

**Pro gradu –tutkielma**

**Alusveden hapetuksen vaikutus pienten humusjärvien  
syvännepohjaeläimistön tilaan**

**Inka Vesala**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

2.3.2016

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

VESALA INKA, M.: Alusveden hapetuksen vaikutus pienten humusjärvien syvänpohjaeläimistön tilaan.

Pro gradu: 45 s.

Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Jussi Jyväsjärvi

Tarkastajat: Prof. Juha Karjalainen, FT Heikki Hämäläinen

Maaliskuu 2016

Hakusanat: happi, lämpötila, PICM-indeksi, surviaissäski, järvi kunnostus

## TIIVISTELMÄ

Järvien vedenlaatua ja ekologista tilaa voidaan pyrkiä parantamaan erilaisilla kunnostusmenetelmillä, joista alusveden hapetus on yksi käytetyimmistä. Alusvettä hapetetaan kierrättämällä päällysvettä pohjanläheisyyteen, ja menetelmän avulla pyritään ehkäisemään järven sisäistä kuormitusta. Hapetus kuitenkin nostaa alusveden lämpötilaa ja estää järven luontaisen kerrostumisen. Tieteellisiä tutkimuksia hapetuksen pitkäaikaisista vaikutuksista järvien tilaan on niukasti, vaikka hapetus on ollut suosittu kunnostusmenetelmä jo 1970-luvulta lähtien. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin kolmen keskisuomalaisen järven (Jyväsjärvi, Tuomiojärvi ja Alvajärvi) syvänpohjaeläinyhteisöissä tapahtuneita muutoksia vuosina 2000–2014, huomioiden erityisesti hapetuksen vaikutukset eläinyhteisöihin. Jyväsjärvessä yli 30 vuotta kestänyt alusveden hapetus lopetettiin vuonna 2011, kun taas Tuomiojärvellä hapetusta tehostettiin aloittamalla ympärivuotinen hapetus kesällä 2013. Alvajärvi, jossa alusvettä ei ole hapetettu, toimi tutkimuksessa vertailukohteena. Tausta-aineistona käytettiin tutkimusjärivistä mitattuja alusveden happi- ja lämpötilatietoja sekä päällysveden fosforipitoisuuksia. Jyväsjärven pääsyvänteen alusveden lämpötila kesäkerrostuneisuuskauden lopussa oli hapetetulla jaksolla keskimäärin 16,6 °C ja hapettamattomalla jaksolla 7,8 °C ja hapetuksen pysäytys pienensi myös pohjanläheisen veden happipitoisuutta merkittävästi. Jyväsjärven pääsyvänteen pohjaeläimistön monimuotoisuus väheni ja yhteisö muuttui surviaissäski- ja harvasukasmatovaltaisesta yhteisöstä sulkasääskivaltaiseksi yhteisöksi. Vastaava kehitys oli havaittavissa myös matalassa Ainolan syvänteessä. Pääsyvänteellä pohjaeläinyhteisön ekologisen tilan luokitus parani hapetuksen loputtua, mutta havaitut yhteisömuutokset voivat liittyä osin jo aiemmin alkaneeseen Jyväsjärven pitkäaikaiseen jätevesikuormituksesta toipumiskehitykseen. Tuomiojärvessä hapetuksen tehostaminen nosti alusveden lämpötilaa ja happipitoisuutta. Tuomiojärven syvänpohjaeläinyhteisössä havaitut muutokset olivat pieniä, mutta käänteisiä Jyväsjärvestä saatujen tulosten kanssa. Tutkimustulosten perusteella Jyväsjärven hapetuksen pysäyttäminen paransi järven syvänpohjaeläimistön ekologista tilaa. Pitäviä päätelmiä voidaan tehdä vasta pidemmän seurannan tuloksena, minkä vuoksi hapetuksen vaikuttavuutta järvien ekologiseen tilaan tulisi tutkia laajemmin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Aquatic sciences

VESALA INKA, M.: The effects of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrate communities of small humic lakes.

Master of Science Thesis: 45 p.

Supervisors: PhD Heikki Hämäläinen, PhD Jussi Jyväsjärvi

Inspectors: Prof. Juha Karjalainen, PhD Heikki Hämäläinen

Maaliskuu 2016

---

Key Words: Chironomidae, lake restoration, oxygen, PICM-index, temperature

## ABSTRACT

Several techniques have been developed for water resources management to help lakes recover from anthropogenic pollution and stress. One of the most frequently used techniques is hypolimnetic oxygenation (HLO). HLO aims to control the eutrophication by preventing internal phosphorus loading and in Finland, this is typically done by pumping well-oxygenated surface water to the hypolimnion. As a side effect, this circulation of water warms up the hypolimnion and prevents the natural thermal stratification of the lake. Even though HLO has been a popular technique for more than four decades, there is little independent research on the long-term effects of the practice. In this study, benthic macroinvertebrate assemblages were examined in three small humic lakes (Lake Jyväsjärvi, Lake Tuomiojärvi and Lake Alvajärvi) annually between the years 2000 and 2014, to investigate the effects of HLO on structure and status of communities. In Lake Jyväsjärvi, oxygenation was the main management technique for 32 years, until in 2012 the oxygenation process was ceased. In Lake Tuomiojärvi, the performance of oxygenation was increased in 2012. Lake Alvajärvi represents a reference lake that has never been oxygenated. Data on oxygen and phosphorus concentration and temperature, were collected from the study lakes to serve as background information. The ceasing of the oxygenation in Lake Jyväsjärvi lowered the hypolimnetic water temperature (by 8.2 C°) and oxygen concentrations in the main basin. The diversity of benthic macroinvertebrates decreased and the community became dominated by *Chaoborus* at the expense of chironomids and oligochaetes. Similar effects were detected also in the shallower Ainola basin. Although the ecological state of communities improved after the oxygenation process was ceased, this might be at least partly a continuation of the recovery trend started before the ceasing of the oxygenation process. The concentration of oxygen increased and temperature increased in Lake Tuomiojärvi after the oxygenation was enhanced. Changes in the macroinvertebrate community were small but quite consistently reversal to the changes in Lake Jyväsjärvi. The results suggest that the ceasing of HLO improved the ecological state of macroinvertebrates in Lake Jyväsjärvi. More extensive research should be conducted on the effects of the oxygenation process to the ecological state of lakes, and more reliable conclusions can only be drawn as a result of long-term monitoring of lakes.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO .....</b>	<b>5</b>
<b>2. TUTKIMUKSEN TAUSTA .....</b>	<b>7</b>
2.1. Pohjaeläinyhteisöt järvessä .....	7
2.2. Hapen ja lämpötilan vaikutus syvänpohjaeläimiin .....	8
2.3. Alusveden hapetus kunnostusmenetelmänä .....	9
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>11</b>
3.1. Tutkimusjärvet.....	11
3.2. Hapetinlaitteet .....	13
3.3. Aineiston keruu .....	14
3.4. Numeeriset analyysit .....	14
<b>4. TULOKSET .....</b>	<b>16</b>
4.1. Happi- ja lämpötilaolot sekä fosforipitoisuus .....	16
4.2. Syvänpohjaeläimistö .....	17
4.2.1. Yksilötiheys ja biomassa .....	17
4.2.2. Lajisto.....	21
4.2.3. Lajirunsaus .....	25
4.2.4. Yhteisökoostumus ja pohjaeläimistön tila.....	26
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU.....</b>	<b>33</b>
5.1. Happi- ja lämpötilaolot sekä fosforipitoisuus .....	33
5.2. Syvänpohjaeläimistö .....	34
5.2.1 Yksilötiheys, biomassa ja lajisto.....	34
5.2.2 Lajirunsaus ja yhteisörakenne .....	36
5.2.3 Pohjaeläimistön tilaluokitus .....	36
5.3. Johtopäätökset ja jatkosuositukset.....	37
<b>KIITOKSET .....</b>	<b>38</b>
<b>KIRJALLISUUS .....</b>	<b>38</b>

## 1. JOHDANTO

Suomessa vesistöjen tila alkoi heiketä yleisesti 1900-luvun alussa erityisesti sellu- ja paperiteollisuuden kehityksen myötä (Joutsenoja 2002, Hynynen 2004, Simola & Arvola 2004). 1950-luvulle tultaessa pilaantuminen kiihtyi entisestään, kun jokia ja järviä kuormittavan teollisuuden, yhdyskuntien, maa- ja metsätalouden sekä liikenteen päästöt lisääntyivät riittämättömien puhdistusmenetelmien vuoksi. Vesistöihin lasketut, puhdistamattomat jätevedet lisäsivät monin paikoin veden maku-, haju- ja värihaittoja, heikensivät happioloja ja vesialueiden virkistyskäyttöä sekä yksipuolistivat vesieliöstöä (Meriläinen ym. 2003, Simola & Arvola 2004, Sivil & Bonde 2012). Päästörajoitusten sekä aktiivisten vesiensuojelutoimien ansiosta jätevesien käsittely kuitenkin parani 1980-luvulla ja vesistöjen tila on kohentunut huomattavasti aiemmista vuosista nykypäivään (Sassi & Keto 2005, Kotanen 2010).

