

Pohjaeläinyhteisöt pienissä humuspitoisissa metsäjärvissä



Suvi Immonen
Pro gradu –tutkielma
Helsingin yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet
Huhtikuu 2008

ABSTRAKTI

Sisälllys

1.	Johdanto	5
1.1	Pohjaeläinyhteisöihin vaikuttavat tekijät pienissä metsäjärvissä	7
1.1.1	Veden happipitoisuus ja lämpötilakerrostuneisuus	7
1.1.2	Pohjan vyöhykkeisyys ja laatu sekä kasvillisuus	9
1.1.3	Vedenkorkeuden vaihtelu ja pohjan häiriöt	11
1.1.4	Saalistus	12
1.2	Tutkimuksen tausta ja tavoitteet	12
2.	Aineisto ja menetelmät	13
2.1	Tutkimusjärvet	13
2.1.1	Hokajärvi	15
2.1.2	Haarajärvi	16
2.1.3	Haukijärvi	17
2.1.4	Majajärvi	18
2.2	Vedenlaatumuuttujien mittaus	18
2.3	Pohjaeläinnäytteenotto	19
2.4	Pohjaeläinten poiminta, tunnistus ja jatkokäsittely	20
2.5	Aineiston analysointi	21
3.	Tulokset	22
3.1	Tutkimusjärvien vedenlaatumuuttajat ja olosuhteet tutkimusjaksolla	22
3.2	Pohjaeläimet	24
3.2.1	Hokajärvi	25
3.2.2	Haarajärvi	26
3.2.3	Haukijärvi	27
3.2.4	Majajärvi	28
3.3	Syvyyden ja veden happipitoisuuden vaikutus pohjaeläinten tiheyteen, biomassaan ja ryhmien lukumäärään	31

4.	Tulosten tarkastelu.....	34
4.1	Syvyyden ja happipitoisuuden vaikutus pohjelaäinyhteisöihin	34
4.1.1	Pohjelaäinyhteisöjen rakenne eri syvyyksillä.....	34
4.1.2	Pohjelaäinmäärät eri syvyysvyöhykkeillä	38
4.2	Ajankohdan vaikutus pohjelaäinyhteisöihin	40
4.3	Kalojen vaikutus pohjelaäinyhteisöihin.....	43
4.4	Menetelmien arviointia ja ehdotuksia jatkotutkimuksiin.....	45
5.	Yhteenveto.....	47
6.	Kiitokset.....	48
7.	Kirjallisuus.....	48
8.	Liitteet.....	56

1. Johdanto

Suomessa on yli 40 000 kpl kooltaan 1-10 ha (0,01–0,1 km²) olevaa järveä (Raatikainen & Kuusisto 1990), joiden veden väri vaihtelee kirkkaasta hyvin tummaan ruskeaan. Väriin aiheuttavat pääasiassa savipartikkelit (savisameat järvet) ja liuennut orgaaninen aines (humusjärvet). Tummavetiset humusjärvet ovat yleisiä boreaalisen vyöhykkeen lauhkeilla ja kylmillä alueilla. Suomen järvien humuspitoisuus onkin yksi maapallon korkeimmista (Kortelainen 1999) ja yli 50 % järvistämme luokitellaan humuspitoisiksi (Valtion ympäristöhallinto 2004). Liuenneista orgaanisista aineista koostuvaa humusta syntyy maaperän pintakerroksissa kasvillisuuden hajoamisprosessien seurauksena sekä järvessä tapahtuvassa hajotustoiminnassa, ja ympäröivällä kasvillisuudella sekä alueen ilmastolla ja hydrologisilla oloilla on suuri vaikutus vesistöön kulkeutuvan humuksen määrään (Kortelainen 1999). Humuksen kulkeutuminen on runsasta etenkin havumetsäalueilta sekä kosteilta, soistuneilta mailta, joiden runsaus, 1/3 maapinta-alasta, selittää humusvesien yleisyyden maassamme (Kortelainen 1999). Tummat, voimakkaasti humuspitoiset järvet ovat yleensä pieniä ja matalia latvajärviä, joilla on suhteellisen iso ja tasainen valuma-alue ja joissa veden vaihtuvuus on nopeaa (Rasmussen ym. 1989).

Humuksen määrä järvessä ja sen seurauksena veden väri voivat vaihdella runsaasti vuodenaikojen mukaan (Kortelainen 1999). Keväällä lumen sulaessa ja kesällä rankkasateiden aikaan vesi tummuu ja valaistu kerros kapenee maalta tulevan runsaan valunnan seurauksena (Eloranta 1999, Kortelainen 1999). Yleensä veden väri kuitenkin kirkastuu ja näkösyvyys kasvaa kesällä humusaineiden tulon vähentyessä. Syksyllä veden väri tummuu jälleen sateiden ja valunnan lisääntyessä ja veden täyskierron palauttaessa pohjalle vajonneet humusaineet ylempiin vesikerroksiin. Humusjärvien tummaa väriä voimistavat levät ja humuspartikkeleihin tarttuvat rauta- ja mangaaniyhdisteet (Gjessing 1976, Eloranta 1999), ja tämän seurauksena oranssi ja punainen valo pääsevät tunkeutumaan syvimmälle vesipatsaassa (Reid 1961).

Vesistöissä elävät pohjaeläimet ovat ryhmä pieniä selkärangattomia eläimiä, jotka ovat sopeutuneet elämään ainakin osan elämästään vesiympäristössä (Rosenberg & Resh 1993). Pohjaeläimet ovat laajalle levinneitä ja niitä esiintyy kaikenlaisissa vesiympäristöissä;

virtaavissa, seisovissa, makeissa ja suolaisissa vesissä. Pohjaeläimiin kuuluu useiden eri ryhmien edustajia, joista osa, kuten simpukat (Bivalvia), katkat (Amphipoda) ja harvasukasmadot (Oligochaeta), ovat täysin vesielämään sopeutuneita (Kalff 2003). Suurin osa makeissa vesissä elävistä pohjaeläimistä kuuluu hyönteisiin (Insecta), joka on eniten tutkittu pohjaeläinryhmä (Kalff 2003). Hyönteisten elinkierrot eroavat maantieteellisestä sijainnista ja vesistön ominaisuuksista riippuen (Oliver 1971), mutta useimmilla pohjaeläimiin laskettavilla hyönteisillä on vedessä elävän toukan lisäksi maalla tai ilmassa elävä aikuismuoto (Kalff 2003). Pohjaeläimet ovat tärkeä linkki järven ravintoverkossa ja energian kierrossa (Brinkhurst 1974, Lindegaard 1994) käyttäessään ravintona elävää ja kuollutta eloperäistä ainesta ja olemalla itse kalojen ja vesilintujen ravintoa (Covich ym. 1999).

Pohjaeläimet ovat kokoonsa nähden pitkäikäisiä ja elintavoiltaan suhteellisen paikallaan pysyviä, mikä mahdollistaa niiden käytön ympäristön ajallisten ja paikallisten muutosten seurannassa (Rosenberg & Resh 1993). Suomessa 1970-luvulla yleistynyt, erityisesti suurempien reittijärvien syvänealueisiin keskittynyt pohjaeläintutkimus on lisääntynyt vesistöjen tilan arviointia säätelevän Euroopan Unionin Vesipolitiikan puitedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) tultua voimaan vuonna 2000 (Tolonen ym. 2003b). Direktiivin tavoitteena on saavuttaa kaikkien jäsenmaiden pintavesien hyvä ekologinen ja kemiallinen tila vuoteen 2015 mennessä, ja pohjaeläimiä tulee käyttää muiden biologisten tekijöiden (kasviplankton, päällyslievät, kalat, makrolevät ja vesikasvillisuus) rinnalla vesistön biologisen tilan arvioinnissa. Syvänealueiden käyttöä pohjaeläintutkimuksissa on puoltanut niiden yhteisöjen vakaus ja eläinten rantavyöhykettä yhtenäisempi esiintyminen (Kantola ym. 2001). Toisaalta happivajeesta kärsivien syvänealueiden pohjaeläinyhteisöt voivat olla hyvin harvoja (Horne & Goldman 1994) ja antaa yksipuolisen kuvan yhteisön rakenteesta. Pienten metsäjärvien ranta-alueiden pohjaeläinyhteisöjä sekä niihin vaikuttavia tekijöitä on tutkittu vähän verrattuna suurten järvien syvänteiden ja virtaavien vesien pohjaeläinyhteisöihin (Rosenberg & Resh 1993, Tolonen ym. 2001, Wetzel 2001, Airaksinen 2004). Monet ympäristöä koskevat muutokset, kuten valuma-alueella tapahtuvat päästöt, veden pH:n muutokset, kevättulvat ja vedenkorkeuden vaihtelut sekä rantarakentamisen vaikutukset kohdistuvat kuitenkin ensin rantavyöhykkeeseen (James ym. 1998, Tolonen ym. 2003b), minkä takia myös näiden alueiden tutkimukseen tulisi panostaa.

Pohjaeläintutkimukseen liittyy luonnollisesti tiettyjä haasteita. Eläinten esiintyminen pohjalla saattaa olla hyvin laikuttaista (Dall ym. 1990), joten sattuman vaikutuksen minimoimiseksi ja luotettavan kvantitatiivisen tuloksen saamiseksi vaaditaan tarpeeksi suuri näytemäärä (esim. kolme rinnakkaista nostoa (Mäkelä ym. 1992) tai 100 yksilöä/näyte (Suomen standardisoimisliitto 1989a)). Näytteiden määrää rajoittaa se, että niiden käsittely on hyvin työlästä ja aikaa vievää (Tolonen ym. 2003b). Hyönteisten elinkierroista johtuen toukkien määrä vesistössä vaihtelee eri vuodenaikojen välillä (Hynes 1984, Leppä ym. 2003), mikä on hyvä huomioida näytteenottoa suunniteltaessa ja näytteitä vertailtaessa (Rosenberg & Resh 1993). Yhtenä rantavyöhykkeen pohjaeläintutkimuksen ongelmana on, että toisin kuin syvänteitä ja virtavesiä varten, rantavyöhykkeen tutkimukseen ei ole olemassa yhtä käyttökelpoista standardimenetelmää joka helpottaisi yhteisöjen vertailua eri tutkimusten välillä (myös Airaksinen 2004).

1.1 Pohjaeläinyhteisöihin vaikuttavat tekijät pienissä metsäjärvisissä

1.1.1 Veden happipitoisuus ja lämpötilakerrostuneisuus

Vaikka eri pohjaeläinryhmien esiintymistä säätelevät eri ympäristötekijät (Heino 2000), on tärkeimpänä yhteisenä pohjaeläinten esiintymistä rajoittavana tekijänä pidetty veteen liuenneen hapen määrää (Reid 1961, Wetzel 2001). Pohjaeläinryhmillä on erilaiset vaatimukset veden happipitoisuuden suhteen, mutta järvien pohjaeläimet sietävät yleisesti matalampia happipitoisuuksia kuin virtavesissä elävät (Minshall 1984). Eläinten syvyysuuntaista esiintymistä rajoittaa se, että osan vedessä elävistä hyönteisistä ja niiden toukkamuodoista on käytävä pinnalla hengittämässä, ja osa eläimistä taas ei siedä kylmää kesänaikaisen lämpötilan harppauskerroksen alapuolista vettä (Brinkhurst 1974). Alhaisia happipitoisuuksia sietävät erityisen hyvin mm. sulkasääsken toukat (Chaoboridae) (Stahl 1966, Rabette & Lair 1999), polttiaisen toukat (Ceratopogonidae) sekä osa järvisissä hyvin runsaslukuisina esiintyvistä surviaissääsken toukista (Chironomidae) (Oliver 1971, Courtney ym. 1996).

Pienillä järvillä on usein pitkä rantaviiva suhteessa niiden pinta-alaan, jolloin alloktionisen eli järven ulkopuolelta peräisin olevan materiaalin kulkeutuminen on suhteessa runsaampaa kuin suurissa järvissä (Eloranta 1999, Kukkonen ym. 2007). Humusaineet ja muu orgaaninen aine lisäävät bakteerien hajotustoimintaa (Jones 1992), minkä seurauksena humusjärvien hapenkulutus on korkeampaa ja pohjan happiolosuhteet usein heikommät kuin kirkasvetisissä järvissä (Eloranta 1999). Vilkkaan hajotustoiminnan lisäksi sedimentin pintakerroksessa elävät pohjaeläimet kuluttavat happea edistäen pohjan vähähappisuutta ja hapettomuutta (Ilmavirta 1986, Kalff 2003). Hyvin alhaiset happipitoisuudet ovatkin yleisiä pienten metsäjärvien alusvesissä. Hapettomilla pohjilla tapahtuvissa hajotusprosesseissa syntyy metaania, joka on myrkyllistä useimmille eliöille ja aiheuttaa pohjamateriaalin epämiellyttävän, mädäntyneen hajun (Jones 2005). Humusjärvissä pohja on usein tumman, orgaanisesta aineksestä koostuvan löyhän maton peitossa (Eloranta 1999). Humusaineet vaikuttavat myös orgaanisten ja epäorgaanisten ravinteiden saatavuuteen, minkä seuraukset voivat yltää kaikille ravintoketjun tasoille (Münster 1999).

Tumman värinsä takia humusaineet imevät tehokkaasti lämpösäteilyä. Tämän seurauksena veden pintakerros lämpenee nopeammin kuin kirkkaissa järvissä ja etenkin pieniin ja suojaisiin metsäjärviin saattaa keväällä hyvin pian jäiden lähdön jälkeen muodostua jyrkkä lämpötila- ja happikerrostuneisuus (Jones & Arvola 1984, Salonen ym. 1984, Ilmavirta 1986, Lammin Biologinen asema 1990, Eloranta 1999). Lämpötilakerrostuneisuus estää veden kierron pinta- ja pohjakerrosten välillä, ja kevään täyskierron puuttuminen heikentää alusveden ja pohjasedimentin happitilannetta (Eloranta 1999) sekä lisää pintaveden ravinnevajetta (Salonen ym. 1984). Ilmiö voimistuu suojaisilla järvillä, joilla tuuli ei pääse sekoittamaan vesikerroksia (Kukkonen ym. 2007). Samankokoisilla järvillä veden kerrostuneisuus ja kierron syvyys voivat vaihdella mm. pohjan topografiasta, alueen tuulisuudesta ja järven läpi virtaavan veden määrästä riippuen (Salonen ym. 1984, Ilmavirta 1986). Lisäksi kerrostumisen syvyydessä, jyrkkyydessä ja alkamisajankohdassa voi olla järven sisäisiä eroja päivien ja etenkin vuosien välillä (Ilmavirta 1986). Järvien happitilanne paranee yleensä syksyllä, kun lämpötilaerot tasoittuvat ja pohjaan asti yltävä veden syyskierto murtaa kerrostuneisuuden ja hapettaa alusveden (Ilmavirta 1986). Vajaaksi jäänyt syyskierto ja pitkä, aikaisin alkanut jääpeitteinen kausi heikentävät talvenaikaista happitilannetta ja vaikeuttavat

elämää varsinkin syvillä pohjilla (Brinkhurst 1974). Keväällä humusaineiden tummaksi värjäämä jää päästää heikosti läpi auringon säteilyä, mikä heikentää valaistusolosuhteita jään alla ja viivästyttää kasvukauden alkamista (Eloranta 1999). Pitkään jatkunut pohjan huono happitilanne vaikuttaa suoraan pohjaeläinyhteisöihin, sillä se vähentää ja hidastaa kasvua ja tuotantoa (Jónasson 1984, Kalff 2003), laskee pohjaeläintiheyttä ja rajoittaa hapettomuudelle herkkien lajien esiintymistä (Kalff 2003).

1.1.2 Pohjan vyöhykkeisyys ja laatu sekä kasvillisuus

Järven pohja-alue voidaan jakaa karkeasti kolmeen vyöhykkeeseen. Matala rantavyöhyke eli **litoraali** on usein kasvillisuuden peittämä (Wetzel 2001), mutta altistuu voimakkaimmin aaltojen vaikutukselle sekä vedenkorkeuden vaihtelun ja lämpötilan päivittäisille ja kausittaisille muutoksille (Horne & Goldman 1994). Litoraalissa pohjaeläinten biomassa (Tolonen ym. 2003a), monimuotoisuus, tiheys ja tuotanto ovat yleensä korkeita (Brinkhurst 1974). Tyypillinen matalan pohjan yhteisö koostuu suuremmista pohjaeläimistä, kuten hyönteisistä ja niiden toukista (Tolonen ym. 2003a) sekä kotiloista (Gastropoda) ja erilaisista madoista (Paasivirta 1976). Syvempi ranta eli **sublitoraali** on määritelmästä riippuen joko litoraalin alin osa tai litoraalin alapuolinen vaihettumisvyöhyke (Horne & Goldman 1994, Kalff 2003). Se sijaitsee kasvillisuuden esiintymisen alarajalla, ja rantavoimien vaikutus on vähäisempää kuin ylemmällä rantavyöhykkeellä. Kasvillisuudesta ja happitilanteesta riippuen pohjaeläinyhteisö voi muistuttaa joko litoraalin tai syvempien pohjien yhteisöjä. Ulpaan alainen syvä pohja eli **profundaali** on kasvillisuuden puutteen takia elinympäristönä huomattavasti matalia pohjia yksinkertaisempi mutta myös stabiilimpi (Horne & Goldman 1994), ja sen eliömäärä ja lajiston monipuolisuus riippuvat olennaisesti valaistulla vyöhykkeellä tapahtuvasta perustuotannosta (Schwoerbel 1970). Syvänteiden pohjaeläinyhteisöt ovat vähälajisia ja koostuvat pääasiassa hyönteisten toukista (surviaissääskien ja sulkasääskien toukat) (Paasivirta 1976, Jónasson 1984, Tolonen ym. 2003a), harvasukasmadoista, katkoista ja simpukoista (Horne & Goldman 1994). Sulkasääskien toukkien elintapa on muista pohjaeläimistä poiketen puoliplanktinen; ne viettävät päivän pohjan lähellä tai kaivautuneena syvänteiden vähähappiseen tai hapettomaan

sedimenttiin turvassa kalojen niihin kohdistamalta saalistukselta ja nousevat yöllä ylempiin vesikerrokseen ruokailemaan eläinplanktonilla (Schwoerbel 1970, Brinkhurst 1974, Gosselin & Hare 2003, Kalff 2003).

Pohjan materiaali saattaa ohjailla pohjaeläinten esiintymistä järvessä, sillä toiset pohjaeläinryhmät ja -lajit suosivat tietynlaisia sedimenttejä (Minshall 1984, Heino 2000, Muzaffar & Colbo 2002). Esimerkiksi eräät surviaissääsken ja vesiperhosen (Trichoptera) toukat suosivat koteloiden rakentamisessa tietyn kokoisia partikkeleita (Minshall 1984). Pohjamateriaalin koostumukseen ja vakauteen vaikuttavat pääasiassa järveä ympäröivän valuma-alueen ominaisuudet ja ilmasto sekä mahdollinen talviaikainen jääpeite. Karkeampaa materiaalia esiintyy pääasiassa rantavyöhykkeessä, kun taas hienojakoisemmat sedimentit jakautuvat koko järven alueelle (James ym. 1998, Kalff 2003).

Vesikasvillisuus vaikuttaa positiivisesti pohjaeläinten tiheyteen ja biomassaan sekä yhteisöjen monimuotoisuuteen (Gilinsky 1984, Hanson ym. 1989, Diehl 1992, James ym. 1998, Heino 2000, Tolonen ym. 2005). Kasvillisuus tarjoaa pohjaeläimille monipuolisen elinympäristön (Reid 1961, Minshall 1984), lisääntymispaikkoja (Kalff 2003) ja suojaa (Crowder & Cooper 1982) vähentäen samalla kalojen niihin kohdistamaa saalistuspainetta (Gilinsky 1984, Diehl 1992). Lisäksi kasvillisuus tasaa sedimenttiä ja pienentää veden alla tapahtuvien häiriöiden vaikutusta (Kalff 2003). Tummavetisten humusjärvien valaistusolosuhteet ovat hyvin erilaiset verrattuna kirkasvetisiin järviin (Eloranta 1999). Humuspartikkelit heijastavat tehokkaasti veden pinnalle tulevaa valoa, mikä vaikuttaa suoraan valaistun kerroksen paksuuteen (Jones & Arvola 1984). Näin ollen humusjärvien näkösyvyys (Secchi-syvyys) on pienempi kuin kirkasvetisissä järvissä, tuottava kerros käsittää vain osan pintavesikerroksesta (Eloranta 1999) ja vesikasvillisuus on yleensä rajoittunut vain matalaan, rannanläheiseen vyöhykkeeseen (Reid 1961). Veden värin lisäksi vesikasvillisuuden esiintymistä säätelevät mm. rannan topografia ja tuulisuus, vedenkorkeuden vaihtelu, pohjan laatu sekä materiaalin kasautuminen pohjalle (James ym. 1998). Myös kasvillisuusvyöhykkeessä sedimentin pinnalla elävää (epibentistä) eläimistöä hallitsevat mm. surviaissääsken toukat sekä harvasukasmadot (Haka ym. 1974).

