

**KYMIJOEN ALAOSAN POHJÄELÄINTARKKAILU
VUONNA 2008: SURVIAISSÄÄSKIEN
KOTELONAHKAMENETELMÄN TULOKSET**

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 178/2009

Janne Raunio

ISSN 1458-8064

TIIVISTELMÄ

Tämä julkaisu käsittelee Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailun surviaissääskien kotelonahkamenetelmän tuloksia vuodelta 2008. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (CPET) on ollut osana Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailua vuodesta 2006 alkaen. CPET-näytteitä kerättiin Kymijoen alaosan viideltä tarkkailupisteeltä kolmesti kevään ja loppukesän välisenä aikana. Aineistosta määritettiin yli 3700 kotelonahkaa ja 134 akvaattista surviaissääskilajia, joka edusti 64% koko Kymijoen alaosan surviaissääskilajistosta. Näytepistekohtaiset lajimäärät olivat suurimmat joen keskiosan näytepisteillä Myllykosken Erottelussa ja Inkeroisissa. Oligotrofiaa ilmentävien surviaissääskilajien runsaus väheni alavirtaan päin mentäessä, kun taas eutrofian eli rehevyyden ilmentäjälajit runsastuivat. Surviaissääski-indeksin perusteella Voikkaan vertailupiste sekä Kuusankosken näytepiste olivat viitteellisen luokituksen perusteella rehevyystasoltaan melko karuja (oligo-mesotrofinen). Myllykosken Erottelun sekä Inkerosten näytepisteet olivat indeksiarvojen perusteella luokiteltavissa keskireheviksi (mesotrofinen) ja Karhulan näytepiste keskireheväksi-reheväksi (meso-eutrofinen). Viitteellisen tila-arvion perusteella Kuusankosken näytepiste ei eronnut Voikkaan vertailualueesta. Joen keskiosan (Myllykosken Erottelu-Inkeroinen) näytepisteillä ekologinen tila laski arviolta yhdellä laatuluokalla ja joen alaosalla (Karhula) ero oli jo kohtalainen, eli kaksi laatuluokkaa huonompi Voikkaan vertailualueeseen nähden. Orgaanista kuormitusta kuvaavat luokitukset viittasivat siihen, että Voikkaalla ja Kuusankoskella kuormituspaine oli vähäisin. Vastaavasti Inkerosten ja Karhulan lajistossa yleistyivät kuormitusta sietävät tai siitä hyötyvät taksonit. Eri tilamittareiden perusteella Kymijoen surviaissääskiyhteisöjen voidaankin todeta ilmentävän alavirtaan päin voimistuvaa rehevöitymistä, jossa joen ekologinen tila ja rehevyystaso muuttuvat asteittain ensin yhden (Myllykoski-Inkeroinen) ja lopulta kaksi laatuluokkaa (joen alaosa, eli Karhula) Voikkaan vertailualueesta. Tilastollisen tarkastelun perusteella näytepisteiden yhteisökoostumuksissa havaittiin niin ikään merkitseviä eroja. Vuosien 2006 ja 2008 tarkkailutuloksissa oli yleisesti ottaen vain vähäisiä eroja. Ainoastaan oligotrofiaa ilmentävien surviaissääskilajien suhteellisissa runsauksissa oli vuosien 2006 ja 2008 välillä kohtalainen ero, joka ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä. Havaittu ero selittyy näytteenottoajankohtien eroilla, jonka vuoksi eri vuosien näytteiden lajistokoostumus ja indeksiarvot eroavat toisistaan. Näytepisteiden yhteisörakenteessa ei ole kuitenkaan tapahtunut muutosta, vaan vuosien 2006 ja 2008 aineistoissa oli havaittavissa samankaltaiset säännönmukaisuudet. Yhteenvetona Kymijoen alaosan yksittäisten pistekuormittajien vaikutus joen pohjaeläimistöön oli vähäinen. Haja- ja pistekuormituksen yhteisvaikutuksesta ja mahdollisesti myös suvantojen hitaasta elpymisestä johtuen Kymijoen surviaissääskiyhteisöt ilmensivät kuitenkin selvää rehevyyssgradienttia ylä- ja alavirran näytepisteiden välillä.

SISÄLLYS

1 JOHDANTO	1
2 TUTKIMUSALUEEN YLEISKUVAUS	1
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	3
3.1 Kymijoen alaosan vedenlaatu	3
3.2 Näytteenotto	3
3.3 Näytteiden käsittely ja määrittely	5
3.4 Aineiston analysointi	5
4 TULOKSET	7
5 TULOSTEN TARKASTELU	14
6 VERTAILU MUIHIN TULOKSIIN JA TARKKAILUN JATKAMINEN	16

VIITTEET

Liite 1. Kymijoen alaosan surviaissääskilajistoa toukokuussa 2008

Liite 2. Kymijoen alaosan surviaissääskilajistoa kesäkuussa 2008

Liite 3. Kymijoen alaosan surviaissääskilajistoa heinäkuussa 2008

Liite 4. Kymijoen alaosan akvaattinen surviaissääskilajisto

Kymijoen alaosan velvoitetarkkailuohjelmaa uudistettiin vuonna 2005. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n laatiman tarkkailuohjelman hyväksyi Kaakkois-Suomen ympäristökeskus (Dnro 0498Y0085-103). Täydennyksiä ja muutoksia tehtiin erityisesti biologiseen tarkkailuun. Pohjaeläintarkkailun osalta ongelmia on tuottanut mm. suvantopisteiden näytepisteiden syvyyksien vaihtelu sekä alueellisesti ja ajallisesti vaihteleva pohjanlaatu. Lisäksi aiemmin käytetty rinnakkaisnäytemäärä (kolme näytettä/piste) oli selvästi liian alhainen. Uuteen ohjelmaan pohjaeläintarkkailua tehostettiin siten, että perinteisen syvantonäytteenoton rinnalle tuotiin uusi tutkimusmenetelmä, surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (**Chironomid Pupal Exuvial Technique, CPET**). Tämän lisäksi näytepisteverkostoa uudistettiin ja rinnakkaisnäytemäärä nostettiin kahdeksaan. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (Wilson & Ruse 2005) on Suomessa vielä huonosti tunnettu ja vähän hyödynnetty, mutta sen käyttö pohjaeläintutkimuksissa on yleisempää Keski-Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa. Suomessa menetelmää käytetään tiettävästi vain Kymijoen ylä- ja alaosan tarkkailuissa. Uuden ohjelman mukaan pohjaeläin- ja perifytontutkimukset tehdään vuorovuosina. Tarkkailu aloitettiin vuonna 2006 pohjaeläintutkimuksilla ja vuonna 2008 uuden ohjelman mukaisessa pohjaeläintarkkailussa käynnistyi siten toinen kierros. Tämä julkaisu käsittelee Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailun surviaissääskien kotelonahkamenetelmän tuloksia vuodelta 2008. Myöhemmin julkaistava pohjaeläintarkkailun toinen osio koskee toukkanäytteenoton tuloksia.

2 TUTKIMUSALUEEN YLEISKUVAUS

Päijänteen vedet purkautuvat Kalkkisten kanavan kautta Ruotsalaiseen ja edelleen Jyrängönvirran välityksellä Konniveteen. Suuren virtaaman vuoksi Konniveden teoreettinen viipymä on vain noin 39 päivää. Konniveden pohjoispäähän purkautuu vesiä myös Räävelin reitiltä, mutta virtaamat ovat selvästi pienemmät kuin Kymijoessa. Räävelinreitin virtaamia on aikaisemmin mitattu Sulkavankoskesta, jonka pitkän aikavälin (1993-2003) keskivirtaama oli noin $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Vuolenkoskelta, Konniveden lounaiskulmasta, Kymijoki jatkuu kapeampana jokiuomana Mankalan voimalaitokselle asti, jonka alapuolella joki virtaa jälleen järviältaiden läpi. Iitin/Jaalan Pyhäjärvellä Kymijokeen liittyy myös Mäntyharjun reitin vedet. Kymijoen alaosan katsotaan alkavan Pyhäjärven luusuasta ja Voikkaan alapuolella Kymijokeen laskee vielä Valkealan reitin eli ns. väliväylän vedet. Kymijoen Voikkaan mittauspisteellä vuoden 2008 keskivirtaama oli sateisesta kesästä johtuen yli pitkän aikavälin keskivirtaaman ($397 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Kymijokeen kohdistuu yhdyskuntajätevesien ja puunjalostusteollisuuden jätevesikuormitusta. Kymijoen vesistöarkkailu toteutetaan yhteistarkkailuna, johon osallistuvat vuonna 2008 seuraavat kuormittajat (yläjuoksulta lukien, ks. myös kuva 1):

UPM Kymmene Oyj, Kymi

Kuusankosken kaupunki

Kouvolan kaupunki

Anjalankosken kaupunki

Myllykoski Paper Oyj

Stora Enso Publication Papers Oy Ltd

Stora Enso Ingerois Oy

Ruotsinpyhtään kunta

Sonoco-Alcore

Kymin paperitehdas

Kuusanniemen sulfaattiselvitehdas

Akanojan puhdistamo

Mäkikylän puhdistamo

Halkoniemen puhdistamo

Huhdanniemen puhdistamo

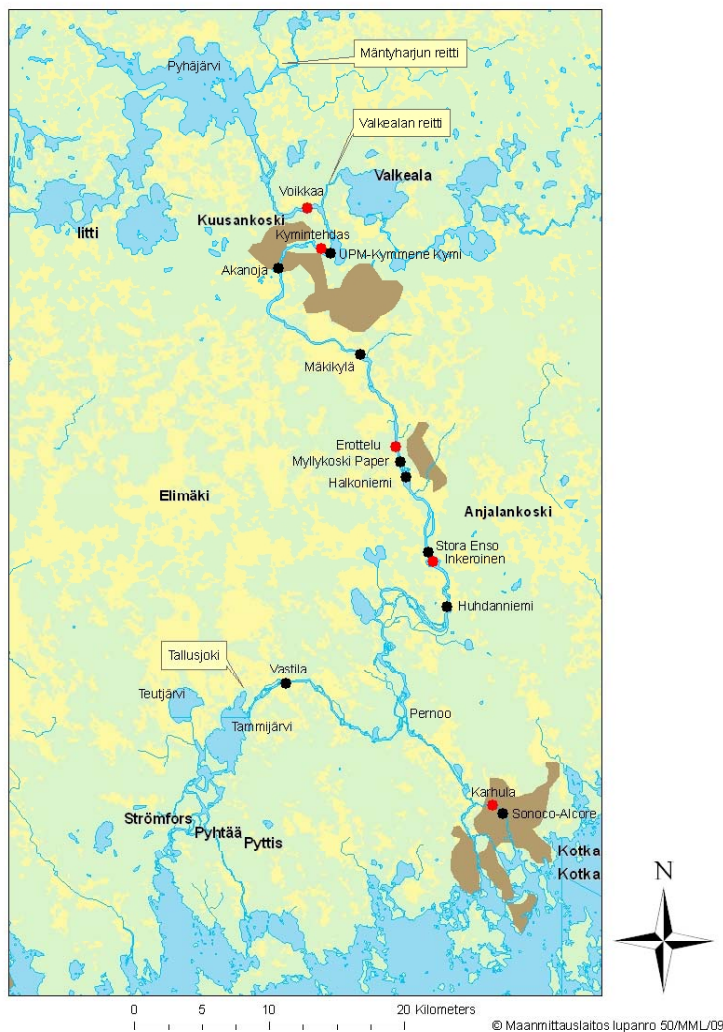
Myllykosken paperitehdas

Anjalan paperitehdas

Inkeröisten kartonkitehdas

Vastilan puhdistamo

Karhulan kartonkitehdas



Kuva 1. Jätevesien purkupisteiden (mustat pisteet) ja pohjaeläinten näytteenottopisteiden (punaiset pisteet) sijainti Kymijoen alaosalla.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Kymijoen alaosan vedenlaatu

Surviaissääskien kotelonahkoja kerättiin tarkkailuohjelman mukaisesti viideltä näytepisteeltä (kuva 1). Piste 1 sijaitsee Voikkaan alapuolisessa Pessankoskessa ja se toimii vertailupisteinä neljälle pistekuormittajien alapuoliselle näytepisteelle. Näytepisteet 2, 3 ja 4 sijaitsevat lähellä pistekuormittajia, kun taas alimman näytepisteeseen vedenlaatuun vaikuttaa pääasiassa hajakuormitus. Vuoden 2008 vedenlaatuaineistojen perusteella Rapakosken (Pessankosken alapuolella) vedenlaatu voidaan luokitella lievästi reheväksi ja Hurukselan, Karhulan sekä Ahvenkosken vedenlaadun seurantapisteen mesotrofiseksi eli keskireheväksi (taulukko 1).

