

**Pro gradu -tutkielma**

**Pohjanmaan jokien koskikalastoon vaikuttavat  
ympäristötekijät sekä kalaston erot luonnontilaisten ja  
muutettujen koskien välillä**

**Janne Myntti**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

17.10.2005

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Kalabiologia ja kalatalous

MYNTTI JANNE, V.: Pohjanmaan jokien koskikalastoon vaikuttavat ympäristötekijät sekä kalaston erot luonnontilaisten ja muutettujen koskien välillä

Pro gradu: 27 s. + liitteet 2 s.  
Työn ohjaaja: FT Heikki Hämäläinen  
Tarkastajat: FT Juha Karjalainen, FT Heikki Hämäläinen  
Lokakuu 2005

---

Hakusanat: kalayhteisö, virtavedet, biologinen tila-arviointi, jokityypittely

## TIIVISTELMÄ

Euroopan yhteisön (2000) vesipolitiikan puitedirektiivi asettaa haasteita Suomen pintavesien kalastoperustaisen tila-arvioinnin kehittämiseksi. Toimivan tila-arviointimenetelmän luominen edellyttää kalastoon vaikuttavien ympäristötekijöiden tuntemista. Tässä tutkimuksessa on pyritty selvittämään koskipaikkojen kalastoon vaikuttavia ympäristötekijöitä sekä kalaston eroja muutettujen ja luonnontilaisten vertailukoskien välillä. Tutkimuskohteina oli 24 sähkökalastettua koskipaikkaa Pohjanmaalla. Tarkasteltavat ympäristötekijät kuvasivat tutkimuskohteiden valuma-alueita, vedenlaatua ja paikallisia ominaisuuksia.

Tutkimuskohteiden väliset erot kalayhteisökoostumuksessa selittyivät parhaiten vedenlaatua (kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja pH-minimi) ja paikallisia olosuhteita (syvyys ja virrannopeus) kuvaavilla tekijöillä. Nollavuotiaiden taimenten osuutta kuvaavan regressiomallin ( $R^2=0,60$ ) mukaan nollavuotiaiden taimenten osuus kasvoi valuma-alueen koon ja turvemaasuuden pienentyessä. Herkkien lajien osuutta ( $R^2=0,16$ ) ja lajilukumäärää ( $R^2=0,21$ ) kuvaavissa regressiomalleissa ilmeni käänteinen yhteys kokonaisfosforin kanssa. Särkikalojen osuus ei ollut yhteydessä mihinkään tutkittuun ympäristötekijään ( $p>0,05$ ).

Kalayhteisökoostumus erosi selvästi pienten jokien (valuma-alue 10–100 km<sup>2</sup>) vertailupaikkojen ja ainoan muutetun paikan välillä. Keskikokoisissa joissa (valuma-alue 100–1000 km<sup>2</sup>) vertailupaikkojen kalayhteisökoostumus erosi selvästi useimmista muutetuista paikoista. Suurissa joissa (valuma-alue 1000–10 000 km<sup>2</sup>) ei aineistossa ollut vertailukohteita. Suomen virtavesien kalastoperustaiseen tila-arviointiin kehitettyjen indeksimuuttujien arvot erosivat muutettujen ja vertailupaikkojen välillä sekä pienissä että keskikokoisissa joissa. Muutettujen ja vertailupaikkojen välinen ero havaittiin erityisesti muutettujen paikkojen vähäisempinä herkkien lajien osuuksina.

Tulokset tukevat T. Vehasen & T. Sutelan julkaisemattoman tutkimuksen tuloksia tarkasteltujen indeksimuuttujien herkkyydestä ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille. Vesipolitiikan puitedirektiivin soveltamiseen ehdotettu jokityypittely (Pilke ym. 2002) vaikutti kalastoperustaisessa tila-arvioinnissa pääpiirteittäin toimivalta. Paikallisten ympäristötekijöiden vaikutus on kuitenkin perusteltua huomioida erityisesti näytteenoton suunnittelussa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Fish Biology and Fisheries

MYNTTI JANNE, V.: Environmental factors affecting the stream fish community in Ostrobothnia and differences in the community between pristine and human impacted riffles.

Master of Science Thesis: 27 p. + ap 2 p.

Supervisor: PhD Heikki Hämäläinen

Inspectors: PhD Juha Karjalainen, PhD Heikki Hämäläinen

October 2005

---

Key Words: fish community, streams, biological assessment, river typology

## ABSTRACT

The water framework directive of the European Community (2000) challenges the development of fish-based ecological assessment of Finnish surface waters. Creating a viable method for ecological assessment requires an understanding of the different environmental factors affecting the fish community. In this study, those factors have been investigated, as well as the differences in the fish community between human impacted and pristine reference stream riffles. Fish data were collected by electrofishing from 24 riffles located in Ostrobothnia. Environmental data consisted of drainage area, water quality and local microhabitat characteristics.

Differences in the fish community structure between study sites were best explained by water quality (total phosphorus, total nitrogen and pH-minimum) and microhabitat (water velocity and depth) characteristics. A regression model describing the proportion of age-0 brown trout individuals ( $R^2=0,60$ ) exhibit negative linkage on size of drainage area and percentage of peat land in the drainage area. Regression models describing the proportion of sensitive species individuals ( $R^2=0,16$ ) and the number of species ( $R^2=0,21$ ) show negative association with total phosphorus. The proportion of cyprinid individuals was not associated with any of the studied environmental factors ( $p>0,05$ ).

The fish community structure differed clearly between reference sites and one present impact site in small rivers (drainage area 10–100 km<sup>2</sup>). In middle-sized rivers (drainage area 100–1000 km<sup>2</sup>) the fish community structure in reference sites was clearly different from most of the impact sites. There were no reference sites in large rivers (drainage area 1000–10 000 km<sup>2</sup>). The index variables developed for fish-based ecological assessment of Finnish rivers diverged between impact and reference sites in small and middle-sized rivers. Differences between impact and reference sites were most evident in amounts of sensitive species individuals, generally lower in the impact sites.

The results support unpublished research by T. Vehanen & T. Sutela in showing the function of the index variables as indicators of anthropogenic modification of Finnish rivers. A Finnish draft of river typology (Pilke et. al. 2002) applied for water framework directive appeared functional in fish based ecological assessment. Local microhabitat characteristics should nevertheless be taken into account, particularly in the elaboration of fish sampling methods.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	5
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	6
2.1. Tutkimuskohteet .....	6
2.2. Kala-aineisto .....	8
2.3. Ympäristömuuttujat .....	8
2.3.1. Vedenlaatu .....	8
2.3.2. Paikalliset ympäristömuuttujat .....	9
2.3.3. Valuma-alueen ympäristömuuttujat .....	9
2.4. Tilastolliset menetelmät .....	10
2.4.1. Regressioanalyysi .....	10
2.4.2. Pääkomponenttianalyysi .....	11
2.4.3. Epämetrinen moniulotteinen pisteytys .....	11
<b>3. TULOKSET</b> .....	12
3.1. Kalayhteisökoostumuksen vaihtelu muutettujen ja vertailupaikkojen välillä .....	12
3.2. Indeksimuuttujien vaihtelu muutettujen ja vertailupaikkojen välillä .....	14
3.3. Pääkomponenttianalyysi .....	16
3.4. Kalayhteisökoostumuksen yhteys ympäristötekijöihin .....	17
3.5. Indeksimuuttujien yhteys ympäristötekijöihin .....	19
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	19
4.1. Kalaston erot muutettujen ja vertailupaikkojen välillä – indeksimuuttujien toimivuus tila-arvioinnissa .....	19
4.2. Kalaston vaihtelua selittävät ympäristötekijät – tyypittelyn toimivuus tila- arvioinnissa .....	22
<b>Kiitokset</b> .....	24
<b>Kirjallisuus</b> .....	25
<b>Liitteet</b>	

## 1. JOHDANTO

Euroopan yhteisön vesipolitiikan puitedirektiivi lisää biologisten tekijöiden merkitystä vesien tilaluokittelussa ja suojelussa (Euroopan yhteisö 2000). Tavoitteena on saavuttaa Euroopan yhteisön alueen kaikkien pintavesimuodostumien hyvä ekologinen ja kemiallinen tila sekä pohjavesien hyvä määrällinen ja kemiallinen tila vuoden 2015 loppuun mennessä. Direktiivin mukainen pintavesien tila-arviointi perustuu tyyppittelyyn, joka jakaa järvet ja joet niiden luontaisten ominaisuuksien mukaan samankaltaisiin ryhmiin eli tyyppisiin. Luonnontila, jota tila-arvioinnissa käytetään vertailukohtana, määritellään tyyppikohtaisesti. Pintavesien tilaa tullaan arvioimaan ensisijaisesti biologisten tekijöiden perusteella. Tila-arvioinnissa käytettävät eliöryhmät ovat vesikasvit, planktonlevät, pohjaeläimet ja kalat. Kalojen osalta tutkittavia tekijöitä ovat kalaston koostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne. Vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteet asettavat haasteita Suomen pintavesien kalastoperustaisen tila-arvioinnin kehittämiseksi.

Joet ovat heterogeenisiä ja hierarkkisia kokonaisuuksia, joissa kalojen esiintymiseen vaikuttavat monet fysikaaliset, kemialliset ja biologiset tekijät. Jokisysteemissä laajemman mittakaavan tekijät asettavat rajat niiden sisällä vaikuttaville pienemmän mittakaavan tekijöille (Rabeni & Sowa 1996). Luonnollinen jokisysteemi muuttuu siirryttäessä joen latvoilta pitkäikäisyydessä kohti joen purkupistettä (Vannote ym. 1980). Yleisesti kalalajien lukumäärä kasvaa korkeuden laskiessa sekä vedenlämpötilan ja joen koon kasvaessa (Welcomme 1985, Mebane ym. 2003). Monimuotoinen elinympäristö tarjoaa monille lajeille soveltuvia elinympäristöjä ja ruokailumahdollisuuksia ja pystyy ylläpitämään suurta lajimäärää (Gorman & Karr 1978, Washington 1984). Kalojen elinympäristövaatimuksia tarkasteltaessa on keskeistä erottaa ne tekijät, jotka rajoittavat lajien esiintymistä, niistä tekijöistä, jotka vaikuttavat ensisijaisesti yksilöiden paikalliseen jakautumiseen. Monien ympäristötekijöiden merkitys lajien esiintymiseen ja määrään on riippuvainen tarkastelun mittakaavasta (Fausch ym. 1994).

Ihmistoiminnan aiheuttamat paineet yhdistyvät luonnonolojen normaaliin vaihteluun, minkä vuoksi luonnontilaisuuden määrittäminen on usein vaikeata ja vaatii tarkasteltaviin eliöryhmiin vaikuttavien ympäristötekijöiden laaja-alaista tuntemista. Suomessa tehdyt virtavesikalajien elinympäristön käyttöä kuvaavat tutkimukset koskevat lähinnä lohta, taimenta ja harjusta. Simppujen ja muiden taloudellisesti vähempiarvoisten virtavesien kalalajien elinympäristön käytöstä Suomen olosuhteissa on vain vähän julkaistua tietoa (Huusko ym. 2003). Myös virtavesikalajien herkkyydestä ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille on vähän tietoa. Suomen kalalajisto on jääkauden jäljiltä pieni verrattuna esimerkiksi Pohjois-Amerikan vesien kalalajistoon, eikä ympäristön muutoksille herkkiä indikaattorilajeja ole Suomessa runsaasti.

Kalastoperustaisia ekologisen tila-arvioinnin indeksejä on kehitetty viime vuosina ahkerasti Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa (esim. Appelberg ym. 2000, Oberdorff ym. 2001, Mebane ym. 2003). Ekologisen tilan arviointiin kehitetyt indeksit yhdistävät useista biologisista muuttujista saatua tietoa yksittäiseksi arvoksi, minkä perusteella tutkittavan paikan ekologista tilaa voidaan arvioida. Toimivan indeksin luomisen kynnyskysymys on oikeiden mitattavien muuttujien löytäminen (Karr 1999). Muuttujien tulee olla ekologisesti mielekkäitä ja tulkinnallisesti selkeitä. Elinolosuhteiden maantieteellisestä vaihtelusta johtuen ovat biologisiin muuttujiin perustuvat indeksit aina paikkakohtaisia. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos on kehittänyt kalastoperustaista virtavesien tila-arviointimenetelmää Suomen olosuhteisiin sopivaksi (T. Vehanen & T. Sutela julkaisematon).

Tässä työssä pyritään selvittämään (1) onko kalayhteisökoostumuksessa ja virtavesien ekologista tilaa kuvaavien indeksimuuttujien arvoissa eroja ihmistoiminnan muuttamien ja luonnontilaisten koskien välillä. (2) Lisäksi selvitetään miten tutkitut ympäristötekijät selittävät kalayhteisökoostumuksen ja indeksimuuttujien vaihtelua. Tutkimus antaa tietoa sekä kehitetyn tila-arviointimenetelmän (T. Vehanen & T. Sutela julkaisematon) että ehdotetun jokityypittelyn (Pilke ym. 2002) toimivuudesta kalastoperustaisessa tila-arvioinnissa. Ehdotettu jokityypittely perustuu yksinomaan valuma-alueen muuttujiin (geologia, koko ja korkeus merenpinnasta), minkä vuoksi paikallisten ympäristötekijöiden vaikutuksen ymmärtäminen on tärkeää tila-arvioinnin luotettavuuden kannalta. Tunnettaessa kalayhteisön tavat vastata elinympäristön luonnolliseen vaihteluun voidaan arvioida varsinaisia ihmistoiminnasta aiheutuneita muutoksia.