1.1.3 Vedenkorkeuden vaihtelu ja pohjan häiriöt

Sadannan vaikutus vedenkorkeuteen näkyy erityisen selvästi pienissä metsäjärvisä. Lisäksi mm. ihmisten ja majavien rakentamat padot saattavat vaikuttaa vedenpinnan korkeuteen. Vedenkorkeuden vaihtelu muuttaa valaistun rantavyöhykkeen sijaintia ja pinta-alaa, ja vaikuttaa pohjaeläinten esiintymiseen suoraan ja kasvillisuusvyöhykkeen muutosten kautta (Palomäki 1994). Näitä vaikutuksia pohjaeläimiin on tutkittu lähinnä säännöstellyissä järvisä (Palomäki 1994, Furey ym. 2006). Vähiten vedenkorkeuden vaihtelu vaikuttaa liikuntakykyisiin pohjaeläimiin, kuten päivänkorenon (Ephemeroptera), koskikorenon (Plecoptera) ja vesiperhosen toukkiin, jotka pystyvät mukautumaan muutoksiin siirtymällä muille alueille (James ym. 1998).

Tuuli ja aallokko sekoittavat ja samalla hapettavat pohjasedimentin pintaa etenkin matalassa rantavyöhykkeessä (Kalff 2003). Pohjan epävakaas voi myös häiritä sedimentissä ja sen pinnalla eläviä pohjaeläimiä häiriöiden voimakkuuden riippuessa mm. pohjan materiaalista, rannan avoimuudesta ja syvyydestä (Tolonen ym. 2001). Myös sedimenttiin kaivautuminen sekoittaa ja hapettaa pohjaa (bioturbaatio) (van de Bund ym. 1994, Gosselin & Hare 2003) parantaen elinmahdollisuuksia sedimentin sisällä.

Pohjan jäätyminen vaikuttaa varsinkin rantavyöhykkeen pohjaan ja sitä kautta alueen pohjaeläinyhteisöihin (Palomäki & Koskenniemi 1993). Pohjan routimisen ja jäätyksen on todettu säännöstellyn järven rantavyöhykkeessä johtavan sekä vesikasvillisuuden että liikuntakyvyttömiin (Marttunen ym. 2004) ja kaivautuvien (surviaissäksen toukat) pohjaeläinten kuolemaan ja liikuntakykyisten siirtymiseen syvemmille pohjille (Palomäki & Koskenniemi 1993). Jäätymisherkkyys riippuu mm. pohjan laadusta, ja runsaasti orgaanista ainesta sisältävillä karikepohjilla pohjaeläinten talvikuolleisuus on muita pohjia pienempää (Palomäki & Koskenniemi 1993, Marttunen ym. 2004). Lisäksi järveä peittävä jääpeite estää kaasunvaihdon veden ja ilman välillä, ja yltäessään pohjaan asti kuluttaa sitä mekaanisesti. Kulutus kohdistuu pääasiassa järven matalaan rantavyöhykkeeseen ja vaikuttaa eniten sen eliöstöön. Vaikka pohjan häiriöt saattavat hetkellisesti laskea pohjaeläinten ja

pohjaeläinryhmien määrää, elämän on havaittu palaavan pohjalle nopeasti (Palomäki & Koskeniemi 1993).

1.1.4 Saalistus

Pohjaeläinyhteisön rakenteeseen ja eläinten kokoon vaikuttaa myös pohjaeläimiä ravintonaan käyttävien kalojen niihin kohdistama saalistuspaine (Diehl 1992, Leppä ym. 2003, Tonn ym. 2004), joka vaihtelee eri ryhmien ja vuodenaikojen välillä (Gilinsky 1984, Diehl 1992). Saalistuspaineella on merkitystä etenkin yksipuolisissa elinympäristöissä, kun taas monipuolisissa ja suojaisissa habitaateissa sen vaikutukset pohjaeläimiin ovat vähäisempiä (Leppä ym. 2003). Humusjärvissä valaistun kerroksen kapeus rajoittaa näköaistin avulla saalistavien kalojen esiintymistä ja vähentää saalistuspainetta etenkin syvemmillä alueilla (Rask ym. 1999). Tyypillisiä humusjärvien kalalajeja ovat ahven, hauki ja särki (Rask ym. 1999), jotka kaikki käyttävät jossain elämänvaiheessa pohjaeläimiä ravintonaan (Lehtonen 2003). Ahven monipuolisena yleiskalana sopeutuu niin veden alhaiseen pH-arvoon kuin korkeisiin lämpötiloihin ja mataliin happipitoisuuksiin (Lehtonen 2003). Rantakasvillisuuden asukkina hauki kestää korkeita lämpötiloja ja paikoitellen mataliakin happipitoisuuksia (Rask ym. 1999) ja se sietää hyvinkin alhaisia pH-arvoja (Lehtonen 2003). Myös särki on sopeutunut hyvin elämään humuspitoisessa, paikoin hyvin lämpimässä ja vähähappisessa vedessä, vaikka onkin ahventa ja haukea herkempi matalalle pH:lle (Lehtonen 2003). Rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisön rakennetta muokkaavat lisäksi toisia pohjaeläimiä ravintonaan käyttävät selkärangattomat pohjaeläinpedot kuten sudenkorenon (Odonata) toukat (Gilinsky 1984, Tolonen ym. 2003a). Saalistuspaineen seurauksena suuret ja liikuntakykyiset pohjaeläimet elävät suojassa kasvillisuuden joukossa avoveden yhteisöjen koostuessa pääasiassa pienistä, liikuntakyvyttömistä pohjaeläimistä (Tolonen ym. 2003a).

1.2 Tutkimuksen tausta ja tavoitteet

Pro gradu -työ tehdään osana Helsingin Yliopiston ”Kestävän kalastuksen periaate kalakantojen hoidossa” – hanketta (KESKALA 2005–2014), jonka tavoitteena on määrittää keskeisimmät kalayhteisön tilaan vaikuttavat tekijät ja kehittää tämän tiedon pohjalta

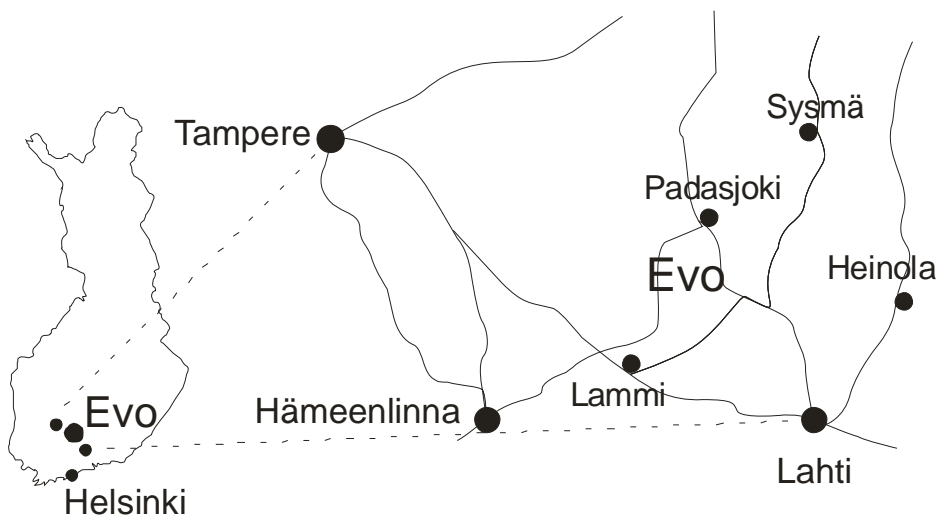
kalastuksen ja kalavesien hoidon strategia, joka ohjaa kalastusta kalavarojen kestävästä käytön periaatteiden mukaisesti. Tutkimukseni on pohjaeläinyhteisöjen taustaselvitys, jota käytetään KESKALA – hankkeeseen liittyvien kalastuksesta aiheutuvien pohjaeläinmuutosten seurannassa. Tutkimusjärvet valittiin kesällä 2005 tehtyjen selvitysten perusteella, ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) tutkimusjärvinä ne on rauhoitettu tutkimuskäyttöön.

Tässä työssä tarkastellaan neljän metsäjärven pohjaeläinyhteisön rakennetta keväällä ja syksyllä sekä seurataan yhden järven rantavyöhykkeen ja syvänteen pohjaeläinyhteisöjen kehitystä kesän ajan. Tarkoituksena on selvittää tutkimusjärvien pohjaeläinyhteisöjen tiheys, biomassa ja yhteisön rakenne, sekä tarkastella miten syvyys ja veden happipitoisuus, näytteenoton ajankohta sekä järvien morfologiset ja vedenlaatuun liittyvät erot vaikuttavat pohjaeläinyhteisöihin. Tutkimuskohteena ovat standardeissa makroselkärangattomiksi luokitellut yli 500 µm:n kokoiset pohjaeläimet (Kantola ym. 2001), joita käytetään usein kaloihin ja niiden ravinnonkäyttöön liittyvissä tutkimuksissa (Diehl 1992, Kahilainen ym. 2003, Leppä ym. 2003).

2. Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusjärvet

Tutkimuksessa on mukana neljä Evolla, Lammin kunnassa sijaitsevaa järveä (kuva 1); Hokajärvi, Haarajärvi, Haukijärvi ja Majajärvi. Järvet ovat kooltaan 2,1–13,8 ha (taulukko 1), maksimisyvyydeltään 6–12 m ja ne luokitellaan väriluvun perusteella runsashumuksisiksi (väriluku >90 mg Pt/l). Järvistä Haukijärvi ja Majajärvi ovat erittäin runsashumuksisia (väriluku 333–345 mg Pt/l) ja Haarajärvi ja Hokajärvi hieman näitä kirkkaampia (väriluku 124–150 mg Pt/l).



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti.

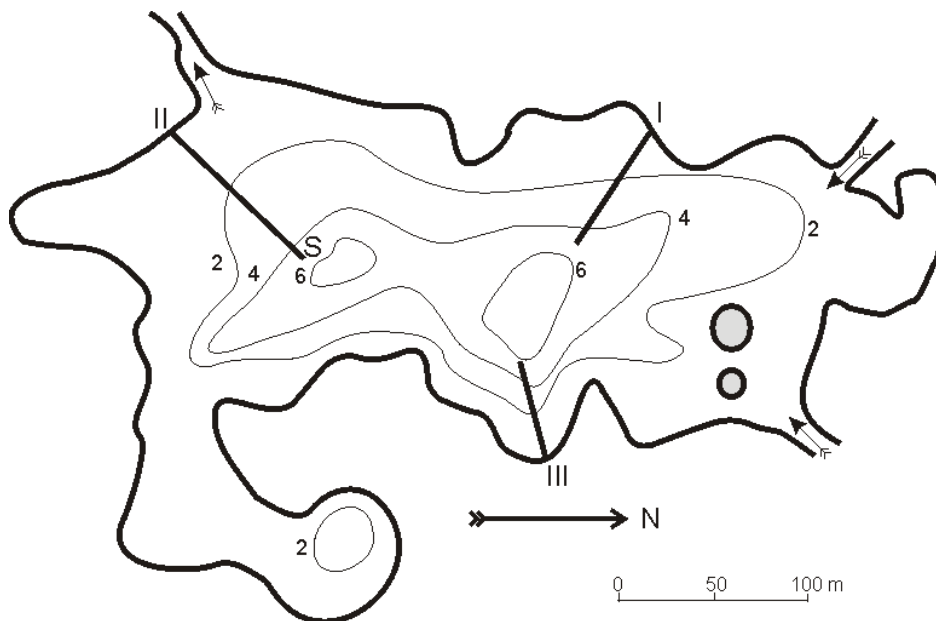
Taulukko 1. Tutkimusjärvien morfologia ja vedenlaatutiedot. Väri ja pH ovat keskiarvoja vuosien 1997–2005 pintaveden syys- ja talvinäytteistä.

Järvi	Pinta-ala (ha)	Keskisyvyys (m)	Suurin syvyys (m)	Valuma- alue (km ²)	Rantaviivan pituus (km)	Korkeus merenpinnasta (m)	pH	Väriluku (mg Pt/l)
Hokajärvi	8,4	2,2	6,0	2,28	2,2	141,2	6,4	124
Haarajärvi	13,8	6,1	12,0	0,59	2,7	141,4	6,3	150
Haukijärvi	2,1	3,8	8,0	4,96	0,7	131,4	6,2	333
Majajärvi	3,4	4,6	12,0	1,13	1,1	133,3	5,9	345

Tutkimusjärvet sijaitsevat Evon retkeilyalueella. Valuma-alueella harjoitetaan pienimuotoista metsätaloutta, ja joitakin metsäalueita on kulotettu 50 -luvulta lähtien (Brofeldt 1920). Järviä ympäröi pääasiassa havu- ja sekametsä sekä suo- ja rämemaasto, viljelymaita niiden läheisyydessä ei juuri ole. Tutkimusjärvien pohjamateriaali on pääosin tummaa, eriasteisesti hajonnutta kasviperäistä kariketta, jonka seassa esiintyy satunnaisesti pieniä määriä hiekkaa ja muuta karkeampaa materiaalia. Matalassa rantavedessä on paikoin runsaasti risuja ja kaatuneita puita. Haarajärveä lukuun ottamatta muilla tutkimusjärvillä havaittiin majavia kesällä 2006.

2.1.1 Hokajärvi

Hokajärvi (61°14'33''N, 25°6'36''E) on tutkimusjärvistä toiseksi suurin (8,4 ha) (taulukko 1), keskisyvyydeltään matalin ja rantaviivaltaan rikkonaisin (kuva 2). Järven ranta syvenee hyvin loivasti, ja 60 % järvestä on 0–1,9 m syvää (taulukko 2). Järveen laskee luoteessa puro Tervajärvistä ja koillisessa Häntjärvestä, ja vesi poistuu Luutajokeen. Matalien pohjien hienorakenteinen karike on hyvin altista aallokon ja tuulen sekoittavalle vaikutukselle, mikä näkyy avointen, matalien pohjien harvana kasvillisuutena. Rannan kasvillisuusvyöhykkeen leveys vaihtelee suuresti; osaa rannoista peittää vain kapea ruovikkokaistale, kun taas järven pohjoiskärki on kasvanut lähes umpeen. Linjan I (ks. 2.3 Pohjaeläinnäytteenotto) kasvillisuus koostuu lumpeesta (*Nymphaea alba*) sekä järviruovosta (*Phragmites australis*) ja järvikortteesta (*Equisetum fluviatile*). Linjalla II valtalajeina ovat ulpukka (*Nuphar lutea*) ja uistinviita (*Potamogeton natans*) sekä linjalla III ulpukka, järvikorte ja –ruoko sekä pikkupalpakko (*Sparganium natans*). Veden happitilanne on hyvä loppukesää lukuun ottamatta noin 3 metrin syvyydelle asti.



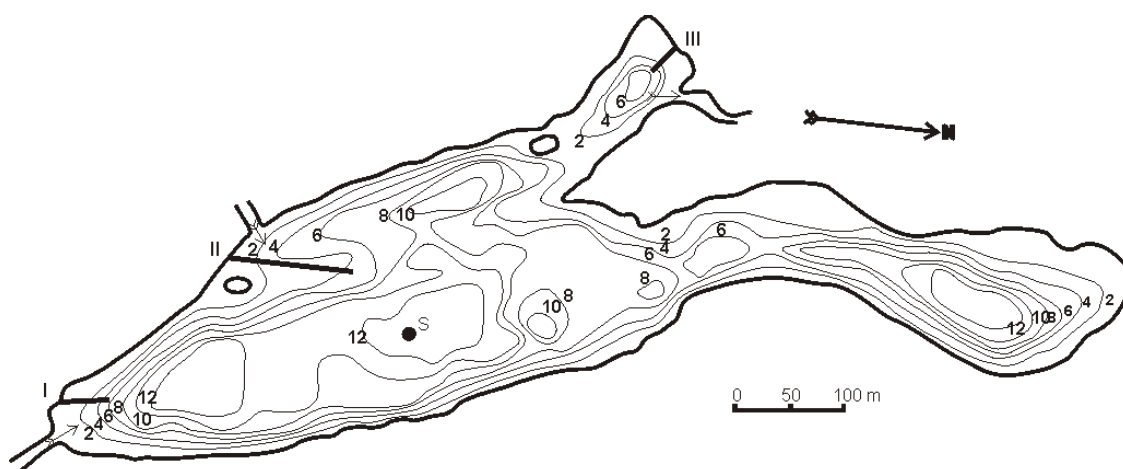
Kuva 2. Hokajärven syvyysvyöhykkeet ja näytteenottolinjat (I-III), S=syvänne.

Taulukko 2. Eri syvyysvyöhykkeiden osuus järvien pinta-aloista.

Syvyys (m)	% järven pinta-alasta			
	Hokajärvi	Haarajärvi	Haukijärvi	Majajärvi
0-1,9	59,3	22,5	23,6	23,0
2-3,9	24,7	14,5	21,6	24,8
4-5,9	12,8	12,7	27,3	21,1
6-7,9	3,2	16,5	24,0	16,9
8-9,9		12,0	3,5	11,0
10-11,9		13,4		2,3
>12		8,4		0,9

2.1.2 Haarajärvi

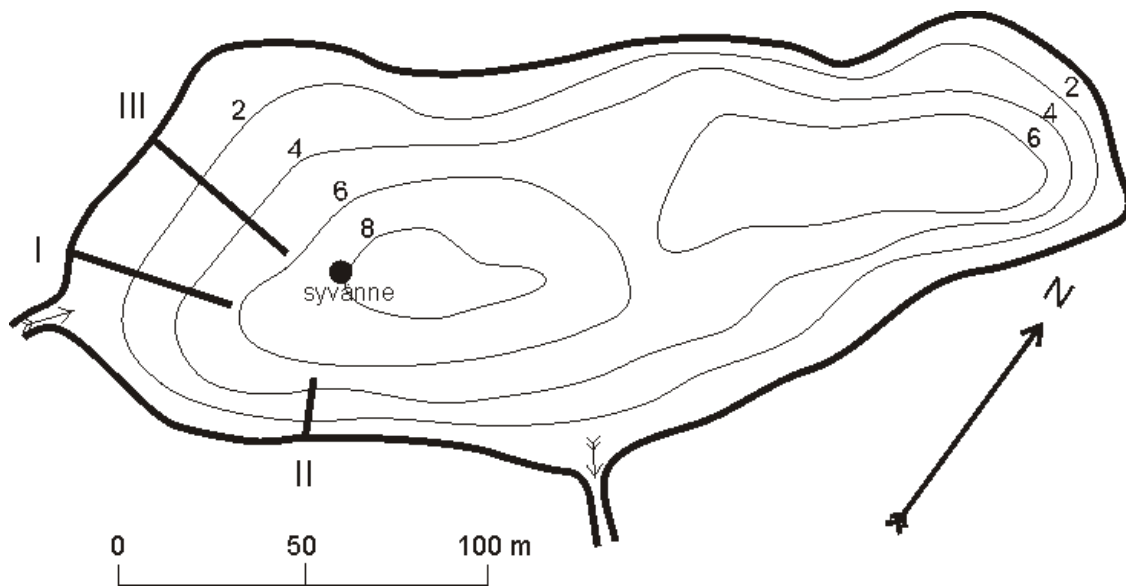
Haarajärvi (61°13'58"N, 25°11'11"E) on tutkimusjärvistä suurin (13,8 ha) ja sijaitsee kahden harjun välissä, minkä seurauksena sen rannat syvenevät jyrkemmin kuin muissa järvissä (kuva 3). Haarajärven valuma-alue on tutkimusjärvien pienin (0,59 km²). Linjan I kohdalla järveen laskee oja Haarajärven lammikosta, linjan II kohdalla Valkjärvestä ja linjan III edustalta vesi virtaa Sorsajärveen. Karikepohjan lisäksi järven länsirannan kallioisen rinteiden kohdalla (linja II) ja luoteishaarassa (linja III) pohjamateriaalin seassa on hieman hiekkaa. Kasvillisuus on rehevintä linjojen I ja III kohdalla olevien purojen suilla. Linjan I litoraalin kasvillisuus koostuu lumpeesta, purovidasta (*Potamogeton alpinus*), järvikortteesta, rantapalpakosta (*Sparganium emersum*), ulpukasta ja saroista. Linjalla II valtalajistoa ovat sarat (*Carex* sp.), lumme ja terttualpi (*Lysimachia thysiflora*) sekä linjalla III ulpukka, järvikorte, järviruoko, rantapalpakko ja terttualpi. Järven happitilanne on muita järviä parempi ja veden happipitoisuus pysyy kesällä korkeana jopa 10 metrin syvyydelle asti.