Vaikka vesistöjen tila on parantunut viime vuosikymmeninä merkittävästi, ei vesiensuojelun tarve ole vähentynyt (Tikkanen 2002, Anonyymi 2013a). Viime jääkauden aikana muovaantuneet järviaaltaat (Salonen ym. 2002) ovat mataluutensa vuoksi herkkiä likaantumislle (Simola & Arvola 2004, Kettunen ym. 2008). Vesiensuojelussa likaantumista pyritään estämään minimoimalla valuma-alueelta tulevaa kuormitusta, mutta tarpeen tullen myös kohdistamalla kunnostustoimenpiteitä itse vesimuodostumaan (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010). Tällaisia ovat muun muassa ravintoketjukurkennostus, vesikasvillisuuden poisto, rantojen ruoppaus, fosforin kemiallinen saostus, vedenpinnan nosto ja alusveden hapetus (Ulvi & Lakso 2005, Sassi & Keto 2005). Tällä hetkellä Suomessa arvioidaan olevan yli 1500 kunnostuksen tarpeessa olevaa järveä, joiden yleisin ongelma on rehevöityminen (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010).

Vauhtia vesiensuojelutoimiin niin Suomessa kuin koko Euroopan Unionin alueella on lisännyt vuonna 2000 voimaan tullut vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD), joka velvoittaa kaikkia jäsenmaita arvioimaan pintavesien ekologisen tilan (Anonyymi 2000). Vesistöt tulee saattaa direktiivissä määriteltyn hyvään ekologiseen tilaan vuoteen 2015 tai viimeistään vuoteen 2027 mennessä. Samanaikaisesti direktiivi edellyttää toimenpiteitä, joilla ehkäistään kaikkien pinta- ja pohjavesimuodostumien tilan heikkeneminen. Vesipolitiikan puitedirektiivi tähtääkin kestäväen vedenkäytön edistämiseen ja vesiekosysteemien tilan parantamiseen koko unionin alueella.

Direktiivin mukaan pintavesimuodostumien (joet, järvet ja rannikkovedet) ekologinen tila ryhmitellään viiteen luokkaan: erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono (Anonyymi 2000). Vesimuodostuma saavuttaa erinomaisen tilan vastaamalla täysin tai lähes täysin luonnontilaisia olosuhteita, ja vesistöt, joissa ilmenee vakavia muutoksia laatutekijöiden arvoissa, määritellään ekologiselta tilalta huonoiksi. Määräviä ovat biologiset tekijät, joiden lisäksi selvitetään fysikaalis-kemialliset ja hydrologis-morfologiset laatutekijät (Anonyymi 2000). Arvioitavasta vesimuodostumasta saatavia luokittelutekijöiden arvoja verrataan luonnontilaa vastaaviin arvoihin ja mitä lähempänä toisiaan arvot ovat, sitä parempaan luokkaan vesimuodostuma sijoittuu. Järvet ovat luontaisesti hyvin erilaisia ja siksi ne tyypitellään ryhmiin, joista jokaiselle on määritelty vertailuolot ja luokitteluasteikko. Jotta luokittelu olisi onnistunut, tulee laatutekijöiden olla hyvin perusteltuja ja vertailuaineiston edustava.

Yksi direktiiviin sisällytetyistä biologisista laatutekijöistä ovat pohjaeläimet. Syvänteissä elävät pohjaeläimet ovat yleisesti käytettyjä järvien biologisen tilan ilmentäjiä

(Johnson ym. 1993) ja niitä tutkimalla voidaan selvittää järvestä vallitsevia olosuhteita sekä niissä tapahtuvia muutoksia niin lyhyellä kuin pitkällä aikavälillä (Paasivirta 1984). Siksi syvänpohjaeläimistön seurantatutkimukset voivat olla hyödyllisiä esimerkiksi selvittäessä järvikunnostusten onnistumista (Martinmäki ym. 2012, Helttunen 2012, Jyväsjärvi ym. 2013). Järvikunnostukset ovat usein aikaa ja taloudellisia resursseja vaativia projekteja, joiden epäonnistuminen voi aiheuttaa ei-toivottuja muutoksia järviekosysteemin lisäksi myös sosio-ekonomisiin rakenteisiin (Reunanen 2014).

Keski-Suomessa, Jyväskylän kaupungin alueella sijaitsevan, kahden pienen humusjärven alusvettä on hapetettu eri syistä. Jyväsjärveä hapetettiin vuosina 1979–2012 kunnostustarkoituksessa (Kukkonen & Saarijärvi 2009), kun taas Tuomiojärvellä vettä on hapetettu 1970-luvulta lähtien lähinnä raakaveden laadun turvaamiseksi. Tuomiojärvellä hapetusta tehostettiin vuonna 2013, jolloin siirryttiin alusveden ympärivuotiseen hapetukseen. Jyväsjärvellä hapetus lopetettiin kesällä 2012, kun syvännettä oli hapetettu yhtäjaksoisesti 33 vuotta. Näillä järvillä alusvettä hapetetaan kierrättämällä päällysvettä harppauskerroksen läpi alusveteen. Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena on selvittää, millaisia vaikutuksia alusveden hapetuksella tai sen lopettamisella on Jyväsjärven ja Tuomiojärven syvänpohjaeläinyhteisöihin ja erityisesti pohjaeläimistön tilaan, siten kuin se nykyisen lainsäädännön mukaisesti määritellään. Tarkkailemalla Jyväsjärven pääsyvännettä pienempää Ainolan syvännettä kartoitettiin myös Jyväsjärven pääsyvänteen hapetuksen vaikutusalueen laajuutta. Lähellä sijaitseva, samaan järviyppöön kuuluva Alvajärvi toimi tutkimuksessa vertailujärvenä.

Tavoitteena oli myös selvittää hapetuksen vaikutus järvien lämpötila- ja happitilanteeseen kerrostuneisuuskaudella, koska happi- ja lämpöolot ovat keskeisessä roolissa syvänpohjaeläimistön rakenteen ja monimuotoisuuden säätelyssä. Happitilanne on yleisesti heikoimmillaan kerrostuneisuuskauden lopulla (Kangas 2005), jolloin tilannetta pyritään korjaamaan hapetuksella (Kukkonen & Saarijärvi 2009). Päällysveden pumppaaminen alusveteen muuttaa kuitenkin järven luonnollista lämpötilakerrostuneisuutta niin, että kesäaikaan lämpötila voi kohota jopa kymmenen astetta lämpimämmäksi hapetussa kuin hapettamattomassa alusvedessä (Keränen 2002, Kangas 2005). Oli oletettavaa, että Jyväsjärvellä alusvesi viilenisi ja happipitoisuus pienenesi hapetuksen loputtua, mikä johtaisi hapettomia oloja ja viileää vettä suosivien lajien lisääntymiseen pääsyvänteessä sekä pohjaeläinyhteisön monimuotoisuuden laskuun. Tuomiojärvellä oletettiin hapekkaita oloja suosivan lajiston lisääntyvän kun taas Alvajärven syvänpohjaeläinyhteisöissä ei odotettu muutoksia tutkimusjakson aikana.

Tutkimus perustuu yhteensä 336 syvänpohjaeläinnäytteeseen, jotka kerättiin vuosina 2000–2014. Tausta-aineistoksi järvisyvänteistä koottiin happi- ja lämpötilatiedot sekä pintaveden fosforipitoisuudet samoilta vuosilta. Pohjaeläinten ryhmä- ja lajikohtaisia yksilötiheyksiä sekä biomassaa vertailtiin ennen ja jälkeen hapetuksen. Järville tehtiin myös vuosikohtainen pohjaeläimistön tila-arvio ja laskettiin monimuotoisuusindeksi, joita molempia käytettiin ennen–jälkeen -vertailussa. Mahdollista muutosta pohjaeläimistössä tarkasteltiin myös NMS-ordinaatiossa (Non-metric Multidimensional Scaling).

Tämän tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää Jyväsjärven ja Tuomiojärven kunnostustoimenpiteiden kehittämisessä. Suuremmassa mittakaavassa tuloksia voidaan hyödyntää myös koskemaan muita järviä, joiden kunnostusmenetelmäksi harkitaan alusveden hapetusta tai sen lopettamista.

## 2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

### 2.1. Pohjaeläinyhteisöt järvessä

Pohjaeläimiksi kutsutaan kaikkia niitä selkärangattomia eläimiä, jotka tarvitsevat pohjanläheistä vesiympäristöä jossain vaiheessa elinkiertoa (Kalff 2002). Pohjaeläimet elävät pohjasedimentin pinnalla, siihen kaivautuneena tai kiinnittyneenä vesikasvillisuuteen tai kiviin. Osa eläimistä liikkuu vapaammin pohjanläheisessä vesikerroksessa uiden. Elinpaikasta tai alustasta riippumatta pohjaeläimillä on tärkeä osa järven ravintoverkossa (Covich ym. 1999).

Pohjaeläimet käyttävät ravinnokseen kasviplanktonia ja muita leviä, vesikasveja, bakteereja ja muuta eloperäistä ainesta sekä toisia selkärangattomia (Jónasson 2004). Kalat, linnut ja petomaiset selkärangattomat käyttävät vuorostaan pohjaeläimiä ravinnonlähteenään. Pohjaeläimillä on olennainen osa ravinteiden kierrätyksessä, sillä ilman pohjaeläinten toimintaa osa ravinteista ei saavuttaisi kaikkia kuluttajia, ja ravinnepitoisuudet sedimentissä saattaisivat kohota suuriksi. Syvänteissä pohjaeläimet hyödyntävät järven pinnalta ja ylempää vesimassasta tulevaa eloperäistä ainesta ja nopeuttavat sen hajotusta huomattavasti (Covich ym. 1999).