Tämä työ on osa Länsi-Suomen ympäristökeskuksen, Jyväskylän yliopiston ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen yhteistyöhanketta, jossa pyritään jokien biologisen tila-arvioinnin ja seurannan kehittämiseen sekä testaamiseen. Hanke perustuu samoista tutkimuskohteista kerättyjen eri eliöryhmien (kalat, pohjaeläimet, vesisammalet ja alustoihin tarttuvat levät) aineistoihin. Tutkimuskohteet ovat koskipaikkoja, joiden oletetaan toimivan avainympäristöinä tarkasteltaessa koko jokisysteemin ekologista tilaa. Hankkeeseen liittyen on tähän mennessä valmistunut Heli Lassilan (2004) pro gradu -tutkielma vesisammal- ja vesiperhosmenetelmien soveltuvuudesta maankäytön vesistövaikutusten arvioinnissa Pohjanmaan jokivesistöissä. Hanke tukee kokonaisuudessaan vesipolitiikan puitedirektiivin kansallista valmistelua.

## **2. AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **2.1. Tutkimuskohteet**

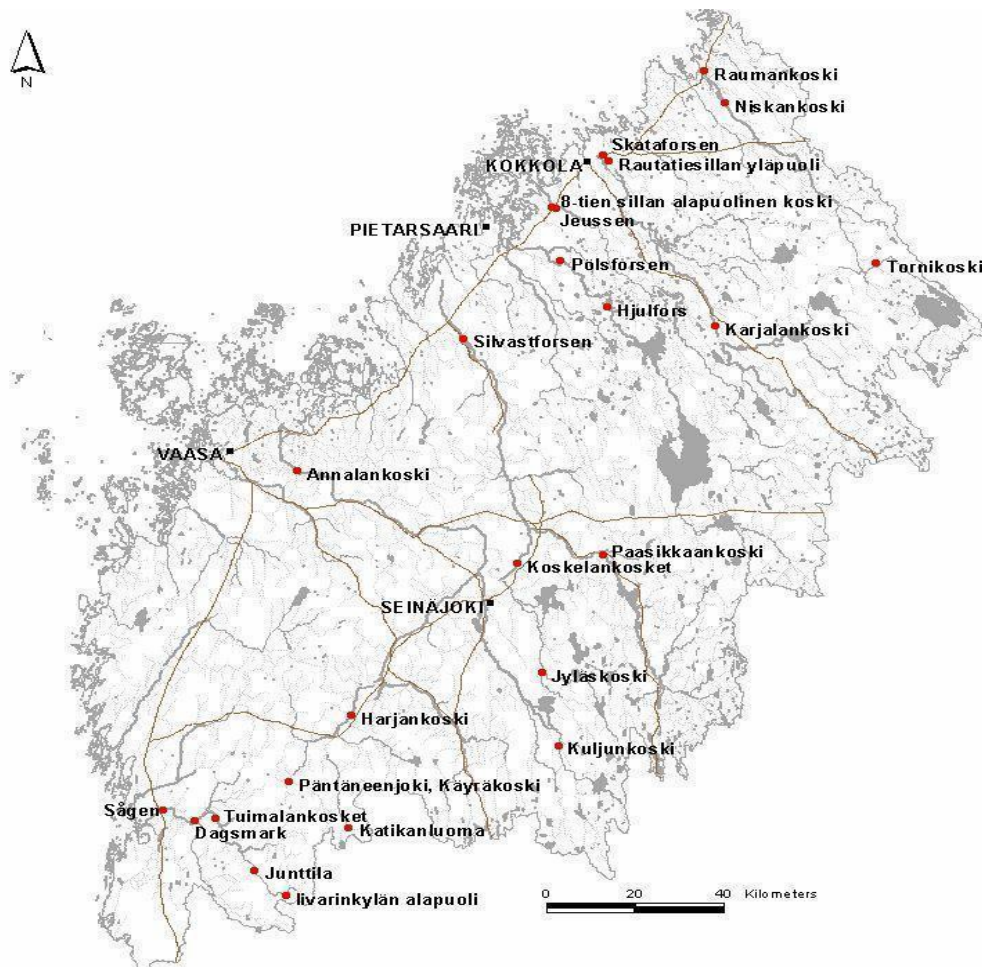
Tutkimuskohteina oli 24 koskipaikkaa Etelä-Pohjanmaan, Keski-Pohjanmaan ja Pohjanmaan maakuntien alueilla (liite 1). Pohjoisin kohde (Lestijoen Raumankoski; 64° 06 P, 23° 65 I) sijaitsee Himangalla ja eteläisin tutkimuskohde (Isojoen Iivarinkylän alapuolinen koski; 62° 07 P, 22° 07 I) Isojoella (Kuva 1). Tutkimuskohteiden valinnan teki Länsi-Suomen ympäristökeskus. Valinta perustui jokityypittelyyn siten, että paikat edustavat Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella (Kuva 1) olevia humuspitoisia alavan maan eri valuma-aluekokoluokkien jokityyppejä (Pilke ym. 2002). Tutkimuskohteisiin kohdistuu Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen jokien keskeisimmät ympäristöpaineet: rehevöityminen, happamuus ja vesirakentaminen. Paikkojen valinnassa on otettu huomioon myös se, että ne sisältävät ihmistoiminnan voimakkaasti muuttaneita ja muuttamattomia paikkoja.

Pohjanmaan jokien valuma-alueilta tulee orgaanista hajakuormitusta maatalouden vaikutuksesta ja pistekuormitusta metsäojitusten seurauksena, mitkä aiheuttavat usein rehevöitymistä. Happamuus on usein jatkuva ongelma erityisesti jokivesistöjen alaosissa valuma-alueiden alunamaiden johdosta (Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri 1991, Murtoniemi 1997, Savea-Nukala ym. 1997, Lax ym. 1998). Alunamaiden aiheuttama happamuus ja metallien huuhtoutuminen ovat humushappamuutta vakavampi ongelma, sillä humus kykenee kompensoimaan haittavaikutuksia sitomalla metalleja itseensä (Kedziorek & Bourg 1996, Ledin ym. 1996).

Tutkimuskohteet ryhmiteltiin jokityyppeihin vesipolitiikan puitedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) soveltamiseen ehdotetun tyypittelyn B-järjestelmän (Pilke ym. 2002) mukaan (liite 1). Yhtä poikkeusta lukuun ottamatta kohteet jakautuivat

humuspitoisiin alavan maan eri kokoluokkien jokityyppeihin (turvemaan osuus yli 25 % valuma-alueen kokonaispinta-alasta ja korkeus merenpinnasta alle 200 m). Poikkeuksena oli geologiaaltaan poikkeava vähähumoosisten alavan maan suurten jokien tyyppiin kuuluva Lapuanjoen Paasikkaankoski (liite 1). Tyypittelyn mukaan tutkimuskohteet jakautuivat kolmeen valuma-alueen perusteella jaettuun kokoluokkaan (pienet 10–100 km<sup>2</sup>, keskikokoiset 100–1000 km<sup>2</sup> ja suuret 1000–10 000 km<sup>2</sup>). Pienimmässä kokoluokassa oli kolme luonnontilaista vertailupaikkaa ja yksi muutettu paikka. Keskikokoisten jokien kokoluokassa oli kolme vertailupaikkaa ja kuusi muutettua paikkaa. Suurimmassa kokoluokassa oli yksitoista muutettua paikkaa, muttei yhtään vertailupaikkaa. Luonnontilaa edustavat vertailupaikat määritettiin asiantuntija-arvion perusteella (Länsi-Suomen ympäristökeskuksen henkilökunta).

Jokaisessa tutkimuskohteessa rajattiin yksi 150 m<sup>2</sup>:n kokoinen koeala. Koeala pyrittiin valitsemaan siten, että se oli mielekkäästi sähkökalastettavissa ja että se edusti mahdollisimman hyvin kyseistä koskialuetta. Koealalta kerättiin kala-aineisto ja kosken morfologiaa, virtausnopeutta ja kasvillisuutta kuvaavat muuttujien arvot. Syksyllä 2004 esiintyneistä korkeista vedenkorkeuksista johtuen koealat sijaitsivat tyypillisesti rannan läheisyydessä ja sen suuntaisesti.



Kuva 1. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alue ja tutkimuskohteiden sijainti.

## 2.2. Kala-aineisto

Kala-aineisto kerättiin 1.9.–14.10.2004 sähkökalastamalla. Kalastukset ajoittuivat syksyyn, koska tällöin keväällä ja alkukesällä kuoriutuneet kalanpoikaset olivat kasvaneet pyyntikokoisiksi. Kala-aineisto perustui vakioidun pyyntiponnistuksen tuottamaan yksikkösaaliin määrään. Sähkökalastukset tehtiin yhden poistopyynnin menetelmällä 150 m<sup>2</sup>:n koealalta. Tulosten vertailukelpoisuus pyrittiin varmistamaan vakioimalla kalastuksen toteutus. Sähkökalastajana toimi muutamaa kohdetta lukuun ottamatta sama henkilö, sillä sähkökalastuksen tehokkuus riippuu aina kalastajasta (Bohlin ym. 1989). Lisäksi kalastukseen osallistui yksi haavimies.

Kalastus eteni järjestelmällisesti alavirrasta ylävirtaan päin. Kaikki saaliiksi saadut kalat mitattiin ja punnittiin, jonka jälkeen kalat vapautettiin. Sähkökalastus suoritettiin akkukäyttöisellä (IG–200–2) sähkökalastuslaitteella. Käytettävä jännite oli 800 V kaikissa tutkimuskohteissa ja teho 5 kW tai 10 kW paikan vedenlaadusta ja virtausolosuhteista riippuen.

Kalastorakennetta tarkasteltiin kaikkien lajien yksilömääriä kuvaavan kalayhteisökoostumuksen ja virtavesien biologista eheyttä kuvaavien indeksimuuttujien avulla. Indeksimuuttujien valinta perustui T. Vehasen ja T. Sutelan julkaisemattomaan tutkimukseen, jossa on kehitetty kalastoperustaista ekologisen tilan arviointimenetelmää Suomen virtavesiin. Tutkimus perustui Suomesta kerättyyn erityyppisiä jokia sisältävään laajaan sähkökalastusaineistoon. Testattavat indeksimuuttujat oli kyseisessä tutkimuksessa asetettu *a priori* ja niiden valinta indeksiin perustui niiden kykyyn erotella ihmistoiminnan muuttamia ja muuttamattomia paikkoja. Keskenään voimakkaasti korreloituneista indeksimuuttujista hyväksyttiin vain yksi. Ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille herkkien lajien valinta perustui Oberdorfin ja Hughesin (1992) tutkimukseen, jonka tuloksia oli muokattu Suomen virtavesiin sopiviksi.

Käytetyt indeksimuuttujat ovat 1) lajilukumäärä, 2) herkkien lajien (lohi, taimen, harjus, siika, made, hauki ja kivenuoliainen) yksilöiden osuus kokonaissaaliista, 3) särkikalojen yksilöiden osuus kokonaissaaliista ja 4) lohikalojen (taimen ja lohi) nollavuotiaiden yksilöiden osuus kokonaissaaliista. Tutkimuskohteissa ei esiintynyt lohta, joten viimeksi mainittu indeksimuuttuja kuvaa ainoastaan nollavuotiaiden taimenten osuutta kokonaissaaliista. Nollavuotiaiksi taimeniksi laskettiin yksilöt joiden pituus oli alle 10 cm (Huusko ym. 2003).

## 2.3. Ympäristömuuttujat

### 2.3.1. Vedenlaatu

Vedenlaatutiedot kerättiin Suomen ympäristökeskuksen Hertta-tietokannasta. Paikkakohtaisten vedenlaatumuuttujien arvojen määrittämisessä käytettiin viimeisimmän viiden vuoden aineistoa (1.5.1999–31.7.2004). Tarkastellut vedenlaatumuuttujat olivat kokonaisfosfori, kokonaistyyppi sekä pH:n keskiarvo ja minimi. Kaikki vedenlaatumuuttujat kattavia vedenlaatutietoja oli käytössä 19 paikasta (Taulukko 2, liite 1). Ajallisesti aineisto oli hyvin epätasaisesti jakautunut ja ainoastaan elokuulta oli havaintoja kaikista tarkastelluista vedenlaatumuuttujista.

Kokonaisfosfori ja -typpi sekä pH-keskiarvo laskettiin elokuun kaikkien havaintojen keskiarvona. Happamuusjaksoja kuvaava pH-minimi määritettiin toukokuun ja lokakuun väliseltä ajalta. Aineiston ajallisesta epäyhtenäisyydestä johtuen pH-minimiarvojen määrittämisessä käytettiin pelkistettyä aineistoa, johon valittiin satunnaisesti korkeintaan kaksi näytetekertaa tarkastellun ajanjakson jokaista kuukautta kohden. Aineisto oli vielä



tämänkin jälkeen ajallisesti epätasaisesti jakautunut. Kuitenkin niissä paikoissa, joissa happamuusjaksoja tiettävästi esiintyy, oli varsin kattava aineisto koko tarkastelujakson ajalta.

### 2.3.2. Paikalliset ympäristömuuttajat

Paikalliset ympäristömuuttajat mitattiin sähkökalastetuilta koealoilta. Koealalle sijoitettiin tasavälein viisi poikkileikkauslinjaa, joihin kuhunkin arvottiin satunnaisluku- taulukon avulla kaksi näyteruutua (koko 0,5 m × 0,5 m). Satunnaistamalla ruutujen sijainti tasavälein sijoittuville poikkileikkauslinjoille pyrittiin saamaan mahdollisimman edustava ja satunnaistettu otos koealan ympäristömuuttujista. Poimituista kymmenestä ruudusta mitattiin syvyys, virrannopeuden keskiarvo, pohjan kivikokoluokkien peittävyysien suhteelliset osuudet ja vesisammalpeittävyys. Ruudut rajattiin pohjaan asetettavan metallikehikon avulla. Lisäksi määritettiin vesikasvien peittävyys koko koealalla. Syvyyden, keskimääräisen virrannopeuden ja vesisammalpeittävyysien suhteen käytettiin tilastollisissa analyyseissä kymmenen mittauksen aritmeettista keskiarvoa (Taulukko 2).

Syvyys ja keskimääräinen virrannopeus mitattiin keskeltä ruutua. Keskivirrannopeus mitattiin syvyydeltä, joka oli 0,6 × kokonaissyvyys. Pohjan raekoon ja vesisammalten peittävyysien arviointi tehtiin vesikiikarin avulla. Pohjan raekokoluokkien peittävyysien suhteelliset osuudet määritettiin Wentworthin (1922) asteikkoon perustuen (Taulukko 1).