Kuva 3. Haarajärven syvyysvyöhykkeet ja näytteenottolinjat (I-III), S=syvänne.

2.1.3 Haukijärvi

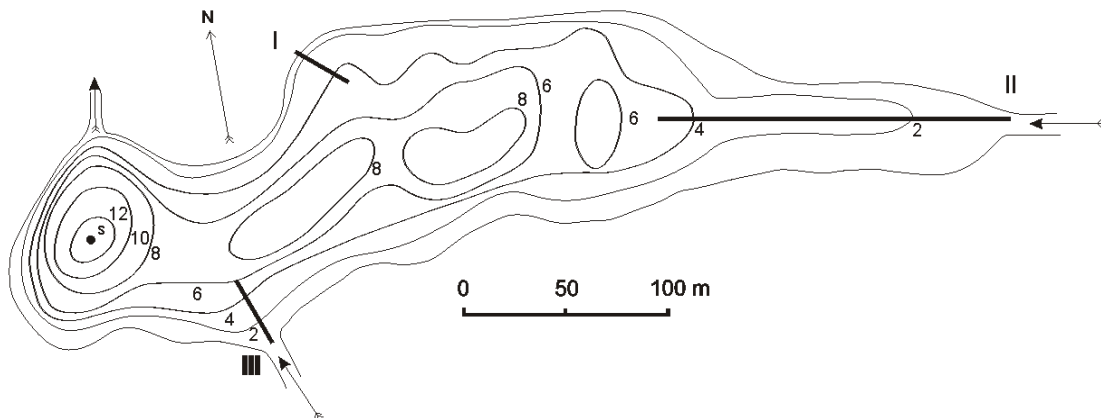
Haukijärvi (61°13'22"N, 25°8'28"E) on tutkimusjärvistä pinta-alaltaan pienin (2,1 ha). Järven rantaviivan pituus on vain 0,7 km, valuma-alueen pinta-ala 4,96 km², ja rantaviivan ja järven pinta-alan suhde tutkimusjärvien suurin. Näiden seurauksena sadanta vaikuttaa nopeasti veden lämpötilaan, kerrostuneisuuteen, vedenkorkeuteen ja näkösyvyyteen lisääntyneen valunnan ja orgaanisten aineiden kulkeutumisen kautta. Vesikasvillisuus on runsasta puron tulouoman kohdalla (linja I) (kuva 4), missä valtalajeina ovat sarat, vehka (*Calla palustris*), ulpukka, vesitähti (*Callitriche* sp.) sekä raate (*Menyanthes trifoliata*). Linjan II litoraalikasvillisuus koostuu lähinnä ulpukasta ja saroista ja linjan III järviruo'osta ja ulpukasta. Matalimmilla syvyyksillä happitilanne on hyvä, ja vähähappinen vesikerros alkaa n. 3 metrin syvyydeltä tai sitä syvemmältä.



Kuva 4. Haukijärven syvyysvyöhykkeet ja näytteenottolinjat (I-III).

2.1.4 Majajärvi

Majajärvi (61°12'53"N, 25°8'29"E) on tutkimusjärvistä tummavetisin (taulukko 1). Pitkänomaisen järven rantaviivan pituus on 1,1 km ja valuma-alueen pinta-ala 1,13 km². Järven länsipäädyssä sijaitseva syväne (n. 12 m) on pieni. Vettä järveen virtaa itäpäähän laskevaa puroa pitkin ja etelässä Vuorenpeikonjärvestä Majajärven rimmän kautta. Vesi laskee syvänteeseen pohjoispuolelta lähtevää puroa pitkin Majajokeen (kuva 5).



Kuva 5. Majajärven syvyysvyöhykkeet ja näytteenottolinjat (I-III), S=syväne.

Vedenpinnan alla on runsaasti katkenneita puiden oksia ja runkoja, ja järven itäpääty on ajelehtivien turvelauttojen peittämää soistunutta ranta-aluetta. Linjan I rantakasvillisuus koostuu saroista, ulpukoista ja järviruo'osta. Linjalla II päälajeja ovat purovita, vesikuusi (*Hippuris vulgaris*), järviruoko ja sarat sekä linjalla III sarat, raate, ulpukka, terttualpi ja rantapalpakko. Majajärvellä veden happipitoisuus voi laskea hyvin matalaksi jo muutaman metrin syvyydessä ja syvemmät pohjat ovat osan vuodesta täysin hapettomia.

2.2 Vedenlaatumuuttujen mittaus

Veden lämpötila ja happipitoisuus mitattiin pinnasta pohjaan YSI 6600 – sondilla järvien syvännepisteiden kohdalta touko-syyskuun näytteenottojen yhteydessä, yhteensä 9 kertaa. Samalla määritettiin järvien näkösyvyydet Secchi-levyn avulla ja otettiin syyskuuta lukuun ottamatta vesinäytteet Helsingin yliopiston akvaattisten tieteiden laboratoriossa tapahtuvia klorofylli *a*- ja kokonaistyppi- ja -fosforimäärytyksiä varten.

2.3 Pohjaeläinnäytteenotto

Pohjaeläinnäytteet otettiin 15.–23. toukokuuta ja 26.–27. syyskuuta 2006. Pohjaeläinyhteisön kesänaikaisen kehityksen seuraamiseksi Majajärven rantavyöhykkeestä ja syvänteestä otettiin näytteet myös 19.6., 17.7. ja 14.8. Näytteitä kerättiin yhteensä 90 kpl, joista 12 kpl oli Majajärven kesäaikaisia näytteitä. Näytteenottopisteitä oli yhteensä 39. Jokaiselta järveltä valittiin pohjan laadun ja rantatyyppin perusteella kolme linjaa (I, II ja III) jotka edustavat mahdollisimman hyvin järvien yleisimpiä rantatyyppijä, kuitenkin niin että näytteenotto putkinoutimella oli pohjan rakenteen ja kasvillisuuden puolesta mahdollista. Jokaisella linjalla oli kolme näytteenottosyvyyttä; kasvillisuuden ainakin osittain peittämä rantavyöhyke eli littoraali **0–1,0 m**, pysyvästi veden alla oleva, pääasiassa kasvillisuudesta paljas sublittoraali **2,0–3,5 m** ja kasvillisuudesta paljas syvä pohja **4,0–5,0 m**. Lisäksi kaikilta järviltä otettiin syvännäyte järven syvimmästä löydetyistä pisteistä. Hokajärven syväne on n. 6 m syvä, mutta se osui linjan II näytteenottosyvyyden 4,0–5,0 m kohdalle. Syyskuussa Haarajärveltä ja Majajärveltä otettiin lisäksi näytteet n. 1,5 m ja 7,5 m syvyyksiltä. Jokainen näyte koostui SFS 5730:n (Suomen standardisoimisliitto 1992) mukaisesti viidestä nostosta jotka yhdistettiin maastossa.

Näytteenotto tapahtui veneestä käsin Kajak-putkinoutimella (kuva 6) (putken halkaisija 8,3 cm, korkeus 50 cm ja $A = 54 \text{ cm}^2$, paino 6,3 kg), joka soveltuu hyvin pehmeiden ns. akkumulaatiopohjien pohjaeläimistön näytteenottoon (Suomen standardisoimisliitto 1992). Näytteenotin viritettiin ja laskettiin pohjaan köyden varassa. Putki painui pohjaan painojen avulla ja sulkeutui yläpäästä upotessaan pohjasedimenttiin. Rantavyöhykkeessä näytteenotin painettiin sedimenttiin käsin. Ennen nostamista ylös vedestä putken pohja suljettiin kädellä sedimentin poishuhtoutumisen estämiseksi. Putkeen haluttiin vähintään 10 cm paksuinen kerros sedimentin pintaa (Suomen standardisoimisliitto 1992). Onnistuneiksi näytteiksi hyväksyttiin nostot, joissa oli putken yläpäässä noin 10 cm kirkasta, sekoittumatonta vettä merkkinä siitä, että pohjan pintakerros ei ollut päässyt ulos putkesta. Näytteet seulottiin maastossa 0,5 mm:n sankoseulalla, minkä jälkeen jäljelle jäänyt näyte huuhdeltiin pakasterasioihin jatkokäsittelyä varten. Sedimentin hienon rakenteen takia seula tukkeutui usein nopeasti, joten seulominen jouduttiin tekemään useassa erässä.

Pohjasedimentin yläpuolisessa vesipatsaassa liikkuvien sulkasääsken toukkien määrän selvittämiseksi järvien syvänteistä otettiin kolme rinnakkaista planktonhaavinostoa touko- ja syyskuussa sekä Majajärveltä lisäksi kesä-, heinä- ja elokuun näytteenottojen yhteydessä. Haavin halkaisija oli 29,5 cm, suun pinta-ala 683,5 cm² ja silmäkoko 183 µm. Haavi laskettiin pohjan yläpuolelle varovasti sekoittamatta pohjasedimenttiä ja nostettiin rauhallisesti pintaan. Näytteet säilöttiin välittömästi 4 % formaliinilla.



Kuva 6. Pohjaeläinnäytteenotossa käytetty Kajak-noudin. (Kuva: Mika Vinni)

2.4 Pohjaeläinten poiminta, tunnistus ja jatkokäsittely

Pohjaeläimet poimittiin näytteistä elävinä näytteenottopäivänä tai viimeistään sitä seuraavana. Osa näytteistä pakastettiin näytteenoton jälkeen ja sulatettiin myöhemmin poimintaa varten. Poiminta tehtiin valkoiselta tarjottimelta kohdevalossa ilman suurentavia apuvälineitä. Etenkin rantavyöhykkeen näytteissä kasvimateriaalin runsaus hidasti näytteiden käsittelyä. Poimitut pohjaeläimet säilöttiin määrittystä ja jatkokäsittelyä varten 70 % denaturoidulla alkoholiliuoksella. Säilötyt yksilöt määritettiin vähintään ryhmätasolle ja jaoteltiin seuraavasti: vesisiira (*Asellus aquaticus*), simpukat (Bivalvia), polttiaisen toukat (Ceratopogonidae), sulkasääsken toukka (*Chaoborus flavicans*), surviaissääsken toukat (Chironomidae), muut kaksisiipiset (Diptera), päivänkorennon toukat (Ephemeroptera), juotikkaat (Hirudinea),

vesipunkit (Hydrachnidia), kaislakorenonn toukat (Megaloptera), sudenkorenonn toukat (Odonata), harvasukasmadot (Oligochaeta), raakkuäyriäiset (Ostracoda), kiekkokotilot (Planorbidae) ja vesiperhosen toukat (Trichoptera). Koska pupavaiheiden määrä näytteissä oli hyvin pieni, ne käsiteltiin samana ryhmänä toukkavaiheiden kanssa. Ryhmäkohtaiset märkápainot (biomassa) punnittiin analyysivaa´alla 0,0001 g:n tarkkuudella. Ennen punnitusta eläimiä pidettiin puhtaassa vedessä n. 10 min., minkä jälkeen niitä kuivatettiin hetki suodatinpaperin päällä (Suomen standardisoimisliitto 1992).

Ainoa haavinäytteissä esiintynyt laji oli pohjoisille alueille tyypillinen *Chaoborus flavicans-*sulkasääsken toukka, joka on eräissä pohjaeläintutkimuksissa (mm. Paasivirta 1976) jätetty huomioimatta niiden puoliplanktisen elintavan takia ulappaekosysteemiin kuuluvina. Toukkien lukumäärät laskettiin nostokohtaisesti ja kirjattiin ylös laboratoriossa.

2.5 Aineiston analysointi

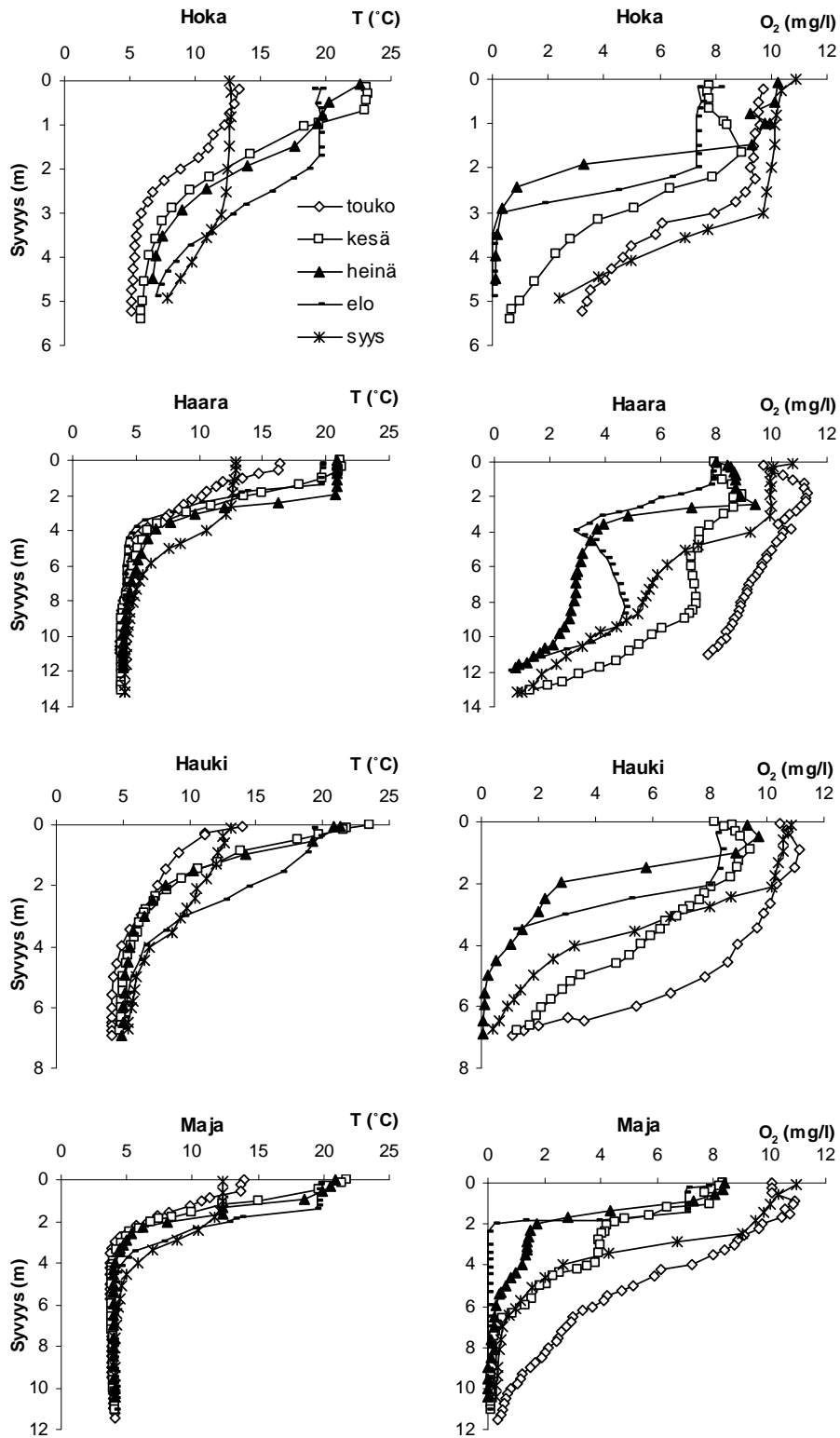
Eläinten tiheyksistä ja biomassoista laskettiin ryhmittäin joka järvelle syvyys- ja kuukausikohtaiset keskiarvot ja kolmen rinnakkaisen näytteen tiheyden vaihteluväli. Syvyyden ja happipitoisuuden vaikutusta pohjaeläinten tiheyteen, biomassaan ja ryhmien lukumäärään tarkasteltiin regressiokuvaajien ja Spearmanin korrelaation avulla käyttäen SPSS 15,0 -tilasto-ohjelmaa (2006). Vertailuun otettiin mukaan ainoastaan syksyn näytteet, joissa veden mahdollinen täyskierto ei ollut vaikuttanut veteen liunneen hapen määrään ja sen kautta pohjaeläinten lukumäärään ja levinneisyyteen. Kaikki näytteenottopisteet olivat mukana yksittäisinä havaintoina (n=40) ja lisäksi mukaan otettiin Majajärveltä ja Haarajärveltä syyskuussa otetut ylimääräiset näytteet syvyyksiltä n. 1,5 m ja 7,5 m (n=4) (liite 4).

3. Tulokset

3.1 Tutkimusjärvien vedenlaatumuuttajat ja olosuhteet tutkimusjaksolla

Kesä 2006 oli lämmin ja vähäsateinen. Kaikilla järvillä pintaveden lämpötila oli korkein kesäkuussa (22–24 °C) ja pysyi yli 20 °C vähintään elokuun puoliväliin asti (kuva 7). Järvet kerrostuivat lämpötilan mukaan touko-kesäkuun aikana harppauskerroksen muodostuessa n. 3 m syvyydelle. Voimakkainta kerrostuminen oli Majajärvässä ja Haarajärvässä. Hokajärvässä kerrostuneisuus alkoi murtua elokuussa, Haarajärvässä se säilyi syyskuuhun asti. Veden happipitoisuus laski jyrkästi syvyyden kasvaessa (Spearmanin korrelaatio $r_s = -0,925$; $p = 0,01$) ja kaikilla järvillä tavattiin kesän aikana syvän alusveden happivajetta. Heikoin happitilanne oli Majajärvässä, missä happipitoisuus laski heinä- ja elokuussa alle 2 mg/l jo 2 m:n syvyydellä. Paras alusveden happitilanne oli Haarajärvässä, missä happea riitti läpi kesän syvimmille pohjille asti.

Alhaisen sademäärän seurauksena vedenpinta laski kaikissa järvissä kesän aikana siirtäen rantavyöhykettä. Vedenkorkeuden vaihteluksi alku- ja loppukesän välillä mitattiin Hokajärvellä 50 cm. Matalin näytteenottosyvyys (0–1,0 m) oli alkukesää lukuun ottamatta täysin tai osittain vesikasvillisuuden peittämä lajiston ja kasvillisuuden peittävyden vaihdellessa järvien välillä ja sisällä. Syvänteet sekä näytteenottopisteet syvyyksillä 2,0–3,5 m ja 4,0–5,0 m olivat pääasiassa avointa, kasvillisuudesta paljasta pohjaa, ja ne erosivat rantavyöhykkeestä lisäksi mm. pohjan materiaalin sekä lämpötilan ja happipitoisuuden osalta.



Kuva 7. Veden lämpötila ja happipitoisuus tutkimusjärvisä touko-syyskuussa.

Tutkimusjärivistä Majajärvi oli sekä typen että fosforin osalta runsasravinteisin ja Hokajärvi puolestaan vähäravinteisin (taulukko 3). Fosforin määrä järvissä laski kesän edetessä, typen määrässä ei ollut havaittavissa selvää trendiä. Järvien näkösyvyys vaihteli heinäkuun 0,6 m:stä elokuun lopun lähes 2,5 metriin tummavetisempien Majajärven ja Haukijärven näkösyvyyksien ollessa yleisesti pienempiä kuin vähähumuksisempien Hokajärven ja Haarajärven. Kauden pienimmät näkösyvyudet mitattiin alkukesällä. Näytteenottokauden aikana veden klorofylli *a* – pitoisuus oli selvästi korkein Majajärvässä. Klorofyllimaksimi oli kaikissa järvissä touko-kesäkuun vaihteessa, ja määrät laskivat kasvukauden edetessä.