Vesisyvyyden muuttuessa lämpötila-, ravinto- ja happioloissa tapahtuu muutoksia, jotka yhdessä vaikuttavat pohjaeläinyhteisöjen runsauteen ja koostumukseen (Jyväsjärvi ym. 2009, Luoto 2012). Järven syvyys tärkeimpänä morfometrisenä tekijänä säätelee siis pohjaeläinyhteisöjä erilaisissa järvissä (Jyväsjärvi ym. 2012). Järvet jaetaan usein syvyyden mukaan vyöhykkeisiin, jotka eroavat elinympäristöinä toisistaan (Särkkä 1996). Rantavyöhykkeen pohjaeläinlajisto on monipuolinen ja usein runsaslukuinen, sillä aallokko tuo happirikasta vettä, ja lämpöolot ovat vaihtelevia. Rannan ja syvänealueen vaihtumisvyöhykkeellä pohjaeläimille kulkeutuu ravintoa vielä rantavyöhykkeeltä asti ja vesikasvillisuuttakin esiintyy paikoin. Syvänealueen pohjaeläimistö on yleisesti ottaen määrällisesti ja lajistollisesti kahta edellä mainittua vyöhykettä suppeampi (Hämäläinen ym. 2003, Jónasson 2004).

Matalaan rantavyöhykkeeseen verrattuna syvän veden alue on huomattavasti vakaampi elinympäristö. Vedessä vallitsee pimeys vuodenajasta riippumatta, happi- ja lämpötilavaihtelut ovat vähäisiä, eivätkä veden liikkeet tai aallokko juuri vaikuta pohjaeläimiin. Auringonvalon puuttumisen vuoksi syvänteissä ei ole perustuotantoa, ja ravinto kulkeutuukin eläimille järven muista vyöhykkeistä tai maaekosysteemistä (Jónasson 2004). Pohjasedimentissä asuvat eläimet ovat siis riippuvaisia yleemmästä vesimassasta laskeutuvasta eloperäisestä aineksesta. Sedimentoituva, eloperäinen aines yhdessä lämpötilan ja happipitoisuuden kanssa säätelee syvänepohjaeläinyhteisöjen lajikoostumusta sekä biomassaa (Jyväsjärvi ym. 2013). Yhteisöihin kohdistuva saalistuspaine kalojen osalta syvänteissä on myös rantavyöhykettä pienempi, sillä kalojen viihtyvyys alusvedessä vähenee happipitoisuuden laskiessa.

Syvänteissä eläimet osallistuvat ravinteiden kierrätykseen olemalla saaliskohteita ja hajottamalla orgaanista ainesta, mutta myös muokkaamalla pohjanläheistä ympäristöä. Bioturbaatioksi kutsutussa ilmiössä pohjan fysikaalis-kemiallinen mikroympäristö muuttuu eläinten liikkeen ansiosta ja sedimentti hapettuu. Tällöin myös veden ja sedimentin välinen rajapinta-ala kasvaa, mikä lisää kerrosten välistä ravinteiden vaihtoa (Robbins 1982). Riippumatta pohjan laadusta, muokkauksella on suuri merkitys esimerkiksi typen- ja

fosforinkierrossa. Bioturbaation voimakkuus riippuu muun muassa eläinlajeista ja vuodenaajasta (Charbonneau & Hare 1998).

Tavallisimpia syvänpohjaeläinryhmiä ovat kaksisiipisten (Diptera), erityisesti surviaissääskien (Chironomidae) ja sulkasääsken (Chaoboridae) toukat, harvasukasmadot (Oligochaeta), vesipunkit (Hydracarina) ja simpukat (Bivalvia) (Wetzel 1975). Surviaissääsken toukat muodostavat usein niin määrällisesti kuin lajistollisesti merkittävimmän osan syväneyhteisöistä, ja vaikka aikuiset surviaissääsket eivät ole akvaattisia, toukkia tavataan monipuolisesti useimmista vesistöistä. Sulkasääsken toukat taas elävät usein suurina populaatioina, ja koska ne käyttävät eläinplanktonia ravintonaan, ne voivat runsastuessaan säädellä eläinplanktonin määrää jopa voimakkaammin kuin samaa ravintoa syövät kalat (Liljendahl-Nurminen ym. 2002). Myös polttiaisten (Ceratopogonidae) toukat ovat pääasiassa petoja, jotka saalistavat muita pohjaeläimiä ja niiden munia ravinnokseen (Szadziwski ym. 1997). Suurin osa syvänpohjaeläimistä on kuitenkin detrivoreja eli ne käyttävät ravinnokseen kuollutta orgaanista ainesta.

Lämpötilaolot ja ravinnon määrä vaikuttavat pohjaeläinyhteisöihin syvänteissä, mutta alusveden happipitoisuudella on myös suuri merkitys (Heinis & Davids 1993, Jónasson 2004, Jyväsjärvi ym. 2012). Se, pystyykö jokin tietty pohjaeläinlaji käyttämään jotakin tiettyä järvisyvännettä elinympäristönään, riippuu lajin ruokailu-, lisääntymis- ja kasvuvaatimuksista sekä pohjan ja sen yläpuolella olevan vesimassan ominaispiirteistä ja vuodenaikaisvaihtelusta (Wetzel 1975, Jyväsjärvi ym. 2011).

## 2.2. Hapen ja lämpötilan vaikutus syvänpohjaeläimiin

Happi- ja lämpötilaolot ovat syvänteissä usein suhteellisen vakaat, mutta ne saattavat muuttua kerrostuneisuuskaudella, lähinnä kesällä ja lopputalvesta, jolloin happipitoisuus alusvedessä voi laskea jopa lähelle nollaa (Särkkä 1996, Jónasson 2004). Epäsuotuisien happiolosuhteiden vallitessa osa syvänpohjaeläimistä siirtyy horrostilaan ja hidastaa elintoimintojaan tai siirtyy muualle. Hyvä liikkuvuus lisää selviytymismahdollisuuksia, kun taas hitaasti liikkuville pohjaeläimille muualle siirtyminen voi olla mahdotonta (Sæther 1997).

Sulkasääski (*Chaoborus flavicans*) kykenee pakenemaan saalistajia sekä epäsuotuisia oloja vesipatsaassa niin vertikaalisesti kuin horisontaalisesti (Horppila ym. 2000, Liljendahl-Nurminen ym. 2002), vaikka juuri tämän piirteen vuoksi se ei ole tarkkaan ottaen aito pohjaeläin (Ranta ym. 2015). *C. flavicans* sietää erinomaisesti hapettomia oloja (Sæther 1997, Liljendahl-Nurminen ym. 2002) ja etenkin lämpötilakerrostuneissa savisameissa ja rehevissä järvissä toukka jää havaitsematta saalistajilta ja esiintyy tällöin runsaana (Liljendahl-Nurminen 2006).

Niukkahappiset tai täysin hapettomat olot vaikuttavat syvänpohjaeläinten yhteisörakenteeseen ja populaatiodynamiikkaan merkittävästi (Jónasson 1984, Howmiller 1977, Anlauf & Neumann 1997, Jónasson 2004). Eri pohjaeläinlajeille on kehittynyt erilaisia sopeumia vaihtelevissa happiolosuhteissa selviytymiseen (Ward 1992, Brodersen ym. 2004) ja sopeumat voivat olla joko fysiologisia, morfologisia tai käyttäytymiseen liittyviä. Yksi selkeimmistä sopeumista (erityisesti monien Chironominae- alaheimon sekä joidenkin Tanypodinae ja Orthocladiinae- alaheimon lajeilla) on hemolymfan suuri hemoglobiinipitoisuus. Esimerkiksi Suomen järvissäkin yleisenä esiintyvät, *Chironomus anthracinus* ja *Chironomus plumosus* ja *Procladius*-suvun toukat pystyvät elämään pitkiä aikoja liki hapettomissa olosuhteissa (Hamburger ym. 1995, Int Panis ym. 1996,



Lindegaard 1997, Brooks ym. 2007) ja *C. anthracinus* voi sietää täysin hapettomia oloja fysiologiansa ja hapen kulutusta säästävän käyttäytymisen avulla kuukausia (Nagell & Landahl 1978, Heinis & Davids 1993). Myös toukan iso koko yhdistettynä korkeaan hemoglobiinipitoisuuteen auttaa selviytymistä syvänteiden sedimenteissä (Int Panis ym. 1996).

Lajikohtaisten hapensietorajojen (Brodersen ym. 2004) lisäksi saman lajin eri yksilöiden ominaisuudet voivat vaikuttaa selviytymiseen (Brooks ym. 2007). Varhaiset kehitysvaiheet sietävät usein vähähappisia oloja paremmin kuin aikuiset yksilöt. Veden liikkeillä on myös tärkeä merkitys myrkyllisten metabolisten jätteiden pois kuljetuksessa ja näin ollen vähähappisia oloja voidaan sietää liikkuvassa vedessä kauemmin kuin paikallaan pysyvässä (Wetzel 1975).