Taulukko 1. Pohjan raekoon arvioinnissa käytetty asteikko (Wentworth 1922). Partikkelin läpimitta on ilmoitettu millimetreinä.

Pohjan raekokoluokat										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
luokkaväli	<1	1–2	2–4	4–8	8–16	16–32	32–64	64–128	128–256	>256
luokkavälin keskiarvo	0,5	1,5	3	6	12	24	48	96	192	384

Pohjan raekoolle laskettiin kymmenestä mittauksesta Lotspeichin ja Everestin (1981) mukaan paikkakohtainen geometrinen keskiarvo kaavalla:

$$d_g = \{d_1^{w1} \times d_2^{w2} \dots \times d_n^{wn}\}$$

missä,

$d_g$  = pohjan raekoon geometrinen keskiarvo

$d$  = raekokoluokan luokkavälin keskiarvo

$w$  = raekokoluokan peittävyysosuuden keskiarvo näyteruuduilla

### 2.3.3. Valuma-alueen ympäristömuuttajat

Valuma-alueen ympäristömuuttajien arvot on määritetty osavaluma-alueiden (Ekholm 1993) purkupisteiden arvojen perusteella (Taulukko 2, liite 1). Tyypittelyehdotuksen mukaista valuma-alueiden kokoluokkajaottelua varten on jokaisen paikan kokoluokka tarkastettu vielä erikseen karttapohjan ja tarvittaessa ArcView-ohjelman avulla (liite 1). Valuma-alueen korkeus merenpinnasta määritettiin Maanmittauslaitoksen (2004a) Suomen digitaalisen korkeusmallin (DEM 25m) perusteella. Valuma-alueen turvemaanosuus on määritetty yhdistettyjen turve- ja peltoalueiden (olettaen pellot alun perin turvemaiksi) osuuksien perusteella Maanmittauslaitoksen (2004b) maankäyttö ja puustotulkinta -tietokannasta.

Taulukko 2. Tutkimuskohteista mitattujen ympäristömuuttujien keskiarvot ja vaihteluvälit.

Muuttuja	Keskiarvo	Min.	Max.
N=24			
Yläpuolisen valuma-alueen koko (km <sup>2</sup> )	1293	88	4833
Yläpuolisen valuma-alueen turvemaaosuus (%)	36	21	51
Korkeus merenpinnasta (m)	51	0	115
Keskimääräinen virranopeus (m s <sup>-1</sup> )	0,41	0,06	0,73
Syvyys (cm)	30	18	40
Pohjan kiviaineksen geometrinen keskiarvo (mm)	155	24	317
Vesisammalten peittävyys (%)	46	0	98
Vesikasvien peittävyys (%)	9	0	40
N=19			
pH-minimi	5,9	4,7	6,8
pH-keskiarvo	6,8	6,4	7,1
Kokonaisfosfori (µg l <sup>-1</sup> )	65	11	107
Kokonaistyppeä (µg l <sup>-1</sup> )	820	383	1500

## 2.4. Tilastolliset menetelmät

Virtavesien ekologista tilaa kuvaavien indeksimuuttujien eroja muutettujen ja vertailupaikkojen välillä erikokoisissa joissa (N=24) tarkasteltiin viiksilaatikoiden avulla. Eroja voitiin tarkastella ainoastaan pienten ja keskikokoisten jokien osalta, sillä suurimman valuma-aluekokoluokan vertailupaikat puuttuivat aineistosta. Kalayhteisökoostumuksen eroavaisuutta muutettujen ja vertailupaikkojen välillä erikokoisissa joissa (N=22) tutkittiin epämetrisen moniulotteisen pisteytyksen (Non-metric Multidimensional Scaling, NMS) avulla. Kaksi paikkaa jouduttiin jättämään analyysin ulkopuolelle, koska niistä ei saatu lainkaan kaloja.

Indeksimuuttujien yhteyttä tutkittuihin ympäristömuuttujiin tarkasteltiin monimuuttujaisella regressioanalyysillä (N=19). Osa paikoista jouduttiin jättämään regressioanalyysien ulkopuolelle puutteellisten vedenlaatutietojen johdosta. Kalayhteisökoostumuksen yhteyttä ympäristömuuttujista muodostettuihin pääkomponentteihin tutkittiin NMS - ordinaation avulla (N=17). Osa paikoista jouduttiin jättämään tämän analyysin ulkopuolelle puutteellisten vedenlaatutietojen tai kokonaan puuttuvien kala-havaintojen johdosta.

Pääkomponentti- ja regressioanalyysit tehtiin SPSS 12.0 -ohjelmistolla (SPSS Inc. 2003). Ordinaatiomenetelmiin käytettiin PC-ORD 4.0 -ohjelmistopakettia (McCune & Mefford 1999).

### 2.4.1. Regressioanalyysi

Regressiomallit muodostettiin erikseen jokaiselle indeksimuuttujalle. Analyysissä käytettiin selittävien muuttujien askeltavaa (stepwise) valintaa. Menetelmä ottaa malliin mukaan selittäviä muuttujia siinä järjestyksessä, missä ne kasvattavat mallin selitystasetta. Muuttujien sisällyttäminen malliin päättyy saavutettaessa valittu merkitsevyystaso ( $p > 0,05$ ) (Ranta ym. 2002). Selittävien muuttujien välisiä korrelaatioita tarkasteltiin Pearsonin korrelaatiokertoimen ( $r$ ) avulla. Malliin tarjottiin kaikkia taulukon 2 muuttujia kokonaistyppeä lukuun ottamatta. Kokonaistyppeä oli voimakkaasti korreloitunut kokonaisfosforin kanssa (Pearsonin  $r = 0,82$ ).

Regressioanalyysin oletukset kohdistuvat ensisijaisesti jäännöksiin sekä selitettävän ja selittävien muuttujien välisiin suhteisiin. Selittävien muuttujien oletetaan vaikuttavan selitettävään muuttujaan lineaarisesti sekä niiden vaikutuksen olevan additiivinen. Jäännökset oletetaan keskenään riippumattomiksi, niiden varianssit samansuuruisiksi ja jakaumat normaaleiksi. Jäännösten normaalisuutta tarkasteltiin histogrammien avulla. Jäännösten riippumattomuutta ja varianssien samansuuruisuutta tarkasteltiin sirontakuvioiden perusteella. Selitettävänä muuttujina olleille indeksimuuttujille tehtiin suhdelukuina laskettujen muuttujien jakauman normaalisuutta parantava arcsin-muunnos (Ranta ym. 2002). Regressioanalyysin oletuksien toteutumisen parantamiseksi tehtiin selittäville muuttujille tarvittaessa logaritmuunnos  $\ln(x + 1)$ .

#### 2.4.2. Pääkomponenttianalyysi

Pääkomponenttianalyysissä (Principal Component Analysis) alkuperäisistä muuttujista muodostetaan uusia muuttujia, ns. pääkomponentteja. Pääkomponentit ovat alkuperäisistä muuttujista muodostuneita keskenään korreloimattomia lineaarikombinaatioita (Ranta ym. 2002). Parhaimmillaan pääkomponenttianalyysi tiivistää suuren määrän yksittäisten muuttujien tietoa mielekkäästi tulkittaviksi komponenteiksi, kuten esim. vedenlaatukomponentiksi (Eklöv ym. 1999). Komponentiksi valinnan ehtona oli, että ominaisarvo (eigenvalue) oli suurempi kuin yksi. Pääkomponenttianalyysissä käytettiin varimax-rotatiota komponenttien tulkintojen selkeyttämiseksi. Osalle ympäristömuuttujista tehtiin aineistossa esiintyneiden poikkeavien havaintojen vuoksi logaritmuunnos  $\ln(x + 1)$ .

#### 2.4.3. Epämetrinen moniulotteinen pisteytys

Menetelmän tarkoituksena on sijoittaa paikkapisteet pelkistettyyn ordinaatioakselistoon siten, että ero alkuperäisen p-ulotteisen (lajien lukumäärä) etäisyysmatriisiin ja supistetun k-ulotteisen (ordinaatioakselien lukumäärä) etäisyysmatriisiin välillä on mahdollisimman pieni (McCune & Mefford 1999). Tämän päämäärän toteutumista kuvataan stressin avulla. Muodostunut ordinaatio kuvaa tutkimuskohteiden välisiä yhteisökoostumusten eroja. NMS - ordinaatiolla on muihin ordinaatiomenetelmiin nähden se etu, että se perustuu etäisyyksien järjestyslukuihin eikä absoluuttisiin etäisyyksiin. Näin NMS sopeutuu aineistoille, jotka eivät jakaudu normaalisti (McCune & Mefford 1999). Kaikissa NMS - ajoissa käytettiin Sørensenin etäisyysmittaa. Lajiaineistolle tehtiin jakauman epätasaisuudesta johtuen logaritmuunnos  $\log(x + 1)$ .

NMS - esiajo suoritettiin satunnaisesta lähtökoordinaatista, askeltaen kuudesta yhteen ulottuvuuteen (instabiliteetin kynnyks 0,0001; 300 iteraatiota stabiliteetin saavuttamiseksi ja 50 ajoa varsinaisella aineistolla). Muodostuneiden ulottuvuuksien merkitsevyyttä tutkittiin Monte Carlo -testillä (100 ajoa). NMS:n muodostamien ulottuvuuksien määrän optimaalisuutta tarkasteltiin vielä stressin vaihtelua kuvaavan vieremäkuvan avulla. Lopullinen ajo tehtiin valitulla optimaalisella ulottuvuuksien määrällä, käyttäen esiajon konfiguraatiota lähtökoordinaatteina soveltuvimman ordinaatiotuloksen löytämiseksi ja lisäämällä varimax-rotatio tulkinnan helpottamiseksi. NMS:n tuloksen soveltuvuutta varsinaiseen aineistoon tarkasteltiin ordinaatiotuloksen etäisyyksien ja alkuperäisen p-ulotteisen tilan etäisyyksien välisen korrelaation avulla. Molemmissa NMS - analyyseissa (N=17 ja N=22) käytettiin esi- ja loppuajoissa edellä mainittuja asetuksia.

Laji- ja paikkapisteiden sijoittumista ordinaatiossa tarkasteltiin erillisten kuvien perusteella. Lajipisteiden sijoittuminen perustuu paikkapisteiden lajien runsauksilla painotettuihin keskiarvoihin. Muodostuneen konfiguraation päälle sijoitettiin

pääkomponentteja kuvaavat vektorit, joiden suunnan ja pituuden perusteella voitiin tarkastella pääkomponenttien korrelaatiota paikka- ja lajipisteiden konfiguratioon. Vektori muodostaa hypotenuusan suorakulmaiselle kolmiolle, jonka molemmat sivut ovat verrannollisia pääkomponentin ja akselien väliseen korrelaatioon (McCune & Mefford 1999).

### 3. TULOKSET

#### 3.1. Kalayhteisökoostumuksen vaihtelu muutettujen ja vertailupaikkojen välillä

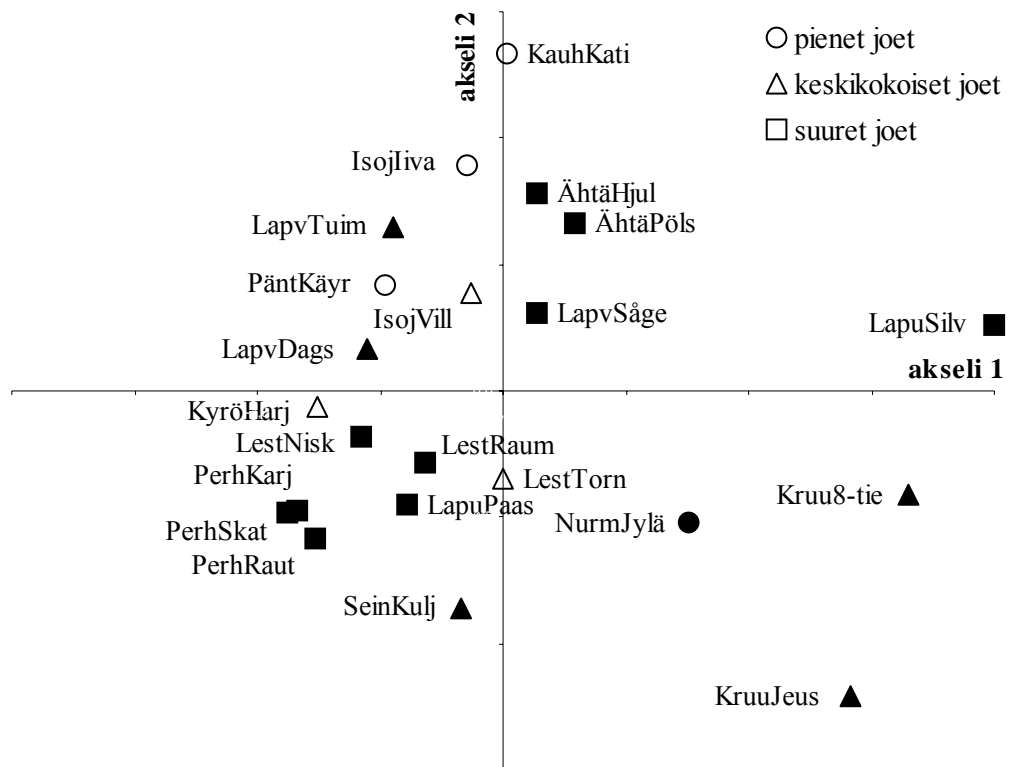
Kalayhteisökoostumuksen vaihtelua muutettujen ja vertailupaikkojen välillä kuvaavassa ensimmäisessä NMS - ordinaatioanalyysissä mukana olleiden paikkojen (N=22) kalasto koostui 11 lajista, joiden lisäksi esiintyi nahkiaista (Kuvat 2a ja 2b, liite 2). Nahkiaista tarkastellaan tässä tutkimuksessa yhdessä kalalajien kanssa. Yleisin laji oli kivisimppu, jota esiintyi 18 paikassa. Taimenta (14 paikassa), kivenuoliaista (10 paikassa) ja madetta (7 paikassa) esiintyi myös yleisesti. Säynettä, ruutanaa, salakkaa ja nahkiaista esiintyi kutakin ainoastaan yhdessä paikassa. Yksikkösaaliiden määrät ja lajikohtaiset kokonaisyksilömäärät ovat kokonaisuudessaan liitteessä 2.