Taulukko 3. Klorofylli *a*, näkösyvyys ja ravinteet tutkimusjärvissä. Taulukossa on esitetty näytteenottokauden aikainen keskiarvo ja suluissa vaihteluväli. TN=kokonaistyyppi, TP=kokonaisfosfori.

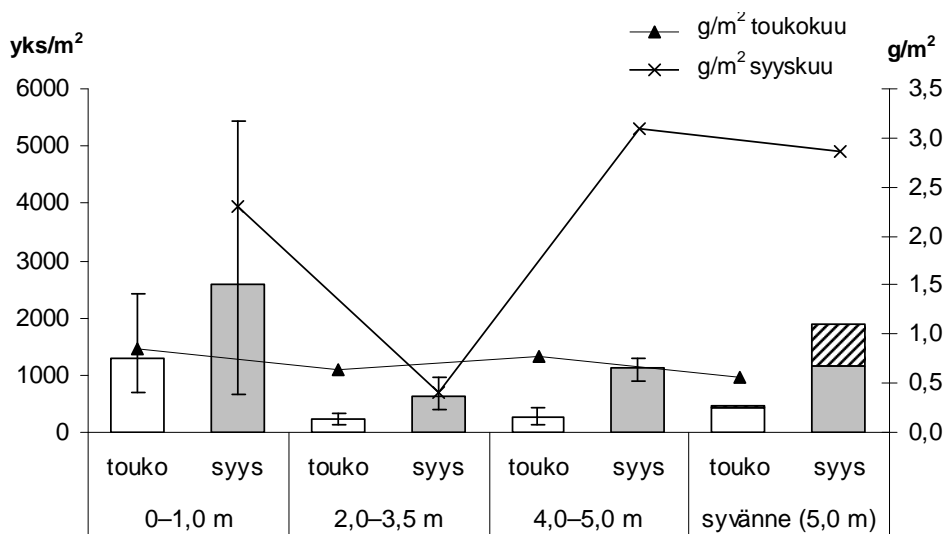
	Klorofylli <i>a</i> (µg/l)	Näkösyvyys (cm)	TN (µg/l)	TP (µg/l)
Hokajärvi	3,1 (2-5)	180 (160-235)	326 (281-412)	7 (6-9)
Haarajärvi	5,6 (4-7)	142 (110-200)	388 (287-424)	13 (8-25)
Haukijärvi	7,0 (3-17)	108 (70-165)	364 (261-504)	11 (9-16)
Majajärvi	15,5 (12-22)	76 (60-90)	697 (654-767)	28 (21-44)

3.2 Pohjaeläimet

Kajak-noutimella otetuissa näytteissä olleet pohjaeläimet kuuluivat 15 eri ryhmään. Syvänteiden haavinostoissa oli ainoastaan *Chaoborus flavicans* -sulkasääsken toukkia. Suurin näytekohtainen pohjaeläintiheys oli 19 630 yks/m² ja suurin näytekohtainen biomassa 8,3 g/m², molemmat Majajärven rantavyöhykkeessä syyskuun näytteenotossa. Syvänteiden sedimenttinäytteiden maksimitiheys oli toukokuussa 2333 yks/m² (Majajärvi) ja syyskuussa 1148 yks/m² (Hokajärvi). Haavinäytteiden tiheys vaihteli välillä 20–727 yks/m².

3.2.1 Hokajärvi

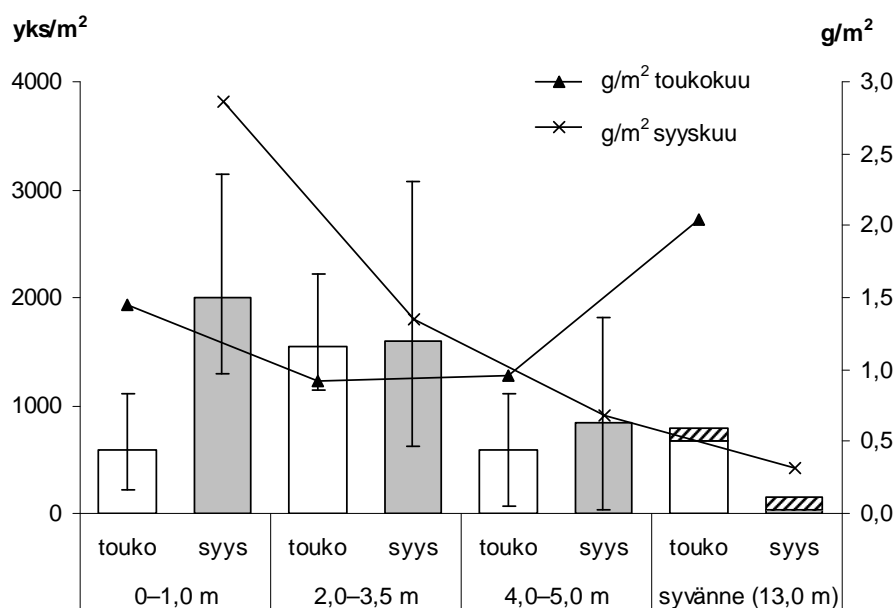
Hokajärven pohjaeläintiheys oli kaikilla syvyyksillä suurin syyskuussa (kuva 8). Eniten pohjaeläimiä oli syvyydellä 0–1,0 m, missä tiheyden keskiarvo oli toukokuussa 1297 yks/m² ja syyskuussa 2591 yks/m². Myös näytteiden välinen vaihtelu oli suurinta rantavyöhykkeessä, missä tiheys vaihteli toukokuussa välillä 704–2407 yks/m² ja syyskuussa välillä 667–5444 yks/m². Syksyn biomassat olivat tiheyden tavoin kevättä korkeammat lukuun ottamatta syvyyttä 2,0–3,5 m. Kahden matalimman syvyyden pohjaeläinyhteisöt koostuivat pääasiassa surviaissääsken toukista (liite 1 ja 2). Muita yleisimpiä, lähinnä vain rantavyöhykkeessä tavattuja ryhmiä olivat mm. vesisiira, vesiperhosen ja päivänkorennon toukat sekä simpukat. Kahden suurimman syvyyden yhteisöt koostuivat lähes kokonaan sulkasääsken toukista, joita oli syyskuussa myös syvyydellä 2,0–3,5 m. Toukokuussa syvänteessä tavattiin pääisassa sedimenttiin kaivautuneita sulkasääsken toukkia kun taas syyskuussa n. 40 % toukista oli vesipatsaassa.



Kuva 8. Pohjaeläinten tiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteviivat) Hokajärvellä touko- ja syyskuun näytteenotossa. Kuvassa on esitetty kolmen näytteenottopisteen keskiarvot ja tiheyden vaihteluväli. Syvännenäytteet koostuvat yhdestä Kajak-näytteestä ja niiden kohdalla nostohaavinäytteistä lasketut yksilöt on eroteltu rasterilla.

3.2.2 Haarajärvi

Haarajärvellä pohjaeläintiheys oli suurin syksyllä syvännettä lukuun ottamatta. Kevään suurin tiheys oli syvyydellä 2,0–3,5 m (keskiarvo 1542 yks/m²), syksyllä tiheys ja biomassa olivat suurimmat rantavyöhykkeessä (1998 yks/m² ja 2,9 g/m²) (kuva 9). Syvyys 2,0–3,5 m muistutti tiheydeltä ja yhteisöltä enemmän rantavyöhykettä kuin syvempiä alueita.



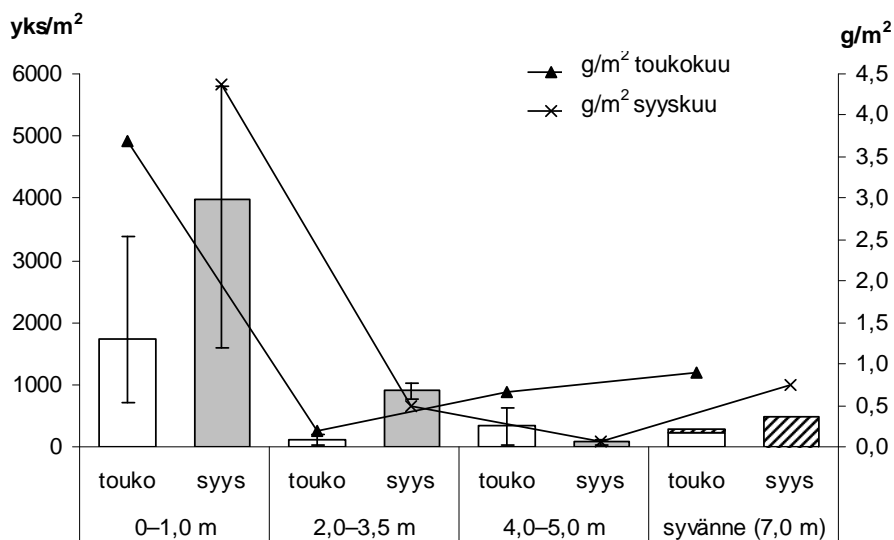
Kuva 9. Pohjaeläinten tiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteiviivat) Haarajärven touko- ja syyskuun näytteenotoissa. Muut selitykset ks. kuva 8.

Pohjaeläinyhteisö oli monipuolisin rantavyöhykkeessä, josta tunnistettiin toukokuussa yhdeksän ja syyskuussa kymmenen eri ryhmän edustajia. Keväällä rantavyöhykkeen näytteissä ei ollut yhtä hallitsevaa ryhmää toisin kuin syksyllä, jolloin yli puolet yhteisöstä koostui surviaissääsken toukista. Muita yleisimmin tavattuja ryhmiä olivat mm. vesisiira, simpukat, vesipunkit, harvasukasmadot sekä päivänkorenon ja vesiperhosen toukat. Syvyys 4,0–5,0 m oli surviaissääskentoukkavaltainen touko- ja syyskuussa. Myös syvänteen Kajak-näytteissä oli toukokuussa enemmän surviaissääsken kuin sulkasääsken toukkia, ja vapaana uivien *Chaoborus flavicans* - toukkien osuus koko yhteisöstä oli pieni. Syvänteen yhteenlaskettu yksilömäärä putosi kesän aikana toukokuun 794 yks/m²:stä syyskuun 144 yks/m²:ön, ja

samalla vapaana uivien sulkasääsken toukkien osuus kasvoi suuremmaksi kuin pohjasedimentissä olevien. Tiheyden vaihtelu kolmen rinnakkaisen näytteen välillä oli suurta kaikilla syvyyksillä.

3.2.3 Haukijärvi

Haukijärvellä pohjaeläinten tiheys ja biomassa olivat sekä touko- että syyskuussa korkeimmat rantavyöhykkeessä (0–1,0 m) syksyn tiheyden ollessa noin kaksinkertainen (3974 yks/m²) kevääseen (1740 yks/m²) verrattuna (kuva 10). Myös tiheyden vaihtelu kolmen rinnakkaisen näytteenottopisteen välillä oli suurinta rantavyöhykkeessä (toukokuussa 703–3370 yks/m² ja syyskuussa 1592–5814 yks/m²).



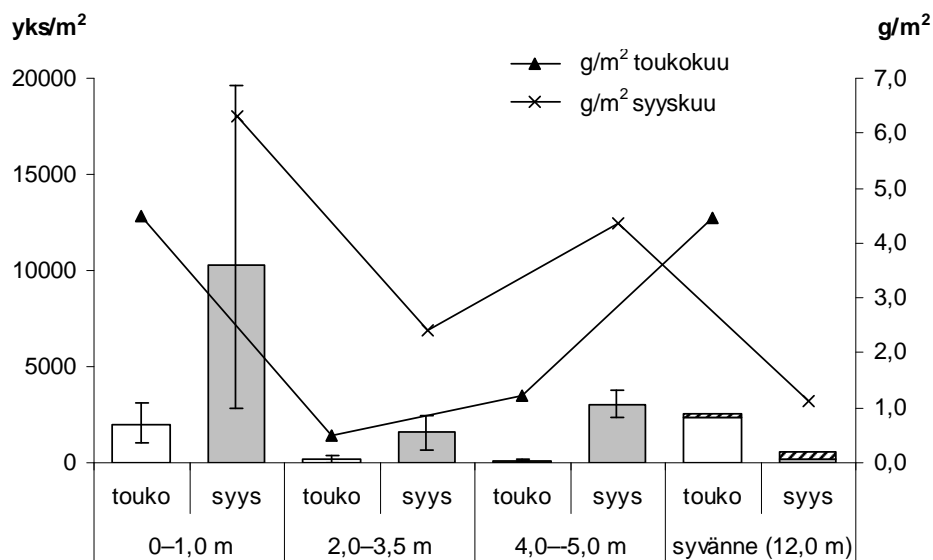
Kuva 10. Pohjaeläinten tiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteviivat) Haukijärven touko- ja syyskuun näytteenotossa. Muut selitykset ks. kuva 8.

Sekä touko- että syyskuussa suurin osa rantavyöhykkeen pohjaeläimistä oli surviaissääsken toukkia. Muita yleisimpiä ryhmiä olivat vesipunkit, simpukat, harvasukasmadot, raakkuäyritäiset sekä kaislakorenon, päivänkorenon ja vesiperhosen toukat. Kahden suurimman syvyyden näytteissä tavattiin vain surviaissääsken ja sulkasääsken toukkia sekä yksi harvasukasmato. Syvyydellä 4,0–5,0 m yhteisö oli toukokuussa

surviaissääskentoukkavaltainen ja syyskuussa sulkasääskentoukkavaltainen. Keväällä suurin osa syvänteen pohjaeläimistä oli kaivautuneena sedimenttiin, kun taas syksyllä syvänteestä saatiin ainoastaan vesipatsaassa liikkuvia sulkasääsken toukkia.

3.2.4 Majajärvi

Toukokuussa Majajärven pohjaeläintiheys oli suurin syvänteessä (2333 yks/m²) (kuva 11). Syyskuussa tiheyden ja biomassan huiput tavattiin rantavyöhykkeessä (10 247 yks/m², 6,3 g/m²) tiheyden vaihtelun ollessa samalla selvästi suurinta (2852–19 630 yks/m²).

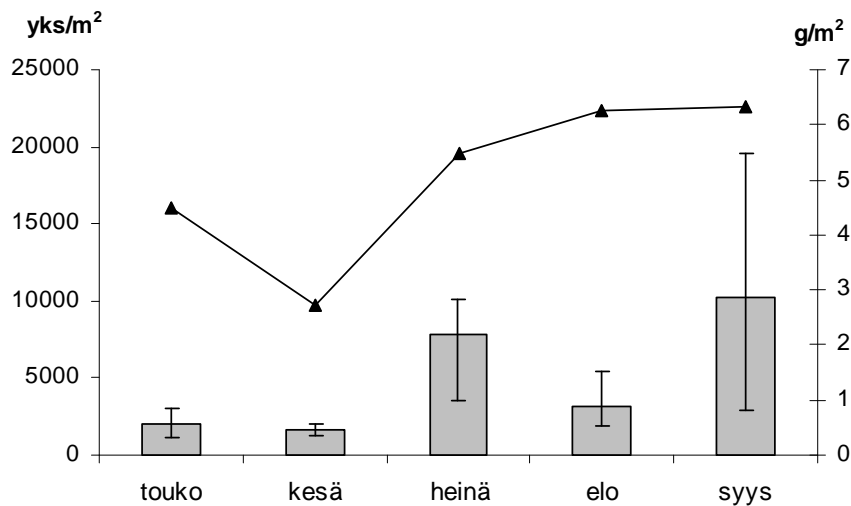


Kuva 11. Pohjaeläinten tiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteviivat) Majajärven touko- ja syyskuun näytteenotossa. Muut selitykset ks. kuva 8.

Rantavyöhykkeen näytteissä selvästi yleisimpiä olivat surviaissääsken toukat. Muita yleisiä ryhmiä olivat mm. vesipunkit ja vesisiira, joita molempia tavattiin kaikissa rantavyöhykkeen näytteissä, sekä vesiperhosen ja päivänkorennon toukat. Syvyydellä 2,0–3,5 m yleisimpiä olivat keväällä surviaissääsken toukat ja syksyllä sulkasääsken toukat, joita tavattiin syksyllä myös syvyydellä 1,5 m (liite 4). Myös syvyys 4,0–5,0 m muuttui touko-syyskuun välisenä aikana sulkasääskentoukkavaltaiseksi yksilömäärän noustessa samalla 123 yks/m²:stä 3037 yks/m²:ön. Syvänteessä tavattiin ainoastaan sulkasääsken toukkia, joista toukokuussa

(yhteensä 2587 yks/m²) suurin osa oli sedimenttiin kaivautuneena. Syyskuussa hieman yli puolet toukista oli vesipatsaassa, ja niiden tiheys oli laskenut huomattavasti (yhteensä 588 yks/m²).

Majajärven kesänaikaisessa seurannassa rantavyöhykkeen pohjaeläintiheydet olivat pienimmät touko- ja kesäkuussa (kuva 12) jolloin myös vaihtelu kolmen näytteenottopisteen välillä oli pienintä (toukokuussa 1074–3074 yks/m² ja kesäkuussa 1259–2000 yks/m²). Pohjaeläintiheys oli suurin syyskuussa (10 247 yks/m²), ja samalla vaihtelua kolmen pisteen välillä oli selvästi eniten. Myös pohjaeläinten biomassa oli pienin kesäkuussa ja suurin elo- syyskuussa.

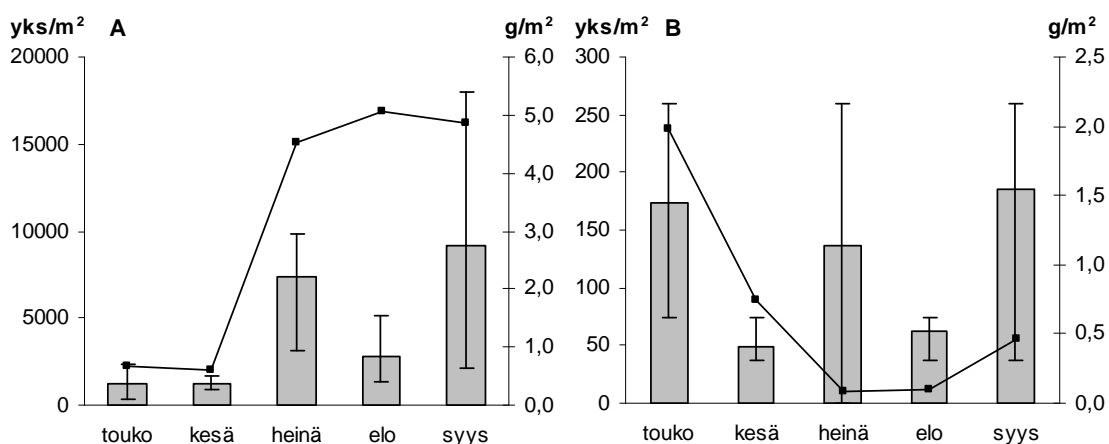


Kuva 12. Majajärven rantavyöhykkeen pohjaeläintiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteiviiva) touko-syyskuussa. Kuvassa on esitetty kolmen näytteenottopisteen keskiarvot ja tiheyden vaihteluväli.

Eniten pohjaeläinryhmiä Majajärvellä tavattiin syyskuussa (10) ja vähiten kesäkuussa (5).

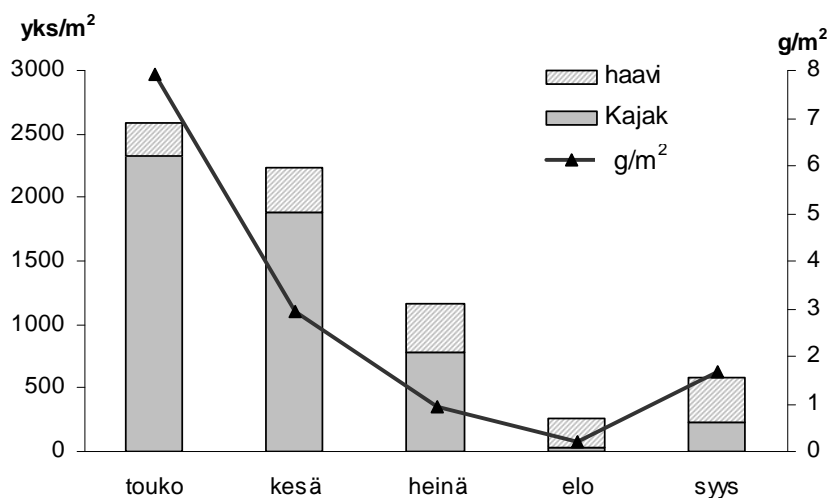
Suurin osa näytteissä olleista pohjaeläimistä oli surviaissääsken toukkia (liite 3). Niiden lisäksi yleisimpiä olivat kaikissa näytteissä tavatut vesipunkit ja vesisiira sekä vesiperhosen toukat ja syksyn näytteissä runsaslukuisina esiintyneet simpukat.