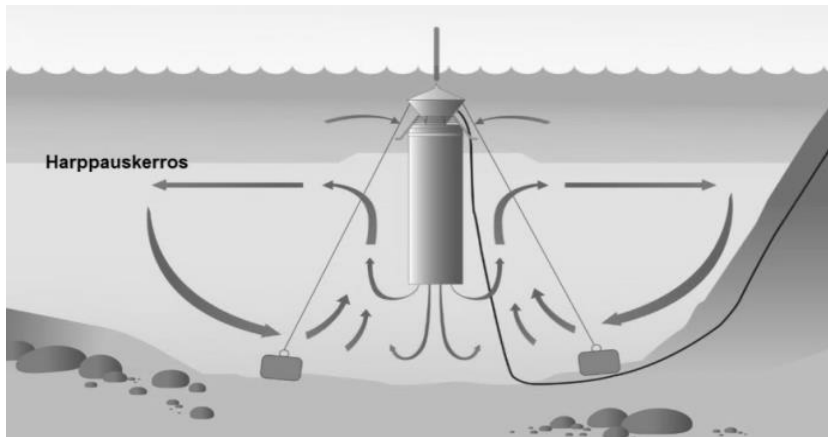
Niukkahapaisuuden sietokyky vaihtelee surviaissääskilajien välillä, mutta eri lajien hengitysvasteet ovat myös lämpötilariippuvaisia (Bairlein 1989). Brodersen ym. (2004) havaitsi lämpimissä vesistöissä elävien surviaissääskilajien hapensäätelykyvyn olevan parempi kuin kylmiä vesiä suosivien lajien. Tämä johtuu siitä, että lämpimissä vesissä eläinten hapen kulutus kasvaa ja toisaalta lämpimät vedet ovat tavallisemmin eutrofisia ja niissä esiintyy yleisesti ottaen happikatoja enemmän kuin kylmissä, oligotrofisissa vesistöissä, joissa adaptaation ei ole välttämättä tarvinnut kehittyä. Esimerkiksi lämpimissä, rehevissä vesissä viihtyvällä *Tanytarsus gracilentus*-lajilla on hyvä hapensäätelykyky, kun taas oligotrofisissa ja kylmissä olosuhteissa paremmin viihtyviä *Micropsectra*-suvun toukkia pidetään hapen muutoksista stressaantuvina (Brodersen ym. 2004, Brodersen ym. 2007).

Osa pohjaeläimistä sietää vain vähäistä lämpötilavaihtelua (stenotermiset lajit) kun taas osa sietää suuriakin vaihteluita (eurytermiset lajit). Surviaissääskistä *Sergentia coracina* ja *Tanytarsus lugens* ovat tyypillisiä stenotermisiä lajeja kun taas *Procladius*-sukuun kuuluvat surviaissääsket ovat hyvä esimerkki eurytermisestä lajeista, jotka selviytyvät vaihtelevissa lämpötilaoloissa (Lotter ym. 1997, Simšič 2005, Brooks ym. 2007). Harvasukasmadoista esimerkiksi *Potamothrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex* ja *Limnodrilus hoffmeisteri* voivat sietää hyvinkin vähähappisia oloja ja selviytyä niissä useita kuukausia (Särkkä & Aho 1980, Hipp ym. 1984, Jónasson 2004), joskin tällöin niiden kasvu hidastuu (Aston 1973, Reynoldson 1987). *Tubifex tubifex* ja *Limnodrilus hoffmeisteri* hallitsevat yleensä pohjaeläimistöä vähähappisissa syvänteissä, eikä esimerkiksi *L. hoffmeisteri* -lajin lisääntymiskyky edes heikkene vähähappisissa oloissa (Aston 1973). Kahdella viimeksi mainitulla lajilla on myös kapeahkot lämpötilaoptimat, joiden puitteissa eläimet kasvavat (Reynoldson 1987). Hernesimpukat (*Pisidium* spp.), kuten *Pisidium conventus*, ovat yleisesti ottaen herkkiä hapettomuudelle ja lämpötilavaihtelulle, mutta esimerkiksi *P. casertanum* selviää vaihtelevissakin olosuhteissa (Jónasson 2004).

### 2.3. Alusveden hapetus kunnostusmenetelmänä

Suomessa on 1970-luvulta lähtien käytetty hapetusta järvien kunnostusmenetelmänä (Lappalainen & Lakso 2005). Vuosikymmenten aikana sekä laitteisto että menetelmät ovat kehittyneet, ja Ashley'n (2000) arvio alusveden hapetuksen muuttumisesta standardikäytännöksi tulevaisuudessa on osoittautumassa oikeansuuntaiseksi – hapetus on tällä hetkellä yksi suosituimmista järvikunnostusmenetelmistä (Beutel & Horne 1999, Sassi & Keto 2005). Hapetusmenetelmiä on useita ja hapetusta voidaan tarpeen mukaan kohdistaa alusveteen tai koko vesimassaan, jolloin luontainen lämpötilakerrostuneisuus

purkautuu (Lappalainen & Lakso 2005). Happipitoisuutta vedessä pyritään lisäämään liuottamalla happea veteen ilmasta, lisäämällä happea veteen kemikaalina tai johtamalla hapekasta vettä vähähappiseen tai hapettomaan alusveteen. Sopiva menetelmä ja siihen vaadittava laitteisto valitaan ja mitoitetaan kunkin järven piirteet ja kunnostustavoitteet huomioon ottaen (Lappalainen & Lakso 1990, Sarvilinna & Sammalkorpi 2010). Suomessa yleisimmin käytetyssä hapetustekniikassa päällysvettä kierrätetään alusveteen (Kuva 1).



Kuva 1. Alusvettä hapettavien Mixox-tyyppisten laitteiden toimintaperiaate (Vesi-Eko Oy 2015).

Useilla tutkimuskohteilla hapetuksella saavutetut tavoitteet veden laadun osalta ovat jääneet vähäisiksi tai niiden saavuttaminen on jäänyt kyseenalaiseksi (Müller & Stadelmann 2004, Hupfer & Lewandowski 2008, Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, Huhta 2011, Hagman & Peltonen 2013, Salmi ym. 2014), ja osa tutkimuksista pitää kierrätyshapetusta toimimattomana tekniikkana (Pastorok ym. 1980, Beutel & Horne 1999), joskin esimerkiksi talviaikaisessa hapetuksessa, jossa tavoitteena on lähinnä kalakuolemien estäminen, asetetut tavoitteet on usein saavutettu (mm. Martinmäki ym. 2012).

Pidempiaikaisilla ympärivuotisilla hapetuksilla pyritään minimoimaan anaerobisissa prosesseissa syntyvien yhdisteiden (mm. ammonium, rikkivety ja metaani) määrää, elvyttämään pohjanläheisen ympäristön aerobinen hapetus- ja kulutustoiminta sekä puuttumaan järven sisäiseen kuormitukseen, erityisesti parantamalla pohjasedimentin kykyä sitoa fosforia (Lappalainen & Lakso 1990, Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, Reunanen 2014). Järven sisäiseen ravinnekiertoon puuttuminen on kuitenkin vaikeaa, sillä on epätodennäköistä, että happi yksinään kontrolloi fosforin vapautumista sedimentistä eikä happipitoisuuden lisääminen näin ollen välttämättä paranna fosforin sitoutumista sedimenttiin (Gächter & Wehrli 1998, Moosmann ym. 2006, Hupfer & Lewandowski 2008, Kuha ym. 2016).

Alusveden hapetuksen vaikutuksia järven ekologiseen tilaan, vedenlaatuun tai pohjaeläimistöön on tutkittu niukasti. Hapetuksen on kuitenkin havaittu selkeästi nostavan kesäaikaisia lämpötiloja alusvedessä ja rikkovan usein myös luonnollisen lämpötilakerrostuneisuuden järvestä (Kangas 2005, Gantzer ym. 2009, Salmi ym. 2014). Hapetus voi näin myös hidastaa järven luontaista elpymistä (Jyväsjärvi ym. 2013) eikä se näytä parantavan järven pohjaeläinyhteisöjen ekologista tilaa joissain tapauksissa lainkaan (Hynynen 2014).

Hapetus voi parantaa tiettyjen pohjaeläinlajien elinoloja sekä laajentaa hapekkaan vesikerroksen tilavuutta. Kanadassa havaittiin tiettyjen surviaissääskilajien yksilömäärissä ja biomassassa suurta kasvua, kun järvisyvänteen hapetus aloitettiin (Dinsmore & Prepas 1997b). Hapetuksen seurauksena myös harvasukasmatojen määrä kasvoi, kun taas sulkasääskitiheydet pienenivät. Syvänteen hapetus muissa tutkimuksissa lisäsi yleisesti syvänpohjaeläimistön kokonaismäärää (Wilhm & McClintock 1978, Kothandaraman ym. 1979) ja hapetuksen lopetus taas nosti sulkasääskien toukkien määrää (Doke ym. 1995). Myös Suomessa Kymijärvellä ja Vesijärvellä tehdyissä selvityksissä (Tolonen 2013, Hynynen 2014) alusveden hapetuksen havaittiin selkeästi nostavan pohjaeläinten yksilömäärää ja biomassaa syvänteissä. Turun Kaksikerranjärven hapetuksella ei ole saavutettu merkittävää hyötyä ja lämpötilakerrostuneisuutta purkavalla ilmastuksella saatettiin jopa aiheuttaa järven rehevyytason nousu (Huhta 2011).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