Kaksiulotteinen ratkaisu oli optimaalisin (lopullinen stressi 13,94; instabiliteetti 0,00055; Monte Carlo -testi esiajossa  $p < 0,01$ ). Useampien ulottuvuuksien lisääminen ei vähentänyt stressiä merkittävästi. Selitysasteet alkuperäisten etäisyyksien ja lopullisen 2-ulotteisen ratkaisun välillä olivat 61,8 % 1-akselille ja 25,8 % 2-akselille. Akselien kumulatiivinen selitysaste oli 87,5 %.

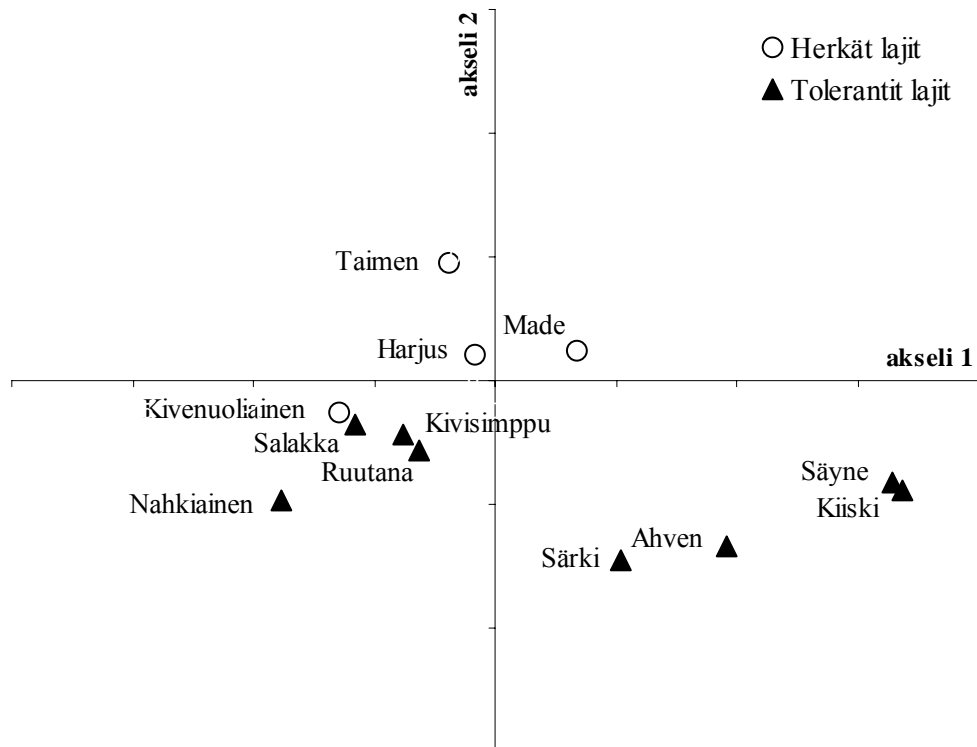
Pienten jokien ainoa muutettu paikka asettui kalayhteisökoostumuksen mukaan selvästi erilleen vertailupaikoista (Kuva 2a). Keskikokoisissa joissa muutetuksi luokiteltu Lapväärtinjoen Dagsmark erosi hyvin vähän vertailupaikoista, mutta muut muutetut paikat selvästi. Suurten jokien luonnontilaiset vertailupaikat puuttuivat, mutta muutetut kosket pääsääntöisesti erottuivat pienempien jokien vertailupaikoista. Kalayhteisökoostumuksen vaihtelu kunkin joen sisällä oli melko vähäistä.

Lajipisteiden ordinaatiokuvasta nähdään herkiksi luokiteltujen lajien esiintymisen olevan keskittynyttä vertailupaikoille (Kuva 2b). Oikealle sijoituvissa paikoissa (Kruunupyynjoen Jeussen ja 8-tien koski, sekä Lapuanjoen Silvastfors) esiintyi kiiskeä ja säynettä, joita ei havaittu muissa paikoissa (liite 2).

a)



b)



Kuva 2. Koskien NMS - ordinaatio (a) ja lajipisteiden sijainti ordinaatiotasossa (b) (N=22). Ihmistoiminnan muuttamat paikat ovat tummennettuina. Tutkimuskohteiden lyhenteiden selitykset ovat liitteessä 1.

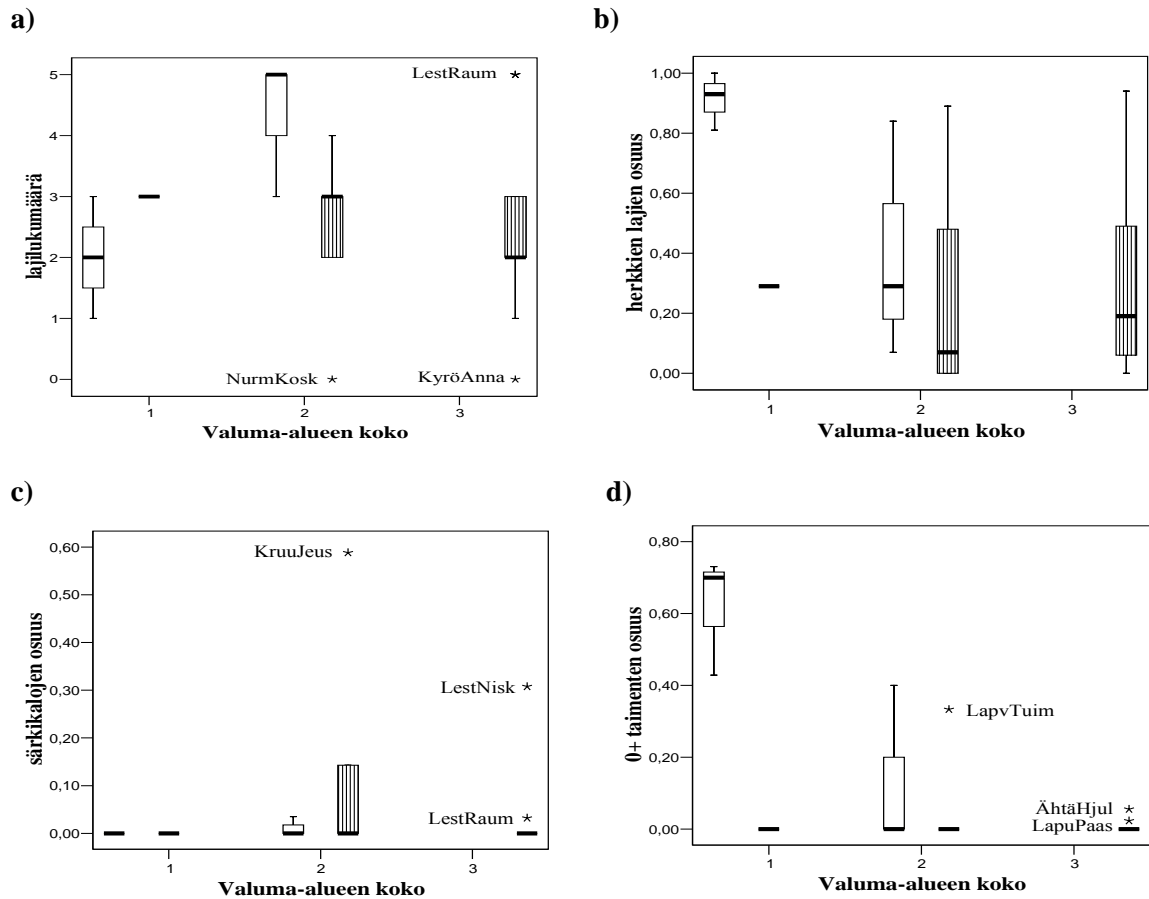
### 3.2. Indeksimuuttujien vaihtelu muutettujen ja vertailupaikkojen välillä

Lajilukumäärä oli pienten jokien kokoluokassa vertailupaikoissa (N=3) pienempi tai yhtä suuri (1–3;  $M_d=2$  lajia) kuin ainoassa muutetussa paikassa (3 lajia) (Kuva 3a, liite 2). Keskikokoisissa joissa vertailupaikkojen (N=3) lajilukumäärä oli puolestaan useimmiten suurempi (3–5;  $M_d=5$  lajia) kuin muutetuissa (N=6) paikoissa (0–4;  $M_d=3$  lajia). Muutetuissa suurissa joissa (N=11) lajilukumäärä vaihteli 0–5 välillä, mediaanin ollessa kaksi.

Herkkien lajien osuus oli pienten jokien vertailupaikoissa suurempi (0,81–1,00;  $M_d=0,93$ ) kuin ainoassa muutetussa paikassa, missä herkkien lajien osuus oli 0,29 (Kuva 3b). Herkkien lajien osuuden mediaani oli keskikokoisten jokien vertailupaikoissa suurempi (0,07–0,84;  $M_d=0,29$ ) kuin muutetuissa paikoissa (0–0,89;  $M_d=0,14$ ). Muutetuissa suurissa joissa herkkien lajien osuus vaihteli 0–0,94 välillä mediaanin ollessa 0,19.

Särkikaloja ei esiintynyt lainkaan pienten jokien kokoluokassa (Kuva 3c, liite 2). Särkikalojen osuuden mediaani oli nolla kaikissa valuma-aluekokoluokissa muutetuilla ja vertailupaikoilla. Särkikalojen osuus oli keskikokoisten jokien vertailupaikoissa keskimäärin pienempi (0–0,04;  $ka=0,01$ ) kuin muutetuissa paikoissa (0–0,59;  $ka=0,12$ ). Muutetuissa suurissa joissa särkikalojen osuus vaihteli 0–0,31 välillä ja keskiarvo oli 0,03.

Taimenen nollavuotiaiden poikasten osuus oli pienten jokien vertailupaikoissa suurempi (0,43–0,73;  $M_d=0,70$ ) kuin ainoassa muutetussa paikassa, jossa ei esiintynyt lainkaan nollavuotiaita taimenia (Kuva 3d, liite 2). Taimenen nollavuotiaiden poikasten osuuden mediaani oli keskikokoisissa ja suurissa joissa muutetuilla ja vertailupaikoilla nolla. Taimenen nollavuotiaiden poikasten osuus oli keskikokoisten jokien vertailupaikoissa keskimäärin suurempi (0–0,40;  $ka=0,13$ ) kuin muutetuissa paikoissa (0–0,33;  $ka=0,06$ ). Muutetuissa suurissa joissa taimenen nollavuotiaiden poikasten osuus vaihteli 0–0,06 välillä ja keskiarvo oli 0,01.



Kuva 3. Virtavesien ekologista tilaa kuvaavien indeksimuuttujien arvojen jakautuminen muutetuilla ja vertailupaikoilla eri valuma-aluekokoluokissa (N=24). Avoin viiksilaatikko kuvaa vertailupaikkoja ja rasteroitu muutettuja paikkoja. Huomaa indeksimuuttujien arvoja kuvaavan Y-akselin muuttuva asteikko. Tutkimuskohteiden lyhenteiden selitykset ovat liitteessä 1. Valuma-alueen kokoluokitus on seuraava: 1 = 10–100 km<sup>2</sup>, 2 = 100–1000 km<sup>2</sup> ja 3 = 1000–10 000 km<sup>2</sup>.

### 3.3. Pääkomponenttianalyysi

Pääkomponenttianalyysi tuotti neljä pääkomponenttia, joiden ominaisarvo oli yli yhden (Taulukko 3). Pääkomponentit muodostettiin taulukon 2 ympäristömuuttujista (N=17).

Taulukko 3. Pääkomponenttianalyysissä 12 ympäristömuuttujasta muodostuneiden rotatoitujen pääkomponenttien lataukset<sup>1</sup>, ominaisarvot ja kokonaisvarianssin pääkomponenttikohtainen ja kumulatiivinen selitysaste (N=17).

Ympäristömuuttuja	PK-1	PK-2	PK-3	PK-4
Korkeus merenpinnasta	<b>-0,80</b>	-0,01	0,05	0,35
Valuma-alueen koko <sup>2</sup>	<b>0,79</b>	-0,42	0,24	0,10
Kokonaistyyppi	<b>0,78</b>	-0,06	-0,29	0,28
Kokonaisfosfori	<b>0,77</b>	0,19	-0,34	0,30
Keskimääräinen virrannopeus	-0,22	<b>0,84</b>	-0,22	0,18
Valuma-alueen turvemaosuus	-0,18	<b>-0,79</b>	-0,37	-0,17
Syvyys	-0,07	<b>0,62</b>	-0,36	-0,30
pH-minimi	-0,03	-0,01	<b>0,82</b>	0,12
Vesikasvien peittävyys <sup>2</sup>	-0,32	-0,08	<b>0,71</b>	-0,17
Vesisammalten peittävyys	-0,05	0,21	0,04	<b>0,85</b>
Pohjan kivikoon geometrinen keskiarvo	0,43	-0,23	-0,06	<b>0,62</b>
pH-keskiarvo	-0,47	0,43	0,34	-0,08
Ominaisarvo	3,63	2,29	1,66	1,16
Selitysaste	30,27	19,09	13,80	9,63
Kumulatiivinen selitysaste	30,27	49,35	63,16	72,78

<sup>1</sup> Pearsonin korrelaatiokertoimen arvo lihavoituna, mikäli  $r > |0,5|$ .

<sup>2</sup> Logaritmi-muunnettu ympäristömuuttuja.