Muiden ryhmien tiheyksien pysyessä suhteellisen matalana ja tasaisena läpi kesän surviaissääsken toukkien esiintymisessä oli kaksi huippua (kuva 13A). Niiden tiheys oli kokonaistiheyden lailla korkein syyskuussa (9210 yks/m²), ja toiseksi korkein heinäkuussa (7395 yks/m²) ja matalin touko- ja kesäkuussa (1284 ja 1272 yks/m²). Kun muina kuukausina yksittäisten nostojen tiheydet olivat 1074–5444 yks/m², nousivat ne heinäkuussa lähes 10000 yks/m²:ön ja syyskuussa jopa lähelle 20000 yks/m². Vesisiiran tiheydessä oli kolme huippua; touko-, heinä- ja syyskuussa (kuva 13B) ja samalla vaihtelu näytteenottopisteiden välillä oli suurta. Myös vesisiirujen biomassa oli selvästi korkein toukokuussa.



Kuva 13. Surviaissääsken toukkien (A) ja siirujen (B) tiheydet (yks/m², pylväät) ja biomassat (g/m², pisteiviivat) touko-syyskuussa. Kuvissa on esitetty kolmen näytteenottopisteen keskiarvot ja tiheyden vaihteluväli. Huomaa y-akseleiden erilaiset asteikot.

Syvänteiden Kajak- ja haavinäytteissä tavattiin vain sulkasääsken toukkia (liite 5). Niiden tiheys vaihteli elokuun 256 yks/m²:n ja toukokuun 2587 yks/m²:n välillä (kuva 14). Myös pohjaeläinten biomassa oli pienin elokuussa (0,2 g/m²) ja suurin toukokuussa (7,9 g/m²). Vesipatsaassa olevien sulkasääsken toukkien määrässä ei tapahtunut suurta muutosta kauden aikana, mutta niiden prosentuaalinen osuus kasvoi kesän edetessä toukokuun 10 %:sta elokuun 85 %:iin.



Kuva 14. Majajärven syvänteeseen pohjaeläinten (*Chaoborus flavicans*) tiheys (yks/m², pylväät) ja biomassa (g/m², pisteiviiva) touko-syyskuussa. Painokäyrässä on yhdistettynä Kajak- ja haavinäytteiden biomassat.

3.3 Syvyyden ja veden happipitoisuuden vaikutus pohjaeläinten tiheyteen, biomassaan ja ryhmien lukumäärään

Näytteenottosyvyyden ja veden happipitoisuuden vaikutuksia pohjaeläinyhteisöihin tarkasteltiin syyskuun mittauksista ja Kajak-näytteistä Spearmanin korrelaation avulla. Pohjaeläintiheyden ja ryhmien lukumäärän välillä havaittiin positiivinen korrelaatio ($r_s=0,647$; $p=0,01$); mitä suurempi oli pohjaeläintiheys, sitä useamman ryhmän edustajia näytteessä tavattiin. Pohjaeläintiheyden kasvu lisäsi myös pohjaeläinten biomassaa ($r_s=0,872$; $p=0,01$).

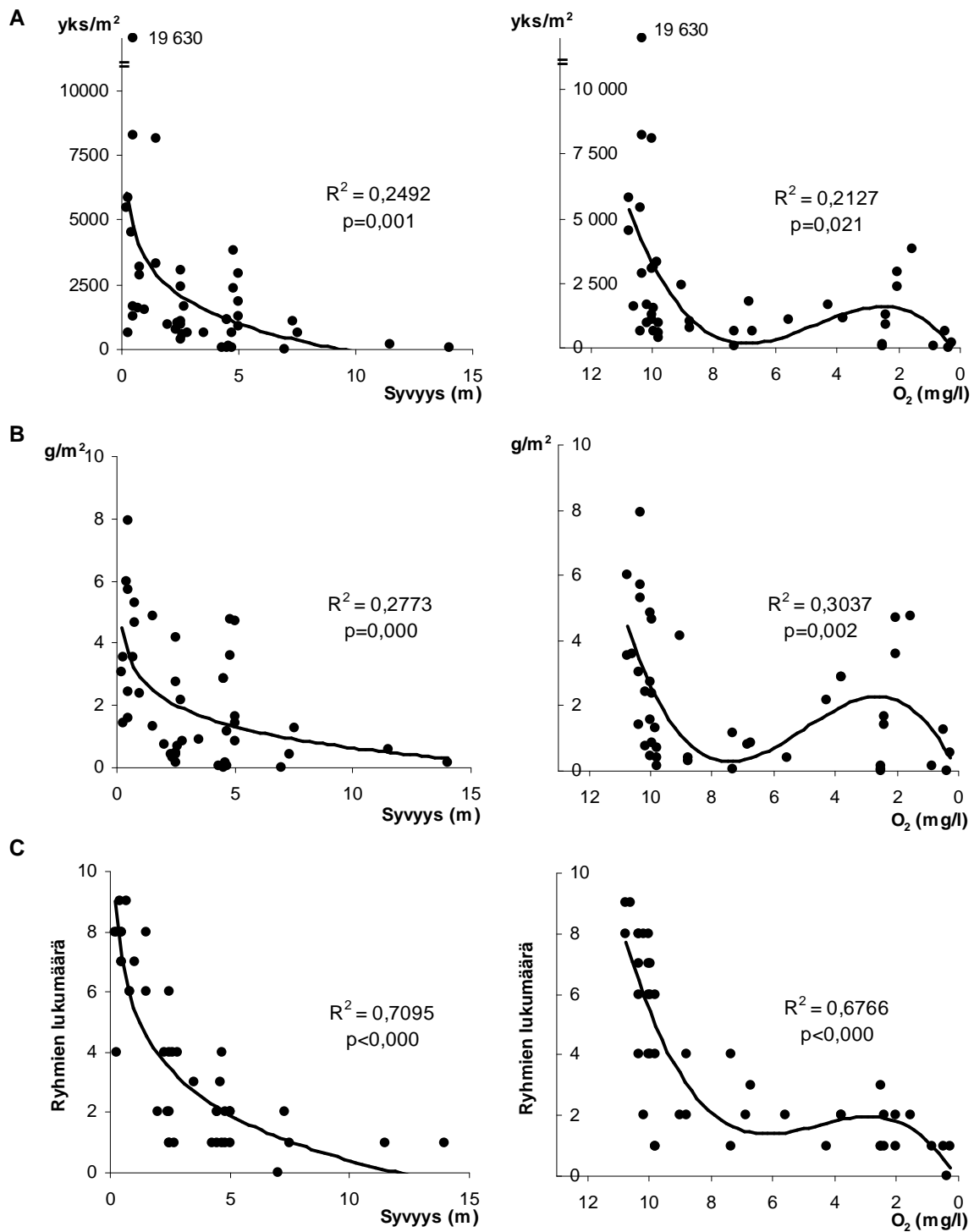
Näytteenottosyvyyden ja pohjaeläintiheyden välillä oli negatiivinen korrelaatio ($r_s=-0,538$; $p=0,01$). Tiheys oli suurin 0–1,5 m:n syvyydellä ja laski syvyyden kasvaessa. (kuva 15A). Toinen, selvästi pienempi huippu tiheydessä oli 5 m:n syvyydellä. Kaikista selvimmän tiheyden laski syvyyden kasvaessa tummempivertisillä Haukijärvellä ja Majajärvellä.

Veden happipitoisuuden ja pohjaeläintiheyden välillä oli positiivinen korrelaatio ($r_s=0,519$; $p=0,01$). Tiheys oli suurin happipitoisuudessa 9–11 mg/l, ja samalla tiheyden vaihtelu oli suurta (407–19 630 yks/m²) (kuva 15A). Tiheys laski hapen määrän laskiessa, mutta nousi hieman

happipitoisuudessa 1,5–2,5 mg/l (max. 3815 yks/m²). Lähes kaikki tässä happipitoisuudessa tavatut yksilöt olivat *Chaoborus flavicans* -sulkasääsken toukkia. Tiheyden hajonta saman syvyyden sisällä oli suurta.

Näytteenottosyvyyden ja pohjaeläinten biomassan välillä oli negatiivinen korrelaatio ($r_s = -0,459$; $p = 0,01$), kun taas veden happipitoisuuden ja pohjaeläinbiomassan välinen korrelaatio oli positiivinen ($r_s = 0,429$; $p = 0,01$) (kuva 15B). Biomassalla oli kaksi huippua, joista suurin (max. 7,9 g/m²) oli syvyydellä 0–1,0 m ja happipitoisuudessa 10 mg/l. Toinen, pienempi huippu (max. 4,7 g/m²) tavattiin noin viiden metrin syvyydellä ja happipitoisuudessa 2,0–3,0 mg/l. Molempien huippujen kohdalla tavattiin myös hyvin matalia arvoja, eli biomassan vaihtelu saman syvyyden ja happipitoisuuden sisällä oli suurta.

Syvyyden ja pohjaeläinryhmien lukumäärän välillä havaittiin selkeä negatiivinen korrelaatio ($r_s = -0,789$; $p = 0,01$) ja veden happipitoisuuden ja ryhmien lukumäärän välillä voimakas positiivinen korrelaatio ($r_s = 0,823$; $p = 0,01$) (kuva 15C). Eniten ryhmiä (9 kpl) oli kahdessa rantavyöhykkeen (0–1,0 m) näytteessä ja korkeimmassa happipitoisuudessa (n. 10 mg/l). Ryhmien lukumäärä laski happipitoisuuden laskiessa, ja suurimmilla syvyyksillä (7,5–14 m) tavattiin *Chaoborus flavicans* -toukkien lisäksi vain yksi surviaissääsken toukka. Poikkeuksen teki Haukijärven happipitoisuus 2,0–3,0 mg/l, jossa tavattiin parhaimmillaan kolmen ryhmän edustajia.



Kuva 15. Syvyyden ja veden happipitoisuuden vaikutus pohjaeläinten tiheyteen (A) ja biomassaan (B) sekä ryhmien lukumäärään (C) syyskuussa. Kuvassa on esitetty käyrän selitysaste ja merkitsevyystaso (p-arvo). Huomaa happipitoisuuden käänteinen x-akseli ja tiheyttä esittävien kuvaajien katkaistu y-akseli.

4. Tulosten tarkastelu

4.1 Syvyyden ja happipitoisuuden vaikutus pohjaeläinyhteisöihin

4.1.1 Pohjaeläinyhteisöjen rakenne eri syvyyksillä

Humusaineet laskevat järven pH:ta (Ilmavirta 1986), mikä saattaa rajoittaa happamuudelle herkkien lajien esiintymistä runsashumuksisissa järvissä. Meriläisen & Hynysen (1989) määrittämien laji- ja ryhmäkohtaisten pH-rajojen perusteella tutkimusjärvet eivät korkeasta humuspitoisuudestaan huolimatta olleet liian happamia yleisimpien pohjaeläinten esiintymiselle. Näytteenottosyvyydestä ja –ajankohdasta riippumatta kaikki näytteet koostuivat pääasiassa surviaissääsken tai sulkasääsken toukista, jotka olivat selvästi runsaslukuisimpia myös vuonna 2005 tutkimusjärvillä tehdyssä pohjaeläin selvityksessä (Olin ym. 2005).

Tutkimustuloksia surviaissääsken ja sulkasääsken toukkien runsaasta esiintymisestä on erityyppisiltä järviltä eri puolilta maapalloa. Dinsmoren ym. (1999) Kanadan boreaalisen vyöhykkeen järvillä tekemässä tutkimuksessa surviaissääsken ja sulkasääsken toukat yhdessä muodostivat noin 90 % pohjaeläinten biomassasta. Unkarin Balaton-järvellä surviaissääsken toukkia oli 60–95 % biomassasta sen vaihdellessa alueiden, ajankohtien ja vuosien välillä (Specziár & Bíró 1998). Särkän (1983) Konnevedellä tekemässä tutkimuksessa surviaissääsken toukkien osuus oli 70 % pohjaeläinmäärästä ja 36 % biomassasta. Myös Lepän (2007) tutkimuksessa Pohjois-Karjalan 14 humusjärveltä ja Järvisen ym. (1992) tuloksissa Evon Iso Valkjärveltä sulkasääsken ja surviaissääsken toukat olivat selvästi näytteiden yleisimmät pohjaeläinryhmät.

Tutkimusjärvillä surviaissääsken toukat muodostivat yli 60 % sekä touko- että syyskuun pohjaeläinyhteisöistä ja n. 30 % molempien näytteenottoajankohtien biomassasta. Monimuotoisena ryhmänä surviaissääsken toukkia tavataan lähes kaikenlaisissa vesiympäristöissä kaikilla mantereilla ja lämpövyöhykkeillä. Niiden levittäytyminen on

tehokasta vedessä elävän toukkavaiheen sekä lentokykyisenä munivan aikuisvaiheen ansiosta (Oliver 1971). Toukat ovat yleisiä paitsi avoimilla, pehmeillä pohjilla (Brinkhurst 1974, Horne & Goldman 1994, Rabette & Lair 1999, Tolonen ym. 2003a), joilla ne kaivautuvat sedimenttiin yleensä parin senttimetrin syvyyteen (Oliver 1971), myös kivikkopohjilla (Malmquist ym. 2002), ja osa lajeista kestää hyvin syvänteiden vähähappisia oloja (Laakkonen 2005). Tutkimusjärvillä surviaissääsken toukkia tavattiin kaikilla näytteenottosyvyyksillä, vaikka selvästi eniten niitä oli rantavyöhykkeessä. Tämä vastasi aikaisempia havaintoja niiden runsaasta esiintymisestä niin rantavyöhykkeessä (Paasivirta 1976), sublitoraalissa (Thorp & Diggins 1982, Rabette & Lair 1999) kuin syvänteissäkin (Paasivirta 1976).

Tutkimusjärvissä toiseksi runsaimpana esiintyneet *Chaoborus flavicans* -sulkasääsken toukat sietävät hyvin humusjärvien äärioloja. Ne ovat yleisiä rehevissä järvissä (Brinkhurst 1974, Liljendahl-Nurminen ym. 2002) joissa vesi kerrostuu kesällä (Rabette & Lair 1999) ja sietävät muita ryhmiä paremmin veden alhaisia happipitoisuuksia ja jopa rikkivetyä (Gosselin & Hare 2003). Elinympäristönä ne suosivat viileitä ja vähähappisia alusvesiä (Stahl 1966). Vaikka sulkasääsken toukkia pidetään tyypillisinä runsasravinteisille ja reheville järville, niitä esiintyy humusjärvien syvänteissä ilman ylimääräistä ravinnekuormitusta (Tolonen ym. 2003b).

Touko- ja syyskuun näytteissä sulkasääsken toukkia oli n. 20 % pohjaeläinten kokonaismäärästä ja 20–30 % biomassasta. Niiden runsas esiintyminen syvänteissä sekä syvyydellä 4,0–5,0 m vastasi aikaisempia havaintoja (mm. Stahl 1966, Thorp & Diggins 1982, Sweerts ym. 1991, Rabette & Lair 1999, Liljendahl-Nurminen ym. 2002, Leppä 2007).

Tutkimusjärvistä vain Haarajärven syvillä pohjilla oli keväällä enemmän surviaissääsken kuin sulkasääsken toukkia, ja 4,0–5,0 m:n syvyys pysyi muista järvistä poiketen surviaissääskentoukkavaltaisena myös syksyllä, mikä on todennäköisesti seurausta Haarajärven alusveden hyvästä happitilanteesta.

Majajärven kesäaikainen happitilanne oli muita tutkimusjärviä heikompi ja sulkasääsken toukkia tavattiin touko- ja syyskuussa jopa 2,0–3,5 m syvyydellä, missä ne syksyllä muodostivat suurimman osan pohjaeläinyhteisöstä. Myös järven syvänteestä saatiin touko- syyskuussa ainoastaan sulkasääsken toukkia, toukokuussa moninkertaisesti muihin järviin verrattuna. Majajärven heikkoon happitilanteeseen johtaneita tekijöitä on useita. Järven vesi

kerrostui aikaisin keväällä eikä sekoittunut kesän aikana. Veden tummasta väristä ja rannan profiilista johtuen hapeta tuottava kasvillisuusvyöhyke oli puron suita ja itäpäähän turvelauttarantaa lukuun ottamatta paikoitellen hyvin harva ja rajoittui kapealle alueelle. Kokonaisfosforin ja klorofylli *a*:n määrän perusteella järvi luokitellaan kriteereistä riippuen joko keski- tai runsasravinteiseksi (Eloranta 2005), mikä viittaa paitsi korkeaan kasviplankton tuotantoon, myös tämän seurauksena runsastuneeseen hajotustoimintaan.

Pohjaeläinryhmien lukumäärä oli kaikilla tutkimusjärvillä suurin rantavyöhykkeessä ja laski syvyyden kasvaessa. Sama ilmiö havaittiin Marttusen ym. (2004) Kemijärvi-selvityksessä, tutkimuksessa jonka Ferraris & Wilhm (1977) tekivät säännöstelyn kohteena olleella järvellä sekä Jamesin ym. (1998) tutkimuksessa, jossa selvitettiin mm. kasvillisuuden vaikutusta pohjaeläinyhteisöihin. Myös Hynysen ym. (1999) Saimaata koskevassa selvityksessä pohjaeläinten lajirunsaus oli suurin rantavyöhykkeessä ja laski syvyyden lisääntyessä. Tutkimusjärvien pohjaeläinryhmät olivat pääosin yhtenevät Evon Valkea-Kotisella v. 2003–2006 (Rask ym. julkaisematon) ja Iso Valkjärvellä (Järvinen ym. 1992) tehtyjen tutkimusten kanssa.

Rantavyöhykkeen yhteisöjen monipuolisuus on yhteydessä habitaattien monimuotoisuuteen. Johnson & Goedkoop (2002) tekivät Ruotsissa laajan, 364 järveä kattavan tutkimuksen, jonka perusteella pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen vaikuttaa maantieteellistä sijaintia ja järven muita ominaisuuksia (mm. pinta-ala ja väriluku) enemmän rannan habitaattityyppi. Myös Tolosen ym. (2003b) mukaan pohjaeläinyhteisöt eri habitaateissa eroavat toisistaan kasvillisuusrantojen ollessa hiekka- ja kivikkorantoja monipuolisempia. Havaintoa vahvistaa Palomäen & Hellstenin (1996) sekä Tolosen ym. (2005) tutkimukset, joissa pohjaeläinyhteisöjen monipuolisuus oli yhteydessä vesikasvillisuuden runsauteen. Kasvillisuuden positiivinen vaikutus pohjaeläinyhteisöihin ylittää pohjasedimenttiin asti, sillä kasvillisuuden peittämällä alueilla myös sedimentissä elävä lajisto on avoimia pohjia monipuolisempi (Beckett ym. 1992). Koska Kajak-noutimella ei päästä käsiksi suoranaisesti kasvillisuuden seassa oleviin eläimiin, kertovat tämän tutkimuksen tulokset nimenomaan sedimentin pinnan ja ylimmän 10 cm pohjaeläinyhteisöjen rakenteesta, ja tukevat Becketin ym. (1992) havaintoja.

Rantavyöhykkeen ryhmämääriä kasvattivat kooltaan suuremmat pohjaeläimet, kuten vesisiira ja kaislakorennon, vesiperhosen, sudenkorennon, päivänkorennon ja polttiaisen toukat, jotka puuttuivat lähes kokonaan rantavyöhykkeen ulkopuolisilta pohjilta. Muihiin tutkimusjärviin verrattuna Haukijärvessä tavattiin vähemmän vesisiiroja, simpukoita ja sudenkorennon toukkia. Myös aikaisemmissa tutkimuksissa siiroja (Särkkä 1983, Rask & Hiisivuori 1985, Leppä 2007), sudenkorennon toukkia (Thorp & Diggins 1982, Tolonen ym. 2003a) sekä päivänkorennon ja vesiperhosen toukkia (Hynynen ym. 1999, Tolonen ym. 2003a) on tavattu pääasiassa vain kasvillisuuden peittämässä rantavyöhykkeessä, missä pohjan happipitoisuus pysyy korkeana läpi kesän. Tämä oli tyypillistä myös Tolosen ym. (2003a) tutkimuksen kohteena olleelle kirkasvetiselle järvelle. Suojan ja ravinnon lisäksi myös esim. valaistusolosuhteet sekä veden lämpötila ovat voineet säädellä suurikokoisten pohjaeläinten esiintymistä (Thompson 1978).