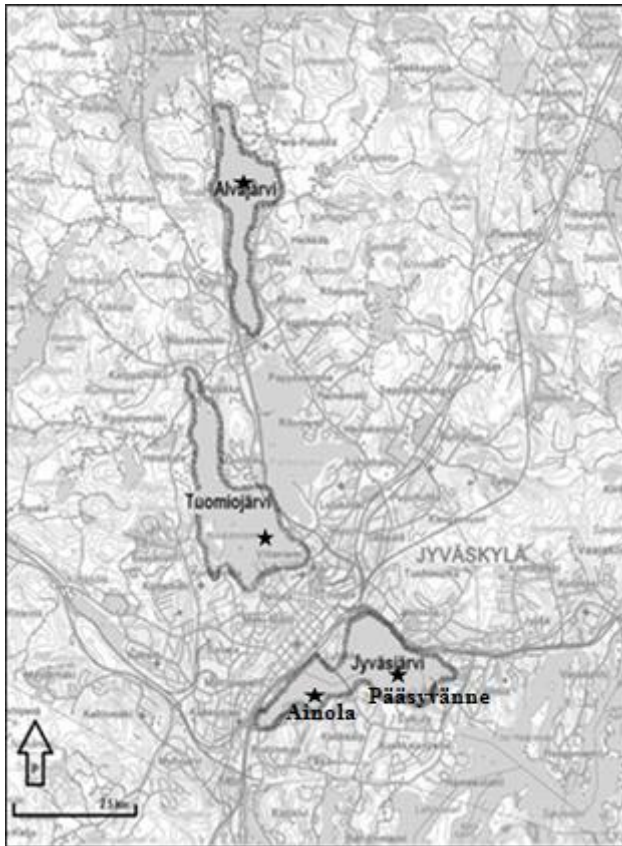
#### 3.1. Tutkimusjärvet

Jyväsjärvi (62°14.5'N, 025°46.2'E), Tuomiojärvi (62°15.5'N, 025°43.1'E) ja Alvajärvi (62.33°N, 25.72°E) ovat pieniä keskisuomalaisia humusjärviä. Järvet kuuluvat Tourujoen vesistöön (Kuva 2, Taulukko 1) ja ne on tyypitelty pieniksi (< 5 km<sup>2</sup>) humusjärviksi (veden väri 30–90 mg Pt l<sup>-1</sup>) (Vuori ym. 2006). Järviin kohdistuu paljon kuormitusta. Vesimuodostuman biologisiin tekijöihin ja fysikaalis-kemialliseen tilaan perustuvan luokittelun mukaan Jyväsjärven, Tuomiojärven ja Alvajärven ekologinen tila on tyydyttävä (Anonyymi 2013b).

Taulukko 1. Tutkimusjärvien keskeisimmät morfometria- ja vedenlaatutiedot. Vedenlaatutiedot ovat kesän 2012 keskiarvoja (Ympäristöhallinto 2015).

	Jyväsjärvi	Tuomiojärvi	Alvajärvi
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	3,1	3,0	2,1
Keskisyvyys (m)	5,8	3,5	3,9
Maksimisyvyys (m)	25,0	13,0	14,5
Väriluku (mg Pt l <sup>-1</sup> )	97	80	140
Kokonaisfosfori (µg l <sup>-1</sup> )	22,6	20	41
Kokonaistyppeä (µg l <sup>-1</sup> )	714	750	855

Jyväsjärvi on Jyväskylän keskustan eteläpuolella sijaitseva (Kuva 2), pinta-alaltaan pieni kaupunkijärvi. Järvi on osa Kymijoen vesistöä, ja se saa vetensä pääosin pohjoisesta laskevaa Tourujokea pitkin. Jyväsjärvi on yhteydessä Päijänteeseen kaakkoispäässä sijaitsevan kapean Äijälänsalmen kautta. Järvi voidaan jakaa pohjan morfometrian perusteella kahteen osaan: isoon pääaltaaseen ja pienempään Ainolan altaaseen. Rannat ovat suurimmaksi osaksi rakennettuja, ja järven poikki menee kaksi siltaa. Jyväsjärvi on suosittu ulkoilualue kaikkina vuodenaikoina ja tärkeä osa Jyväskylän kaupunkikuvaa.



Kuva 2. Jyväsjärven, Tuomiojärven ja Alvajärven sijainti. Näytteenottosyvänteet merkitty tähdellä (pohjakartta © Maanmittauslaitos 2014).

Jyväsjärven varhaisimmat ympäristömuutokset ajoittuvat 1870-luvulle, jolloin toimintansa aloittaneen Kankaan paperitehtaan jätevedet alkoivat vaikuttaa järiveden laatuun (Meriläinen ym. 2003). Järveen kohdistuva kuormitus oli suurinta 1960–1977 välisenä aikana, jolloin järven läheisyydessä toiminut kaatopaikka ja asumajätevedet sekä teollisuus pilasivat järiveden uimakelvottomaan kuntoon. Vuodesta 1977 alkaen asumajätevedet on johdettu jätevedenpuhdistamoon ja Jyväsjärven kohentunut nykytila on seurausta kuormituksen olennaisesta vähenemisestä. Vuodesta 1979 lähtien pääaltaassa sijaitsevaa syvännettä on hapetettu kierrättämällä hapekasta päällysvettä alusveteen. Alun perin pääsyvänteen hapetus on ollut Jyväsjärven rannalla sijainneen Kankaan paperitehtaan ympäristövelvoite. Kun tehdas lopetti toimintansa lopullisesti vuonna 2010, Vesi-Eko Oy jatkoi järven hapetusta kaupungin toimeksiantona. Järven tilaa pyrittiin vuosina 2004–2006 parantamaan myös ravintoketjukunnostuksella. Jyväskylän kaupunki teki Jyväskylän yliopiston tutkijoiden aloitteesta päätöksen hapetuksen pysäyttämistä vuonna 2012 hapetuksen lopettamisen vaikutusten tutkimiseksi. Ravintoketjukunnostuksen aiheuttamien, pohjaeläimiin kohdistuvien muutosten erottamiseksi hapetuksen mahdollisesti aiheuttamista muutoksista käytetään tässä työssä vertailujaksona vuosia 2007–2010 (ennen) ja 2011–2014 (jälkeen) molemmissa Jyväsjärven syvänteissä.

Jyväsjärven Ainolan syvännettä (12 m) tutkittiin pääsyvänteen (25 m) ohessa, vaikka järven pohjan muotojen vuoksi pääsyvänteen hapetuksen ei ole aiemmin havaittu vaikuttavan Ainolan syvänteen oloihin (Keränen 2002, Kangas 2005). Syvänteet reagoivat

eri tavoin myös vuosien 2004–2006 väliseen ravintoketjukurjennostukseen syvänpohjaeläinten osalta (Immonen 2011, Jyväsjärvi ym. 2013).

Tuomiojärvi on ravinnepitoisuuksien perusteella lievästi rehevöitynyt ja sen ekologinen tila on tällä hetkellä tyydyttävä (Anonyymi 2015b). Tuomiojärven vedenlaatua on seurattu tiiviisti vuodesta 1969 lähtien, sillä järvi on Jyväskylän kaupungin raakavesilähde (Bagge 2012). Järven pääsyvännettä (13 m) on hapetettu kesäaikaan erilaisilla laitteilla 1970-luvulta lähtien pyrkien ensisijaisesti hillitsemään mangaanin ja raudan vapautumista veteen ja siten parantamaan raakaveden laatua. Kesästä 2013 lähtien Tuomiojärven pääsyvännettä on hapetettu ympärivuotisesti (Kauppinen 2013).

Alvajärvi on pitkänomainen järvi Jyväskylän pohjoislaidalla ja muotonsa vuoksi järven vesi vaihtuu hitaasti. Järven vesi tulee Korttajärvestä ja laskee Pappilanjokea pitkin Palokkajärveen. Järven ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi (Anonyymi 2015b). Alvajärven alusvettä ei ole hapetettu.

### 3.2. Hapetinlaitteet

Jyväsjärvessä hapetuslaitteisto on tutkimusjakson aikana ollut toiminnassa eri kokoonpanoilla vaihtelevasti ja katkoksia laitteiden toiminnassa ovat aiheuttaneet muun muassa vaihteistoviat, kaapelien katkeaminen sekä sähköjärjestelmien viat. Lisäksi koko laitteisto on ollut noin kuukauden ajan pois päältä kokeilumielessä mm. kesällä 2003. Pääsyvänteen hapetus aloitettiin vuoden 1979 alussa yhden hapetinlaitteen voimin, ja kesällä 1993 syvänteeseen asennettiin toinen yksikkö (Kukkonen & Saarijärvi 2009). Kesästä 1998 alkaen syvännettä hapetti kolme Vesi-Eko Oy:n kehittämää hapetinta, joista yksi oli käytössä myös talvisin. Yhden hapetinlaitteen hapetusteho on  $780 \text{ kg O}_2 \text{ vrk}^{-1}$  kun päällysveden happipitoisuus on  $10 \text{ mg l}^{-1}$  (Kangas 2005). Vuonna 2006 hapetinlaite 1 poistettiin ja siitä lähtien syvännettä hapetti kaksi jäljelle jäänyttä laitetta. Vuoden 2011 alussa toinen jäljellä olevistakin laitteista (laite 2) nostettiin syvänteestä laitevian vuoksi pois. Hapetinlaite 3 oli v. 2011 laitevian vuoksi poissa käytöstä koko kevättalven sekä alku- ja keskikesän. Huhtikuussa 2012 hapetus lopetettiin kokonaan ja viimeinenkin laite nostettiin pois syvänteestä. Hapetusteho pääsyvänteessä oli vuonna 2011 yhden laitteen varassa ja jäi lopulta niin pieneksi, että tässä tutkimuksessa vuotta 2011 tarkastellaan hapetuksen jälkeisenä vuotena, vaikka teknisesti ottaen syvännettä tuolloin vielä hapetettiin.