Taulukko 1. Kymijoen alaosan kolmen näytepisteeseen vedenlaatu vuoden 2008 tarkkailuaineistojen perusteella (n = 12) sekä tulosten keskihajonnat (S.D.).

Näytepiste	Sameus FTU keskiarvo (S.D.)	Kok P. $\mu\text{g l}^{-1}$ keskiarvo (S.D.)	Kok. N $\mu\text{g l}^{-1}$ keskiarvo (S.D.)	Sähkönjohtavuus mS m^{-1} keskiarvo (S.D.)
Rapakoski	2,2 (0,9)	9,7 (2,8)	580 (61,5)	7,0 (0,1)
Huruksela	4,6 (2,7)	16,4 (3,9)	645 (125,2)	7,8 (0,2)
Karhula	4,8 (2,2)	18,7 (4,9)	652 (129,6)	8,1 (0,5)
Ahvenkoski	9,1 (8,5)	22,5 (9,1)	690 (140,8)	7,9 (0,3)

3.2 Näytteenotto

Surviaissääskien aikuistuminen käynnistyy Etelä-Suomen joissa tyypillisesti huhti-toukokuun vaihteessa ja päättyy syys-lokakuussa (Raunio ym. 2007a). Lajien ja sukujen aikuistumisajankohtien välillä on suurta vuodenaikaista ja vuorokauden sisäistä vaihtelua (mm. Wilson & Ruse 2005). Jotta yhteisökoostumuksesta saataisiin luotettava kuva, tulee kotelonahkoja kerätä vähintään kolmesti avovesikaudelta (Ruse & Wilson 1984). Millä tahansa kolmen kuukausittaisen näytteen yhdistelmällä tavoitetaan noin 60-80% alueen surviaissääskisuvuista ja lajeistakin n. 67% (Ruse & Wilson 1984, Raunio & Muotka 2005, Raunio 2007). Vuorokauden sisäisen vaihtelun aiheuttaman virheen vuoksi kotelonahkoja tulee kerätä kerääntymisalueilta tai ajalehtivaa aineista keräävistä pisteistä. Tällöin näytteen voidaan katsoa edustavan viimeisen kahden vuorokauden aikana aikuistuneita lajeja (Coffman 1973). Kotelonahka ja sitä kelluttava vahakerros alkavat vähitellen hajota aikuisen hyönteisen kuoriuduttua ja muutaman vuorokauden kuluessa kuoriutumisen kotelonahka alkaa vajota pohjaan. Järviolosuhteissa kerääntymisalue tarkoittaa tuulen vastaista rantaa, jonne pinnalla ajalehtivaa ainesta on kerääntynyt. Joissa kotelonahkoja kertyy mm. pintavirtausta estäviin kohtiin kuten kaatuneiden puunrunkojen tai laitureiden kupeisiin, joen mutkiin ja akanvirtoihin (kuva 2).



Kuva 2. Surviaissääskien kotelonahkoja kerätään kerääntymisalueilta tai ajelehtivaa aineista keräävistä pisteistä.

Surviaissääskien kotelonahkojen näytteenotto tapahtuu haavimalla rantaveden pinnalla kelluvaa aineista käsihaavilla (havas < 250 µm) (kuva 3). Näytteen pitää sisältää vähintään 200 kotelonahkaa (Ruse 1993). Koska vain kotelonahkojen määrä on ratkaiseva, ei haavinta-aikaa ole määritelty tai rajattu. Käytännössä riittävä määrä kotelonahkoja saavutetaan noin 10-30 minuutin haavinnalla. Kotelonahkoja on maastossa vaikea tai jopa mahdoton erottaa muusta veden pinnalla kelluvasta aineksesta, joten näytteenottaja ei käytännössä pysty aiheuttamaan virhettä tulokseen. Kotelonahkojen näytteenoton pystyy suorittamaan yksi henkilö ja esimerkiksi Kymijoen alaosan viisi tarkkailupistettä pystyttiin käymään läpi yhden työpäivän aikana. Haavinnan jälkeen haavin sisältö tyhjennettiin vedellä täytettyyn ämpäriin. Ämpäristä poistettiin isoimmat roskat ja samalla arvioitiin silmämääräisesti kotelonahkojen lukumäärää. Loppu aines kaadettiin siivilän (havas < 250 µm) läpi ja seulontajäännös kaadettiin purkkiin (0.7 l) ja säilöttiin etanolilla. Haavintaa jatkettiin mikäli riittävää määrää kotelonahkoja ei oltu saatu ensimmäisellä haavinnalla. Seuraavan haavinnan tulos yhdistettiin samaan näytepurkkiin ensimmäisen kanssa.



Kuva 3. Surviaissäskien kotelonahkojen näytteenottoa.

3.3 Näytteiden käsittely ja määrittäminen

Kymijoen alaosan tarkkailun näytteet kerättiin touko-, kesä ja heinäkuun puolivälissä. Näytteet poimittiin yleensä samana päivänä näytteenoton jälkeen tai viimeistään parin seuraavan vuorokauden sisällä näytteenotosta. Poimintaa varten näyteastiaa sekoitettiin ja siitä kaadettiin poiminta-alustalle pieni osa-näyte. Kaikki osanäytteen kotelonahat poimittiin ja laskettiin. Mikäli osanäytteen kotelonahkojen määrä ei ylittänyt vaadittua 200, kaadettiin poiminta-alustalle uusi osanäyte, josta poimittiin niin ikään kaikki kotelonahat. Näin kultakin näytepisteeltä tuli määritettäväksi kokonaisuudessaan yli 600 kotelonahan otos. Poiminta kestää näytteestä riippuen n. puoli tuntia – tunnin/näyte. Kotelonahkojen määrittämisessä hyödynnettiin Langtonin (1991) sekä Stur & Ekrem:n (2006) määrittämissuunnitelmoja. Kaikki kotelonahat määritettiin vähintään sukutasolle, mutta pääasiassa lajilleen.

3.4 Aineiston analysointi

Näytepisteiden rehevyyden arviointi

Näytepisteiden trofiatason arvioinnissa hyödynnettiin Raunion ja Paasivirran (2008) ehdottamaa surviaissäskitaksonien luokitusta. Tässä luokituksessa 195 Etelä-Suomen joissa yleistä surviaissäskilajia on luokiteltu kolmeen ryhmään: oligotrofian ilmentäjät (luokka A), eutrofian ilmentäjät (luokka C) sekä indifferentit, eli ns. jokapaikan lajit (luokka B). Rehevyyden ja kuormitusvaikutusten arvioinnissa hyödynnettiin luokkien A ja C taksonien ja yksilöiden suhteellisia runsauksia. Lisäksi luokkien A ja C lajien ja yksilöiden runsauksien perusteella laskettiin rehevyyden kuvaava surviaissäski- indeksi arvo. Indeksiksi laskettiin painotetun keskiarvon (Weighted Averaging) menetelmällä:

$$\sum_{i=0}^5 \frac{k_i \cdot n_i}{N}$$

Kaavassa k on indikaattoriluokan i painotus, n on kyseisen luokan i runsaus näytteessä ja N on eri indikaattoriluokkien yhteenlaskettu runsaus. Kotelonahka-aineistossa runsaus on indikaattoriluokan i suhteellinen runsaus (%). Indeksiarvo laskettiin kullekin näytteelle

erikseen ja tämän lisäksi myös kolmen kuukausittaisen näytteen yhdistetylle aineistolle. Indeksissä oligotrofian indikaattoreita painotetaan arvolla 5 ja eutrofian indikaattoreita arvolla 1. Indeksiksi voi siis saada arvoja välillä 1-5. Viitteellinen luokittelu voidaan tehdä jakamalla indeksin asteikko viiteen luokkaan: eutrofinen 1-1.79, meso-eutrofinen 1.8-2.59, mesotrofinen 2.6-3.39, oligo-mesotrofinen 3.4-4.19 ja oligotrofinen 4.2-5.

Näytepisteiden viitteellinen ekologisen tilan arviointi

Kuormitettujen näytepisteiden (Kuusankoski-Karhula) ekologista tilaa arvioitiin Sørensenin etäisyysindeksin avulla (mm. Sickle 2008). Indeksiksi mittaa näyteparin (vertailuyhteisön vs. kuormitetun pisteen yhteisökoostumus) yhtäläisyyttä lajistossa ja lajien runsauksissa. Vertailuaineistona käytettiin Voikkaan näytepisteen yhteisökoostumusta. Indeksiksi voi saada arvoja välillä 0-100%, maksimiarvon ilmentäessä lajistoltaan ja lajirunsausiltaan yhdenmukaista näyteparia. Tässä työssä yhdenmukaisuuden tavoitetasona käytettiin 60%:n raja-arvoa, jota suurempien indeksiarvojen on katsottu ilmentävän rinnakkaisnäytteisiin verrattavaa samankaltaisuutta (mm. Kelly 2001, Kiiski 2004). Myös Raunio ym. (2007b) sekä Ferrington ym. (2008) päätyivät samansuuntaisiin tuloksiin tutkiessaan järvien sisäistä vaihtelua surviaissääskiyhteisöissä. Sørensenin indeksillä mitattuna järvien sisäisten näytteiden samankaltaisuus oli Raunio ym. (2007b) aineistossa keskimäärin 59.7%, kun taas Ferringtonin ym. (2008) havaitsema etäisyys Whittakerin indeksillä mitattuna oli keskimäärin 59.1%. Asetetun 60% rajan alapuolella eri tilaluokat jaettiin tasavälein 15%:n suuruisiin luokkiin: lievä ero vertailuyhteisöön 45-60%, kohtalainen ero vertailuyhteisöön 30-45%, suurehko ero vertailuyhteisöön 15-30% ja huomattava ero vertailuyhteisöön 0-15%. Ekologiseen tilaan liittyvä luokitus on viitteellinen sillä Voikkaan vertailupiste ei edusta luonnontilaista aluetta. Vesistöjen ekologista tilaa arvioitaessa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvona on myös käytetty erilaisten tilaa mittaavien muuttujien, kuten muutosherkkien ja epäherkkienlajien runsauksien risteyskohtaa (mm. Kelly ym. 2008). Kymijoen näytepisteiden ekologista tilaa arvioitiin oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellisten runsauksien avulla. Näytepisteet, joilla tavattiin enemmän oligotrofiaa ilmentävien lajien yksilöitä katsottiin edustavan hyvää tai erinomaista tilaa.

Orgaanisen kuormituksen arviointi

Kymijoen alaosan viiden näytepisteen orgaanisen kuormituksen voimakkuutta arvioitiin Chironomini-ryhmään kuuluvien lajien saprobia-luokituksen avulla (Moller-Pillot 2009) sekä Wilsonin & Rusen (2005) sukutason luokituksen avulla. Saprobia-luokituksessa Chironomini-ryhmän lajeille on annettu todennäköisyydet esiintyä eriasteisesti kuormitetuissa vesistöissä. Luokitus on seitsemäportainen olisaprobiasta polysaprobiaan. Kymijoen tarkkailuaineiston Chironomini-ryhmän lajien suhteelliset runsaudet näytteissä summattiin. Näytepisteillä havaittujen lajien runsaus kerrottiin ko. lajin esiintymistodennäköisyys kussakin seitsemässä saprobiaaluokassa. Wilsonin & Rusen (2005) luokituksesta hyödynnettiin kuormitukselle herkkien ja epäherkkien surviaissääksikujen keskimääräisiä runsauksia näytteissä.