Rantavyöhykkeen ulkopuolella eniten pohjaeläinryhmiä tavattiin Haarajärvessä. Muilla järvillä yhteisöjen muuttuessa hyvin yksipuolisiksi jo 2,0–3,5 m:n syvyydellä Haarajärvellä tältä syvyydeltä laskettiin toukokuussa viiden ja syyskuussa jopa kahdeksan ryhmän edustajia. Syyskuussa vielä 4,0–5,0 m:n syvyydellä tavattiin viiden eri ryhmän edustajia, kun muilla järvillä ryhmiä oli kaksi tai kolme. Tähän on luultavasti vaikuttanut järven hyvänä läpi kesän säilynyt happitilanne, jota edesauttoi järven syvyys sekä tuulelle altistava pitkänomainen muoto yhdessä vedenlaatutekijöiden (väriluku ja näkösyvyys, klorofylli *a*:n ja ravinteiden määrä) kanssa. Haarajärvellä oli myös muita tutkimusjärviä enemmän hiekka- ja kivipitoista pohjamateriaalia orgaanisen aineen joukossa. Haarajärven suuri pinta-ala on voinut lisätä pohjaeläinyhteisöjen monipuolisuutta. Habitaattien monipuolisuus korreloi positiivisesti järven koon kanssa, ja molemmilla on todettu olevan positiivinen vaikutus pohjaeläinryhmien lukumäärään (Heino 2000).

4.1.2 Pohjaeläinmäärät eri syvyysvyöhykkeillä

Suurimmat pohjaeläintiheydet tavattiin tutkimusjärvien rantavyöhykkeissä ja ne olivat seurausta surviaissääsken toukkien runsaasta esiintymisestä. Ero muihin syvyysvyöhykkeisiin oli selkeä lukuun ottamatta Haarajärveä, jonka 2,0–3,5 m syvyys muistutti ryhmien lisäksi tiheydeltään enemmän rantavyöhykettä kuin syvempiä pohjia. Myös pohjaeläinten biomassa laski yleisesti ottaen syvyyden kasvaessa ja happipitoisuuden laskiessa. Rantavyöhykkeen muita alueita suurimmista pohjaeläintiheyksistä ja biomassoista ovat raportoineet mm. Paasivirta (1976), Gilinsky (1984), Beckett ym. (1992), Diehl (1992), James ym. (1998), Hynynen ym. (1999), Kalff (2003), Laakkonen (2005) ja Tolonen ym. (2005). Negatiivisesta korrelaatiosta näytteenottosyvyyden ja biomassan välillä on havaintoja myös Pohjois-Karjalan humusjärviltä (Leppä 2007). Dinsmore ym. (1999) havaitsivat hapen määrän vaihtelun selittävän eroja pohjaeläinten biomassoissa. Hynynen ym. (1999) havainto syvyyden ja pohjaeläintiheyden, biomassan ja yhteisöjen monimuotoisuuden välisestä voimakkaasta yhteydestä pätee erityisen hyvin humusjärviin, missä tiheimpiä pohjaeläinyhteisöjä ylläpitävä kasvillisuus on rajoittunut vain kapealle ja matalalle rannan läheiselle vyöhykkeelle.

Rantavyöhykkeen pohjaeläintiheydet olivat pääasiassa samaa suuruusluokkaa tai pienempiä kuin Evon muilta järviltä otetuissa Kajak-näytteissä (Järvinen ym. 1992, Rask ym. julkaisematon). Majajärven rantavyöhykkeen tiheydet ylsivät ainoana Evon Valkea-Kotisen vuoden 2006 vastaaviin (Rask ym. julkaisematon) muiden järvien tiheyksien ollessa moninkertaisesti pienemmät kuin Valkea-Kotisella. Syvempiä alueita verrattaessa Majajärven 4,0–5,0 m ja 2,0–3,5 m vastasivat tiheydeltään ja myös biomassoiltaan Valkea-Kotisen syvänttä (Rask ym. julkaisematon). Syvänteiden tiheydet muistuttivat sen sijaan Ekman-noutimella pienestä itäsuomalaisesta metsäjärvestä saatuja arvoja (Hämäläinen ym. 2003), vaikka pienempiä tiheyksiä tavattiin tämän tutkimuksen yhteydessä runsaammin. Pohjaeläinten näytekohtaiset biomassat olivat pienempiä kuin Evon Valkea-Kotisella vuosina 2003–2006 (Rask ym. julkaisematon), mutta vastasivat pääosin Raskin ym. (1995), Raskin ym. (1996) ja Laakkosen (2005) saamia arvoja ja varsinkin Hynynen ym. (1999) Pihlajavedeltä laskemia syvyyskohtaisia biomassoja. Sen sijaan vain Majajärven elo- ja syyskuun rantavyöhykenäytteiden biomassat ylsivät Evon Iso Valkjärveltä syyskuussa 1990–

1991 laskettuihin biomassoihin (Rask ym. 1996). Poikkeuksellisen matalat tiheydet tavattiin Haukijärvellä syksyllä, jolloin syvyyden 4,0–5,0 m pohjaeläintiheys oli vain pari prosenttia Majajärven tiheydestä ja syvännäytteessä ei ollut yhtään yksilöä.

Pohjaeläimiä oli molempien ajankohtien rantavyöhykenäytteissä eniten Majajärvässä, johon laskevan puron suulta runsaan kasvillisuuden joukosta laskettiin myös koko tutkimuksen suurin pohjaeläintiheys. Majajärvi on järvistä runsasravinteisin ja sen happitilanne oli edellisen vuoden tapaan (Olin ym. 2005) tutkimusjärvien heikoin. Heikko happitilanne on voinut olla seurausta Majajärven korkeasta ravinnepitoisuudesta. Järven ravinnepitoisuuden ja pohjaeläintiheyden välillä on useissa tutkimuksissa havaittu yhteys; tiheys kasvaa aluksi ravinnepitoisuuksien noustessa (McCormick ym. 2004), kunnes tietyn pisteen jälkeen veteen liunneen hapen vähyys alkaa rajoittaa pohjaeläinten esiintymistä (Rosenberg & Resh 1993). Ravinnepitoisuuden lisäys kasvattaa myös pohjaeläinten biomassaa (Hynynen ym. 1999) minkä tiedetään ilmenevän etenkin surviaissääsken toukkien biomassan kasvuna (Specziár & Bíró 1998). Tiheyden tavoin yhteisön monimuotoisuus saattaa aluksi lisääntyä järven ravinnepitoisuuden noustessa, mutta ravinnekuormituksen lisääntyessä edelleen veden laatu (lähinnä happitilanne) heikkenee ja järvessä tavattavien ryhmien määrä laskee (McCormick ym. 2004). Korkea perustuotanto ja muita järviä heikompi happitilanne eivät näkyneet Majajärvellä pohjaeläinten muita pienempinä tiheyksinä tai ryhmien lukumääränä, vaan ilmenivät sulkasääsken toukkien runsautena, etenkin syksyllä.

Pohjaeläintiheyden vaihtelun saman syvyyden sisällä on raportoitu olevan suurinta sekä rantavyöhykkeessä (Holopainen & Paasivirta 1977, Särkkä 1983, Hynynen ym. 1999) että syvänteessä (Hämäläinen ym. 2003). Beckettin ym. (1992) avointa ja kahdesta eri vesikasvilajista koostuvaa rantaa vertailevassa tutkimuksessa havaittiin eroja pohjaeläintiheyksissä erityyppisten kasvillisuuksien välillä, ja tiheydet nousivat kasvillisuuden joukossa 7- ja 13-kertaisiksi avoimiin pohjiin verrattuna. Fosforipitoisuuden on havaittu pohjaeläintiheyden tavoin olevan korkein rantavyöhykkeessä ja laskevan syvemmälle mentäessä (Tolonen ym. 2001). Ravinnepitoisuudet voivat vaihdella järvellä myös saman syvyyden sisällä, mikä saattaa selittää esim. kasvillisuuden ja tarjolla olevan ravinnon määrän kautta pohjaeläinten biomassieroja. Tutkimusjärvillä tiheyden erot olivat selvästi suurimmat

rantavyöhykkeessä, mikä todennäköisesti johtui lähinnä eroista kasvillisuuden lajikoostumuksessa ja peittävyudessa. Rantavyöhykkeen näytteenottoaikojen kasvillisuus vaihteli kortteikoista ja järviruovikoista lähes umpeenkasvaneisiin ojansuihin. Myös pohjan laatu on saattanut aiheuttaa eroja yhteisöjen rakenteeseen. Lisäksi tuulen pohjia sekoittava vaikutus on voinut laskea etenkin suurempien järvien avointen rantojen pohjaeläinmääriä. Rantavyöhykkeen pohjaeläintiheyksien suuria eroja voi habitaattierojen lisäksi selittää näytteenottovaikeudet (Hämäläinen ym. 2003), tässä tapauksessa suhteellisen pieni näytteenottoala. Pohjaeläinten esiintyminen saattaa olla hyvin laikuttaista (Dall ym. 1990), jolloin näytteenotin ei useammasta nostosta huolimatta osunut eläinten kohdalle. Pohjaeläinten tiheyden ja ryhmien lukumäärän onkin havaittu kasvavan näytteenottopinta-alan kasvaessa (Palomäki & Paasivirta 1993).

4.2 Ajankohdan vaikutus pohjaeläinyhteisöihin

Syksyllä pohjaeläinryhmiä oli kaikilla järvillä keskimäärin hieman enemmän kuin keväällä (myös Paasivirta 1976). Havaituista ryhmistä kiekkokotiloita ja juotikkaita ei tavattu ollenkaan toukokuun näytteissä, sudenkorennon toukkia oli keväällä vain Hokajärvellä ja polttiaisen toukkia Hokajärvellä ja Haarajärvellä. Myös vesiperhosen ja päivänkorennon toukkia esiintyi toukokuussa syyskuuta harvemmin. Eniten ryhmiä (12) löydettiin syyskuussa Haukijärven rantavyöhykkeestä. Myös Majajärven rantavyöhykkeen seurannassa ryhmien lukumäärä oli korkein syyskuussa ja matalin touko- ja kesäkuussa. Päinvastaisesta, eli pohjaeläinryhmien lukumäärän laskusta kesän edetessä, on myös havaintoja (Ferraris & Wilhm 1977). Myös pohjaeläinten tiheydet olivat kaikilla järvillä syyskuussa keskimäärin toukokuuta suurempia. Sama havaittiin Pääjärvellä Holopaisen & Paasivirran (1977) tutkimuksessa. Evon Iso Valkjärven (Järvinen ym. 1992) pohjaeläinyhteisössä syyskuun tiheydet olivat jopa kaksinkertaiset toukokuuhun verrattuna.

Syynä toukokuun alhaiseen ryhmien lukumäärään ja pienempään tiheyteen oli luultavasti kevään aikainen näytteenottoajankohta. Pian jäiden lähdön jälkeen rantakasvillisuus oli harvaa, ja vaikka orgaanisesta aineesta koostuvat pohjat eivät ole kovin alttiita jäätymiselle

(Palomäki & Koskenniemi 1993, Marttunen ym. 2004), on pohjan routiminen voinut laskea matalien pohjien yksilömääriä. Myös pohjaan asti yltävän jään mekaaninen kulutus on voinut häiritä elämää varsinkin matalilla pohjilla. Jääpeitteen vaikutusta on kuitenkin vaikea arvioida ilman vertailutuloksia jääpeitteettömästä talvesta. Lisäksi liikuntakykyiset eläimet ovat voineet palata rannoille nopeasti jäiden lähdettyä (Palomäki & Koskenniemi 1993). Näin oli luultavasti tapahtunut varsinkin tummempivetisten Haukijärven ja Majajärven kohdalla, joilla toukokuun rantavyöhykkeen biomassaa kasvattivat surviaissääsken toukkien lisäksi Haukijärvellä vesiperhosen toukat ja Majajärvellä hitaana leviäjänä pidetty vesisiira (Hargeby 1990).

Matalien pohjien yksilömääriin voi olla vaikuttanut myös veden alhainen talvenaikainen happipitoisuus. Vuoden 2005 kevättalvella tehdyissä mittauksissa kaikilla tutkimusjärvillä Haarajärveä lukuun ottamatta havaittiin alusveden hapettomuutta (Olin ym. 2005). Toukokuun 2006 mittauksissa hapettomuudesta oli merkkejä vain kaikista syvimmillä pohjilla. Koska alusvedestä tehdyt happimittaukset eivät kuitenkaan aina anna todellista kuvaa sedimentin pinnalla ja sisällä vallitsevasta happipitoisuudesta (Sweerts ym. 1991), on sedimentin happipitoisuus voinut olla toukokuussa liian alhainen pohjaan kaivautuneena eläville pohjaeläimille. Happipitoisuutta ei myöskään mitattu erikseen kaikkien näytteenottopisteiden kohdalta, vaan syvänteiden tulokset yleistettiin koskemaan järven kaikkia alueita, joten tarkkaa tietoa yksittäisten näytteenottopisteiden happitilanteesta ei ollut. Lämpötilojen vaihtelusta järven sisällä saatiin viitteitä Majajärveen sijoitetuilla lämpötila-loggereilla suoritetuissa pitkäaikaismittauksissa (Olin ym. 2007), ja luultavasti myös happipitoisuus on vaihdellut jonkin verran järvien ja syvyyksien sisällä. Toukokuussa etenkin ojan suilla ja hyvin matalilla alueilla pohjaeläinten tiheys ja biomassa nousivat paikoittain hyvin korkeiksi, mikä viittaisi siihen että matalalla happipitoisuudella ja pohjan häiriöillä ei ollut suurta vaikutusta ainakaan kaikkiin näytteenottopisteisiin.

Surviaissääsken toukkien esiintymisessä tapahtui muutoksia touko- ja syyskuun välisenä aikana. Niiden määrän väheneminen syvillä pohjilla on voinut liittyä alusveden happitilanteen heikentymiseen kesän aikana, mikä olisi pakottanut toukat siirtymään matalammille ja happipitoisemmille pohjille. Heinä-elokuussa Hokajärvellä, Haukijärvellä ja Majajärvellä

veden happipitoisuus laskee alle 2 mg/l jo parin metrin syvyydessä, ja vaikka osa surviaissääsken toukista kestääkin alhaisia happipitoisuuksia, on niiden siirryttävä happipitoisemmille alueille hapen määrän laskiessa alle 2 mg/l (Schwoerbel 1970). Myös toukkien kuoriutuminen on voinut laskea niiden määriä. Ilmiötä on kuitenkin vaikea havaita Kajak-näytteiden perusteella, sillä kuoriutumista edeltävä pupavaihe kestää hyvin lyhyen ajan (pari tuntia-päivää) ja osalla lajeista pupavaiheet eivät ole sedimentissä vaan vapaana vesipatsaassa (Oliver 1971).

Majajärven rantavyöhykkeen kesänaikaisessa seurannassa havaittiin surviaissääsken toukkien tiheydessä selkeät huiput heinä- ja syyskuussa. Nämä huiput muodostivat biomassan ja tiheyden perusteella suurikokoiset yksilöt. Pienikokoisimpia olivat talven jäljiltä toukokuussa tavatut yksilöt. Specziár ja Bíró (1998) raportoivat kahdesti kesässä, alkukesällä ja syksyllä tapahtuvasta kuoriutumisesta. Surviaissääsken toukkien kuoriutuminen ei kuitenkaan näy Majajärven näytteissä toukkien määrän laskuna kesän edetessä kuten esim. Tammissaaren sisäsaaristossa sijaitsevan lähes makeavetisen Åkernäsfladanin kesänaikaisessa seurannassa (Londesborough 2004), vaan päinvastoin niiden tiheys näytteissä oli syksyllä suurempi kuin keväällä.

Toisin kuin voimakkaan säännöstelyn alaisina olevilla järvillä, tutkimusjärvillä vedenpinta on luultavasti laskenut kesän aikana niin hitaasti että pohjaeläimet, myös sedimenttiin kaivautuneet, ovat ehtineet siirtyä rantavyöhykkeen mukana. Fureyn ym. (2006) järvien säännöstelyä koskevassa tutkimuksessa vedenkorkeuden vaihtelu ei häirinyt rantavyöhykkeessä eläviä surviaissääsken toukkia, koska ne pystyvät mukautumaan vedenkorkeuden muutoksiin. Mahdollinen siirtyminen saattaa näkyä mm. Majajärvellä rantavyöhykkeen heinä- ja syyskuun korkeina surviaissääskentoukkitiheyksinä.

Myös vesisiirtojen yhteisörakenne muuttui Majajärvellä kesän kuluessa. Alkukesällä tavatut yksilöt olivat tiheyden ja biomassan suhteen perusteella täysikasvuisia siirtoja kun taas loppukesällä esiintyneet olivat kokonsa perusteella pieniä uuden sukupolven edustajia. Sama kehitys yhteisörakenteessa havaittiin Evon Horkkajärven vesisiirroilla (Rask & Hiisivuori 1985).

Vaikka sulkasääsken toukkien esiintymisen vesipatsaassa tiedetään olevan yhteydessä niiden kuoriutumiseen ja lentoon lähtöön (Stahl 1966), oli kuoriutumista edeltäviä pupavaiheita näytteissä hyvin vähän. Majajärven syvänteessä toukkien kuoriutuminen tapahtui niiden tiheyden ja biomassan laskun perusteella heinä-elokuun vaihteessa. Merkkejä sulkasääsken toukkien yöllisistä ylempiin vesikerroksiin kohdistuneista vaelluksista saatiin heinäkuussa Majajärvellä tehdyssä yö- ja päiväaikaisessa haavinäytteenotossa (julkaisematon).

4.3 Kalojen vaikutus pohjaeläinyhteisöihin

Pohjaeläimiä ravintonaan käyttävien kalojen kannan koolla on havaittu olevan vaikutusta pohjaeläinten määrään ja biomassaan (mm. Rask ym. 1996, Leppä ym. 2003, Tonn ym. 2004). Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa talven kalakuolemat vähensivät pohjaeläimiin kohdistuvaa saalistuspainetta jonka seurauksena pohjaeläinten määrä lähti nousuun (Tonn ym. 2004). Ahvenkuolemien jälkeen Evon Iso Valkjärvellä pohjaeläinbiomassa nousi ja mm. vesiperhosen toukkien määrä kasvoi (Rask ym. 1996). Toisaalta ahvenen ja suutarin saalistuksella ei havaittu olevan suurta vaikutusta liikuntakykyisiin pohjaeläimiin pienessä lammessa tehdyssä kokeessa (Brönmark 1994). Rantavyöhykkeessä suurempien petopohjaeläinten, esim. sudenkorennon toukkien esiintymisen tiedetään vaikuttavan negatiivisesti surviaissääsken toukkien määrään (Thorp & Diggins 1982), mutta kalojen käyttäessä ravintona suurikokoisia pohjaeläimiä vähenee näiden suunnalta pieniin pohjaeläimiin, kuten surviaissääsken toukkiin, kohdistuvaa saalistuspainetta (Leppä ym. 2003).

Tutkimusjärvien kalalajisto koostuu pääasiassa ahvenesta, särjestä ja hauesta (Olin ym. 2005, 2007). Järvillä kesällä 2006 suoritettuna merkintä-takasinpyynnin perusteella ahvenia (> 8,5 cm) oli eniten Majajärvessä (n. 1300 yks/ha) muiden kolmen järven kantojen ollessa huomattavasti harvempia (460–560 yks/ha). Ahventen ravinnonkäyttöä Evon tummavetisellä Horkkajärvellä tutkineet Rask & Hiisivuori (1985) havaitsivat ahvenen käyttävän 11–13 cm kokoisena ravintona pääasiassa vesisiroja, sitä pienempänä eläinplanktonia ja suurempana mm. vesiperhosen ja sudenkorennon toukkia. Tutkimusjärvillä ahvenen ravinnonkäyttö poikkesi tästä 12–16 cm mittaisten ahventen ravinnon koostuessa pääasiassa surviaissääsken toukista sitä suuremmilla kalaravinnon osuuden ollessa jo huomattava (Olin ym. 2007). Saalistuksen

vaikutusten arviointia vaikeuttaa se, että ahvenen on havaittu vaihtavan ravintokohdetta kesän aikana saaliseläinten määrän muuttuessa. Raskin (1986) tutkimuksen perusteella ahvenet söivät pohjaeläimiä alkukesällä enemmän kuin syksyllä.