Tuomiojärven pääsyvännettä on hapetettu lähinnä talviaikaan erilaisilla laitteilla 1970-luvulta lähtien ja hapetuksella on pyritty hillitsemään mangaanin ja raudan vapautumista veteen, sillä järvi toimii kaupungin raakavesilähteenä (Bagge 2012). Tuomiojärvellä hapetuksessa ei siis ole kyse niinkään kunnostustoimenpiteestä, vaan raakavesilähteen laadun varmistuksesta. Marraskuussa 2005 Tuomiojärven pääsyvänteeseen laskettiin Visiox-alusvesihapetin ja seuraavana vuonna noin 500 m päähän hapettimesta sijoitettiin Mixox-500 hapetinlaite, joista molemmat ovat olleet käytössä lähinnä talviaikaan. Heinäkuussa 2013 pääsyvänteessä sijaitseva Visiox-laite vaihdettiin Mixox MC 1000-laitteeseen, joka on hapettanut syvännettä ympärivuotisesti. Tuomiojärveä hapettavalla laitteella on sama toimintaperiaate kuin Jyväsjärveä hapettaneilla laitteilla (Bagge 2012, Kauppinen 2013).

Jyväsjärven ja Tuomiojärven hapetuksesta vastaava Vesi Eko Oy raportoi hapetuksista ja laitteiston toimivuudesta vuosittain. Hapetusraportteja on tutkimuksessa

tarkasteltu Jyväsjärven osalta vuosien 2000–2012 ja Tuomiojärven osalta vuosien 2011–2014 väliseltä ajalta.

### 3.3. Aineiston keruu

Tämä tutkimus perustuu yhteensä 336 syvännepohjaeläinnäytteeseen (yhteensä 24 675 yksilöä), jotka kerättiin Jyväsjärven, Alvajärven ja Tuomiojärven syvänteistä jaksolla 2000–2014. Pohjaeläinnäytteet otettiin syys–lokakuussa pohjaeläinstandardin mukaisesti (SFS 5076) Ekman-noutimella ( $A = 256 \text{ cm}^2$ ). Jokainen näyte seulottiin heti noston jälkeen 0,5 mm:n seulalla, säilöttiin erillisenä etanoliin (noin 70 %). Rinnakkaisnäytteitä otettiin Jyväsjärven pääsyvänteestä (24 m) ja Ainolan syvänteestä (12 m) viisi sekä Alvajärven (13 m) ja Tuomiojärven (10,5 m) syvänteistä seitsemän.

Laboratoriossa näytteistä poimittiin pohjaeläimet ja märkäbiomassat mitattiin standardin (SFS 5076) mukaisesti. Biomassojen punnituksen jälkeen pohjaeläimet tunnistettiin alimmalle mahdolliselle taksonomiselle tasolle. Tunnistamisen helpottamiseksi surviaissääsken toukkien pääkapseleista sekä harvasukasmadoista tehtiin mikroskooppipreparaatit kiinnittämällä ne polyvinyylilaktofenoliin tai Euparaliin®. Vuosien 2010, 2011, 2012 ja 2014 pohjaeläinnäytteet käsiteltiin erikseen tätä tutkimusta varten, ja aiempina vuosina biomassa- ja lajinmäärityksen ovat hoitaneet Jyväskylän yliopiston tutkijat (Jyväsjärvi ym. 2014).

Kaikista järvisyvänteistä kerättiin koko tutkimusjakson ajalta avoveden aikaiset alusveden lämpötila- ja happitiedot. Tutkimuksessa tarkastellaan loppukesän mittaustuloksia, joihin syyskierron käynnistyminen ei ole ehtinyt vielä vaikuttaa. Jyväsjärven ja Tuomiojärven syvänteiden alusveden happi- ja lämpötilatiedot perustuvat elokuun mittaustuloksiin, mutta näiden puuttuessa Alvajärven vuoden 2000 ja 2012 tulokset ovat heinäkuun lopulta ja v. 2013 ja 2014 tulokset syyskuun alusta. Jyväsjärven pääsyvänteessä mittaustulokset on otettu 23 metristä, Ainolan sekä Alvajärven syvänteissä 12 metristä ja Tuomiojärven syvänteessä 9 metristä. Tiedot Alvajärven alusveden happipitoisuuksista puuttuvat v. 2009 ja 2011 ja fosforipitoisuuksien osalta v. 2009–2011 ja v. 2013–2014. Ainolan syvänteestä uupuvat happi- ja lämpötilatiedot v. 2000, 2009, 2011 ja 2013 sekä fosforipitoisuudet v. 2000 ja v. 2008–2014. Alvajärven puuttuvat arvot korvattiin aineistosta lasketuilla keskiarvoilla ja Ainolan syvänteeseen puuttuvat arvot estimoitiin regressiomalleilla Jyväsjärven pääsyvänteeseen arvojen perusteella.

### 3.4. Numeeriset analyysit

Syvännepohjaeläimistön lajikohtaisten yksilötiheyksien ja ryhmäkohtaisten biomassojen yhteyttä alusveden lämpötilaan sekä happi- ja fosforipitoisuuteen tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatioanalyysillä. Korrelaatioanalyysit tehtiin aineistolla, jossa puuttuvien vuosien happipitoisuus-, lämpötila- tai fosforipitoisuusaineistoa täydennettiin edellä kuvatusti joko regressiomallin avulla tai keskiarvoistamalla. Pohjaeläinyhteisön syvänekohtaista monimuotoisuutta mitattiin Shannonin diversiteetti-indeksillä (H) ja kunkin syvänteeseen pohjaeläimistön tila kunakin tutkimusvuotena arvioitiin. Ympäristöhallinnon käytössä olevan järjestelmän mukaisesti (Anonyymi 2013b). Tilaa arvioitiin pohjanlaatuindeksin (Profundal Invertebrate Community Metric, PICM) avulla (Jyväsjärvi ym. 2014). PICM- indeksi on aiemmin paljon käytetyn Wiederholmin (1980) pohjanlaatuindeksin (BQI) laajennus ja se perustuu 46 syvännepohjaeläintaksonin suhteellisiin runsauksiin. PICM lasketaan seuraavalla kaavalla:

$$PICM = \frac{\sum_{i=0}^{46} \text{lajin indikaattoripistearvo} \times \sum \log_{10} (\text{lajin yksilötiheys [yks. m}^{-2}\text{]})}{\sum \log_{10} (\text{lajin yksilötiheys [yks. m}^{-2}\text{]})}$$

PICM:in vertailuarvojen laskennassa käytetään vertailujärviaineistoon perustuvaa regressiomallia, joka huomioi järven keskisyvyyden lisäksi näytteenottosyvyyden ja veden värin. Näin indeksille lasketuissa vertailuarvoissa tulee huomioitua järven morfometriaan ja veden humuspitoisuuteen liittyvä luontainen vaihtelu (kuten pienten tummavetisten järvien luonnollinen voimakas kerrostuminen ja siitä johtuva alusveden niukkahappisuus).

$$PICM_{\text{vertailuarvo}} = 0,935 + 0,099 \times \text{keskisyvyys} + 0,292 \times \sqrt{\text{näytesyvyys}} - 0,576 \times \log_{10}(\text{väriarvo})$$

Arvot muunnettiin ekologisiksi laatusuhteiksi (ELS = havaittu arvo/vertailuarvo). PICM:in tilaluokituksen luokkarajat asetetaan siten, että on erinomaisen tilan alaraja eli hyvän tilaluokan yläraja asetetaan vertailupaikkojen ELS-jakauman alakvartaaliin (25. prosenttipiste) ja huonon luokan alaraja nolnaan. Muut luokkarajat on asetettu tasavälisesti tälle välille (Aroviita ym. 2012).

Toisena muuttujana käytetty Percent Model Affinity (PMA) kuvaa yhteisökoostumuksen samankaltaisuutta vertailuyhteisöön nähden (Novak & Bode 1992). Tutkimusjärivistä havaittujen syvännepohjaeläinlajien suhteellisia osuuksia verrataan pohjaeläinlajien keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin saman järvityypin vertailuaineistossa. Indeksi kuvaa luokiteltavan järven ja vertailujärvijoukon taksonikoostumuksen ja runsaussuhteiden samankaltaisuuden astetta ja huomioi myös lajit, joita ei esiinny vertailuaineistossa. PMA laskettiin seuraavalla kaavalla:

$$PMA = 100 - 0,5 \sum_i |a_i - b_i|$$

jossa

$a_i$  = taksonin  $i$  suhteellinen osuus vertailuyhteisössä

$b_i$  = taksonin  $i$  osuus arvioitavan kohteen näytteessä.

Ekologinen laatusuhde (ELS) taas saadaan syvänteestä havaitun arvon ja kyseisen järvityypin PMA-vertailuarvon suhteesta. Muuttujakohtainen luokitus perustuu tyyppikohtaiseen vertailuarvojen jakaumaan samoin raja-arvoin kuin PICM-luokituksessa.