Ensimmäiseen pääkomponenttiin (PK-1) vaikuttivat eniten korkeus merenpinnasta, valuma-alueen koko, kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori (Taulukko 3). Komponentti kuvaa joen pitkittäisgradienttia ja vesialueeseen kohdistuvaa kuormitusta. Siirryttäessä joen latvaosilta alaspäin valuma-alueen koko luonnollisesti kasvaa ja korkeus merenpinnasta laskee. Myös kuormitusta kuvaavien kokonaisfosforin ja -tyypen määrät tyypillisesti kohoavat piste- ja hajakuormituksen vaikutuksen kasvaessa siirryttäessä joen latvaosilta alaspäin.

Toiseen pääkomponenttiin (PK-2) vaikuttivat voimakkaimmin keskimääräinen virrannopeus, syvyys ja valuma-alueen turvemaosuus (Taulukko 3). Tämä komponentti on parhaiten tulkittavissa paikallisen elinympäristön ominaisuuksia kuvaavaksi. Koskipaikoissa syvyyden kasvaessa kasvaa tyypillisesti myös virtausnopeus.

Kolmanteen pääkomponenttiin (PK-3) vaikuttivat voimakkaimmin pH-minimi ja vesikasvien peittävyys (Taulukko 3). Paikoilla, joissa esiintyy happamuusjaksoja, näyttäisi myös vesikasvien peittävyys olevan alhaisempi. Kolmas komponentti on parhaiten tulkittavissa happamuusjaksojen esiintymistä kuvaavana komponenttina.

Neljäs pääkomponentti (PK-4) muodostuu pohjan kivikoon geometrisen keskiarvon ja vesisammalten peittävyyden yhteydestä (Taulukko 3). Komponentin mukaan vesisammalten peittävyys kasvaa pohjan kivikoon kasvaessa. Suuret kivet tarjoavat vakaan elinympäristön, mikä suosii biomassaltaan suuren vähälajisen eliöyhteisön muodostumista.



Tällaisissa paikoissa on näkinsammalten esiintyminen usein hyvin runsasta (Muotka ym. 2004).

### 3.4. Kalayhteisökoostumuksen yhteys ympäristötekijöihin

Kalayhteisökoostumuksen yhteyttä ympäristötekijöihin kuvaavassa toisessa NMS -ordinaatioanalyysissä mukana olleiden paikkojen (N=17) kalasto koostui 11 lajista, joiden lisäksi esiintyi nahkiaista (Kuvat 4a ja 4b, liite 2). Yleisin laji oli kivisimppu, jota esiintyi 14 paikassa. Taimenta (11 paikassa), kivenuoliaista (7 paikassa) ja madetta (6 paikassa) esiintyi myös yleisesti. Säynettä, ruutanaa, salakkaa ja nahkiaista esiintyi kutakin ainoastaan yhdessä paikassa.

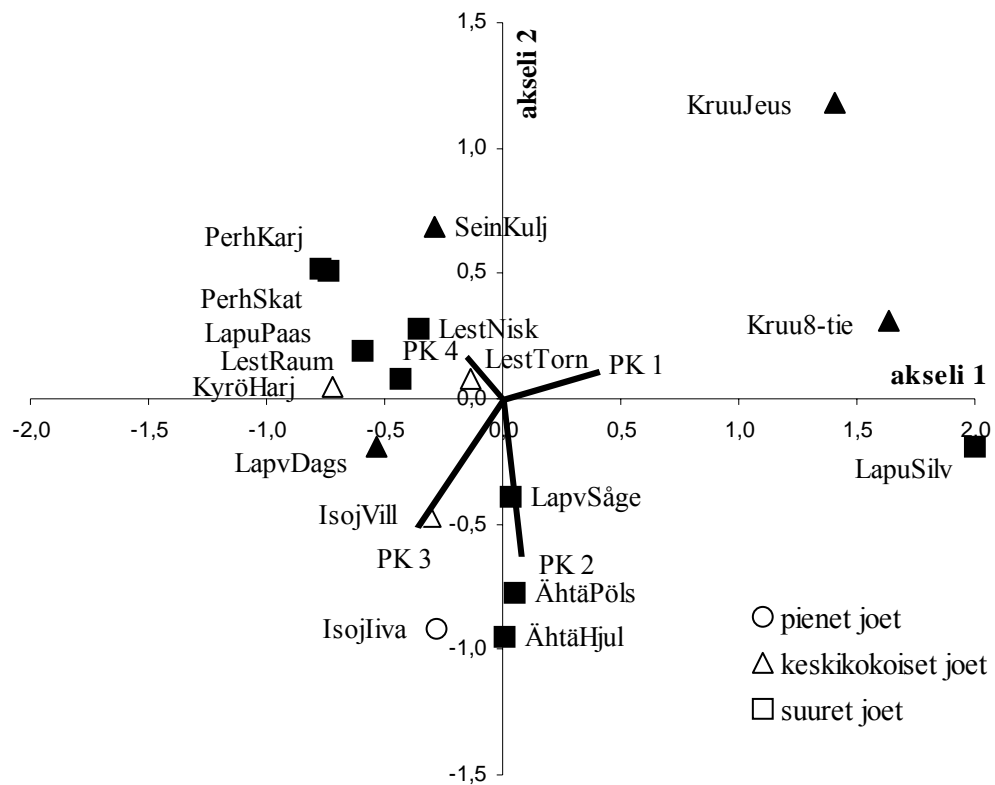
NMS havaitsi tässäkin optimaalisimmaksi kaksiulotteisen ratkaisun (lopullinen stressi 11,94; instabiliteetti 0,00058; Monte Carlo -testi esiajossa  $p < 0.01$ ). Useampien ulottuvuuksien lisääminen ei vähentänyt stressiä merkittävästi. Selitysasteet alkuperäisten etäisyyksien ja lopullisen 2-ulotteisen ratkaisun välillä olivat 68,7 % 1-akselille ja 19,5 % 2-akselille. Akselien kumulatiivinen selitysaste oli 88,2 %.

Ensimmäinen pääkomponentti oli vahvimmin korreloitunut 1-akselin kanssa (Pearsonin  $r = 0,42$ ). Toinen pääkomponentti oli vahvimmin korreloitunut 2-akselin kanssa (Pearsonin  $r = -0,64$ ). Kolmas pääkomponentti oli yhteydessä molempiin akseleihin, korrelaation ollessa vahvempaa 2-akselin kanssa (1-akseli: Pearsonin  $r = -0,38$ , 2-akseli: Pearsonin  $r = -0,47$ ). Neljäs pääkomponentti ei ollut selvästi yhteydessä kumpaankaan akseliin (Pearsonin  $r < |0,2|$ ).

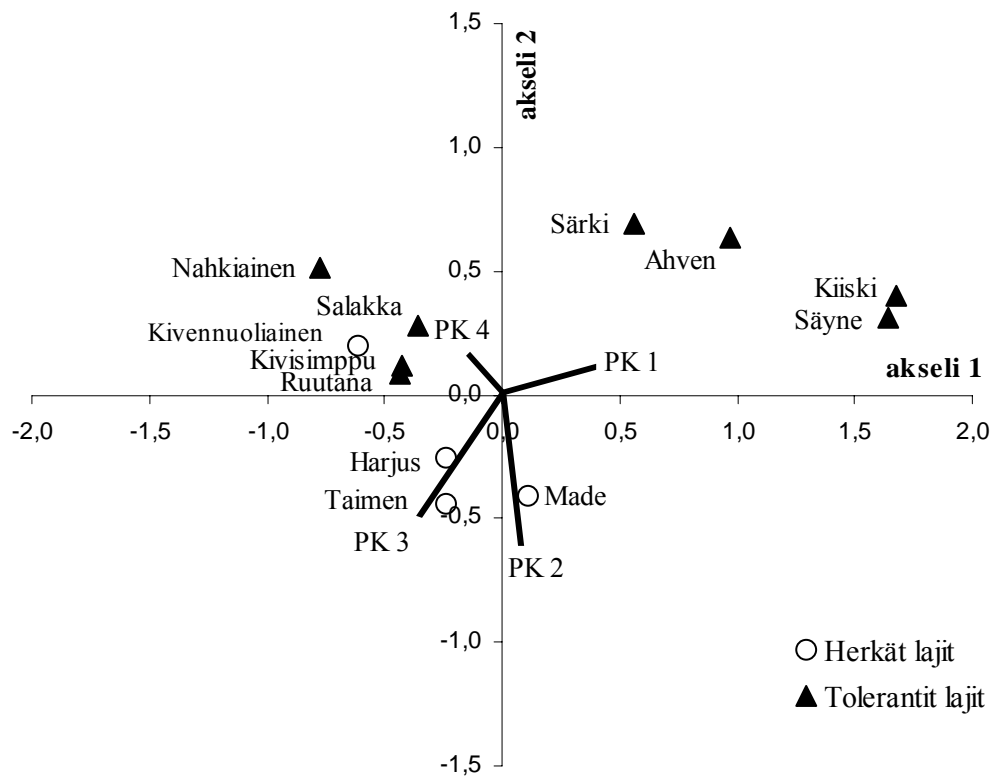
Paikat ryhmittäivät 1-akselin suunnassa viistosti vaakatasossa erityisesti joen vedenlaadullisten ominaisuuksien suhteen (Kuva 4a). Ensimmäinen pääkomponentti kuvaa vedenlaadutekijöiden lisäksi myös joen pitkittäisgradienttia (Taulukko 4). Paikkojen välillä ei ollut kuitenkaan havaittavissa joen pitkittäisgradientin suuntaista ryhmittymistä (liite 1). Kuormitus (PK-1) oli kääntäen verrannollinen pH:n minimiarvojen (PK-3) kanssa. Kuormitus ja happamuus lisääntyvät siirryttäessä ordinaatiotasossa viistosti vasemmalta oikealle. Vedenlaatua kuvaavan gradientin (PK-1 ja PK-3) lisäksi myös paikallisia ympäristötekijöitä kuvaava toinen pääkomponentti (virranopeus, syvyys ja turvemaasuus) liittyi selvästi kalayhteisökoostumuksen vaihteluun.

Kalastossa oli havaittavissa ryhmittymisen kahteen ryhmään (Kuva 4b). Kivenuoliaista lukuun ottamatta herkät lajit suosivat syvempiä ja nopeavirtaisempia paikkoja kuin tolerantit lajit. Herkät lajit näyttivät suosivan myös vähäravinteisia alueita, joilla ei esiinny happamuusjaksoja. Kuvassa oikealle sijoittuvat tolerantit lajit (särki, ahven, kiiski ja säyne) suosivat hidasvirtaisempia ja ravinteikkaampia paikkoja. Kalalajit jakautuivat vähäravinteisia paikkoja suosiviin happamuusjaksoille herkkiin lajeihin ja ravinteikkaampia paikkoja suosiviin alhaisia happamuusjaksoja sietäviin lajeihin.

a)



b)



Kuva 4. Koskien NMS - ordinaatio (a), lajipisteiden sijainti ordinaatiotasossa (b) sekä pääkomponenttivektorit (N=17). Ihmistoiminnan muuttamat paikat ovat tummennettuina. Tutkimuskohteiden lyhenteiden selitykset ovat liitteessä 1.

### 3.5. Indeksimuuttujien yhteys ympäristötekijöihin

Virtavesien ekologista tilaa kuvaavien indeksimuuttujien vaihtelua selittävät ympäristötekijät vaihtelivat selitettävästä muuttujasta riippuen (Taulukko 4). Särkikalojen osuus ei ollut kuitenkaan yhteydessä yhteenkään tarjottuun selittävään muuttujaan ( $p > 0,05$ ). Selittävät muuttujat noudattivat vesikasvien peittävyttä ja korkeustasoa lukuun ottamatta normaalijakaumaa (Shapiro-Wilk,  $p > 0,05$ ). Selittävien muuttujien välillä ei ollut vahvoja korrelaatioita (Pearsonin  $r < 0,6$ ).

Nollavuotiaiden taimenten osuutta selittävän regressiomallin mukaan nollavuotiaiden taimenten osuus kalastosta kasvaa valuma-alueen koon ja turvemaasuuden pienentyessä. Mallin selitysaste oli huomattavan korkea. Malli selitti 60,4 % nollavuotiaiden taimenten vaihtelusta. Muodostuneen mallin selittävien muuttujien välillä ei ollut multikollinearisuutta. Jäännösten normaalisuusoletus toteutui nollavuotiaiden taimenten osuutta selittävissä mallissa heikosti. Oletukset jäännösten riippumattomuudesta ja varianssien samansuuruisuudesta kuitenkin toteutuivat.

Herkkien lajien osuutta ja lajilukumäärää selittävissä regressiomalleissa ilmeni käänteinen yhteys kokonaisfosforin kanssa. Herkkien lajien ja lajilukumäärän vaihtelu oli kuitenkin heikosti selitettävissä tässä tutkimuksessa mitatuilla ympäristömuuttujilla. Herkkien lajien osuutta kuvaava malli selitti 16,4 % ja lajilukumäärää kuvaava malli 20,9 % vaihtelusta. Herkkien lajien osuutta ja lajilukumäärää selittävien mallien jäännökset noudattivat normaalijakaumaa. Myös oletukset jäännösten riippumattomuudesta ja varianssien samansuuruisuudesta toteutuivat.

Taulukko 4. Virtavesien ekologista tilaa kuvaavien indeksimuuttujien vaihtelua selittävät regressiomallit (N=19). Selittävien muuttujien valinta on tehty askeltavalla (stepwise) valintamenetelmällä.

Selitettävä muuttuja	Selittävät muuttujat	Kerroin	p	R <sup>2</sup> (korjattu)	p (malli)
Taimen 0+ osuus	Vakio	1,583	<0,001		
	Va_ala2	-0,155	0,001	0,448	0,001
	Turve %	-0,012	0,014	0,604	<0,001
Herkkien lajien osuus	Vakio	1,089	0,001		
	Tot_P	-0,009	0,048	0,164	0,048
Lajien lukumäärä	Vakio	4,849	<0,001		
	Tot_P	-0,032	0,028	0,209	0,028
Särkikalojen osuus	ei tilastollisesti merkitsevää mallia.				

Selittävien muuttujien lyhenteiden selitykset: Va\_ala2 = yläpuolisen valuma-alueen koko (Ln - muunnettu), Turve % = yläpuolisen valuma-alueen turvemaasuus ja Tot\_P = kokonaisfosfori.