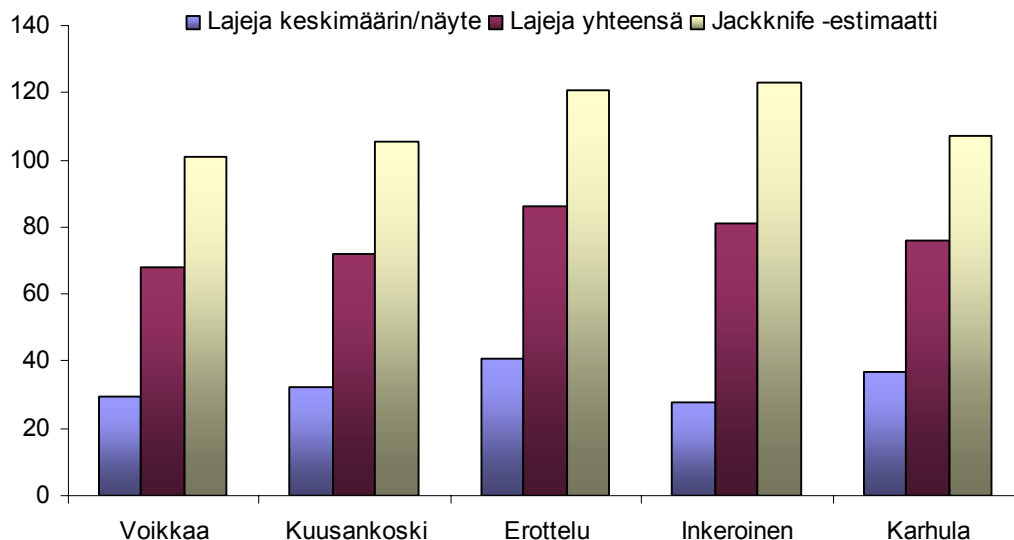
Tilastolliset menetelmät

Tilastollisina menetelminä käytettiin NMDS-ordinaatioanalyysiä, jolla kuvattiin kaksiulotteisessa ordinaatiossa näytteiden ja näytepisteiden eroja ja yhtäläisyyksiä surviaissäskien yhteisökoostumuksissa. Tämän lisäksi näytepisteiden välisiä eroja surviaissäskiyhteisöjen koostumuksessa tutkittiin perMANOVA -testillä. Vuosien 2006 ja 2008 tarkkailuaineistoja vertailtiin Mantelin testillä. Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien yksilöiden ja taksonien suhteellisia runsauksia vertailtiin toistomittausten varianssianalyysillä (rmANOVA) ja suhteellisten runsauksien trendejä ylä- ja alavirran näytepisteiden välillä tutkittiin regressioanalyysillä. Surviaissäski- ja Sørensenin indeksien arvoja sekä indikaattorilajien runsauksien eroja vuosien 2006 ja 2008 välillä tutkittiin varianssianalyysin avulla. Kokonaislajimääriä arvioitiin first-order Jackknife -estimaatin avulla. NMDS-, Mantel- ja perMANOVA -analyysit tehtiin PC-ORD -ohjelmalla (McCune & Meffort 1999). Regressio- ja varianssianalyysit suoritettiin SYSTAT 10 -ohjelmalla.

4 TULOKSET

Näytepisteiden lajimäärät

Kymijoen viiden tarkkailupisteen ja 15 näytteen aineistosta määritettiin yhteensä 3729 kotelonahkaa ja 137 lajia, joista 3 oli semi-akvaattisia (liitteet 1-3). Kymijoelta on tähän mennessä tavattu 211 akvaattista surviaissäskilajia (liite 4), joten suvantoalueiden akvaattisten surviaissäskien lajisto edusti n. 64% koko joen lajistosta. Tämä 211 lajin lista perustuu sekä suvantojen että koskien näytteisiin, joita on kerätty aikuisia surviaissäskiä ja kotelonahkoja haavimalla. Tarkkailuaineisto koostui pääasiassa yleisistä jokilajeista, mutta joukossa oli muutama Suomessa harvinainenkin laji, kuten *Robackia demeijerei*, jota tavattiin Karhulan näytepisteeltä jo vuonna 2006. Tällä kertaa lajin yksilöitä löydettiin myös Kuusankosken näytepisteeltä. Näytepistekohtaisesti kokonaistaksonimäärä vaihteli 68:sta (Voikkaa) 86:een (Myllykosken Erottelu) (kuva 4). Näytepistekohtaiset lajimäärät ja yhteenlaskettu lajimäärä olivat vuonna 2008 suuremmat kuin vuonna 2006. Jackknife-estimaatin perusteella näytepisteiden kokonaislajimäärät olisivat välillä 100-123 (kuva 4) ja yhteensä Kymijoen alaosan suvantopisteiltä voisi löytyä lähes 170 surviaissäskilajia. Näytepisteiltä havaitun (kolme näytettä/piste) ja arvioidun taksonien kokonaismäärän osuus näytepisteillä oli keskimäärin 69% (vaihteluväli 66-71%).



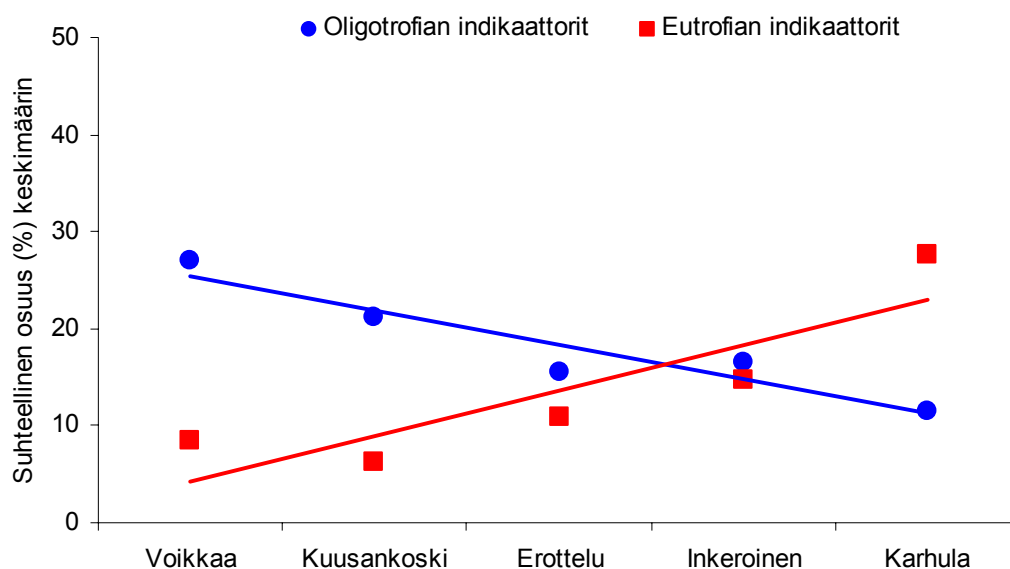
Kuva 4. Näytesteiltä havaitut ja estimoidut lajimäärät. Lajimäärät olivat suurimmat joen keskiosan näytesteillä (Myllykosken Erottelu ja Inkeroinen).

Näytesteiden rehevyyden arviointi

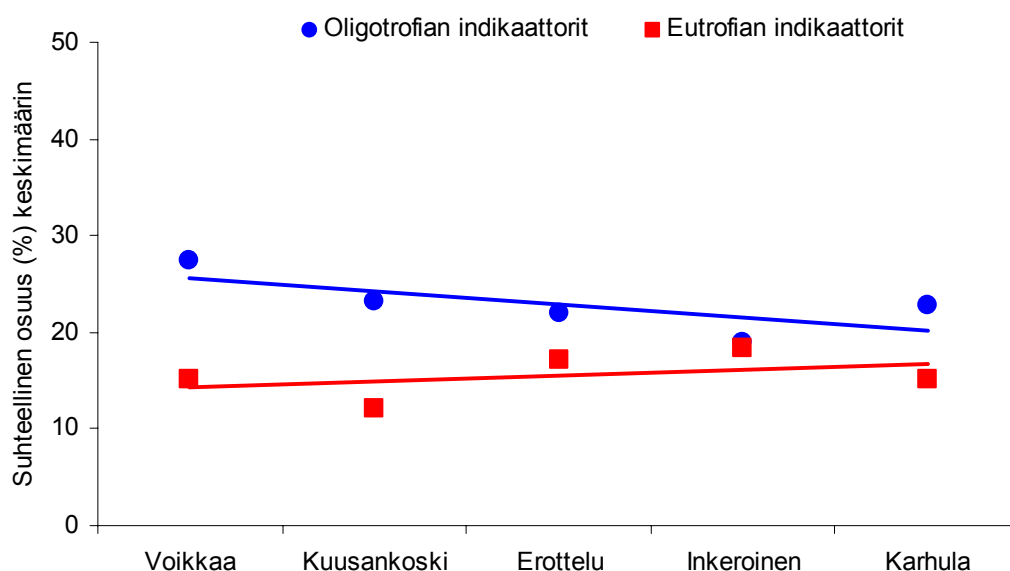
Surviaissääskilajien trofialuokituksen perusteella oligotrofian indikaattorilajien yksilöiden suhteellinen runsaus osoitti selvää alavirtaan päin laskevaa trendiä (regressioanalyysi: $p = 0.01^*$), kun taas eutrofian ilmentäjälajit runsastuivat (regressioanalyysi: $p = 0.05^*$) (kuva 5). Ero oligotrofian ja eutrofian indikaattorien suhteellisissa runsauksissa oli näytesteiden välillä tilastollisesti merkitsevä tai melkein merkitsevä: oligotrofiaa ilmentävien yksilöiden suhteellinen osuus (rmANOVA) $F_{8,4} = 5.3$, $p = 0.02^*$, eutrofiaa ilmentävien yksilöiden suhteellinen osuus: $F_{8,4} = 2.7$, $p = 0.10$. Sen sijaan oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellisten osuuksien trendit joen eri näyteasemien välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (regressioanalyysi: $p = 0.18$ ja $p = 0.49$) (kuva 6). Varianssianalyysin perusteella erot oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellisissa runsauksissa eivät olleet näytesteiden välillä myöskään tilastollisesti merkitseviä (rmANOVA): $F_{8,4} = 0.58$, $p = 0.68$ ja $F_{8,4} = 1.2$, $p = 0.35$. Näin ollen indikaattorilajien yksilöiden suhteellinen runsaus näytti lajimäärää herkemmin erottelvan näytesteet toisistaan. Indikaattorilajien yksilöitä oli näytteissä keskimäärin 32% (näytesteiden välinen vaihtelu 26-39%) kaikista määritetyistä kotelonahoista. Indikaattorilajien osuus kaikista näytteissä havaituista lajeista oli keskimäärin 38.5% (näytesteiden välinen vaihtelu 35-42%). Kunkin näytesteen tila-arvio perustui tässä aineistossa siten noin 200 indikaattoriryksilön otokseen ja loput 2/3 lajeista ja noin 400 kotelonahkaa oli luokiteltavissa ns. jokapaikan lajeihin.

Varianssianalyysi perusteella oligotrofian ja eutrofian ilmentäjälajien yksilöiden runsauksissa ja lajimäärissä ei ollut vuosien 2006 ja 2008 välillä tilastollisesti merkitsevää eroa. Suurin ero oli oligotrofiaa ilmentävien lajien yksilöiden runsauksissa, sillä vuonna 2006 havaittiin tähän ryhmään luokiteltuja lajien yksilöitä keskimäärin n. 10 % enemmän kuin vuonna 2008. Ero ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä ($p = 0.14$). Muissa

tapauksissa vuosien väliset erot olivat marginaalisia (vaihtelu merkitsevyytasoissa: $p = 0.65-0.91$).



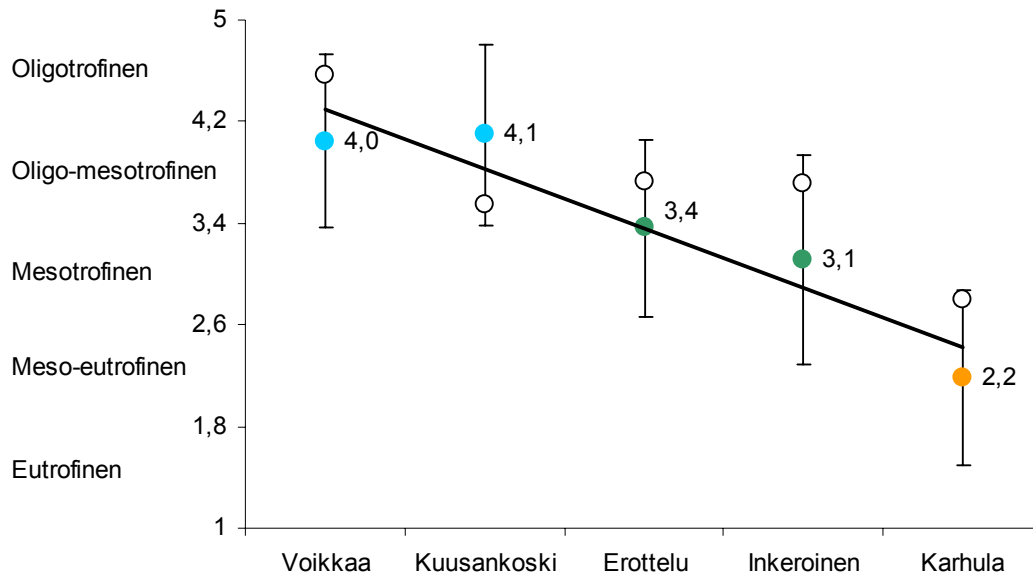
Kuva 5. Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien yksilöiden suhteellinen osuus (kolmen näytteen keskiarvo) Kymijoen alaosan näytepisteillä kesällä 2008 sekä pienimmän neliösumman suorat. Oligotrofian indikaattorit vähenivät ja eutrofian indikaattorit runsastuivat alavirtaan päin mentäessä.