Pohjaelämistön tilan kokonaisluokitusta varten kahden lasketun muuttujan ELS - arvot yhteismitallistettiin (Aroviita ym. 2012), jolloin niistä lasketun keskiarvon perusteella tila määräytyy huonoksi (< 0,2), välttäväksi (0,2 - 0,4), tyydyttäväksi (0,4 - 0,6), hyväksi (0,6 - 0,8) tai erinomaiseksi ( $\geq$  0,8).

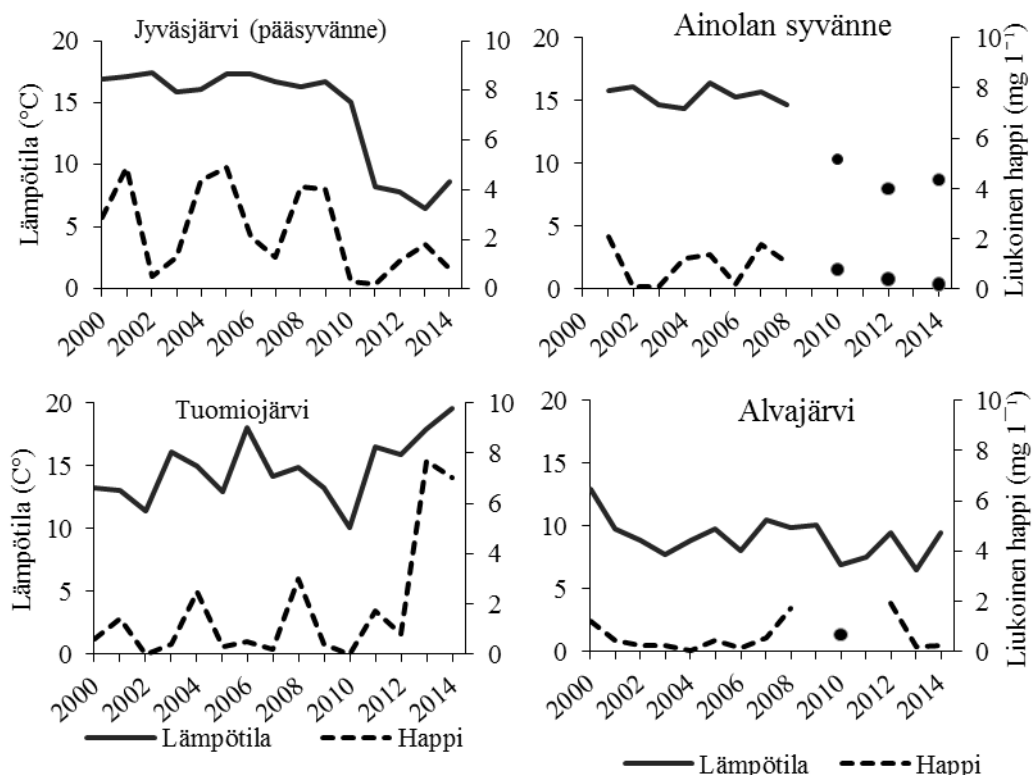
Pohjaeläinyhteisöjen syvännekohtaista syvänteiden ja vuosien välistä vaihtelua tarkasteltiin myös NMS-ordinaatioanalyysillä käyttäen PC-ORD 5 - ohjelmaa ja muuntamatonta tiheysaineistoa ja etäisyysmittana oli runsausaineistoon perustuva Bray-Curtis -etäisyysmitta. Ordinaatioavaruudessa lähellä olevat pisteet eli yhteisöt (tässä

kunkin syvänteen kunkin tutkimusvuoden yhteisö) muistuttavat yhteisörakenteeltaan koostumukseltaan enemmän toisiaan kuin kauempana olevat yhteisöt ja vektorinuolet taas kuvaavat pohjaeläinyhteisövaihtelun ja ympäristömuuttujien (tässä happi, lämpötila ja fosfori) välistä korrelaatiota. Lisäksi aineistolle tehtiin MRPP-testi (Multi-Response Permutation Procedures), jossa tutkittiin poikkeako yhteisökoostumus tilastollisesti merkitsevästi ennen-jälkeen tilanteissa. Ordinaatio- ja MRPP -analyysit tehtiin PC-ORD 5 – ohjelmalla (McCune ym. 2002). Monimuuttuja-analyysit tehtiin aineistolla, jossa puuttuvien vuosien happipitoisuus-, lämpötila- tai fosforipitoisuusaineistoa täydennettiin edellä kuvatusti joko regressiomallin avulla tai keskiarvoistamalla.

## 4. TULOKSET

### 4.1. Happi- ja lämpötilaolot sekä fosforipitoisuus

Liuenneen hapen pitoisuus Jyväsjärven pääsyvänteessä kerrostuneisuuskauden lopussa on vaihdellut tutkimusjakson aikana välillä 0,2 – 4,9 mg l<sup>-1</sup> (Kuva 3). Hapetettulla jaksolla (2000–2010) liuenntua happea oli keskimäärin 2,8 mg l<sup>-1</sup> ja hapettamattomalla jaksolla (2011–2014) 1 mg l<sup>-1</sup>.



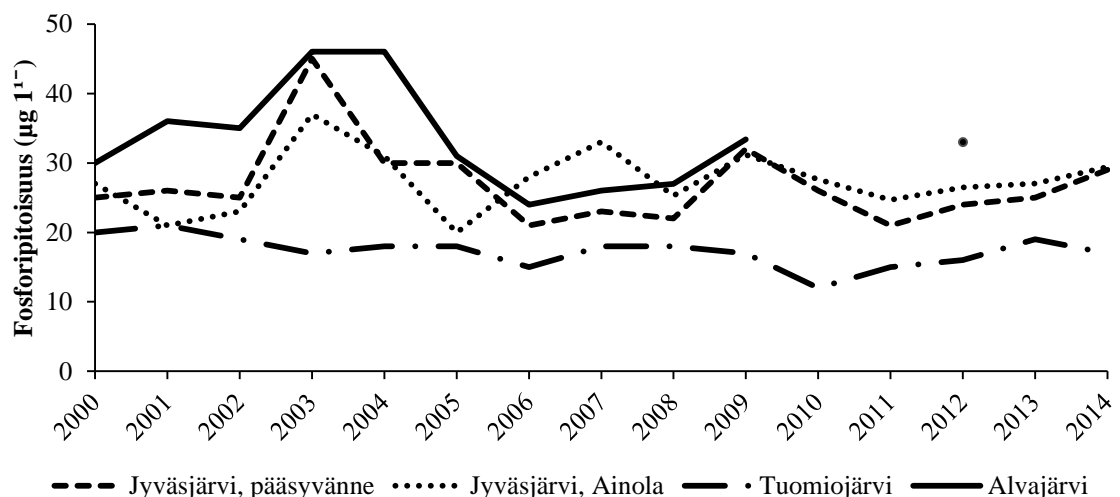
Kuva 3. Elokuun happi- ja lämpötilaolot Jyväsjärven pääsyvänteen, Ainolan syvänteen, Tuomiojärven ja Alvajärven syvänteissä jaksolla 2000–2014. Katkoviiva kuvaa liukoisen hapen pitoisuutta ja yhtenäinen viiva lämpötilaa alusvedessä.



Jyväsjärven pääsyvänteen alusveden lämpötila elokuussa oli hapetetulla jaksolla keskimäärin 16,6 °C ja hapettamattomalla jaksolla 7,8 °C (Kuva 3). Lämpötilan muutos ajoittuu kesien 2010 ja 2011 väliselle ajalle, jolloin kesien välinen lämpötilaero oli 6,9 °C. Ainolan syvänteessä happipitoisuus oli hapetetulla jaksolla keskimäärin 1 mg l<sup>-1</sup> ja hapettamattomalla jaksolla 0,4 mg l<sup>-1</sup>. Lämpötila alusvedessä oli hapetetulla jaksolla keskimäärin 14,9 °C ja hapettamattomalla jaksolla 7,8 °C. Alusvesi viileni siis keskimäärin 7,1 astetta hapetuksen loputtua.

Tuomiojärven alusveden happipitoisuus elokuussa oli koko tutkimusjaksolla keskimäärin 1,8 mg l<sup>-1</sup> (Kuva 3). Hapettamattomalla jaksolla (2000–2012) pitoisuus oli keskimäärin 0,9 mg l<sup>-1</sup>, ja hapetetulla jaksolla (2013–2014) 7,4 mg l<sup>-1</sup>. Alusveden lämpötila vaihteli koko tutkimusjaksolla 10,1 °C ja 19,6 °C välillä. Jaksolla 2000–2012 lämpötila oli keskimäärin 14,2 °C kun taas jaksolla 2013–2014 se oli kohonnut keskimäärin 18,8 asteeseen. Alvajärven alusveden happipitoisuus elokuussa oli koko tutkimusjaksolla keskimäärin 0,6 mg l<sup>-1</sup>. Alusveden lämpötila vaihteli 6,5 °C ja 12,9 °C välillä ja oli koko tutkimusjaksolla keskimäärin 9,1 °C (Kuva 3).