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Kalaston erot muutettujen ja vertailupaikkojen välillä – indeksimuuttujien toimivuus tila-arvioinnissa

Lajilukumäärä oli pienten jokien vertailupaikoissa pienempi tai enintään yhtä suuri kuin ainoassa muutetussa paikassa. Keskikokoisten jokien vertailupaikoissa lajilukumäärä oli pääsääntöisesti suurempi kuin muutetuissa paikoissa. Tyypillisesti lajilukumäärä laskee

luonnontilaan kohdistuvien häiriöiden voimistuessa (Fausch ym. 1990, Belpaire ym. 2000). Lievän ravinnepitoisuuden kasvun on kuitenkin havaittu runsastuttavan lajistoa ja lisäävän tuotantoa. Tämä saattaa selittää pienten jokien muutetun paikan vertailupaikkoja suuremman lajilukumäärän lievästä rehevöitymisestä johtuneeksi. Rehevöitymisen voimistuessa on lajilukumäärän kuitenkin havaittu vähentyvän (esim. Tammi 1996), mikä lienee ollut tilanne useimpien keskikokoisten jokien muutettujen paikkojen osalla. Tilarvioinnin kannalta toimivan indeksimuuttujan vasteen suunta (+/-) ympäristön tilan heikkenemiseen tulisi olla ennustettavissa oleva ja yhdenmukainen, mikä ei tässä tutkimuksessa toteutunut lajimäärän suhteen. Lajilukumäärä on kalastoperustaisessa tilarvioinnissa yleisesti käytetty mittari, minkä käyttöä on perusteltu erityisesti lajimäärän vähäisellä ajallisella ja paikallisella vaihtelulla (Rahel 1990, Hoefs & Boyle 1995). Rehevöitymisen kahtalainen vaikutus lajilukumäärään tulisi huomioida mittarin luokkarajojen pisteytyksessä; etenkin pienissä, usein niukkatuottoisissa ja luonnostaan vähälajissa joissa.

Herkkien lajien osuuden mediaani oli pienten ja keskikokoisten jokien vertailupaikoissa suurempi kuin muutetuissa paikoissa. Herkkien lajien esiintyminen oli keskittynyt vertailupaikoille. Tulos oli odotetun mukainen, sillä herkät lajit kärsivät keskimäärin muita lajeja enemmän ihmistoiminnan aiheuttamista häiriöistä. Pienten ja keskikokoisten jokien muutettujen ja vertailupaikkojen välinen ero oli selvimmän havaittavissa herkkien lajien osuutta kuvaavan indeksimuuttujan suhteen. Vesipolitiikan puitteiden kautta kuvaama joen erinomaisen tilan määritelmä sisältää kaikkien tyyppille ominaisten muutosherkkien kalalajien esiintymisen (Euroopan yhteisö 2000).

Särkikaloja ei esiintynyt lainkaan pienissä joissa, mutta keskikokoisissa joissa voitiin havaita särkikalojen osuuden olevan keskimäärin suurempi muutetuissa paikoissa. Keskikokoisten jokien vertailupaikkojen vähäisempi särkikalojen osuus oli odotetun mukainen. Särkikalojen osuuden kasvu kalayhteisössä nähdään yleensä rehevöitymisen merkinä (Tammi 1996). Särkikalojen esiintyminen oli tutkimuskohteissa yleisesti hyvin vähäistä (liite 2). Särkikalojen esiintyminen virtapaikoissa vähenee vedenlämpötilojen laskiessa syksyllä, kun koskipaikat käyvät kaloille energiataloudellisesti sietämättömiksi. Osa särkikaloista oli syyskuun loppupuolella todennäköisesti jo poistunut koskialueilta. Tarkasteltaessa koko kalayhteisörakennetta lienee optimaalisin aika sähkökalastukselle Pohjanmaan joissa elokuun alusta syyskuun puoliväliin. Tällöin ovat myös ensikesäiset lohikalat siirtyneet hieman syvemmillä koskialueille ollen hyvin sähkökalastettavissa. Pohjanmaan joissa tulvat rajoittavat usein kalastusta ja varhaisempi aloitus pienentäisi myös tulvien aiheuttaman riskin suuruutta.

Taimenen nollavuotiaiden poikasten osuus oli keskimäärin suurempi pienten ja keskikokoisten jokien vertailupaikoissa kuin muutetuissa paikoissa. Erityisesti pienten jokien vertailupaikoissa nollavuotiaiden taimenten osuus kalastosta oli huomattava (liite 2). Nollavuotiaiden taimenten herkkyys ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille vastaa aikaisempia tuloksia lajin herkkyydestä elinympäristön kemiallisille ja fyysisille häiriöille. Taimenen on havaittu olevan herkkä erityisesti veteen liunneen hapen määrälle (Welch & Lindell 1980) ja sen lisääntyminen vaatii lisäksi kutusoraikkojen ja matalien poikastuotantoalueiden esiintymistä (LaVoie & Hubert 1996, Rubin & Glimsäter 1996).

Luonnontilaisuutta kuvaavien indeksimuuttujien tulisi vastata mahdollisimman laaja-alaisesti kunkin jokityypin sisällä vallitsevaan biologiseen monimuotoisuuteen. Ihmistoiminnan aiheuttama vaikutus useimpien muutettujen paikkojen kalastoon havaittiin sekä kalayhteisökoostumuksen, että yksittäisten indeksimuuttujien perusteella. Tarkastellut indeksimuuttujat vastasivat myös yhteisökoostumuksen vaihteluun. Muutettujen ja

vertailupaikkojen väliset erot ilmenivät selvimmin tarkasteltaessa eroja yksittäisten indeksimuuttujien arvoissa kuin kalayhteisökoostumuksessa. Tämä onkin ymmärrettävää, sillä NMS - ordinaatiossa ei otettu huomioon taimenen ikäryhmiä. Indeksimuuttujia voitiin pitää ekologisesti mielekkäinä, minkä lisäksi ne vastasivat EY:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000) asettamiin virtavesien kalastoperustaisen tila-arvioinnin vaatimuksiin (koostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne). Yksinomaan koskipaikkoihin kohdistuvalla menetelmällä ei voida olettaa saatavan koko joen kalayhteisöä kuvaavaa otosta. Koskipaikat ovat kuitenkin suoraan riippuvaisia joen yläpuolista oloista ja voivat toimia joen tilan indikaattoreina.

Tutkimuskohteiden epätasainen jakautuminen muutettujen ja vertailupaikkojen välillä oli tutkimuksen keskeisin ongelma. Vertailupaikkojen (pienissä ja keskikokoisissa joissa molemmissa kolme, suurissa ei yhtään) ja muutettujen paikkojen (pienissä joissa yksi) määrä oli niin pieni, ettei tilastollisia vertailuja muutettujen ja vertailupaikkojen välillä voitu järkevästi tehdä. Täysin luonnontilaiset virtavedet ovat Suomessa hyvin harvinaisia, minkä vuoksi myös vertailuolojen määritys on usein hankalaa. Käytännössä myös vertailupaikat olivat kohdanneet jonkinlaisia ihmistoiminnan aiheuttamia paineita. Asiantuntija-arvion perusteella paikat olivat kuitenkin luonnontilaan verrattavissa olevia. Luonnontila on melko hankala käsite, minkä sisältö/kriteerit on syytä määrittellä riittävän tarkasti ennen tila-arviointimenetelmien luomista. On ratkaistava miten paljon ja minkälaisia ihmistoiminnan aiheuttamia muutoksia vertailupaikoilla sallitaan.

Muutetut paikat olivat kohdanneet voimakkuudeltaan ja laadultaan erilaisia paineita, mikä on otettava huomioon tarkasteltaessa muutettujen ja vertailupaikkojen välisiä eroja. Ihmistoiminnan aiheuttamien muutosten vaikutus kalastoon saattaa olla vaikeasti havaittavissa, eikä varsinkaan lievemmin häirittyjen paikkojen kalasto ole välttämättä juuri muuttunut luonnontilasta. Vaikutus voi olla tapauskohtaista, riippuen jokisysteemin luontaisesta herkkyydestä. Esimerkkinä tästä voi mainita muutetuksi paikaksi luokitellun Lapväärtinjoen Dagsmarkin, jonka kalayhteisökoostumus erosi hyvin vähän vertailupaikoista (Kuva 2a, liite 2), vaikka paikkaan kohdistuu merkittävää orgaanista kuormitusta. Yksittäisen eliöryhmän perusteella tehdyn suppean tarkastelun perusteella eivät muutetut paikat välttämättä eroa mitenkään vertailupaikoista. Tämä ei ole kuitenkaan tilaluokittelun toimivuuden kannalta huono asia. Keskeistä on saada tyyppikohtaiset vertailuolot riittävän tarkasti määritettyä.

Kunnostustoimenpiteet Ähtävänjoen Hjulforsissa (2002) ja Pölsforsissa (2003) aiheuttavat epävarmuustekijän tulosten tulkintaan. Äskettäisen kunnostuksen jälkeen eliöyhteisö ei ole välttämättä vielä ehtinyt sopeutua muuttuneeseen elinympäristöön. Muissa tutkimuskohteissa ei ollut tehty koskikunnostustoimenpiteitä. Pyyntikokoisten lohikalojen ja aiempina vuosina tehtyjen nollavuotiaiden lohikalojen istutukset ovat vaikuttaneet useimpien tutkimuskohteiden kalastoon. Nollavuotiaiden taimenten istutuksia tehtiin kuitenkin vuoden 2004 keväänä ja kesänä ainoastaan pieni erä (100 kpl) Kyrönjokeen (Pohjanmaan TE-keskus 2005). Myös kalastuspaine vaikuttaa osassa kohteista kalastoon. Vesipolitiikan puitedirektiivin mukainen ekologisen tilan arviointi ei kuitenkaan pyri huomioimaan kalastuksesta tai istutuksista johtuneita ihmistoiminnan vaikutuksia kalastossa (Euroopan yhteisö 2000).

Sähkökalastusmenetelmän tehokkuus vaihtelee kalastusolosuhteista riippuen, mistä johtuen myös yksikkösaaliiden vertailukelpoisuus eroaa erityyppisten jokien välillä. Sähkökalastus soveltuu parhaiten pieniin virtavesiin, missä tutkittavasta alueesta saadaan kalastettua riittävän kattava ja edustava otos (Saura 1999, Bohlin ym. 1989). Suurikokoisissa joissa koealan rajaaminen luonnollisiin esteisiin on yleensä hankalampaa

kuin pienissä joissa. Mikäli koeala ei rajoitu luonnollisiin esteisiin on kalojen siirtyminen pois koealalta todennäköisempää, ja kalatiheydet tulevat helpommin aliarvioituiksi. Koska koeala oli vakioitu kaikissa tutkimuskohteissa, oli pienempien jokien koskipaikkojen kalastettu pinta-ala yleensä myös suhteellisesti suurempi kuin isommissa joissa. Jokityypittely huomioi kuitenkin joen koon, milloin sen vaikutus tulosten vertailukelpoisuuteen saatiin kontrolloiduksi. Kalastusolosuhteista riippuva menetelmän tarkkuuden vaihtelu on perusteltua huomioida tyyppikohtaisten luokkarajojen asettamisessa.

Keskeinen kysymys on onko valitun menetelmän erottelukyky riittävän hyvä. Yhden poistopyynnin menetelmällä saadaan yleiskuva tutkimuskohteen kalastorakenteesta. Parhaiten menetelmä soveltuu lajien esiintymisen ja luontaisen lisääntymisen ilmenemisen havainnointiin. Kirjallisuudessa on yhden poistopyynnin menetelmää pidetty etenkin suurissa ja monimuotoisissa koskissa epätarkkana (Bohlin ym. 1989, Meador ym. 2003). Pienissä virtavesissä menetelmän on kuitenkin havaittu soveltuvan myös kalayhteisökoostumuksen (Edwards ym. 2003) ja tiheyden (Kruse ym. 1998) arviointiin. Lajimäärät ja yksikkösaaliiden määrät olivat tässä tutkimuksessa melko pieniä (liite 2). Harvinaiset lajit ovat saattaneet jäädä huomioimatta. Vertailupaikat kuitenkin erosivat useimmista muutetuista paikoista. Tämän tutkimuksen tulokset tukevat T. Vehasen & T. Sutelan (julkaisematon) tuloksia tarkasteltujen indeksimuuttujien herkkyydestä ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille. Vaikka menetelmä oli karkea, osoittautui se kuitenkin toimivaksi virtavesien ekologisen tilan arvioinnissa.

#### **4.2. Kalaston vaihtelua selittävät ympäristötekijät – tyyppittelyn toimivuus tila- arvioinnissa**

Kalayhteisökoostumuksen vaihtelu tutkimuskohteiden välillä selittyi parhaiten vedenlaatua kuvaavilla ympäristötekijöillä. Vedenlaatu liittyi myös nollavuotiaiden taimenten ja herkkien lajien osuuksien vaihteluun. Vedenlaadun merkittävä vaikutus tutkimuskohteiden kalastoon oli odotettavissa oleva, sillä monet Pohjanmaan joista ovat voimakkaan hajakuormituksen rasittamia ja happamuusjaksojen vaikutus korostuu erityisesti jokien alajuoksilla (Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri 1991, Murtoniemi 1997, Savea-Nukala ym. 1997, Lax ym. 1998). Jokisysteemin riippuvuus yläpuolisista osista johtaa usein ongelmien kumuloitumiseen. Ihmistoiminnan aiheuttamat häiriöt vedenlaadussa liittyvät valuma-alueen kokoon ja turvemaaosuuteen. Lassilan (2004) pro gradu -tutkimuksessa vesisammalten tuoreversojen alumiini- ja kuparipitoisuudet olivat Pohjanmaan jokien alajuoksilla merkitsevästi ( $p < 0,05$ ) korkeampia kuin keski- ja yläosissa.