Kuva 6. Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellinen osuus (kolmen näytteen keskiarvo) Kymijoen alaosan näytepisteillä kesällä 2008 sekä pienimmän neliösumman suorat. Oligotrofian indikaattorit vähenivät ja eutrofian indikaattorit runsastuivat alavirtaan päin mentäessä.

Rehevyyttä kuvaavan surviaissääski-indeksin perusteella Voikkaan vertailupiste sekä Kuusankosken näytepiste olivat viitteellisen luokituksen perusteella rehevyytetasoltaan melko karuja (kuva 7). Myllykosken Erottelun sekä Inkeröisten näytepisteet olivat

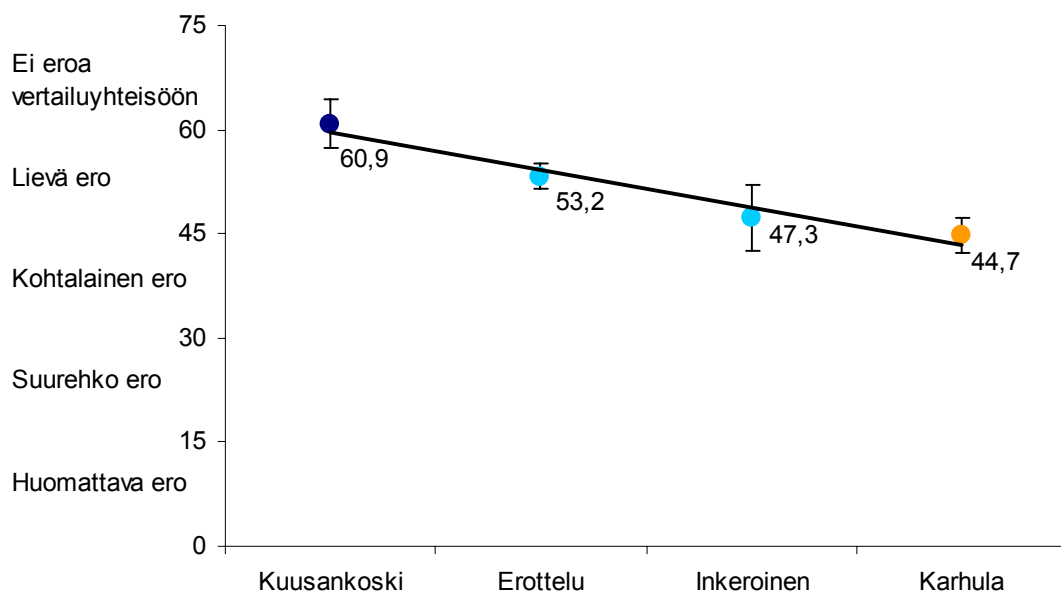
indeksiarvojen perusteella luokiteltavissa mesotrofisiksi. Karhulan näytepiste oli meso-eutrofinen. Vuoteen 2006 nähden useimpien näytepisteiden indeksiarvo oli vuonna 2008 hieman alhaisempi (kuva 7). Varianssianalyysin perusteella erot vuosittaisissa indeksiarvoissa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ($p = 0.25$) ja kaikissa tapauksissa vuoden 2006 indeksiarvo mahtui virhevaihtelun puitteisiin.



Kuva 7. Surviaissäski-indeksin arvot (kolmen näytteen yhdistettyjen tulosten perusteella) sekä näytteiden välinen keskivirhe (S.E.) Kymijoen alaosan näytepisteillä kesällä 2008 sekä pienimmän neliösumman suora. Valkoisin täplin on osoitettu vuoden 2006 vastaava indeksiarvo. Voikkaa ja Kuusankoski olivat indeksin perusteella joen karuimmat alueet.

Näytepisteiden viitteellinen ekologisen tilan arviointi

Sørensenin etäisyysindeksin perusteella arvioituna kuormitettujen näytepisteiden (Kuusankoski-Karhula) ekologinen tila poikkesi vertailupisteestä sitä enemmän mitä kauempana alavirrassa kyseinen piste oli (regressioanalyysi: $F = 44.9$, $p = 0.02^*$, kuva 8). Kuusankosken näytepisteeseen yhteisökoostumus ei vielä poikennut Voikkaan vertailuyhteisöstä. Sen sijaan joen keskiosan näytepisteillä ero oli lievä ja alaosalla kohtalainen. Varianssianalyysi osoitti, että erot vuosien 2006 ja 2008 Sørensenin indeksiarvoissa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ($p = 0.98$).

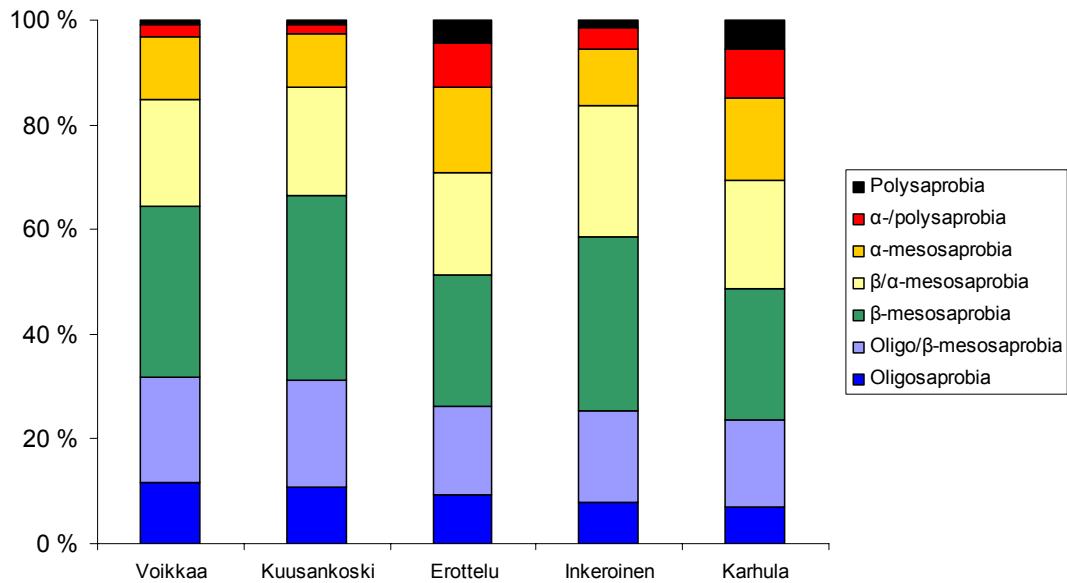


Kuva 8. Kuormitettujen näytepisteiden ekologinen tila Sørensenin etäisyysindeksin (keskiarvo ja virhevaihtelu S.E.) perusteella arvioituna (raja-arvo 60%) sekä trendiä osoittava pienimmän neliösumman suora. Kuormitettujen näytepisteiden ekologinen tila laskee alavirtaan päin mentäessä.

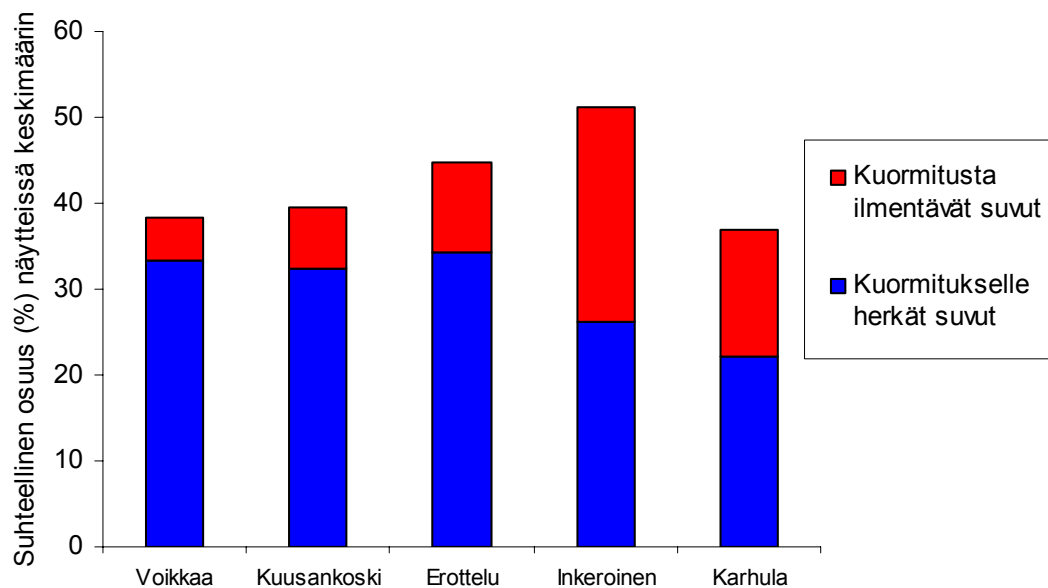
Kelly ym. (2008) arvioivat jokien ekologista tilaa ravinnekuormitusta sietävien ja kuormitukselle herkempien lajien runsauksien avulla. Heidän käyttämässään luokittelussa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvona käytettiin näiden kahden luokan lajien runsauksien risteyskohtaa. Näytepiste luokiteltiin tyydyttävään tai sitä huonompaan tilaan, mikäli ravinnekuormitusta sietäviä lajeja oli kyseisellä näytepisteellä karua vedenlaatua ilmentäviä lajeja enemmän. Surviaissääskiaineiston perusteella Kymijoen ekologisen tilan muutos hyvästä tyydyttävään tai sitä huonompaan tilaan tapahtuisi Inkeröiden alapuolella (kuva 5). Viitteellisen luokittelun mukaan Kymijoki Voikkaalta Inkeröisiin voidaan arvioida olevan hyvässä ekologisessa tilassa.

Orgaanisen kuormituksen voimakkuus

Chironomi-ryhmän lajien saprobia-luokituksen perusteella Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteillä oli eniten orgaaniselle kuormitukselle herkkiä lajeja (kuva 9). Vastaavasti kuormitusta sietävien tai kuormituksesta hyötyvien lajien tiheydet olivat suurimmillaan Myllykosken Erottelun ja Karhulan näytepisteillä. Erot näytepisteiden välillä olivat kuitenkin suhteellisen pieniä. Wilsonin ja Rusen (2005) ehdottaman sukutasoon perustuvan luokituksen perusteella kuormitusvaikutus oli selvimmän havaittavissa Inkeröiden näytepisteellä (kuva 10). Kaikilla näytepisteillä orgaaniselle kuormitukselle herkkät surviaissääksisuvut olivat kuitenkin yleisempiä kuin kuormitusta ilmentävät taksonit.



Kuva 9. Näytepisteillä esiintyvien kuormituksen ilmentäjälajien runsaudet. Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteiltä tavattiin eniten kuormitukselle herkkiä lajeja.



Kuva 10. Näytepisteillä esiintyvien kuormitusta ilmentävien ja kuormitukselle herkkien surviaissääskisukujen runsaudet. Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteiltä tavattiin eniten kuormitukselle herkkiä lajeja.