Särkikannan koosta on arvioita vain Majajärveltä, jossa niitä oli arviointitavasta riippuen reilusta tuhannesta lähes neljään tuhanteen yksilöä hehtaarilla (Olin ym. 2007).

Verkkokalastusten perusteella särkien osuus kalakannasta oli suurempi kuin ahventen, ja suurin saalis saatiin Haukijärveltä Majajärven saaliin ollessa pienin (Olin ym. 2007). Särjen ravinnonkäytöstä tutkimusjärvillä ei ole tarkkaa tietoa, mutta rehevöityneellä Vesijärvellä tehdyn tutkimuksen perusteella särki käyttää ravintonaan pohjaeläimiä (mm. surviaissääsken ja vesiperhosen toukkia) niin rantavyöhykkeessä kuin syvänteessäkin pohjaeläinravinnon osuuden vaihdellessa eri kokoluokkien ja vuodenaikojen välillä (Horppila 1994). Runsaat ahven- ja särkikannat ovat siis saattaneet vaikuttaa tutkimusjärvien pohjaeläinten määrään niiden tiheysarvioiden perusteella etenkin Haukijärvellä ja Majajärvellä. Saalistuksen seurauksista saadaan tarkempaa tietoa KESKALA-projektiin liittyvien kalakantojen säännöstelytoimien alettua.

Kasvillisuuden ja pohjaeläinten biomassan välisestä yhteydestä (Palomäki & Hellsten 1996, Tolonen ym. 2005) huolimatta tutkimusjärvillä järvikohtaisia maksimibiomassoja tavattiin rantavyöhykkeen lisäksi myös syvillä ja paljailla vähähappisilla pohjilla, joilla biomassaa kasvattivat sulkasääsken toukkien massaesiintymiset. Sulkasääsken toukkien tiheydet olivat erityisen suuria happipitoisuuden ollessa n. 2 mg/l. Hapen vähyden tiedetään laskevan kalojen aktiivisuutta ja rajoittavan niiden liikkumista (Kramer 1987), joten syvillä pohjilla kalojen aiheuttama saalistuspaine on ollut hyvin pientä. Samalla sulkasääsken toukat ovat vältäneet kilpailun muiden pohjaeläinryhmien kanssa. Lisäksi aallokon ja jään aiheuttamat häiriöt ja veden lämpötilaerot ovat syvänteissä rantavyöhykettä pienempiä (Thorp & Diggins 1982).

Sulkasääsken toukkien esiintymisessä voi näkyä järven happitilanteen ja kalojen saalistusaktiivisuuden kehitys. Majajärven syvänteen kesänaikaisessa seurannassa toukat pysyttelivät touko- heinäkuussa pääasiallisesti sedimenttiin kaivautuneina suojaassa

kalapredaatiolta. Tulos oli päinvastainen kuin syvällä, rehevöityneellä Hiidenvedellä tehdyssä tutkimuksessa, missä toukkien havaittiin liikkuvan keskikesällä vesipatsaassa (Liljendahl-Nurminen ym. 2002). Vaikka sulkasääsken toukkien kokonaistiheyksissä ei kaikilla järvilla havaittu selkeää trendiä, elo-syyskuussa toukkia liikkui vapaana sedimentin yläpuolella suhteessa kevättä enemmän, mikä voi olla seurausta syksyn pienemmästä saalistuspaineesta. Pohjaeläimiin kohdistuvaa saalistuspainetta kaikilla syvyyksillä on voinut vähentää veden tumma väri.

4.4 Menetelmien arviointia ja ehdotuksia jatkotutkimuksiin

Sedimenttiin uppoava putkinoudin (mm. Kajak-noudin) on Ekman-noutimen jälkeen käytetyin pohjaeläinnäytteenotin järvien pehmeillä pohjilla, ja se antaa hyvin todenmukaisen kuvan pohjaeläinyhteisöistä (Downing & Rigler 1984). Koska putkinoutimella ei kuitenkaan juuri päästä käsiksi kasvillisuuden seassa eläviin pohjaeläimiin, sen käyttö saattaa aliarvioida etenkin suurten pohjaeläinten todellista määrää noutimen pyydystäessä pääasiassa pieniä, pohjan lähellä eläviä tai siihen kaivautuneita yksilöitä. Tämä tuli hyvin ilmi Kajak-näytteenoton rinnalla tehdyssä potkuhaavinäytteenotossa, jonka tulokset jätettiin tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Verrattuna potkuhaaviin putkinoutimella saadaan kuitenkin selville eläinten lukumäärä pinta-alayksikköä kohden, ja sen avulla pystytään seuraamaan pohjaeläinyhteisössä tapahtuvia muutoksia.

Pohjaeläinten määrittämisestä eri taksonomisille tasoille ollaan montaa mieltä, ja tarvittava määrittäystaso vaihtelee tutkimuksen tavoitteesta riippuen (Tolonen ym. 2003b). Vesistön laadun muutoksia tarkasteltaessa pohjaeläinten määrittäminen lajitasolle on usein välttämätöntä eri indeksien käytön kannalta (mm. Rosenberg & Resh 1993). Koska tämän tutkimuksen taustalla on kalakantaan liittyvien muutosten arviointi, on määrittäyksissä käytetty samaa tasoa, jolle pohjaeläimet pystytään tunnistamaan kalojen vatsalaukusta niiden ravinnonkäyttöä arvioitaessa. Alemmille tasoille määrittäminen mahdollistaisi järvien ekologisen luokittelun, mutta veisi huomattavasti enemmän aikaa, eikä saadulla tiedolla olisi suurta lisäarvoa KESKALA -hankkeen kannalta. Projektin jatkon kannalta onkin tärkeää

säilyttää näytteenottoaikat ja –ajankohdat sekä näytteiden käsittelytapa ja eläinten ryhmittely samana jotta tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia.

Tulosten analysointia varten nostoja on yhdistetty näytteiksi ja samalta syvyydeltä otettuja näytteitä on käsitelty rinnakkaisina. Tolosen ym. (2003b) mukaan todenmukaisen kuvan saamiseksi pohjaeläinyhteisöstä järven sisäisten eli eri habitaateista otettavien toistojen tekeminen on jopa suositeltavampaa kuin rinnakkaisten näytteiden ottaminen vain yhdeltä alueelta. Etenkin alueellisten erojen ollessa suuria yksi näytteenottpiste ei riitä antamaan kattavaa kuvaa tietyn syvyyden pohjaeläinyhteisöstä (Särkkä 1983).

Tämän tutkimuksen perusteella syyskuu on toukokuuta parempi ajankohta pohjaeläinnäytteenotolle, kun tavoitteena on saada mahdollisimman todellinen ja monipuolinen kuva järven pohjaeläinyhteisöstä. Pohjaeläinnäytteenottoa ohjaavien standardien mukaan (Suomen standardisoimisliitto 1989a, 1989b, 1992) pohjaeläinnäytteet tulisi ottaa kahdesti vuodessa; keväällä jäidenlähdon jälkeen ja syys-lokakuussa. Mikäli mahdollisuuksia on vain yhteen näytteenottoon, suositellaan ajankohdaksi myöhäistä syksyä, jolloin mukaan saadaan pohjalla elävät hyönteisten toukkavaiheet (Koskeniemi & Ruoppa 2004). Tutkimusjärveltä syksyllä otetuissa näytteissä yksilömäärät olivat kevättä suurempia ja samalla pohjaeläinyhteisöt olivat monipuolisempia. Pohjaeläinryhmien lukumäärä kasvaa näytteessä olevan yksilömäärän kasvaessa (Palomäki & Paasivirta 1993), ja näin mukaan saadaan todennäköisemmin myös harvinaisempia, harvempaan esiintyviä eläimiä, mikä antaa laajemman kuvan pohjaeläinyhteisöstä. Talven pohjaeläintiheydet saattaisivat olla vielä kesänaikaisia suurempia (Paasivirta 1976), mutta lajisto puolestaan erilainen ja näytteenotto huomattavasti vaikeampaa. Pohjaeläintutkimuksissa näytemäärää rajoittaa usein käytössä olevat resurssit, useimmiten aika. Särkkä (1983) ehdottaa resurssien puutteessa näytteenottoajankohtien vähentämistä näytteenottpisteiden sijaan. Syvänteen ja 4,0–5,0 m syvyyden yhteisöjen samankaltaisuuden perusteella tässä tapauksessa näytteenottosyvyyksien rajoittaminen rantavyöhykkeeseen, välisyvyyteen ja syvänteeseen vähentäisi näytteiden määrää yli neljänneksellä. Toinen vaihtoehto olisi näytteenoton keskittäminen pelkästään rantavyöhykkeeseen, mikä olisi perusteltua litoraalin monipuolisuuden ja suuren

pohjaeläintiheyden kannalta, mutta antaisi viitteitä vain rantavyöhykkeessä tapahtuvista muutoksista.

Tolonen ym. (2003b) ehdottavat pohjaeläintutkimuksessa käytettäväksi mieluummin pohjaeläinten biomassaa kuin tiheyttä, koska tiheys ei huomio yksilöiden kokoa eikä merkitystä ekosysteemissä samalla tavoin kuin biomassa. Tämän tutkimuksen perusteella olisi suositeltavaa käyttää biomassaa ja tiheyttä rinnakkain niin, että tuloksiin liitetään myös taulukko ryhmäkohtaisista tiedoista. Näin voidaan parhaiten tarkastella jokaisen ryhmän osuutta ja merkitystä yhteisössä sekä niiden muutoksia. Samalla tutkimuksen vertailu muihin aineistoihin helpottuu ja sitä pystytään hyödyntämään laajemmin.

5. Yhteenveto

Tutkimuksen kohteena olevilla järvillä oli havaittavissa selkeä happigradietti matalasta rantavyöhykkeestä syviä pohjia kohti. Pohjaeläinten tiheys, biomassa ja ryhmien lukumäärä olivat yhteydessä happipitoisuuteen ja laskivat syvyyden kasvaessa. Myös järvien ravinnepitoisuuden ja värin vaikutus näkyi pohjaeläinyhteisöissä järviä vertailtaessa. Rantavyöhykkeen yhteisöt olivat muita selvästi monipuolisempia ja koostuivat surviaissääsken toukkien lisäksi mm. vesisiirroista, vesipunkeista sekä suuremmista hyönteisten toukista, jotka puuttuivat kokonaan syviltä pohjilta. Myös vaihtelu rinnakkaisten näytteiden tiheyden välillä oli suurinta rantavyöhykkeessä johtuen eroista rantojen habitaattityypeissä. Syvyyden kasvaessa yhteisöjä hallitsivat hapettomuutta kestävät sulkasääsken toukat, joita syyskuussa alusveden happitilanteen heikennyttyä tavattiin myös matalammilla syvyyksillä. Syvien pohjien alhainen happipitoisuus rajoitti kalojen liikkumista, mikä yhdessä vähäisen kilpailun kanssa johti tiheisiin sulkasääskentoukkayhteisöihin. Kaikilla syvyyksillä pohjaeläinyhteisöt olivat syyskuussa toukokuuta monipuolisempia.

6. Kiitokset

Haluan kiittää kaikkia KESKALA-hankkeessa ja kesällä 2006 Evolla mukana olleita tämän työn mahdollistamisesta ja taustatiedoista. Evon RKTL:n tutkimusasemalle ja Lammin Biologiselle asemalle lämpimät kiitokset näytteenottovälineiden, veneiden ja majoituksen tarjoamisesta näytteenottojen ajaksi. Bergsrådet Bror Serlachius Stiftelseä ja Suomen Kulttuurirahastoa haluan kiittää tutkimuksen taloudellisesta tukemisesta. Mika Vinnille suurkiitos näytteenotossa avustamisesta, työn eri vaiheiden ohjauksesta ja tekstin kommentoinnista prosessin aikana. Kiitos myös Mikko Olinille työn ideoinnista ja kommentoinnista sekä Jukka Horppilalle viimehetken oivalluksista. Limnon käytävän porukalle kiitos avusta ja hyvästä työympäristöstä. Suurin kiitos kuuluu perheelleni ja ystäväilleni tuesta ja kannustuksesta näiden vuosien aikana.

7. Kirjallisuus

Airaksinen, O. (toim.) 2004. Vesibiologiset selvitykset Vuoksen vesistöalueen järvillä. Life Vuoksi –projektin raportti. – *Etelä-Savon Ympäristökeskuksen moniste* 58. Etelä-Savon Ympäristökeskus, Mikkeli. 76 s.

Beckett, D. C., Aartila, T. P. & Miller, A. C. 1992. Contrast in Density of Benthic Invertebrates Between Macrophyte Beds and Open Littoral Patches in Eau Galle Lake, Wisconsin. – *Am. Midl. Nat.* 127: 77-90.

Brinkhurst, R. O. (toim.) 1974. *The Benthos of Lakes*. – MacMillian Press, London. 190 s.

Brofeldt, P. 1920. Evon kalastuskoeasema. – *Suomen kalatalous* 6. Valtioneuvoston kirjapaino, Helsinki. 141 s.

Brönmark, C. 1994. Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. – *Ecology* 75 (6): 1818-1828.

Courtney, G. W., Merrit, R. W., Teskey, H. J. & Foote, B. A. 1996. Aquatic Diptera. – Teoksessa: Merrit, R. W. & Cummins, K. W. (toim.) *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*: 484-548. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa. 862 s.

Covich, A. P., Palmer, M. A. & Crowl, T. A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. – *BioScience* 49 (2): 119-127.

Crowder, L. B. & Cooper, W. E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. – *Ecology* 63 (6): 1802-1813.

Dall, P. C., Lindegaard, C. & Jónasson, P. M. 1990. In-lake variations in the composition of zoobenthos in the littoral of Lake Esrom, Denmark. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 613-620.

Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: The role of omnivory and habitat complexity. – *Ecology* 73 (5): 1646-1661.

Dinsmore, P. W., Scrimgeour, G. J. & Prepas, E. E. 1999. Empirical relationships between profundal macroinvertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada. – *Freshwat. Biol.* 41: 91-100.

Downing, J. A. & Rigler, F. H. (toim.) 1984. *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*: 89, 93-94. – Blackwell Scientific Publications, Boston. 501 s.

Eloranta, P. 1999. Humus and Water Physics. – Teoksessa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) *Limnology of Humic Waters*: 59-74. Backhuys Publishers, Leiden. 284 s.

Eloranta, P. 2005. Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet. – Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*: 13-28. *Ympäristöopas* 114. Suomen ympäristökeskus. 336 s.

Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23. lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. – *Euroopan yhteisöjen virallinen lehti* 43: 1-72.

Ferraris, C. & Wilhm, J. 1977. Distribution of benthic macroinvertebrates in an artificially destratified reservoir. – *Hydrobiologia* 54 (2): 169-176.

Furey, P. C., Nordin, R. N. & Mazumder, A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and natural lake. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25 (1): 19-31.

Gilinsky, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. – *Ecology* 65 (2): 455-468.

Gjessing, E. T. 1976. *Physical and Chemical Characteristics of Aquatic Humus*. – Ann Arbor Science, Michigan. 120 s.

Gosselin, A. & Hare, L. 2003. Burrowing behavior of *Chaoborus flavicans* larvae and its ecological significance. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22 (4): 575-581.

- Haka, P., Holopainen, I. J., Ikonen, E., Leisma, A., Paasivirta, L., Saaristo, P., Sarvala, J. & Sarvala, M. 1974. Pääjärven pohjaeläimistö. – Teoksessa: *Luonnon Tutkija* 78: 157-173.
- Hanson, J. M., Prepas, E. E. & Mackay, W. C. 1989. Size Distribution of the Macroinvertebrate Community in a Freshwater Lake. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1510-1519.
- Hargeby, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. – *OIKOS* 57: 338-346.
- Heino, J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. – *Hydrobiologia* 418: 229-242.
- Holopainen, I. J. & Paasivirta, L. 1977. Abundance and biomass of the meiozoobenthos in the oligotrophic and mesohumic lake Pääjärvi, southern Finland. – *Ann. Zool. Fennici* 14: 124-134.
- Horne, A. J. & Goldman, C. R. 1994. *Limnology*. – McGraw-Hill Book Co., Singapore. 576 s.
- Horppila, J. 1994. The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in Lake Vesijärvi and possible changes in the course of biomanipulation. – *Hydrobiologia* 294: 35-41.
- Hynes, H. B. N. 1984. The Relationships between the taxonomy and ecology of aquatic insects. – Teoksessa: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (toim.) *The Ecology of Aquatic Insects*: 9-23. Praeger Publishers, New York. 625 s.
- Hynynen, J., Palomäki, A., Veijola, H., Meriläinen, J. J., Bagge, P., Manninen, P., Ustinov, A. & Bibiceanu, S. 1999. Planctonic and zoobenthic communities in an oligotrophic, boreal lake inhabited by an endemic and endangered seal population. – *Boreal Env. Res.* 4 (2): 145-161.
- Hämäläinen, H., Luotonen, H., Koskenniemi, E. & Liljaniemi, P. 2003. Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in eastern Finland during 1990-2001. – *Hydrobiologia* 506-509: 389-397.
- Ilmavirta, V. 1986. Humusvedet elinympäristönä. – *Luonnon Tutkija* 90: 202-206.
- James, M. R., Weatherhead, M., Stanger, C. & Graynoth, E. 1998. Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand – effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. – *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 32: 287-305.
- Johnson, R. K. & Goedkoop, W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. – *Freshwat. Biol.* 47: 1840-1854.
- Jónasson, P. M. 1984. Oxygen demand and long term changes of profundal zoobenthos. – *Hydrobiologia* 115: 121-126.

- Jones, R. I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. – *Hydrobiologia* 229: 73-91.
- Jones, R. I. 2005. Limnology of humic waters: special theme or universal framework? – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 51-60.
- Jones, R. I. & Arvola, L. 1984. Light penetration and some related characteristics in small forest lakes in Southern Finland. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 811-816.
- Järvinen, M., Rask, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J. & Arvola, L. 1992. Iso Valkjärven vesikemialliset ja biologiset tutkimukset. – *RKTL: Kalatutkimuksia* 54. s. 35-60.
- Kahilainen, K., Lehtonen, H. & Könönen, K. 2003. Consequence of habitat segregation to growth rate of two sparsely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in a subarctic lake. – *Ecol. Freshwat. Fish* 12: 275-285.
- Kalff, J. 2003. *Limnology*. – Prentice-Hall Inc. New Jersey. 572 s.
- Kantola, L., Koskenniemi, E., Paavola, R. & Heikkinen, M. 2001. Ohjeita järvien ja jokien pohjaeläimistö seurannan näytteenottoon ja raportointiin. – *Ympäristöopas* 87. Pohjois-Pohjanmaan Ympäristökeskus, Oulu. 35 s.
- Kortelainen, P. 1999. Occurance of Humic Waters. – Teoksessa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) *Limnology of Humic Waters*: 41-57. Backhuys Publishers, Leiden. 284 s.
- Koskenniemi, E. & Ruoppa, M. 2004. Pohjaeläintutkimukset. – Teoksessa: Ruoppa, M. & Heinonen, P. (toim.) Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät: 45-49. *Suomen ympäristö* 682. 119 s.
- Kukkonen, M., Hassinen, A., Holopainen, A.-L., Hynynen, J., Kekäläinen, J., Leppä, M., Niinioja, R., Nykänen, J., Viljanen, M. & Luotonen, H. 2007. Metsäjärvien tila ja tulevaisuus. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. – *Pohjois-Karjalan Ympäristökeskuksen Raportteja* 8/2007. Pohjois-Karjalan Ympäristökeskus. 116 s.
- Kramer, D. L. 1987. Dissolved oxygen and fish behavior. – *Env. Biol. of Fishes* 18 (2): 81-92.
- Laakkonen, T. 2005. Vihdin Enäjärven pohjaeläimistö. – Teoksessa: Reunanen, S. (toim.) Vihdin Enäjärvi-projekti vuosina 1998–2004. *Uudenmaan ympäristökeskus. Monisteita* 167. 108 s.
- Lammin Biologinen asema 1990. Humusjärvien ravintoketjututkimus 1.4.1987–30.6.1990. Loppuraportti.
- Lehtonen, H. 2003. *Iso kalakirja*. – WSOY. Porvoo. 280 s.