Vedenlaatu tekijöiden lisäksi myös paikalliset ympäristötekijät (syvyys ja virrannopeus) vaikuttivat kalayhteisökoostumuksen vaihteluun. Tutkimuksessa havaitut kalalajit olivat ruutanaa lukuun ottamatta tyypillisiä virtavesissä esiintyviä lajeja, jotka ovat virtausolosuhteiden suhteen joko virtahakuisia tai siitä riippumattomia (Mann 1996, Raitaniemi 1998, Huusko ym. 2003). Tämän vuoksi voitaisiin odottaa, ettei virrannopeus olisi koskipaikoissa kyseisten kalalajien esiintymistä merkittävästi rajoittava tekijä. Syvyyden on havaittu olevan keskeinen tekijä nollavuotiaiden taimenten tiheyden vaihtelussa (Eklöv 1999, Huusko ym. 2003). Reyjolin ym. (2001) tutkimuksessa syvyys vaikutti paikallisista ympäristötekijöistä eniten taimenten ja kivennuoliaisten tiheyteen. Huuskon ym. (2003) tekemässä tutkimuksessa ei simppejen (kivisimppu ja kirjoeväsimppu) ja harjuksen suhteen ollut vastakuoriutuneita harjuksen poikasia lukuun ottamatta kovin tiukkoja elinympäristövaatimuksia syvyyden ja virrannopeuden suhteen. Paikallisten tekijöiden yhteys kalayhteisökoostumuksen vaihteluun johtuu todennäköisesti

niiden vaikutuksesta kalojen paikalliseen jakautumiseen. Syvyyden ja virrannopeuden vaikutus saattaa johtua myös näytteenoton vaikeutumisesta syvemmillä ja voimakasvirtaisemmillä alueilla.

Kalayhteisökoostumuksen vaihteluun liittynyt toinen pääkomponentti oli vahvasti korreloitunut myös valuma-alueen turvemaasuuden kanssa. Valuma-alueen geologian yhteys jokisysteemin paikallisen tason ominaisuuksiin havaittiin Pohjois-Amerikassa tehdyssä tutkimuksessa, jossa valuma-alueen turvemaidella havaittiin olevan jokien leveys/syvyys -suhdetta korottava vaikutus (Epstein 2002). Valuma-alueen turvemaasuus sisältyy ehdotettuun jokityypittelyyn, ja mikäli paikallisten tekijöiden vaikutus kalastoon saataisiin kokonaan hallintaan valuma-alueen geologian avulla, niin ei näiden tekijöiden huomioiminen olisi tyyppittelyn ja tila-arvioinnin luotettavuuden kannalta enää tarpeellista. Jokityypittelyehdotuksen (Pilke ym. 2002) sisältämä geologinen jaottelu ei kuitenkaan täysin riittänyt paikallisten ympäristötekijöiden aiheuttaman vaikutuksen hallintaan.

Vertailupaikkojen lajilukumäärä oli pienissä joissa pienempi kuin keskikokoisissa joissa. Heinimaan ym. (2000) mukaan Suomen jokivesistöissä ei ole yleensä selvästi havaittavissa olevia vyöhykkeitä eri kalalajien esiintymisessä, ja suurin osa lajeista esiintyy koko jokialueella, ehkä pienimpiä latvapuroja lukuun ottamatta. Syyksi tähän on ehdotettu jokisysteemien sisäisiä pieniä korkeuseroja, jokien lyhyyttä ja ilmaston tasaisuutta. Tämän tutkimuksen mukaan lajimäärä kuitenkin vähentyi siirryttäessä joen pitkittäisgradienttia ylöspäin. Tulos vastaa Welcommen (1985) ja Mebanen ym. (2003) havaintoja kalalajien lukumäärän suorasta verrannollisuudesta valuma-alueen koon kanssa. Tässä tutkimuksessa pienten jokien vertailupaikat erosivat keskikokoisten jokien vertailupaikoista erityisesti puuttuvien särkikalojen ja mateiden suhteen. Lajilukumäärää kuvaavassa regressiomallissa ilmeni käänteinen yhteys kokonaisfosforin määrän kanssa, mikä tukee Tammen (1996) tuloksia. Lievän ravinnepitoisuuden kasvun on havaittu yleensä runsastuttavan lajistoa ja lisäävän tuotantoa, mutta rehevöitymisen voimistuessa lajiluku alkaa vähentyä.

Vertailupaikkojen herkkien lajien osuus oli pienissä joissa huomattavasti suurempi kuin keskikokoisissa joissa. Herkkien lajien merkittävä osuus pienten jokien vertailupaikoissa selittyi pääosin nollavuotiaiden taimenten suurena osuutena. Herkkien lajien osuutta kuvaavassa regressiomallissa ilmeni käänteinen yhteys kokonaisfosforin määrän kanssa. Herkkien lajien yhteys vedenlaatutekijöihin nähdään myös kuvan 4b perusteella, missä toleranteilla lajeilla on vedenlaatutekijöiden suhteen huomattavasti laveammat elinympäristövaatimukset kuin herkillä lajeilla. Herkät lajit selvästi kärsivät rehevöitymisestä. Generalistiset lajit, kuten monet särki- ja simppekalat lisääntyvät tyyppillisesti ravinteiden määrän kasvaessa, kun taas piscivorit ja lohikalat harvinaistuvat (Persson ym. 1991, Tammi 1996, Appelberg ym. 2000).

Vertailupaikkojen nollavuotiaiden taimenten osuus oli pienissä joissa suurempi kuin keskikokoisissa joissa. Nollavuotiaiden taimenten osuus kasvoi sitä kuvaavassa regressiomallissa valuma-alueen koon ja turvemaasuuden pienentyessä. Valuma-alueen koon merkitys saattaa osittain johtua aineiston epätasaisuudesta muutettujen ja vertailupaikkojen välillä eri jokikokoluokissa. Mikäli nollavuotiaiden taimenten osuus olisi myös suurten jokien vertailupaikoissa suurempi kuin muutetuissa paikoissa, vahvistaisi suurten jokien vertailupaikkojen puute valuma-alueen koon negatiivista yhteyttä tässä aineistossa. Tämän tutkimuksen tulokset ovat kuitenkin samansuuntaisia Eklövin ym. (1999) Ruotsissa tekemän tutkimuksen kanssa, jossa nollavuotiaiden taimenten tiheys oli suurimmillaan vedenlaadultaan hyvissä pienissä joissa. Taimenen esiintymisen yhteys joen pitkittäisgradienttiin ja vedenlaatutekijöihin on havaittu myös muissa tutkimuksissa (Welch & Lindell 1980, Jutila ym. 2001, Oberdorff ym. 2001). Jutila ym. (2001) havaitsi

yläpuolisen valuma-alueen metsäosuuden liittyvän positiivisesti ja turvemaasuuden negatiivisesti taimentiheyteen, mikä tukee tämän tutkimuksen tuloksia. Havaittu turvemaasuuden negatiivinen yhteys saattaa johtua turvemaiksi luokiteltujen turve- ja peltomaiden maanviljelyksen ja asutuksen aiheuttamasta lisääntyneestä kiintoaineen ja ravinteiden kulkeutumisesta vesistöön.

Elinympäristömallit ovat käytännöllisiä yksinkertaistuksia monimutkaisista ekologisista prosesseista (Armstrong ym. 2003). Tarkasteltaessa alueellisten avaintekijöiden merkitystä pyritään tulosten käyttökelpoisuus saamaan vesienhoidon ja ekologisen tilan arvioinnin kannalta mahdollisimman hyväksi. Elinympäristön fyysisten ja kemiallisten tekijöiden lisäksi myös biologiset tekijät kuten petokalojen saalistuspaine sekä lajien välinen ja sisäinen kilpailu vaikuttavat kalojen elinympäristön valintaan. Alhaisilla tiheyksillä esim. taimenten on havaittu aina valitsevan parhaat mahdolliset elinpaikat. Suurilla tiheyksillä ja pedon läsnäollessa taimenet valitsevat ja ajautuvat myös epäsuotuisemmille elinpaikoille (Greenberg 1994). Zalewskin & Naimanin (1985) mukaan epävakaisissa olosuhteissa ei-biologiset tekijät vaikuttavat ensisijaisesti kalojen esiintymiseen. Vakaisissa olosuhteissa biologisten tekijöiden vaikutus kasvaa. Ihmistoiminnan muutokset tyypillisesti lisäävät elinympäristön epävakautta, minkä vuoksi ei-biologisten tekijöiden merkitys korostuu erityisesti muutetuilla paikoilla.

Aineisto on kerätty koko maahan nähden melko suppealta alueelta, ja tarkastellut jokityypit edustavat vain osaa ehdotettujen jokityyppien vaihtelusta. Tämä tutkimus ei siis vastaa kysymykseen koko jokityypittelyn toimivuudesta, eikä koskikalastoon vaikuttavien ympäristötekijöiden merkityksestä Suomen virtavesissä yleisesti. Tulokset ovat yleistettävissä lähinnä humuspitoisten alavan maan jokien koskipaikoissa.

Vesipolitiikan puitedirektiivin soveltamiseen ehdotettu jokityypittely (Pilke ym. 2002) vaikutti kalastoperustaisessa tila-arvioinnissa pääpiirteittäin toimivalta. Pienten ja keskikokoisten jokien vertailupaikat ryhmittäytyivät kalayhteisökoostumuksen perusteella ordinaatiossa johdonmukaisesti erilleen omiksi ryhmikseen. Lisäksi vertailupaikkojen indeksimuuttujien arvot poikkesivat tyyppien välillä, mitkä havainnot antavat tukea tyyppittelyn toimivuudelle. Paikallisten ympäristötekijöiden (syvyys ja virrannopeus) aiheuttaman kalayhteisökoostumuksen vaihtelun minimointi on kuitenkin tärkeää tila-arvioinnin luotettavuuden kannalta. Näiden tekijöiden vaikutus tulisi ottaa huomioon jo näytteenoton suunnitteluvaiheessa. Tulevaisuudessa olisi koealan valinnan suhteen perusteltua määrittellä raja-arvot ainakin syvyyden suhteen.

## **KIITOKSET**

Suuri kiitos ohjaajalleni FT Heikki Hämäläiselle. Ilman hänen apuaan olisi erityisesti työn suunnittelu ja aineiston analysointi ollut huomattavasti puutteellisempaa. Kiitos prof. FT Juha Karjalaiselle tekstien kommentoinnista. Kenttätyön toteutuksesta kuuluvat kiitokset Länsi-Suomen ympäristökeskuksen henkilökunnalle. Kiitos erityisesti iktyonomi Jani Jääskeläiselle, joka toimi sähkökalastajana lähes kaikissa tutkimuskohteissa. Dos. FT Teppo Vehaselle ja dos. FT Tapio Sutelalle kuuluvat kiitokset vielä julkaisemattomien tietojen luovuttamisesta tämän työn avuksi. Kiitos dos. FT Esa Koskenniemelle, FM Anna Bondelle, FM Jukka Syrjäselle ja kaikille muille henkilöille, jotka olivat mukana työn toteutuksessa. Hyvä ohjaus ja mukana olleiden instituutioiden apu tekivät pro gradu - tutkielman valmistamisesta minulle miellyttävän tehtävän.



## KIRJALLISUUS

- Appelberg, M., Bergquist, C. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311-315.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fish. Res.* 62: 143-170.
- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, J., Breine, G., Van Thuyne, G. & Ollevier, F. 2000. An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit S.J. 1989. Electrofishing – Theory and practise with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Edwards, M.R., Combs, D.L., Cook, S.B. & Allen, M. 2003. Comparison of single-pass electrofishing to depletion sampling for surveying fish assemblages in small warmwater streams. *J. Freshwat. Biol.* 18: 625-634.
- Ekholm, M. (koonnut) 1993. *Suomen vesistöalueet*. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki, 166 s. +3 taitekarttaliitettä.
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *J. Fish. Biol.* 54: 33-43.
- Epstein, C.M. 2002. Application of Rosgen analysis to the New Jersey pine barrens. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 38: 69-78.
- Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisön virallinen lehti* L 327: 1-72.
- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R. & Angermeier, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8: 123-144.
- Fausch, K.D., Nakano, S. & Ishigaki, K. 1994. Distribution of two congeneric charrs in streams of Hokkaido Island, Japan: considering multiple factors across scales. *Oecologia* 100: 1-12.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Greenberg, L.A. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. *Freshwat. Biol.* 32: 1-11.
- Heinimaa, S., Laine, A. & Vuorinen, P.J. 2000. *Virtavesien kalat*. RiverLife -projektin moniste, 45 s.
- Hoefs, N.J. & Boyle, T.P. 1995. Contribution of fish community metrics to the index of biotic integrity in two Ozark rivers. Teoksessa: Mckenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (toim.), *Ecological indicators I*, Chapman and Hall, London, 283-303.
- Huusko, A., Kreivi, P., Mäki-Petäys, A., Nykänen, M. & Vehanen, T. 2003. Virtavesikalojen elinympäristövaatimukset – perustietoa elinympäristömallisovelluksiin. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kala- ja riistaraportteja* 284: 1-42.
- Jutila, E., Ahvonen, A. & Julkunen, M. 2001. Instream and catchment characteristics affecting the occurrence and population density of brown trout, *Salmo trutta* L., in forest brooks of a boreal river basin. *Fish. Man. Ecol.* 8: 501-511.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwat. Biol.* 2: 221-234.
- Kedziorek, M. & Bourg, A. 1996. Acidification and solubility of heavy metals from single and dual component model solids. *Appl. Geochem.* 11: 299-304.

- Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri 1991. Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö, vesien ja ympäristön käytön, hoidon ja suojelun kehittämissuunnitelma. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja*, sarja A 71: 1-134.
- Kruse, C.G., Hubert, W.A. & Rahel F.J. 1998. Single-pass electrofishing predicts trout abundance in mountain streams with sparse habitat. *N. Am. J. Fish. Man.* 18: 940-946.
- Lassila, H. 2004. Vesisammalten (*Fontinalis* sp.) ja vesiperhosten (Trichoptera) soveltuvuus maankäytön vesistövaikutusten arviointiin Pohjanmaan jokivesistöissä. Ympäristötieteiden pro gradu -tutkielma, Jyväskylän yliopisto, 56 s. + liitteet 7 s.
- LaVoie, W.J. & Hubert, W.A. 1996. Use of three types of stream-margin habitat by age-0 brown trout late in the growing season. *Hydrobiologia* 317: 89-95.
- Lax, H-G., Julkunen, M., Koivusaari, J., Koskenniemi, E., Latvala, J., Rautio, L.M. & Teppo, A. 1998. Kyrönjoen tila ja vesistöiden tarkkailu vuosina 1986-1995. *Suomen ympäristö* 252: 1-141.
- Ledin, M., Krantz-Rülcker, C. & Allard, B. 1996. Zn, Cd and Hg accumulation by microorganisms, organic and inorganic soil components in multi-compartment systems. *Soil Biol. Biochem.* 28: 791-799.
- Lotspeich, F.B. & Everest, F.H. 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Research note, 11 s.
- Maanmittauslaitos 2004a. Suomen digitaalinen korkeusmalli. [viitattu 7.12.2004].
- Maanmittauslaitos 2004b. Maankäyttö- ja puustotulkinta -tietokanta. [viitattu 7.12.2004].
- Mann, R.H.K. 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323: 223-235.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. MJM Software design, Glenden Beach, Oregon.
- Meador, M.R., McIntyre, J.P. & Pollock, K.H. 2003. Assessing the efficacy of single-pass backpack electrofishing to characterize fish community structure. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132: 39-46.
- Mebane, C.A., Maret, T.R. & Hughes, R.M. 2003. An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132: 239-261.
- Muotka, T., Heino, J., Meissner, K. & Paavola, R. 2004. Virtavesien luonnon monimuotoisuus. Teoksessa: Walls, M. & Rönkä, M. (toim.), *Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, Edita, Helsinki, 47-54.
- Murtoniemi, S. 1997. Happamien sulfaattimaiden kartoitus Lestijoen ala- ja keskiosalla vuosina 1995 ja 1996. *Keski-Pohjanmaan ympäristökeskuksen moniste* 12: 1-28.
- Oberdorf, T. & Hughes, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Chessel, D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwat. Biol.* 46: 399-415.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish. Biol.* 38: 281-293.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskenniemi, E., Lepistö, L., Pietiläinen, O-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers. Teoksessa: Ruoppa, M.

- & Karttunen, K. (toim.), *Typology and ecological classification of lakes and rivers*, TemaNord 2002: 566, 42-43.
- Pohjanmaan TE-keskus 2005. Istutusrekisteri. [viitattu 24.8.2005].
- Rabeni, C.F. & Sowa, S.P. 1996. Integrating biological realism into habitat restoration and conservation strategies for small streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 252-259.
- Rahel, F.J. 1990. The hierarchical nature of community persistence – a problem of scale. *Am. Nat.* 136: 328-344.
- Raitaniemi, J. (toim.) 1998. *Suomen luonto. Kalat, sammakkoeläimet ja matelijat*. Weilin+Göös, Porvoo, 288 s.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 2002. *Biometria – Tilastotiedettä ekologeille*. Yliopistopaino, Helsinki, 569 s.
- Reyjol, Y., Lim, P., Belaud, A. & Lek, S. 2001. Modelling of microhabitat used by fish in natural and regulated flows in the river Garonne (France). *Ecol. Model.* 146: 131-142.
- Rubin, J-F. & Glimsäter, C. 1996. Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *J. Fish. Biol.* 48: 585-606.
- Saura, A. 1999. Sähkökalastus. Teoksessa: Böhling, P. & Rahikainen, M. (toim.), *Kalataloustarkkailu - periaatteet ja menetelmät*, Riista ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki, 135-145.
- Savea-Nukala, T., Rautio, L-M. & Seppälä, M. 1997. Kyrönjoen tila ja vesiensuojelun taso. Länsi-Suomen ympäristökeskus. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 16: 1-167.
- SPSS Inc. 2003. SPSS 12.0.1 for windows. Apache software foundation.
- Tammi, J. 1996. Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuuskatsaus. *Kalatutkimuksia* 103: 1-66.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummings, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, S.D. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18: 653-694.
- Welch, E.B. & Lindell, T. 1980. *Ecological effects of waste water*. Cambridge university press, Cambridge, 320 s.
- Welcomme, R.L. 1985. River fisheries. Rome. *FAO Fish. Tech. Pap.* 262: 1-333.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* 30: 377-392.
- Zalewski, M. & Naiman, R.J. 1985. The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic and biotic factors. Teoksessa: Alabaster, J.S. (toim.), *Habitat modification and freshwater fisheries*, Butterworths, Cornwall, 3-9.

## Liite 1. Ympäristömuuttujien arvot.

Tutkimuskohde <sup>1</sup>	Tutkimus- kohteen lyhenne	Joki- tyyp- pi <sup>4</sup>	YKJ-Koordinaatit		Valuma-alue <sup>2</sup>			Paikalliset ympäristötekijät <sup>3</sup>					Vedenlaatu <sup>2</sup>			
			X	Y	Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	Turve- maa (%)	Korkeus (m)	Syvyys (cm)	Virrannop. (m/s)	Kivikoko (mm)	Vesikasvil- lisuus (%)	Vesisam- mal (%)	Tot. P (µ g/l)	Tot. N (µ g/l)	pH ka.	pH min.
<b>Päntäneenjoki, Käyräkoski</b>	PäntKäyr	1a	3243276	6924830	213	28	87	18,60	0,19	65	0	30,50	-	-	-	-
<b>Kauhajoki, Katikanluoma</b>	KauhKati	1a	3256908	6912870	206	26	87	30,00	0,50	77	5	24,50	-	-	-	-
<b>Isojoki, Iivarinkylän alap.</b>	IsojIiva	1a	3242727	6895066	120	29	90	34,20	0,61	57	15	65,00	47	430	7,0	6,2
Nurmonjoki, Jyläskoski	NurmJylä	1a	3300270	6953537	88	46	95	18,50	0,06	161	5	40,00	-	-	-	-
<b>Kyrönjoki, Harjankoski</b>	KyröHarj	4a	3257363	6942364	1081	33	64	33,70	0,30	100	10	68,20	107	1267	6,7	6,5
<b>Isojoki, Villamo</b>	IsojVill	4a	3235748	6901658	168	26	75	37,70	0,73	28	5	48,50	47	697	6,7	5,6
<b>Lestijoki, Tornikoski</b>	LestTorn	4a	3375577	7060820	499	43	115	30,20	0,23	24	40	22,50	11	383	7,0	6,2
Nurmonjoki, Koskelankosket	NurmKosk	4a	3294876	6982061	865	40	25	27,10	0,32	241	10	73,00	102	1016	6,5	5,7
Seinäjäjoki, Kuljunkoski	SeinKulj	4a	3304061	6934172	508	41	110	20,10	0,48	172	0	44,70	45	696	6,8	5,5
Lapväärtinjoki, Dagsmark	LapvDags	4a	3222132	6914508	693	33	25	36,40	0,52	78	0	38,50	60	628	6,9	6,1
Lapväärtinjoki, Tuimalankosket	LapvTuim	4a	3226909	6915159	693	33	25	27,60	0,48	147	10	54,31	-	-	-	-
Kruunupyynjoki, 8-tien sillan alap.	Kruu8-tie	4a	3302629	7075713	788	40	1	35,50	0,56	172	0	22,50	80	903	6,7	4,7
Kruunupyynjoki, Jeussen	KruuJeus	4a	3303397	7075345	788	40	1	30,10	0,25	218	0	2,50	75	900	6,7	6,2
Perhonjoki, Skatafors	PerhSkat	7	3314105	7089327	2524	47	0	29,20	0,21	169	10	0,00	71	967	6,4	5,6
Perhonjoki, Rautatiesillan yläp.	PerhRaut	7	3315337	7087650	2408	48	6	40,20	0,33	130	10	31,50	-	-	-	-
Perhonjoki, Karjalankoski	PerhKarj	7	3339236	7044373	1416	51	65	28,70	0,31	239	5	79,50	48	780	6,6	6,4
Ähtävänjoki, Pölsfors	ÄhtäPöls	7	3304605	7061613	2000	28	2	17,70	0,26	26	25	10,00	31	610	6,8	6,5
Ähtävänjoki, Hjulfors	ÄhtäHjul	7	3315069	7049443	1809	27	45	32,30	0,57	277	5	12,50	51	690	6,8	6,8
Lapuanjoki, Silvastfors	LapuSilv	7	3282622	7041172	4122	29	1	26,00	0,37	221	0	77,50	95	1500	6,7	5,6
Kyrönjoki, Annalankoski	KyröAnna	7	3245184	7006371	4833	37	5	39,00	0,62	180	15	68,50	89	1400	6,8	5,4
Lapväärtinjoki, Sågen	LapvSåge	7	3214946	6917418	1098	31	0	35,20	0,62	141	10	47,92	66	623	7,1	5,8
Lestijoki, Niskankoski	LestNisk	7	3341442	7102920	1283	40	27	22,80	0,32	313	10	79,00	63	590	6,9	5,9
Lestijoki, Raumankoski	LestRaum	7	3336785	7111251	1373	41	0	32,60	0,36	162	10	64,50	64	628	6,9	5,7
Lapuanjoki, Paasikkaankoski	LapuPaas	8a	3313993	6984235	1446	21	55	26,20	0,60	317	5	98,00	77	879	6,7	6,3

<sup>1</sup> Vertailupaikat lihavoituna. <sup>2</sup> Valuma-alueen pinta-ala, turveisuus ja korkeus ovat osavaluma-alueen purkupisteen arvoja. <sup>3</sup> Paikallisten ympäristömuuttujien arvot ovat kymmenen mittauksen keskiarvoja. <sup>4</sup> Tyypittely perustuu paikkakohtaisesti määritettyyn valuma-alueen pinta-alaan. Tyypin koodit 1a) pienet humuspitoiset alavan maan joet; 4a) keskikokoiset humuspitoiset alavan maan joet; 7) suuret humuspitoiset alavan maan joet; 8a) suuret vähähumuspitoiset alavan maan joet (Pilke ym. 2002).

## Liite 2. Yksikkösaaliiden arvot

Tutkimuskohde <sup>1</sup>	Tutkimus- kohteen lyhenne	Salmonidae <sup>2</sup>				Cotti- dae	Cyprinidae				Percidae		Loti- dae	Balito- ridae	Petromy- zontidae	laji- luku- mää- rä	koko- nais- saalis (g)
		Taimen 0+	Taimen >1	Taimen Σ	Harjus <i>Thymal- lus thym- allus</i> <sup>3</sup>	Kivi- simppu <i>Cottus gobio</i>	Säyne <i>Leu- ciscus idus</i>	Salakka <i>albur- nus al- burnus</i>	Särki <i>rutilus rutilus</i>	Ruutana <i>Caras- sius ca- rassius</i>	Ahven <i>Perca fluvia- tilis</i>	Kiiski <i>Gymno- cephalus cernuus</i>	Made <i>Lota lota</i> <sup>3</sup>	Kiven- nuoliainen <i>Barbatula barbatula</i> <sup>3</sup>	Nahkiainen <i>Lampetra fluviatilis</i>		
<b>Päntäneenjoki, Käyräkoski</b>	PäntKäyr	19	0	19	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	3	72	
<b>Kauhajoki, Katikanluoma</b>	KauhKati	7	3	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	123	
<b>Isojoki, Iivarinkylän alap.</b>	IsojIiva	6	7	13	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	401	
Nurmonjoki, Jyläskoski	NurmJylä	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	2	0	0	3	180	
<b>Kyrönjoki, Harjankoski</b>	KyröHarj	0	1	1	0	10	0	0	0	0	0	0	3	0	3	111	
<b>Isojoki, Villamo</b>	IsojVill	10	7	17	2	4	0	0	0	0	0	1	1	0	5	632	
<b>Lestijoki, Tornikoski</b>	LestTorn	0	2	2	1	51	0	0	2	0	0	1	0	0	5	193	
Nurmonjoki, Koskelankosket	NurmKosk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Seinäjäjoki, Kuljankoski	SeinKulj	0	0	0	0	54	0	0	0	1	0	0	0	0	2	217	
Lapväärtinjoki, Dagsmark	LapvDags	0	8	8	0	13	0	0	0	0	0	0	4	0	3	325	
Lapväärtinjoki, Tuimalankosket	LapvTuim	3	2	5	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	3	122	
Kruunupyynjoki, 8-tien sillan alap.	Kruu8-tie	0	0	0	0	0	1	0	0	2	3	1	0	0	4	110	
Kruunupyynjoki, Jeussen	KruuJeus	0	0	0	0	0	0	0	20	13	1	0	0	0	3	809	
Perhonjoki, Skatafors	PerhSkat	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	6	1	2	68	
Perhonjoki, Rautatiesillan yläp.	PerhRaut	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	7	0	2	128	
Perhonjoki, Karjalankoski	PerhKarj	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	8	0	2	80	
Ähtävänjoki, Pölsfors	ÄhtäPöls	0	3	3	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	3	548	
Ähtävänjoki, Hjulfors	ÄhtäHjul	1	13	14	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	3	2709	
Lapuanjoki, Silvastfors	LapuSilv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	7	
Kyrönjoki, Annalankoski	KyröAnna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lapväärtinjoki, Sågen	LapvSåge	0	7	7	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	3	644	
Lestijoki, Niskankoski	LestNisk	0	2	2	0	14	0	2	6	0	0	0	2	0	5	295	
Lestijoki, Raumankoski	LestRaum	0	1	1	0	27	0	0	0	1	0	1	1	0	5	148	
Lapuanjoki, Paasikkaankoski	LapuPaas	1	0	1	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	2	111	
Kokonaismäärä		47	56	103	3	283	1	2	28	1	21	5	11	37	1	12 8033	

<sup>1</sup> Vertailupaikat lihavoituna. <sup>2</sup> Taimenen nolla- ja yli yksivuotiaat yksilöt eri sarakkeissa. <sup>3</sup> Ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille herkkä laji.