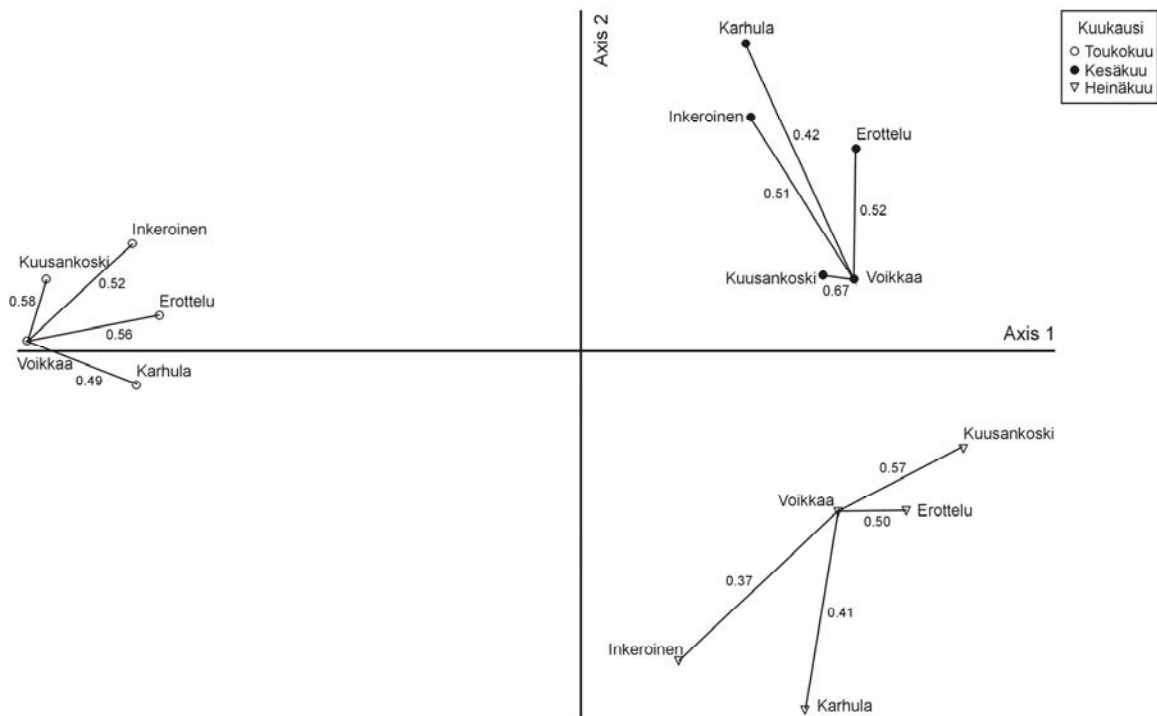
Tilastollinen tarkastelu

Surviaissäskien yhteisökoostumuksissa oli tilastollisen tarkastelun perusteella alueellisia eroja (perMANOVA: $F = 1.2$, $p = 0.049^*$). Parittaisissa vertailuissa erot näytepisteiden surviaissäskiyhteisöissä eivät olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä (taulukko 4). Suurimmat yhteisöerot olivat Voikkaa - Myllykoski/Erottelu vertailuparin välillä. Näin oli myös vuonna 2006. Vastaavasti Voikkaa - Kuusankoski ja Voikkaa - Inkeroinen vertailupareissa erot olivat pienimmät.

Taulukko 4. Näytepisteiden surviaissääskiyhteisöjen parittaisten vertailujen tulokset (p-arvo). Vertailupisteen ja kuormitettujen pisteiden väliset erot on vahvistettu.

	Voikkaa	Kuusankoski	Myllykoski/Erottelu	Inkeroinen	Karhula
Voikkaa	1				
Kuusankoski	1.0	1			
Myllykoski/Erottelu	0.24	1.0	1		
Inkeroinen	1.0	0.48	1.0	1	
Karhula	0.74	0.24	1.0	0.49	1

NMDS-ordinaatioanalyysin (kuva 11) perusteella näytepisteiden yhteisökoostumusten erot olivat melko samankaltaisia kuin mitä eri tila-mittarit osoittivat tai mitä voitiin odottaa näytepisteiden vedenlaadun ja nykyisen kuormituksen perusteella. Kuusankosken näytteet sijoittuivat ordinaatiossa lähimmäs Voikkaan vertailupisteen näytteitä. Vastaavasti Karhulan ja Inkeroinen näytteet erosivat kaikkien näytteiden perusteella eniten yhteisökoostumukseltaan Voikkaan vertailupisteestä (kuva 11).



Kuva 11. Näytepisteiden (Voikkaa-Karhula) NMDS-ordinaatio. Vertailupistettä ja kuormitettuja pisteitä yhdistävä viiva kuvaa yhteisöjen eroja ja luvut Sørensenin indeksin arvoa pisteparien välillä.

Mantelin testin perusteella vuosien 2006 ja 2008 tarkkailuaineistoissa oli havaittavissa hyvin voimakas yhdenmukaisuus ($p < 0.001^{***}$). Vaikka näytteenottoajankohdissa oli tarkkailuvuosien välillä joitakin eroja ja lajien kuoriutumisaikojen saattavat vaihdella vuosien välillä, oli Kymijoen näytepisteiden väliset erot ja yhteneväisyydet samankaltaisia näissä aineistoissa. Tulokset viittaavat myös siihen, että tarkkailupisteiden yhteisökoostumuksessa ja tilassa ei ole tapahtunut merkittävää muutosta vuosien 2006-2008 välillä.

5 TULOSTEN TARKASTELU

Kymijoen alaosan viiden näytepisteen aineistosta havaittiin kokonaisuudessaan 137 taksonia, joista 134 oli akvaattisia lajeja. Vuonna 2006 kokonaislajimäärä oli 111. Havaittu lajimäärä edusti noin 64% koko joen alaosan akvaattisista surviaissääskilajeista. Tilastollisen arvioin perusteella tutkittujen suvantojen lajimäärä voisi kokonaisuudessaan ylittää noin 170 lajiin, jolloin vuonna 2008 havaittu lajimäärä edustaisi 78%:n kattavuutta suvantojen lajistosta. Arvioiden perusteella kunkin näytepisteiden lajistosta tavoitettiin kolmella kotelonahkanäytteellä keskimäärin n. 69 %. Vuonna 2006 näytteiden arvioitu kattavuus oli 67%. Tulokset tukevat aikaisempia havaintoja, joiden mukaan kolmella eri kuukausina kerätyllä kotelonahkanäytteellä tavoitetaan n. 60-80 % alueen faunasta (Raunio & Muotka 2005, Raunio 2007). Näytepistekohtaisissa lajimäärissä oli kuitenkin tarkkailuvuosien välillä eroja: vuonna 2006 vaihteluväli oli 55-69 lajia, kun se vuonna 2008 oli 68-86 lajia. Vuonna 2006 korkeimmat lajimäärät tavattiin Voikkaan ja Karhulan näytepisteiltä, mutta vuonna 2008 joen keskiosan (Erottelu/Myllykoski ja Inkeroinen) näytepisteiden lajimäärä oli suurin. Vuosien väliset erot liittyvät näyteenottoajankohtien eroihin, sillä eri ajankohtina lajistosta tavoitetaan erilainen osuus (Raunio ym. 2007a).

Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien ja yksilöiden runsauksissa havaittiin selviä alueellisia eroja. Oligotrofian ilmentäjät olivat lajien lukumääräisissä ja yksilörunsauksina tarkasteltuna runsaimmillaan Voikkaan vertailupisteellä ja vastaavasti rehevyyden ilmentäjälajit runsastuivat joen alaosan näytepisteillä. Indikaattorilajien yksilöiden suhteelliset runsaudet erottelivat näytepisteet lajien osuuksia paremmin toisistaan. Tulokset olivat saman kaltaisia vuonna 2006, mutta oligotrofiaa ilmentävien lajien yksilöitä oli vuoden 2006 näytteissä keskimäärin 10% enemmän. Vuosien välinen ero ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä ja samoin todettiin muidenkin indeksiarvojen vertailuissa. Surviaissääski-indeksin perusteella arvioituna Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteet olivat rehevyydestään oligo-mesotrofisia, Erottelu/Myllykoski ja Inkeroinen mesotrofisia ja Karhula meso-eutrofinen. Indeksiarvot olivat Kuusankosken näytepistettä lukuun ottamatta matalammat kuin vuonna 2006. Viitteellisessä ekologisen tilan arvioinnissa kuormitettujen näytepisteiden surviaissääskiyhteisöjen katsottiin poikkeavan vertailuyhteisöstä vain lievästi (Erottelu/Myllykoski-Inkeroinen) tai kohtalaisesti (Karhula). Kuusankosken näytepisteen surviaissääskiyhteisöt eivät tämän aineiston perusteella poikenneet Voikkaan vertailuyhteisöistä. Orgaanista kuormitusta kuvaavat luokitukset viittasivat siihen, että Voikkaalla ja Kuusankoskella kuormituspaine oli vähäisin. Vastaavasti Inkeroinen ja Karhulan lajistossa yleistyivät kuormitusta sietävät tai siitä hyötyvät taksonit. Eri tilamittareiden perusteella Kymijoen surviaissääskiyhteisöjen voidaankin todeta ilmentävän alavirtaan päin voimistuvaa rehevöitymistä ja kuormitusta, jossa joen ekologinen tila muuttuu asteittain ensin yhden (Myllykoski-Inkeroinen) ja lopulta kaksi laatuluokkaa (joen alaosa, eli Karhula) Voikkaan vertailualueesta. Tässä työssä käytettyjen tilamittareiden avulla tehtyjä luokituksia tulee pitää viitteellisinä, koska käytetty

vertailupiste ei edusta luonnontilasta tai lähes luonnontilaista aluetta ja indeksien raja-arvot on toistaiseksi tarkemmin määrittelemättä.

Näytepisteiden yhteisökoostumuksissa havaittiin myös tilastollisesti merkitseviä eroja, mutta erot olivat sikäli lieviä, että parittaisissa vertailuissa yksikään kuormitettu piste ei eronnut merkitsevästi Voikkaan vertailupisteestä. Näin todettiin myös vuoden 2006 aineiston perusteella. Näytepisteiden yhteisökoostumusten ero oli selvän Voikkaa – Erottelu/Myllykoski vertailuparissa ja lievin Voikkaan ja Kuusankosken pisteiden välillä. Myös tämä tulos oli yhdenmukainen vuoden 2006 tuloksiin nähden. Epäselvää on kuitenkin se, miksi tilastollisessa tarkastelussa Myllykosken näytepiste erosi selvimmin vertailupisteestä, vaikka eri tila-mittarit ja Sørensenin etäisyysindeksi osoittivat toista. Tosin ordinaatioanalyysi tuki eri tila-mittareiden antamaa kuvaa näytepisteiden rehevyyden ja ekologisen tilan eroista, sillä Erottelun näytepiste sijoittui ordinaatioissa lähelle vertailupistettä (viitaten melko samankaltaiseen yhteisökoostumukseen). Vastaavasti Inkeröiden ja Karhulan näytteiden yhteisökoostumus poikkesi selvimmin Voikkaan vertailupisteestä.

Kokonaisuudessaan tarkkailutulokset viittaavat siihen, että Kymijoen alaosan surviaissääskiyhteisöissä on alueellista vaihtelua, joka on yhteydessä joen rehevyyden ja kuormitustason sekä ekologisen tilan muutoksiin. Kaikilla mittareilla tarkasteltuna yksittäisten pistekuormittajien (mm. Kuusankosken, Myllykosken tai Inkeröiden tehtaat) vaikutus joen pohjaeläinyhteisöihin, tai ainakin surviaissääskiyhteisöihin, voidaan todeta vähäiseksi. Tämä oli hyvin nähtävissä myös tilastollisessa tarkastelussa, sillä näyteparien Voikkaa-Kuusankoski ja Myllykoski-Inkeröinen (tehtaiden ylä- ja alapuoliset pisteet) väliset erot olivat olemattomia ($p = 1.0$). Havaitut trendit ylä- ja alavirran näytepisteiden rehevyyden välillä syntyivät todennäköisesti piste- ja hajakuormituksen yhteisvaikutuksesta sekä sumentojen pohjasedimenttien rehevyydestä, joka voi olla yhteydessä näiden alueiden hitaaseen palautumiseen. Indeksien ja tilamittareiden arvoissa sekä lajimäärissä havaittiin jonkin verran vuosien välistä vaihtelua. Erot olivat kuitenkin suhteellisen pieniä eivätkä ne olleet tilastollisestikaan merkitseviä. Havaittu ajallinen vaihtelu liittyy näytteenottoajankohtien eroihin, jonka vuoksi eri vuosien näytteiden lajistokoostumus ja indeksiarvot erosivat hieman toisistaan. Mantelin testi kuitenkin osoitti, että vuosien 2006 ja 2008 aineistoissa oli havaittavissa samankaltaiset säännönmukaisuudet. Näin ollen Kymijoen alaosan tarkkailupisteiden tilassa ei ole ainakaan surviaissääskiyhteisöjen osalta tapahtunut merkittävää muutosta tarkkailujaksolla 2006-2008. Tulos on sikäli mielenkiintoinen, että pienten latvapurojen ja -jokien surviaissääskiyhteisöissä on havaittu paljon sattumanvaraista vaihtelua ja yhteisöjen vaste ympäristötekijöihin, kuten vedenlaatuun, on ollut heikko (mm. Heino 2005). Tulokset viittaavatkin siihen, että surviaissääskiyhteisöjen vaste on ennustettavampi ympäristöoloiltaan vakaammassa vesistöissä kuten suurten jokien suvannoissa.