- Leppä, M., Hämäläinen, H. & Karjalainen, J. 2003. The response of benthic macroinvertebrates to whole-lake biomanipulation. – *Hydrobiologia* 498: 97-105.
- Leppä, M. 2007. Tummiin metsäjärvien ekologisen tilan arviointi pohjaeläimistön avulla. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. – *Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja* 9. 32 s.
- Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Eloranta, P., Malinen, T. & Uusitalo, L. 2002. The seasonal dynamics and distribution of *Chaoborus flavicans* larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication. – *Freshwat. Biol.* 47: 1283-1295.
- Lindgaard, C. 1994. The role of zoobenthos in energy flow in two shallow lakes. – *Hydrobiologia* 275/276: 313-322.
- Londesborough, S. 2004. Åkernäsfladanin pohjaeläinyhteisöt ja niiden kesänaikaiset muutokset. Pro gradu –työ. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 55 s.
- McCormick, P. V., Shuford III, R. B. E. & Rawlik, P. S. 2004. Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorus gradient in the Florida Everglades. – *Hydrobiologia* 529: 113-132.
- Malmquist, H. J., Ingimarsson, F., Jóhannsdóttir, E. E., Ólafsson, J. S. & Gíslason, G. M. 2002. Zoobenthos in the Littoral and Profundal Zones of Four Faroese Lakes. – *Ann. Soc. Scient. Færoensis Suppl.* 36: 79-93.
- Marttunen, M., Hellsten, S., Kerätär, K., Tarvainen, A., Visuri, M., Ahola, M., Huttunen, M., Suomalainen, M., Ulvi, T., Vehviläinen, B., Vántänen, A., Päiväniemi, J. & Kurkela, R. 2004. Kemijärven säännöstelyn kehittäminen – yhteenveto ja suositukset. *Suomen ympäristö* 718. Lapin Ympäristökeskus ja Suomen Ympäristökeskus, Rovaniemi. 236 s.
- Meriläinen, J. & Hynynen, J. 1989. Happamien ja happamoitumiselle herkkien metsäjärvien pohjaeläimistö. – *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 31: 85-122.
- Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. – Teoksessa: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (toim.) *The Ecology of Aquatic Insects*: 358-400. Praeger Publishers, New York. 625 s.
- Muzaffar, S. B. & Colbo, M. H. 2002. The effects of sampling technique on the ecological characterization of shallow, benthic macroinvertebrate communities in two Newfoundland ponds. – *Hydrobiologia* 477: 31-39.
- Münster, U. 1999. Impacts on chemical processes in water and sediment. – Teoksessa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) *Limnology of humic waters*. s. 75-134. Backhuys Publishers, Leiden. 284 s.

Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen, T. 1992. Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. – *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja B* 10. 86 s.

Olin, M., Lehtonen, H. & Saulamo, K. 2005. *Kestävän kalastuksen periaate kalakantojen hoidossa (KESKALA) –hankkeen toimintakertomus vuodelta 2005.* – Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 6 s.

Olin, M., Estlander, S., Immonen, S., Lehtonen, H., Nurminen, L., Saulamo, K., Tiainen, J. & Vinni, M. 2007. *Kestävän kalastuksen periaate kalakantojen hoidossa (KESKALA) –hankkeen toimintakertomus vuodelta 2006.* – Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 24 s.

Oliver, D. R. 1971. Life history of the Chironomidae. – *Annu. Rev. Entomol.* 16: 211-230.

Paasivirta, L. 1976. Suomunjärven (Lieksa) pohjaeläimistön koostumus, biomassa ja tuotanto. – *Joensuun korkeakoulu, Karjalan tutkimuslaitos, julkaisuja* No. 18. 17 s.

Palomäki, R. 1994. Response by macrozoobenthos biomass to water level regulation in some Finnish lake littoral zones. – *Hydrobiologia* 286: 17-26.

Palomäki, R. & Koskenniemi, E. 1993. Effects of bottom freezing on macrozoobenthos in the regulated Lake Pyhäjärvi. – *Arch. Hydrobiol.* 128 (1): 73-90.

Palomäki, R. & Paasivirta, L. 1993. Species richness of macrozoobenthos, especially chironomid communities, in the littoral zone of some Finnish lakes. – *Ann. Zool. Fennici* 30: 209-214.

Palomäki, R. & Hellsten, S. 1996. Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series. – *Hydrobiologia* 339: 85-92.

Raatikainen, M. & Kuusisto, E. 1990. Suomen järvien lukumäärä ja pinta-ala. – *Terra* 102 (2): 97-110.

Rabette, C. & Lair, N. 1999. Spatial and temporal distribution of benthic stages of *Cyclops vicinus* and *Chaoborus flavicans* in relation to abiotic factors and benthic fauna. – *Hydrobiologia* 390: 61-72.

Rask ym. RKT:n pohjaeläintutkimukset Evon Valkea-Kotisella 2003-2006. Julkaisematon.

Rask, M. & Hiisivuori, C. 1985. The predation on *Asellus aquaticus* (L.) by perch, *Perca fluviatilis* (L.), in a small forest lake. – *Hydrobiologia* 121: 27-33.

Rask, M. 1986. The diet and diel feeding activity of perch, *Perca fluviatilis* L. in a small lake in southern Finland. – *Ann. Zool. Fennici* 23: 49-56.

- Rask, M., Markkanen, S.-L., Nyberg, K., Ojala, A., Tallberg, P., Makkonen, E. & Liimatainen, H.-M. 1995. Metsätalouden limnologiset vaikutukset: Havainnot Kuhmon metsäjärviltä vuosina 1991–1994. – Teoksessa Kenttämies, K. & Saukkonen, S. (toim.) *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2*: 241-262. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Rask, M., Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Pöysä, H. 1996. Limnological responses to the collapse of the perch population in a small lake. – *Ann. Zool. Fennici* 33: 517-524.
- Rask, M., Viljanen, M. & Sarvala, J. 1999. Humic lakes as fish habitats. – Teoksessa Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) *Limnology of Humic Waters*: 209-224. Backhuys Publishers, Leiden. 284 s.
- Rasmussen, J. B., Godbout, L. & Schallenberg, M. 1989. The Humic Content of Lake Water and its Relationship to Watershed and Lake Morphometry. – *Limnol. Oceanogr.* 34 (7): 1336-1343.
- Reid, G. K. 1961. *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. – Reinhold Books in the Biological Sciences. 375 s.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. – Teoksessa: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (toim.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*: 1-9. Chapman Hall, New York. 488 s.
- Salonen, K., Arvola, L. & Rask, M. 1984. Autumnal and vernal circulation of small forest lakes in Southern Finland. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 103-107.
- Schwoerbel, J. 1970. *Methods of Hydrobiology. Freshwater biology*. – Pergamon Press, Hungary. 200 s.
- Specziár, A. & Bíró, P. 1998. Spatial distribution and short-term changes of benthic macrofauna in Lake Balaton (Hungary). – *Hydrobiologia* 389: 203-216.
- Stahl, J. B. 1966. The Ecology of Chaoborus in Myers Lake, Indiana. – *Limnol. Oceanogr.* 11 (2): 177-183
- Suomen standardisoimisliitto, 1989a. *Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta*. Standardi SFS 5076. – Vesi- ja ympäristöhallitus. 7 s.
- Suomen standardisoimisliitto, 1989b. *Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavissa vesissä*. Standardi 5077. – Vesi- ja ympäristöhallitus. 6 s.
- Suomen standardisoimisliitto, 1992. *Vesitutkimukset. Pehmeiden pohjien pohjaeläimistön ja sedimentin näytteenotto putkinoutimella*. Standardi SFS 5730. – Vesi- ja ympäristöhallitus. 8 s.

- Sweerts, J.-P. R. A., Bär-Gilissen, M.-J., Cornelese, A. A. & Cappenberg, T. E. 1991. Oxygen-consuming processes at the profundal and littoral sediment-water interface of a small meso-eutrophic lake (Lake Vechten, The Netherlands). – *Limnol. Oceanogr.* 36 (6): 1124-1133.
- Särkkä, J. 1983. A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. – *Ann. Zool. Fennici* 20: 157-178.
- Thompson, D. J. 1978. Towards a Realistic Predator-Prey Model: The Effect of Temperature on the Functional Response and Life History of Larvae of Damselfly, *Ischnura elegans*. – *J. Animal Ecol.* 47 (3): 757-767.
- Thorp, J. H. & Diggins, M. R. 1982. Factors affecting depth distribution of dragonflies and other benthic insects in a thermally destabilized reservoir. – *Hydrobiologia* 87: 33-44.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J. & Karjalainen, J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. – *Arch. Hydrobiol.* 152 (1): 39-67.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J., Mikkonen, K. & Karjalainen, J. 2003a. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. – *Hydrobiologia* 499: 179-190.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Luotonen, H. & Kotanen, J. 2003b. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. – *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 328. Pohjois-Karjalan Ympäristökeskus, Joensuu. 57 s.
- Tolonen, K. T., Holopainen, I. J., Hämäläinen, H., Rahkola-Sorsa, M., Ylöstalo, P., Mikkonen, K. & Karjalainen, J. 2005. Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. – *Biodivers. Conserv.* 14: 961-980.
- Tonn, W. M., Langlois, P. W., Prepas, E. E., Danylchuk, A. J. & Boss, S. M. 2004. Winterkill cascade: indirect effects of a natural disturbance on littoral macroinvertebrates in boreal lakes. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23 (2): 237-250.
- Valtion ympäristöhallinto 2004. *River Life. Humus*. Saatavilla internetissä osoitteessa <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=11645&lan=fi>> Viitattu 5.2.2008.
- van de Bund, W. J., Goedkoop, W. & Johnson, R. K. 1994. Effects of Deposit Feeder Activity on Bacterial Production and Abundance on Profundal Lake Sediment. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 13 (4): 532-539.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology*. – Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokio. 1006 s.

8. Liitteet

Liite 1. Tutkimusjärvien pohjaeläinryhmät, tiheydet ja biomassat toukokuussa. Taulukossa on esitetty kolmen rinnakkaisen näytteen keskiarvot.

HOKAJÄRVI

Toukokuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A		B		C		syväne	
	0-1,0		2,0-3,5		4,0-5,0		5,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	25	0,264	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	–	–	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	12	0,004	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	37	0,175	272	0,715	444	0,570
Chironomidae	1111	0,227	160	0,428	–	–	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	–	–	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	37	0,059	49	0,027	–	–	–	–
Megaloptera	25	0,185	–	–	–	–	–	–
Odonata	25	0,049	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	25	0,022	–	–	–	–	–	–
Ostracoda	–	–	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	37	0,044	–	–	–	–	–	–
yhteensä	1297	0,856	246	0,631	272	0,715	444	0,570

HAARAJÄRVI

Toukokuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A		B		C		syväne	
	0-1,0		2,0-3,5		4,0-5,0		13,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	62	0,365	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	123	0,435	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	12	0,015	12	0,009	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–	25	0,084	111	0,474
Chironomidae	86	0,079	1296	0,533	531	0,860	556	1,052
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	12	0,042	62	0,123	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	185	0,151	12	0,017	–	–	–	–
Megaloptera	25	0,096	–	–	–	–	–	–
Odonata	–	–	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	37	0,062	160	0,232	25	0,019	–	–
Ostracoda	–	–	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	49	0,210	–	–	–	–	–	–
yhteensä	591	1,454	1542	0,915	581	0,963	667	1,526

HAUKIJÄRVI

Toukokuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A 0-1,0		B 2,0-3,5		C 4,0-5,0		syväne 7,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	–	–	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–	86	0,283	222	0,715
Chironomidae	1086	0,352	111	0,184	247	0,384	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	–	–	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	12	0,002	12	0,001	–	–	–	–
Megaloptera	25	0,236	–	–	–	–	–	–
Odonata	–	–	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	272	0,111	–	–	–	–	–	–
Ostracoda	296	0,021	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	49	2,959	–	–	–	–	–	–
yhteensä	1740	3,681	123	0,185	333	0,667	222	0,715

MAJAJÄRVI

Toukokuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A 0-1,0		B 2,0-3,5		C 4,0-5,0		syväne 11,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	173	1,979	–	–	12	0,432	–	–
Bivalvia	–	–	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	25	0,149	49	0,240	2333	3,481
Chironomidae	1284	0,660	173	0,281	62	0,551	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	37	0,183	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	222	0,380	25	0,058	–	–	–	–
Megaloptera	–	–	–	–	–	–	–	–
Odonata	–	–	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	111	0,459	–	–	–	–	–	–
Ostracoda	12	0,001	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	123	0,811	–	–	–	–	–	–
yhteensä	1962	4,474	223	0,489	123	1,222	2333	3,481

Liite 2. Tutkimusjärvien pohjaeläinryhmät, tiheydet ja biomassat syyskuussa. Taulukossa on esitetty kolmen rinnakkaisen näytteen keskiarvot.

HOKAJÄRVI

Syyskuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A 0-1,0		B 2,0-3,5		C 4,0-5,0		syväne 5,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	62	0,128	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	62	0,110	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	49	0,035	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	420	0,279	1086	1,960	1111	2,837
Chironomidae	1790	0,701	198	0,123	25	0,015	37	0,022
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	358	0,556	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	12	0,064	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	12	0,001	12	0,010	–	–	–	–
Megaloptera	–	–	–	–	–	–	–	–
Odonata	25	0,335	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	12	0,010	12	0,001	–	–	–	–
Ostracoda	–	–	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	49	0,177	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	160	0,189	–	–	–	–	–	–
yhteensä	2591	2,305	642	0,414	1111	1,975	1148	2,859

HAARAJÄRVI

Syyskuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A 0-1,0		B 2,0-3,5		C 4,0-5,0		syväne 13,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	160	0,374	–	–	12	0,107	–	–
Bivalvia	111	0,269	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	12	0,002	12	0,006	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–	111	0,117	37	0,156
Chironomidae	1296	1,449	1296	0,543	691	0,349	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	12	0,093	–	–
Ephemeroptera	148	0,091	12	0,504	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	74	0,101	160	0,095	–	–	–	–
Megaloptera	12	0,333	12	0,059	–	–	–	–
Odonata	25	0,159	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	12	0,035	37	0,052	12	0,020	–	–
Ostracoda	–	–	37	0,006	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	148	0,049	37	0,079	–	–	–	–
yhteensä	1998	2,864	1603	1,344	838	0,686	37	0,156

HAUKIJÄRVI

Syyskuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A		B		C		syväanne	
	0-1,0		2,0-3,5		4,0-5,0		7,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	86	0,257	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	99	0,400	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	25	0,014	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–	49	0,030	–	–
Chironomidae	2938	1,419	802	0,305	12	0,020	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	222	0,094	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	62	0,033	86	0,147	–	–	–	–
Megaloptera	74	0,932	–	–	–	–	–	–
Odonata	12	0,869	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	12	0,077	12	0,007	12	0,017	–	–
Ostracoda	247	0,028	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	12	0,140	12	0,021	–	–	–	–
Trichoptera	185	0,102	–	–	–	–	–	–
yhteensä	3974	4,364	912	0,480	73	0,067	0	0

MAJAJÄRVI

Syyskuu

näytteenottopiste syvyys (m)	A		B		C		syväanne	
	0-1,0		2,0-3,5		4,0-5,0		11,0	
ryhmä	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	185	0,462	–	–	–	–	–	–
Bivalvia	420	0,591	–	–	–	–	–	–
Ceratopogonidae	37	0,009	–	–	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	12	0,004	1370	2,267	3000	4,348	222	0,559
Chironomidae	9210	4,846	185	0,079	12	0,001	–	–
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	37	0,023	–	–	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–	–	–	–	–
Hydrachnidia	235	0,109	37	0,053	25	0,006	–	–
Megaloptera	–	–	–	–	–	–	–	–
Odonata	49	0,231	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	–	–	–	–	–	–	–	–
Ostracoda	37	0,006	–	–	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	25	0,031	–	–	–	–	–	–
yhteensä	10247	6,311	1592	2,399	3037	4,356	222	0,559

Liite 3. Majajärven rantavyöhykkeen pohjaeläinten tiheys ja biomassa touko-syyskuussa. Taulukossa on esitetty kolmen rinnakkaisen näytteen keskiarvot.

ryhmä	touko		kesä		heinä		elo		syys	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	173	1,979	49	0,740	136	0,088	62	0,095	185	0,462
Bivalvia	–	–	49	0,149	–	–	–	–	420	0,591
Ceratopogonidae	–	–	–	–	12	0,001	37	0,033	37	0,009
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	12	0,004
Chironomidae	1284	0,660	1272	0,594	7395	4,537	2753	5,056	9210	4,846
Diptera muut	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ephemeroptera	37	0,183	–	–	–	–	–	–	37	0,023
Hirudinea	–	–	–	–	25	0,038	25	0,063	–	–
Hydrachnidia	222	0,380	222	0,521	185	0,188	123	0,153	235	0,109
Megaloptera	–	–	–	–	37	0,443	37	0,707	–	–
Odonata	–	–	12	0,712	12	0,116	–	–	49	0,231
Oligochaeta	111	0,459	–	–	12	0,010	25	0,014	–	–
Ostracoda	12	0,001	–	–	–	–	–	–	37	0,006
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera	123	0,811	–	–	37	0,070	49	0,151	25	0,031
yhteensä	1962	4,474	1604	2,716	7851	5,491	3111	6,272	10247	6,311

Liite 4. Majajärven ja Haarajärven pohjaeläintiheydet ja biomassat syyskuussa syvyyksillä 1,5 m ja n. 7,5 m.

Majajärvi
syvyys (m)

	1,5		7,5	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	–	–	–	–
Bivalvia	–	–	–	–
Ceratopogonidae	37	0,0148	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	74	0,1593	630	1,2704
Chironomidae	2852	0,6370	–	–
Diptera muut	–	–	–	–
Ephemeroptera	–	–	–	–
Hirudinea	–	–	–	–
Hydrachnidia	296	0,4889	–	–
Megaloptera	–	–	–	–
Odonata	–	–	–	–
Oligochaeta	37	0,0037	–	–
Ostracoda	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–
Trichoptera	–	–	–	–
yhteensä	3296	1,3037	630	1,2704

Haarajärvi
syvyys (m)

	1,5		7,3	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Asellus aquaticus</i>	37	0,0556	–	–
Bivalvia	778	0,7148	–	–
Ceratopogonidae	–	–	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i>	–	–	–	–
Chironomidae	6630	1,0259	1074	0,3704
Diptera muut	–	–	–	–
Ephemeroptera	370	0,1815	–	–
Hirudinea	37	0,2074	–	–
Hydrachnidia	37	2,2407	–	–
Megaloptera	37	0,1926	–	–
Odonata	–	–	–	–
Oligochaeta	–	–	37	0,0296
Ostracoda	–	–	–	–
Planorbidae	–	–	–	–
Trichoptera	185	0,2370	–	–
yhteensä	8111	4,8556	1111	0,4000

Liite 5. Syvänteiden Kajak- ja haavinäytteiden pohjaeläintiheydet ja biomassat.

Hokajärvi	touko		syys	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
ryhmä				
<i>Chaoborus flavicans</i> (kajak)	444	0,570	1111	2,837
<i>Chaoborus flavicans</i> (haavi)	20	0,057	727	1,120
Chironomidae	–	–	37	0,022
yhteensä	464	0,627	1875	3,979

Haarajärvi	touko		syys	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
ryhmä				
<i>Chaoborus flavicans</i> (kajak)	111	0,474	37	0,156
<i>Chaoborus flavicans</i> (haavi)	127	0,512	107	0,157
Chironomidae	556	1,052	–	–
yhteensä	793	2,038	144	0,312

Haukijärvi	touko		syys	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
ryhmä				
<i>Chaoborus flavicans</i> (kajak)	222	0,715	–	–
<i>Chaoborus flavicans</i> (haavi)	49	0,171	483	0,739
yhteensä	271	0,885	483	0,739

Majajärvi	touko		kesä		heinä		elo		syys	
	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²	yks/m ²	g/m ²
<i>Chaoborus flavicans</i> (kajak)	2333	3,481	1889	2,485	741	0,611	37	0,030	222	0,559
<i>Chaoborus flavicans</i> (haavi)	254	4,448	341	0,443	390	0,326	219	0,176	366	1,119
<i>Asellus aquaticus</i>	–	–	–	–	37	0,011	–	–	–	–
yhteensä	2587	7,929	2230	2,928	1168	0,948	256	0,205	588	1,678