - Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates. ISO 7828-1985 (E). 6 s.
- Kuusela, K. 1979. Early summer ecology and community structure of the macrozoobenthos on stones in the Jäväjänkoski rapids of the river Lestijoki, Finland. *Acta Univ. Ouluensis A* 87, Biol. 6. 123 p.
- Kuusela, K. 1984. Emergence of Plecoptera in two habitats in the Oulanka national park, northeastern Finland. *Annls Limnol.* 20:63-68.
- Lax, H.-G. 1986. Vattenkvalitet och longitudiell zonerings hos makrozoobentos i Malx å (västra Finland). *Pro grad-avhandling. Inst. för biologi, Åbo akademi.* 93 s.
- Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Mitteil. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 8. 21 p.
- National Water Council 1981. River quality: the 1980 survey and future outlook. London. 39 p.
- Needham, P.R. & Usinger, R.L. 1956. Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California, as indicated by the Surber sampler. *Hilgardia* 24:383-409.
- Nybacka, K. 1980. Rapport om vattenkvaliteten i Lappfjärds å Isojoki enligt biotiska index och kemisk-fysikaliska parametrar. *Vaasan vesipiiri. Moniste.* 75 s.

- Nyman, C. 1983. Perhonjoen keski- ja alaosan koskien pohjaeläimistö vuosina 1981-1982. Kokkolan vesipiiri.- Moniste. 43 s.
- Nyman, C., Anttila, M.-E., Lax, H.-G. & Sarvala, J. 1986.- Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana. Vesihallituksen Tiedotus .
Vesihallitus 1980. Koski-inventointi. Vesihallituksen Tiedotus 188. 310 s.
- Virta, P. 1985. Gemensam kontroll av foderkök 1984. Del II: Kontroll av recipient. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. Moniste.
- Wellinghorst, R. 1982. Makroskopische Wirbellosenfauna des Süßwassers. UB 68:28-30.

VESISTÖ		KUNTA									
NÄYTTEENOTTOPAIKAN NIMI		KOORDINAATIT GRID °E									
PÄIVÄMÄÄRÄ, KELLONAIKA		ILMAN LÄMPÖTILA PILVISYYS C /8									
ARVIOITU VIRTAAAMA TAI VEDENKORKEUS		TUULEN NOPEUS TUULEN SUUNTA M/S °									
VEDEN LÄMPÖTILA NÄKÖSYVYYS VEDEN VÄRI C DM		SAMEUS <input type="checkbox"/> VÄHÄINEN <input type="checkbox"/> KOHTALAINEN <input type="checkbox"/> VOIMAKAS									
UOMAN LEVEYS JA MUOTO											
RANTOJEN KASVILLISUUS				RANTAKASVILLISUUDEN VARJOSTUS KESKELLÄ PÄIVÄÄ KESÄLLÄ <input type="checkbox"/> <30 % <input type="checkbox"/> 30-70 % <input type="checkbox"/> >70 % UOMAN PINTAALASTA							
MUUT HAVAINNOT (RUOPPAUKSET, PADOT, JÄTEVESIPÄÄSTÖT Y.M.)											
NÄYTTEENOTTOVÄLINE SEULAN SILMÄKOKO NÄYTEALA NÄYTTEENOTTOAIKA											
MUUT METODISET HUOMAUTUKSET											
NÄYTE NUMERO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
VESISYVYYS M											
VEDEN VIRTAAUSNOPEUS M/S MITTAUSYVYYS M											
POHJAN LAATU VALLITSEVA O ESIINTYY X	LOHKAREITA										
	KIVIÄ										
	SORA										
	HIEKKA-HIETA										
	HIESU-SAVI										
	LIEJU										
	KARIKE										
VESIKAS- VILLISUUDEN PEITTÄVYYS %	RAUTASAOSTUMIA										
	MAKROLEVIÄ										
	VESISAMMALEITA										
	VEDENALAISIA SIEMENKASVEJA										
	ILMAVERSOISIA SIEMENKASVEJA JÄTEVESISIENI										

NÄYTTEENOTTAJA

KARTTALUONNOS KÄÄNTÖPUOLELLA