6 VERTAILU MUIHIN TULOSSIIN JA TARKKAILUN JATKAMINEN

Piilevätutkimuksien perusteella Kymijoen alaosan vedenlaatu vaihteli vuonna 2007 erinomaisesta (Voikkaa ja Huruksela) tyydyttävään (Kouvolan Mäkikylä ja Karhula) (Raunio 2008). Valtaosalla näytepisteistä vedenlaatu oli luokiteltavissa hyväksi. Rehevyytensä kuvaavan piileväindeksin perusteella kaikkien näytepisteiden vedenlaatu oli luokiteltavissa melko karuksi. Piilevien tarkkailupisteitä on enemmän kuin pohjaeläinpisteitä, mikä hankaloittaa tuloksien vertailua. Pohjaeläintarkkailun tulosten perusteella surviaissääskiyhteisöt näyttäisivät kuitenkin ilmentävän vesikemiaa ja piileviä voimakkaampaa rehevyyttä, mikä johtuu siitä, että pohjaeläimet kuvaavat vedenlaadun ohella myös pohjasedimentin rehevyyttä. Yhtäläisyyksiäkin tuloksista löytyy, sillä IPS-piileväindeksin ja surviaissääskiaineistojen perusteella Kymijoen alaosan tilassa oli havaittavissa ensin yhden tilaluokan (joen keskiosa) ja lopulta kahden tilaluokan (Karhula) muutos. Vuoden 2007 verkkokoekalastuksien perusteella Kuusankosken ja Myllykosken välisellä jokiosuudella kalastossa oli havaittavissa vain vähäisiä eroja vertailuyhteisöihin nähden (Raunio & Mäntynen 2008). Sen sijaan Inkeröiden koealan kalasto erosi kaikkein selvimmin Voikkaan vertailuyhteisöstä ja ilmensi alavirtaan päin voimistuvaa rehevyyttä.

Kymijoen alaosan tarkkailuohjelmaa viimeksi päivitettäessä pisteverkostoa karsittiin, jotta pohjakauhamenetelmän rinnakkaisnäytemäärää voitiin nostaa, kasvattamatta kuitenkaan kokonaisnäytemäärää. Samalla kuitenkin syntyi katvealueita joita kuormittavien tehtaiden tai jätevedenpuhdistamoiden vaikutuksia ei pystytä nykyisen pisteverkoston perusteella arvioimaan. Tarkkailun jatkoa ajatellen tulisikin pohtia, voitaisiinko nämä katvealueet (Kuusankosken ja Kouvolan jätevedenpuhdistamoiden sekä Myllykosken ja Karhulan tehtaiden alapuoliset alueet sekä Pyhtää) ottaa tarkkailun piiriin kotelonahkamenetelmää hyödyntäen, sillä menetelmä mahdollistaa vertailukelpoisten aineistojen tuottamisen myös alueilta, joilla pohjakauhamenetelmän soveltaminen on osoittautunut hankalaksi. Ohjelman täydennys näin meneteltynä tuottaisi lisäkustannuksia lähinnä näytteiden määrityksien suhteen, sillä kymmenenkin näytepisteen verkosto pystytään käymään läpi saman työpäivän aikana. Tällöin pisteverkosto olisi lähes yhdenmukainen piileväseurannan kanssa ja tuloksien vertaaminen olisi myös helpompaa.

VIITTEET

- Coffman, W. P. 1973. Energy flow in a woodland stream ecosystem: II. The taxonomic composition and phenology of the Chironomidae as determined by the collection of pupal exuviae. *Arch. Hydrobiol.* 73: 281-322.
- Heino, J. 2005. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards, and nestedness, or is there only randomness? *Ecol. Entomol.* 30: 590-599.
- Ferrington, L. C. Jr., Masteller, E. C. & Santiago-Blay, J. A. 2008. Comparison and significance of Chironomidae emergence from Lake Erie and Presque Isle Bay, Erie, Pennsylvania, U.S.A. Proceedings of the 16th international chironomid symposium. *Boletim do Museum Municipal do Funchal (História Natural)* 13: 21-28.
- Kelly, M. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Wat. Res.* 35: 2784-2788.
- Kelly, M., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. & Yallop, M. 2008. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwat. Biol.* 53: 403-422.
- Kiiski, A. 2004. Pyhäjärven surviaissäskiyhteisön tarkastelu paleolimnologisia menetelmiä käyttäen. Teoksessa Kukkonen, Minna: Paleolimnologia niukkaravinteisen ja kiskasvetisen järven ekologisen tilan arvioinnissa. Rajavesien ekologisen tilan arviointihanke. Pohjios-Karjalan ympäristökeskus. Sivut 29-35.
- Langton P. H., 1991: A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae. Privately published, Huntington, Cambridgeshire, UK.
- Moller-Pillot, H. K. M. 2009: Chironomidae larvae. Biology and ecology of the Chironomina. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Raunio, J. 2008. Kymijoen alaosan vedenlaadun yhteistarkkailu vuonna 2007. Osa: Perifyton. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 173/2008.
- Raunio, J. 2007. Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailu vuonna 2006 – surviaissäskien kotelonahkamenetelmän tulokset. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 159/2007.
- Raunio, J. & Mäntynen, J. 2008. Kymijoen alaosan ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu vuonna 2007. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 171/2008.
- Raunio, J. & Paasivirta, L. 2008. Emergence patterns of lotic Chironomidae (Diptera: Nematocera) in southern Finland and the use of their pupal exuviae in river biomonitoring. *Fundamental and Applied Limnology (Arch. Hydrobiol.)* 170: 291-301.
- Raunio, J. & Muotka, T. 2005. The use of chironomid pupal exuviae in river biomonitoring: the importance of sampling strategy. *Arch. Hydrobiol.* 164: 529-545.
- Raunio, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2007a. Effects of emergence phenology, taxa tolerances and taxonomic levels on the use of the Chironomid Pupal Exuvial Technique in river biomonitoring. *Freshwat. Biol.* 52: 165-176.
- Raunio, J., Ihaksi, T., Haapala, A. & Muotka, T. 2007b. Within- and among-lake variation in benthic macroinvertebrate communities – comparison of profundal grab sampling and the chironomid pupal exuvial technique. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26: 708-718.

- Ruse, L. 1993. Chironomid distribution in the River Pang in relation to environmental variables. Ph.D. Thesis. University of Bristol, 365 pp.
- Sickle, J. V. 2008. An index of compositional dissimilarity between observed and expected assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 227-235.
- Stur, E. & Ekrem, T., 2006: A revision of West Palaearctic species of the *Micropsectra atrofasciata* species group (Diptera: Chironomidae). *Zool. J. Linn. Soc-Lond.* 146: 165-225.
- Wilson, R. S. & Ruse, L. P. 2005. A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Britain and Ireland (including common genera from Northern Europe) and their use in monitoring lotic and lentic fresh waters. The Freshwater Biological Association, Special Publication No. 13.

Liite 1. Näytepisteiden (Voikkaa-Karhula) surviaissääskilajistoa toukokuussa 2008.

	Voikkaa		Kuusankoski		Erottelu		Inkeroinen		Karhula	
	14.5.08		14.5.08		14.5.08		14.5.08		14.5.08	
	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%
<i>Arctopelopia barbitarsis</i>	3	0,012	13	0,050	35	0,132	11	0,045	10	0,037
<i>Brillia longifurca</i>			1	0,004	3	0,011				
<i>Chaetocladius</i> spp.					1	0,004				
<i>Chironomus anthracinus</i>					8	0,030	1	0,004	4	0,015
<i>Chironomus plumosus</i>									3	0,011
<i>Constempellina brevicosta</i>	3	0,012	2	0,008			1	0,004		
<i>Corynoneura scutellata</i>			1	0,004	2	0,008				
<i>Cricotopus albiforceps</i>			2	0,008			9	0,037	17	0,064
<i>Cricotopus annulator</i>					29	0,109	17	0,070	11	0,041
<i>Cricotopus bicinctus</i>					6	0,023	5	0,021	14	0,052
<i>Cricotopus festivellus</i>			1	0,004						
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	1	0,004			1	0,004	5	0,021		
<i>Eukiefferiella devonica</i>									2	0,007
<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i>					1	0,004	3	0,012		
<i>Georthocladius luteicornis</i>	1	0,004			1	0,004				
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	1	0,004	1	0,004						
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>			1	0,004	5	0,019	1	0,004	3	0,011
<i>Hydrobaenus conformis</i>	1	0,004			1	0,004				
<i>Hydrobaenus pilipes</i>	6	0,024			1	0,004	2	0,008	1	0,004
<i>Limnophyes</i> spp.	1	0,004			1	0,004	1	0,004		
<i>Metriocnemus tristellus</i>							1	0,004		
<i>Micropsectra notescens</i>					2	0,008				
<i>Microtendipes chloris/pedellus</i>	10	0,04	4	0,015	11	0,042	1	0,004	13	0,049
<i>Nanocladius rectinervis</i>					2	0,008	1	0,004	3	0,011
<i>Orthocladius ashei</i>			1	0,004			2	0,008		
<i>Orthocladius dentifer</i>	14	0,056	7	0,027	3	0,011	5	0,021		
<i>Orthocladius excavatus</i>	18	0,072	11	0,042	12	0,045	7	0,029	2	0,007
<i>Orthocladius oblidens</i>	36	0,144	7	0,027	5	0,019	19	0,078	1	0,004
<i>Orthocladius rubicundus</i>	104	0,416	149	0,571	78	0,294	100	0,412	116	0,434
<i>Orthocladius rhyacobius</i>	1	0,004								
<i>Orthocladius schnelli</i>					1	0,004				
<i>Parachironomus frequens</i>							1	0,004		
<i>Paracladopelma camptolabis</i>					3	0,011			4	0,015
<i>Paracladopelma laminatum</i>									1	0,004
<i>Paracladopelma nigrifulum</i>					7	0,026				
<i>Parakiefferiella bathophila</i>					2	0,008	1	0,004	1	0,004
<i>Parakiefferiella fennica</i>	7	0,028			1	0,004			1	0,004
<i>Parakiefferiella smolandica</i>									1	0,004
<i>Paratanytarsus dissimilis</i>					1	0,004	1	0,004		
<i>Polypedilum nubeculosum</i>									5	0,019
<i>Potthastia gaedii</i>									1	0,004
<i>Potthastia longimanus</i>	2	0,008	1	0,004	2	0,008	7	0,029	11	0,041
<i>Procladius (Psil.)</i> spp.			3	0,011	3	0,011	2	0,008	2	0,007
<i>Prodiamesa olivacea</i>									2	0,007
<i>Psectrocladius oxyura</i>	1	0,004			1	0,004				
<i>Psectrocladius psilopterus</i>					1	0,004				
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>							1	0,004		
<i>Stictochironomus pictulus</i>	7	0,028	1	0,004	5	0,019	3	0,012	6	0,022
<i>Synorthocladius semivirens</i>			1	0,004			1	0,004		
<i>Tanytarsus usmaensis</i>					1	0,004				
<i>Tanytarsus sylvaticus</i>	1	0,004								
<i>Thienemanniella Pe2-gr</i>					2	0,008	2	0,008		
<i>Tvetenia calvescens</i>									1	0,004
<i>Tvetenia verralli</i>	32	0,128	54	0,207	27	0,102	32	0,132	31	0,116
	250	1	261	1	265	1	243	1	267	1

Liite 2. Näytepisteiden (Voikkaa-Karhula) surviaissääskilajistoa kesäkuussa 2008.

	Voikkaa 18.6.08		Kuusankoski 18.6.08		Erottelu 18.6.08		Inkeroinen 18.6.08		Karhula 18.6.08	
	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	3	0,014	4	0,015	1	0,005	7	0,030	4	0,015
<i>Ablabesmyia monilis</i>	1	0,005	5	0,019					3	0,011
<i>Brillia longifurca</i>			1	0,004						
<i>Cardiocladius capucinus</i>			3	0,011						
<i>Chironomus plumosus</i>					1	0,005				
<i>Cladopelma viridulum</i>	3	0,014	1	0,004	2	0,009	4	0,017	1	0,004
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>									4	0,015
<i>Cladotanytarsus mancus</i>							1	0,004	2	0,008
<i>Cladotanytarsus pallidus</i>					3	0,014	1	0,004	5	0,019
<i>Conchapelopia melanops</i>			2	0,007						
<i>Corynoneura edwardsi</i>			1	0,004	4	0,018				
<i>Corynoneura scutellata</i>					5	0,023	2	0,009		
<i>Cricotopus albiforceps</i>									12	0,046
<i>Cricotopus bicinctus</i>	7	0,032	2	0,007	6	0,028	13	0,056	27	0,103
<i>Cricotopus sylvestris</i>							20	0,086	9	0,034
<i>Cryptochironomus rostratus</i>	5	0,023					12	0,052	1	0,004
<i>Cryptochironomus supplicans</i>					1	0,005				
<i>Cryptotendipes usmaensis</i>			1	0,004	1	0,005	1	0,004		
<i>Demicryptochironomus Pe1</i>							5	0,021	3	0,011
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>			2	0,007			2	0,009		
<i>Dicrotendipes nervosus</i>					1	0,005	1	0,004		
<i>Endochironomus albipennis</i>							1	0,004		
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	1	0,005	11	0,041	3	0,014	4	0,017	1	0,004
<i>Eukiefferiella devonica</i>									11	0,042
<i>Glyptotendipes pallens</i>					1	0,005			1	0,004
<i>Harnischia curtilamellata</i>	10	0,046	14	0,052			2	0,009	1	0,004
<i>Harnischia fuscimana</i>	7	0,032	6	0,022	5	0,023	9	0,039	10	0,038
<i>Limnophyes spp.</i>			1	0,004						
<i>Metricnemus eurynotus</i>					1	0,005				
<i>Microchironomus tener</i>							1	0,004	1	0,004
<i>Nanocladius balticus</i>			1	0,004						
<i>Nanocladius bicolor</i>	4	0,018	12	0,045	1	0,005			6	0,023
<i>Nanocladius rectinervis</i>	1	0,005	1	0,004	1	0,005			13	0,050
<i>Nilotanypus dubius</i>									1	0,004
<i>Orthocladius excavatus</i>							1	0,004	3	0,011
<i>Orthocladius oblidens</i>	6	0,028	4	0,015	4	0,018	7	0,030	1	0,004
<i>Orthocladius rubicundus</i>			1	0,004	1	0,005	3	0,013	3	0,011
<i>Parachironomus parilis</i>							1	0,004	1	0,004
<i>Parachironomus vitiosus</i>			1	0,004	1	0,005	2	0,009		
<i>Paracricotopus niger/uliginosus</i>									3	0,011
<i>Parakiefferiella bathophila</i>									3	0,011
<i>Parakiefferiella fennica</i>					1	0,005				
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	32	0,147	37	0,138	8	0,037	5	0,021	17	0,065
<i>Paramerina cingulata</i>	2	0,009	4	0,015						
<i>Paramerina divisa</i>			1	0,004						
<i>Paratendipes albimanus</i>	5	0,023	2	0,007						
<i>Phaenopsectra flavipes</i>	1	0,005			2	0,009				
<i>Polypedilum nubeculosum</i>					1	0,005				
<i>Polypedilum pullum</i>	3	0,014	2	0,007	3	0,014	4	0,017	4	0,015
<i>Polypedilum sordens</i>					2	0,009			4	0,015
<i>Potthastia gaedii</i>									5	0,019
<i>Potthastia longimanus</i>							1	0,004	1	0,004
<i>Procladius spp.</i>	1	0,005	4	0,015	5	0,023	4	0,017	13	0,050
<i>Psectrocladius brehmi</i>							10	0,043	1	0,004
<i>Psectrocladius oxyura</i>									1	0,004

<i>Psectrocladius psilopterus</i>							1	0,004		
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>		2	0,007							
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>									1	0,004
<i>Rheopelopia maculipennis</i>									1	0,004
<i>Rheopelopia ornata</i>	7	0,032	16	0,060	2	0,009	20	0,086	3	0,011
<i>Rheotanytarsus pentapoda</i>	7	0,032					3	0,013	2	0,008
<i>Rheotanytarsus photophilus</i>	1	0,005	4	0,015	6	0,028				
<i>Stempellina bausei</i>	1	0,005								
<i>Stempellinella edwardsi</i>			3	0,011	1	0,005				
<i>Stenochironomus gibbus</i>			1	0,004					1	0,004
<i>Stictochironomus pictulus</i>			2	0,007			4	0,017		
<i>Synorthocladius semivirens</i>	67	0,309	74	0,276	111	0,509	30	0,129	19	0,073
<i>Tanytarsus curticornis</i>	5	0,023	3	0,011	3	0,014			1	0,004
<i>Tanytarsus medius</i>	2	0,009	3	0,011	11	0,050			1	0,004
<i>Tanytarsus inaequalis</i>					1	0,005				
<i>Tanytarsus lestagei</i>			1	0,004	3	0,014				
<i>Tanytarsus longitarsis</i>					1	0,005				
<i>Tanytarsus recurvatus</i>	1	0,005								
<i>Tanytarsus signatus</i>	3	0,014	1	0,004	2	0,009	1	0,004		
<i>Tanytarsus smolandicus</i>	1	0,005								
<i>Tanytarsus usmaensis</i>	1	0,005								
<i>Thienemanniella Pe2-gr</i>	1	0,005	1	0,004	6	0,028	9	0,039	37	0,142
<i>Thienemannimyia fusciceps</i>	4	0,018	1	0,004	2	0,009	37	0,159	2	0,008
<i>Tvetenia calvescens</i>									6	0,023
<i>Tvetenia verralli</i>	14	0,065	30	0,112	1	0,005	1	0,004		
<i>Virgatanytarsus arduennensis</i>	10	0,046	2	0,007	3	0,014	3	0,013	11	0,042
	217	1	268	1	218	1	233	1	261	1

Liite 3. Näytepisteiden (Voikkaa-Karhula) surviaissääskilajistoa heinäkuussa 2008.

	Voikkaa 16.7.08		Kuusankoski 16.7.08		Erottelu 16.7.08		Inkeroinen 16.7.08		Karhula 16.7.08	
	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%	Kpl.	%
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	1	0,004			3	0,013				
<i>Ablabesmyia monilis</i>	1	0,004					44	0,204	1	0,004
<i>Arctopelopia griseipennis</i>							8	0,037		
<i>Brillia longifurca</i>					1	0,004				
<i>Cardiocladius fuscus</i>	2	0,007								
<i>Chironomus plumosus</i>			1	0,004			1	0,005		
<i>Cladopelma viridulum</i>			1	0,004	4	0,017				
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>							1	0,005		
<i>Cladotanytarsus lepidocalcar</i>	3	0,011	7	0,031						
<i>Cladotanytarsus pallidus</i>			1	0,004						
<i>Cladotanytarsus vanderwulpi</i>			1	0,004						
<i>Clinotanytus nervosus</i>							1	0,005		
<i>Conchapelopia hittmairorum</i>	1	0,004								
<i>Conchapelopia melanops</i>							3	0,014		
<i>Constempellina brevicosta</i>	3	0,011								
<i>Corynoneura edwardsi</i>			1	0,004			2	0,009		
<i>Corynoneura lacustris</i>					1	0,004				
<i>Corynoneura Pe2-gr.</i>									3	0,011
<i>Corynoneura scutellata</i>	1	0,004								
<i>Cricotopus albiforceps</i>							2	0,009	1	0,004
<i>Cricotopus annulator</i>	8	0,028	7	0,031	1	0,004	1	0,005		
<i>Cricotopus bicinctus</i>	1	0,004	1	0,004						
<i>Cricotopus patens</i>							1	0,005		
<i>Cricotopus sylvestris</i>							26	0,120	1	0,004
<i>Cryptochironomus rostratus</i>	3	0,011			7	0,030			1	0,004
<i>Cryptochironomus supplicans</i>			1	0,004	1	0,004				
<i>Demicyptochironomus neglectus</i>					1	0,004			1	0,004
<i>Demicyptochironomus Pe1</i>	1	0,004			1	0,004			1	0,004
<i>Demicyptochironomus vulneratus</i>			1	0,004						
<i>Endochironomus tendens</i>			1	0,004	3	0,013	8	0,037		
<i>Eukiefferiella claripennis</i>					1	0,004				
<i>Glyptotendipes barbipes</i>					11	0,047			14	0,049
<i>Glyptotendipes pallens</i>					1	0,004				
<i>Harnischia curtilamellata</i>	19	0,067	18	0,079	5	0,021			2	0,007
<i>Harnischia fuscimana</i>					2	0,009	1	0,005	3	0,011
<i>Hayesomyia tripunctata</i>	3	0,011	1	0,004			1	0,005	3	0,011
<i>Microtendipes chloris/pedellus</i>					2	0,009	13	0,060	1	0,004
<i>Nilotanytus dubius</i>									2	0,007
<i>Nanocladius bicolor</i>	4	0,014	8	0,035	1	0,004	2	0,009		
<i>Orthocladius oblidens</i>							2	0,009		
<i>Orthocladius rubicundus</i>							1	0,005		
<i>Pagastiella orophila</i>	5	0,018			1	0,004				
<i>Parachironomus arcuatus</i>			1	0,004			2	0,009		
<i>Parachironomus frequens</i>	1	0,004			2	0,009	2	0,009	5	0,018
<i>Parachironomus vitiosus</i>					3	0,013				
<i>Paracladopelma camptolabis</i>							1	0,005		
<i>Paracladopelma laminatum</i>			1	0,004						
<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	2	0,007	1	0,004	2	0,009				
<i>Parakiefferiella bathophila</i>					1	0,004				
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	3	0,011	4	0,018	3	0,013			1	0,004
<i>Paramerina cingulata</i>			1	0,004						
<i>Paramerina divisa</i>					5	0,021				
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	4	0,014			2	0,009				
<i>Paratanytarsus dissimilis</i>					4	0,017	4	0,019		
<i>Paratanytarsus tenuis</i>			1	0,004	2	0,009				

<i>Paratendipes albimanus</i>	3	0,011			3	0,013	1	0,005	2	0,007
<i>Phaenopsectra flavipes</i>					3	0,013	4	0,019	1	0,004
<i>Polypedilum pedestre</i>									1	0,004
<i>Polypedilum pullum</i>	4	0,014	6	0,026	3	0,013			5	0,018
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	1	0,004			9	0,038	10	0,046	3	0,011
<i>Polypedilum sordens</i>					1	0,004	1	0,005		
<i>Potthastia gaedii</i>									3	0,011
<i>Potthastia longimanus</i>	1	0,004							3	0,011
<i>Procladius spp.</i>	2	0,007	2	0,009	1	0,004	9	0,042	3	0,011
<i>Psectrocladius brehmi</i>					1	0,004				
<i>Psectrocladius sordidellus</i>							7	0,032		
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>			1	0,004						
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	4	0,014	21	0,093	3	0,013	3	0,014	6	0,021
<i>Rheopelopia ornata</i>			6	0,026	10	0,043			1	0,004
<i>Rheotanytarsus pentapoda</i>	12	0,042	1	0,004	7	0,030	6	0,028	171	0,600
<i>Rheotanytarsus photophilus</i>	30	0,106	2	0,009					1	0,004
<i>Robackia demeijerei</i>			1	0,004					8	0,028
<i>Stempellinella edwardsi</i>	3	0,011	2	0,009	1	0,004	1	0,005		
<i>Stenochironomus gibbus</i>	1	0,004	12	0,053	12	0,051	1	0,005	2	0,007
<i>Synorthocladius semivirens</i>	81	0,285	56	0,247	20	0,085	16	0,074	5	0,018
<i>Tanytarsus aberrans</i>			1	0,004						
<i>Tanytarsus gregarius</i>	17	0,060	4	0,018	32	0,137	2	0,009	3	0,011
<i>Tanytarsus inaequalis</i>	12	0,042	16	0,070	38	0,162	1	0,005	3	0,011
<i>Tanytarsus lestagei</i>			1	0,004	1	0,004			1	0,004
<i>Tanytarsus mendax</i>	1	0,004								
<i>Tanytarsus nemorosus</i>	1	0,004			5	0,021				
<i>Tanytarsus smolandicus</i>							2	0,009	5	0,018
<i>Tanytarsus usmaensis</i>			1	0,004	2	0,009	1	0,005		
<i>Thienemanniella majuscula</i>									1	0,004
<i>Thienemanniella Pe2-gr</i>									3	0,011
<i>Thienemannimyia fusciceps</i>	1	0,004			5	0,021	1	0,005		
<i>Tvetenia verralli</i>	44	0,155	35	0,154	5	0,021	23	0,106	14	0,049
<i>Xenochironomus xenolabis</i>					1	0,004				
	284	1	227	1	234	1	216	1	285	1

Liite 4. Kymijoen alaosan akvaattinen surviaissääskilajisto (Paasivirran, henkilökohtainen tiedonanto, ja Raunion havaintojen perusteella).

CHIRONOMIDAE

Tanypodinae

<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau, 1962
<i>Ablabesmyia monilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Arctopelopia barbitarsis</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Arctopelopia griseipennis</i> (van der Wulp, 1858)
<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen, 1818)
<i>Conchapelopia hittmairorum</i> Michiels & Spies, 2002
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)
<i>Hayesomyia tripunctata</i> (Goetghebuer, 1922)
<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen, 1804)
<i>Natarsia punctata</i> (Meigen, 1804)
<i>Nilotanypus dubius</i> (Meigen, 1804)
<i>Paramerina cingulata</i> (Walker, 1856)
<i>Paramerina divisa</i> (Walker, 1856)
<i>Procladius</i> (<i>Holot.</i>) <i>choreus</i> (Meigen, 1804), coll.
<i>Rheopelopia maculipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Rheopelopia ornata</i> (Meigen, 1838)
<i>Tanypus punctipennis</i> Meigen, 1818
<i>Telopelopia fascigera</i> Verneaux, 1970
<i>Thienemannimyia carnea</i> (Fabricius, 1805)
<i>Thienemannimyia fusciceps</i> (Edwards, 1929)
<i>Thienemannimyia lentiginosa</i> (Fries, 1823)
<i>Thienemannimyia pseudocarnea</i> Murray, 1976
<i>Xenopelopia nigricans</i> (Goetghebuer, 1927)
<i>Zavrelimyia melanura</i> (Meigen, 1804)

Yhteensä 25 lajia

Diamesinae

<i>Potthastia gaedii</i> (Kieffer, 1922)
<i>Potthastia longimanus</i> (Kieffer, 1922)
<i>Protanypus morio</i> (Zetterstedt, 1838)

Yhteensä 3 lajia

Prodiamesinae

<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen, 1818)

Yhteensä 1 laji

Orthoclaadiinae

<i>Brillia bifida</i> Kieffer, 1909
<i>Brillia longifurca</i> Kieffer, 1921
<i>Cardiocladius capucucinus</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Cardiocladius fuscus</i> Kieffer, 1924
<i>Chaetocladius piger</i> (Goetghebuer, 1913)
<i>Chaetocladius</i> spp.
<i>Corynoneura arctica</i> Kieffer, 1923
<i>Corynoneura celtica</i> Edwards, 1924
<i>Corynoneura edwardsi</i> Brundin, 1949
<i>Corynoneura lacustris</i> Edwards, 1924

<i>Corynoneura lobata</i> Edwards, 1924
<i>Corynoneura</i> Pe2a Langton, 1991
<i>Corynoneura scutellata</i> Winnertz, 1846
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>albiforceps</i> (Kieffer, 1916)
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>annulator</i> (Goetghebuer, 1927)
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>bicinctus</i> (Meigen, 1918)
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>festivellus</i> (Kieffer, 1906)
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>patens</i> Hirvenoja, 1973
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>tremulus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Cricotopus</i> (C.) <i>triannulatus</i> (Macquart, 1826)
<i>Cricotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>perniger</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Cricotopus</i> (<i>I.</i>) <i>polychaetus</i> Hirvenoja, 1989
<i>Cricotopus</i> (<i>I.</i>) <i>sylvestris</i> (Fabricius, 1794)
<i>Diplocladius cultriger</i> Kieffer, 1908
<i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundbeck, 1898)
<i>Eukiefferiella ilkeyensis</i> (Edwards, 1929)
<i>Eukiefferiella devonica</i> (Edwards, 1929)
<i>Eukiefferiella dittmari</i> Lehmann, 1972
<i>Goerthocladius luteicornis</i> (Goetghebuer, 1941)
<i>Heterotanytarsus apicalis</i> (Kieffer, 1921)
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker, 1856)
<i>Hydrobaenus conformis</i> (Holmgren, 1869)
<i>Hydrobaenus pilipes</i> (Malloch, 1915)
<i>Nanocladius balticus</i> (Palmén, 1959)
<i>Nanocladius bicolor</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Nanocladius parvulus</i> (Kieffer, 1909)
<i>Nanocladius rectinervis</i> (Kieffer, 1911)
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl.</i>) <i>ashei</i> Sopenis, 1990
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl.</i>) <i>fuscimanus</i> (Kieffer, 1911)
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl.</i>) <i>musester</i> Saether, 2004
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl.</i>) <i>priomixtus</i> Saether, 2004
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth.</i>) <i>decoratus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth.</i>) <i>dentifer</i> Brundin, 1947
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth.</i>) <i>excavatus</i> Brundin, 1947
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth.</i>) <i>rhyacobius</i> Kieffer, 1911
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth.</i>) <i>rubicundus</i> (Meigen, 1818)
<i>Orthocladius</i> (<i>Symposioc.</i>) <i>schnelli</i> Saether, 2004
<i>Paracricotopus niger</i> (Kieffer, 1913)
(<i>Paracricotopus uliginosus</i> (Brundin, 1947))?
<i>Parakiefferiella bathophila</i> (Kieffer, 1912)
<i>Parakiefferiella fennica</i> Tuiskunen, 1986
<i>Parakiefferiella smolandica</i> (Brundin, 1947)
<i>Parakiefferiella subaterrima</i> (Malloch, 1915)
<i>Parametriocnemus stylatus</i> (Kieffer, 1924)
<i>Paraphaenocladius impensus</i> (Walker, 1856)
<i>Psectrocladius brehmi</i> Kieffer, 1923 (= <i>P.sordidellus</i> ?)
<i>Psectrocladius limbatellus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Psectrocladius oxyura</i> Langton, 1985
<i>Psectrocladius psilopterus</i> (Kieffer 1906)
<i>Psectrocladius sordidellus</i> (Zetterstadt, 1838)
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i> (Edwards, 1929)
<i>Rheocricotopus effusus</i> (Walker, 1856)

<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer, 1909)
<i>Thienemanniella majuscula</i> (Edwards, 1924)
<i>Thienemanniella vittata</i> (Edwards, 1924)
<i>Thienemanniella sp. pr. vittata</i>
<i>Tvetenia calvescens</i> (Edwards, 1929)
<i>Tvetenia discoloripes</i> (Goetghebuer, 1936)
<i>Tvetenia verralli</i> (Edwards, 1929)
Yhteensä 69 lajia
Chironominae, Chironomini
<i>Chironomus acutiventris</i> Wulker & al., 1983
<i>Chironomus anthracinus</i> Zetterstedt, 1860
<i>Chironomus cingulatus</i> Meigen, 1830
<i>Chironomus clarus</i> Hirvenoja, 1962
<i>Chironomus longistylus</i> Goetghebuer, 1921
<i>Chironomus melanotus</i> Keyl, 1961
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chironomus pseudothummi</i> -agg.
<i>Chironomus riparius</i> Meigen, 1804
<i>Cladopelma bicarinatum</i> (Brundin, 1947)
<i>Cladopelma edwardsi</i> (Kruseman, 1933)
<i>Cladopelma virescens</i> (Meigen, 1818)
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Cryptochironomus albofasciatus</i> (Staeger, 1839)
<i>Cryptochironomus rostratus</i> Kieffer, 1921
<i>Cryptochironomus supplicans</i> (Meigen, 1830)
<i>Cryptotendipes pflugfelderi</i> Reiss, 1964
<i>Cryptotendipes usmaensis</i> (Pagast, 1931)
<i>Demicryptochironomus neglectus</i> Reiss, 1988
<i>Demicryptochironomus Pe1</i> Langton, 1991
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Dicrotendipes lobiger</i> (Kieffer, 1921)
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)
<i>Dicrotendipes pulsus</i> (Walker, 1856)
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)
<i>Endochironomus stackelbergi</i> Goetghebuer, 1935
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabritius, 1775)
<i>Glyptotendipes barbipes</i> (Staeger, 1839)
<i>Glyptotendipes pallens</i> (Meigen, 1804)
<i>Glyptotendipes paripes</i> (Edwards, 1929)
<i>Harnischia curtilamellata</i> (Malloch, 1915)
<i>Harnischia fuscimana</i> Kieffer, 1921
<i>Kiefferulus tendipediformis</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)
<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer, 1776)
<i>Nilothauma brayi</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Omisis caledonicus</i> (Edwards, 1932)
<i>Parachironomus arcuatus</i> (Goetghebuer, 1919)
<i>Parachironomus digitalis</i> (Edwards, 1929)
<i>Parachironomus frequens</i> (Johannsen, 1905)
<i>Parachironomus paradigitalis</i> Brundin, 1949
<i>Parachironomus parilis</i> (Walker, 1856)
<i>Parachironomus vitiosus</i> (Goetghebuer, 1921)

<i>Paracladopelma camptolabis</i> Kieffer, 1913
<i>Paracladopelma laminatum</i> (Kieffer, 1921)
<i>Paracladopelma nigrifulum</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i> (Malloch, 1915)
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1818)
<i>Phaenopsectra flavipes</i> (Meigen, 1818)
<i>Phaenopsectra punctipes</i> (Wiedemann, 1817)
<i>Polypedilum</i> (Pentap.) <i>sordens</i> (v.d. Wulp, 1874)
<i>Polypedilum</i> (Pentap.) <i>tritum</i> (Walker, 1856)
<i>Polypedilum</i> (Polyp.) <i>albicorne</i> (Meigen, 1838)
<i>Polypedilum</i> (Polyp.) <i>cultellatum</i> Goetghebuer, 1931
<i>Polypedilum</i> (Polyp.) <i>nubeculosum</i> (Meigen, 1804)
<i>Polypedilum</i> (Polyp.) <i>pedestre</i> (Meigen, 1830)
<i>Polypedilum</i> (Tripodura) <i>bicrenatum</i> Kieffer, 1921
<i>Polypedilum</i> (Tripodura) <i>pullum</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Polypedilum</i> (Tripodura) <i>scalaenum</i> (Schrank, 1803)
<i>Robackia demeijerei</i> (Kruseman, 1933)
<i>Stenochironomus fascipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Stenochironomus gibbus</i> (Fabritius, 1794)
<i>Stictochironomus pictulus</i> (Meigen, 1830)
<i>Stictochironomus sticticus</i> (Fabritius, 1781)
<i>Synendotendipes dispar</i> (Meigen, 1830)
<i>Synendotendipes impar</i> (Walker, 1856)
<i>Synendotendipes lepidus</i> (Meigen, 1830)
<i>Tribelos intextus</i> (Walker, 1856)
<i>Xenochironomus xenolabis</i> (Kieffer, 1916)
Yhteensä 69 lajia
Chironominae, Tanytarsini
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i> Kieffer, 1924
<i>Cladotanytarsus difficilis</i> Brundin, 1947
<i>Cladotanytarsus lepidocalcar</i> (Kruger, 1938)
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker, 1856)
<i>Cladotanytarsus pallidus</i> Kieffer, 1922
<i>Cladotanytarsus vanderwulpi</i> (Edwards, 1929)
<i>Constempellina brevicosta</i> (Edwards, 1937)
<i>Micropsectra apposita</i> (Walker, 1856)
<i>Micropsectra junci</i> (Meigen, 1818)
<i>Micropsectra klinki</i> Stur & Ekrem, 2006
<i>Micropsectra notescens</i> (Walker, 1856)
<i>Parapsectra nana</i> (Meigen, 1818)
<i>Paratanytarsus dissimilis</i> Johannsen, 1905
<i>Paratanytarsus tenuis</i> (Meigen, 1830)
<i>Rheotanytarsus muscicola</i> Thienemann, 1929
<i>Rheotanytarsus pentapoda</i> Kieffer, 1909
<i>Rheotanytarsus photophilus</i> Goetghebuer, 1921
<i>Rheotanytarsus ringei</i> Lehmann, 1970
<i>Stempellina almi</i> Brundin, 1947
<i>Stempellina bausei</i> (Kieffer, 1911)
<i>Stempellina subglabripennis</i> (Brundin, 1947)
<i>Stempellinella brevis</i> (Edwards, 1929)
<i>Stempellinella edwardsi</i> Spies & Saether, 2004
<i>Tanytarsus aberrans</i> Lindeberg, 1970

<i>Tanytarsus chinyensis</i> Goetghebuer, 1934
<i>Tanytarsus curticornis</i> Kieffer, 1911
<i>Tanytarsus debilis</i> (Meigen, 1830)
<i>Tanytarsus dibranchius</i> Kieffer, 1926
<i>Tanytarsus eminulus</i> (Walker, 1856)
<i>Tanytarsus gregarius</i> Kieffer, 1909
<i>Tanytarsus inaequalis</i> Goetghebuer, 1921
<i>Tanytarsus lestagei</i> Goetghebuer, 1922
<i>Tanytarsus longitarsis</i> Kieffer 1911
<i>Tanytarsus medius</i> Reiss & Fittkau, 1971
<i>Tanytarsus mendax</i> Kieffer, 1925
<i>Tanytarsus multipunctatus</i> Brundin, 1947
<i>Tanytarsus occultus</i> Brundin, 1949
<i>Tanytarsus signatus</i> (v.d. Wulp, 1858)
<i>Tanytarsus smolandicus</i> Brundin, 1947
<i>Tanytarsus striatulus</i> Lindeberg, 1976
<i>Tanytarsus telmaticus</i> Lindeberg, 1959
<i>Tanytarsus usmaensis</i> Pagast, 1931
<i>Tanytarsus volgensis</i> Miseiko, 1967
<i>Virgatanytarsus arduennensis</i> (Goetghebuer, 1928)
Yhteensä 44 lajia

Kokonaislajimäärä: 211