Fosforipitoisuudet Jyväsjärven pääsyvänteellä ja Ainolan syvänteellä olivat jaksolla 2000–2014 molemmissa keskimäärin 27 µg l<sup>-1</sup> (Kuva 4). Tuomiojärven pitoisuus vaihteli tutkimusjakson aikana hyvin vähän, kun taas Alvajärven vaihtelu oli hieman suurempaa.



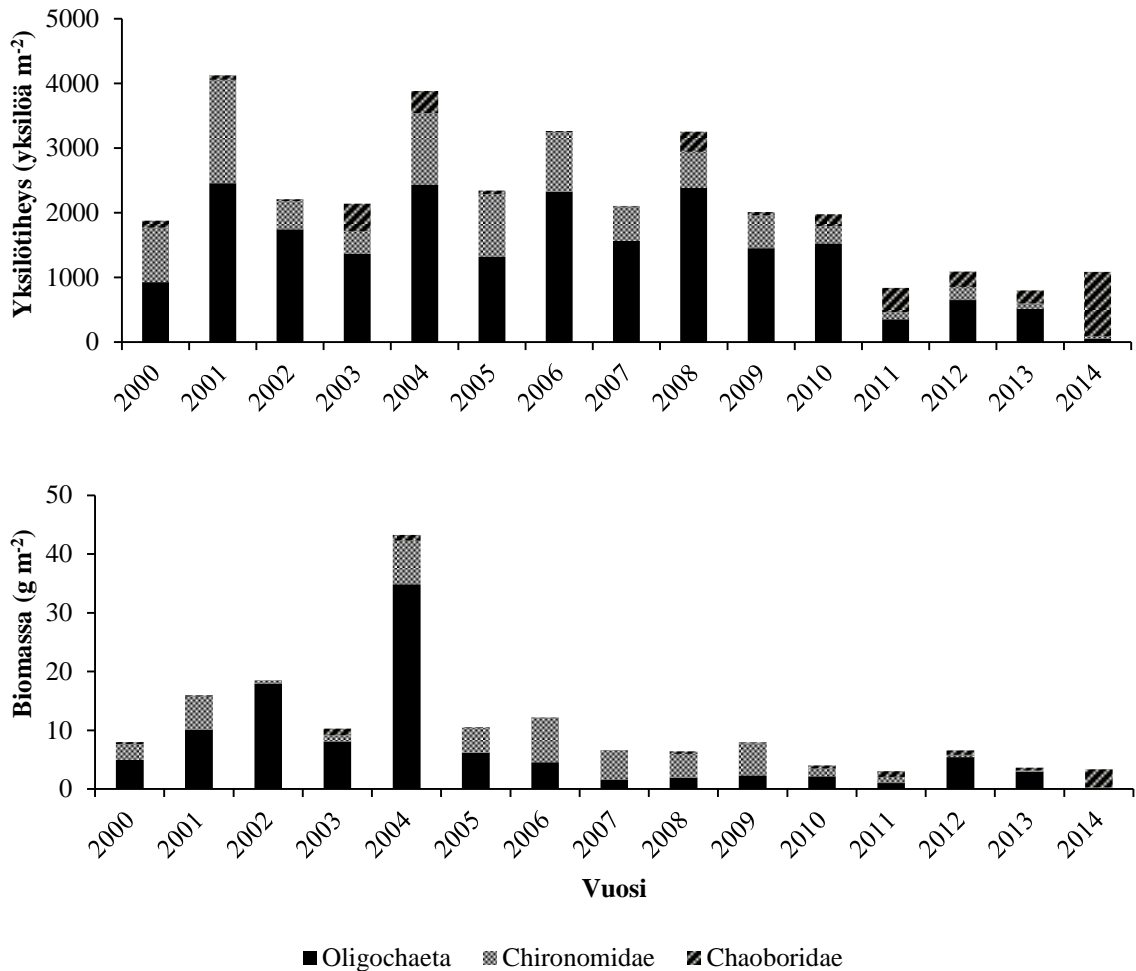
Kuva 4. Päälyllyksen (0–2 m) fosforipitoisuus elokuussa Jyväsjärven, Tuomiojärven ja Alvajärven jaksolla 2000–2014. (Alvajärven fosforipitoisuushavainnot puuttuvat vuosilta 2009–2011 ja 2013–2014).

## 4.2. Syvänpohjaeläimistö

### 4.2.1. Yksilötiheys ja biomassa

Jyväsjärven pääsyvänteen pohjaeläimistöä hallitsivat harvasukasmadot (Oligochaeta) ja surviaissääskien toukat (Chironomidae) sekä tutkimusjakson viimeisinä vuosina myös sulkasääski (Chaoboridae, *Chaoborus flavicans*) (Kuva 5). Hapetetulla jaksolla (2007–2010) harvasukasmadot muodostivat kokonaistiheyksistä 71 % ja surviaissääsket 19 % ja hapettamattomalla jaksolla (2011–2014) enää 39 % ja 10 %. Sulkasääski muodosti ennen

hapetuksen lopettamista 6 % kokonaistiheyksistä ja hapetuksen lopettamisen jälkeen keskimäärin 45 %.

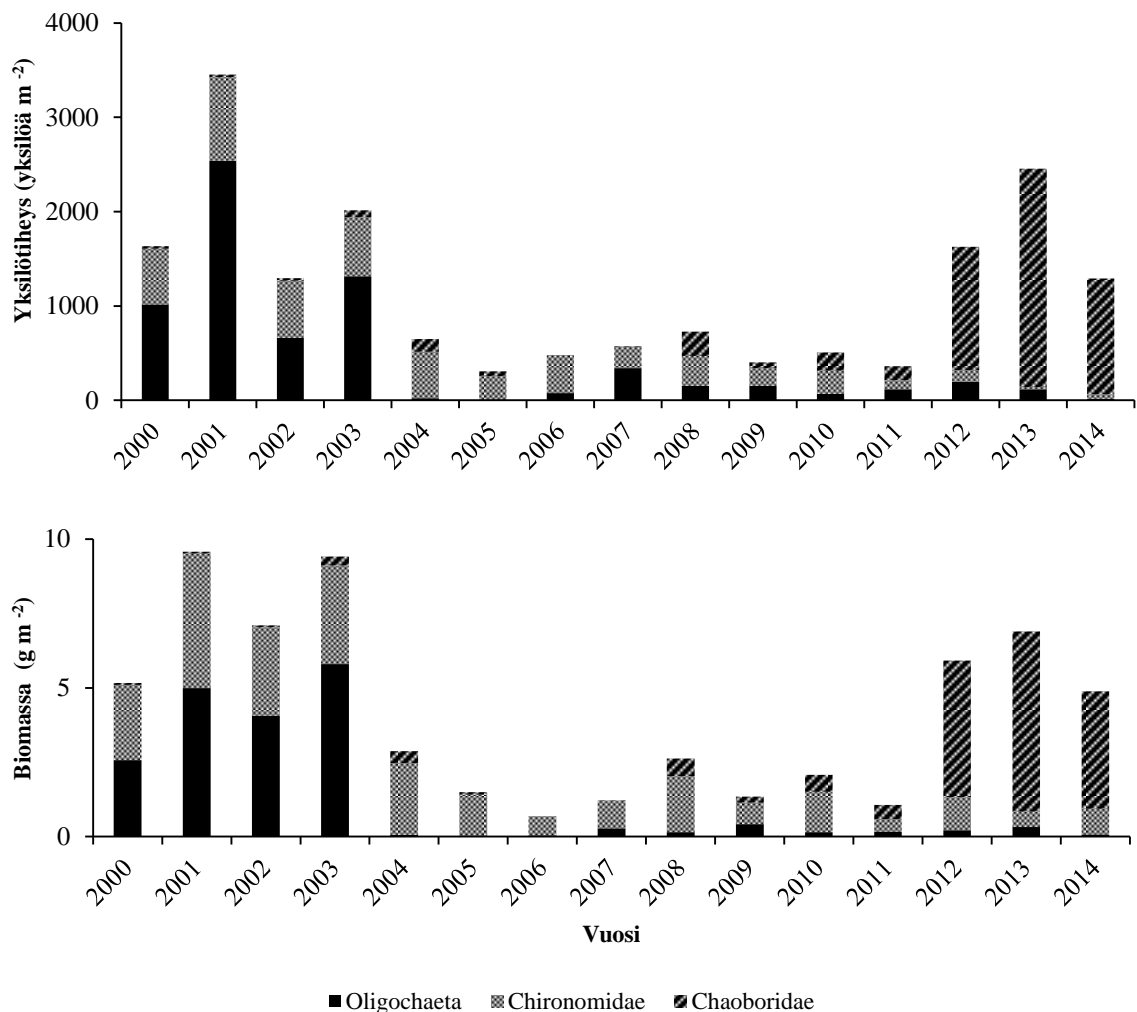


Kuva 5. Ryhmäkohtaiset syvänpohjaeläintiheydet ja biomassa Jyväsjärven pääsyvänteessä jaksolla 2000–2014.

Jyväsjärven pääsyvänteessä pohjaeläinten kokonaisyksilötiheys ja -biomassa korreloivat positiivisesti alusveden lämpötilan ja happipitoisuuden kanssa (Liite 1 ja 2). Surviaissäskien yksilötiheys korreloi positiivisesti hapen (Spearmanin korrelaatiokerroin,  $r_s = 0,67$ ,  $p < = 0,01$ ) ja lämpötilan ( $r_s = 0,61$ ,  $p < = 0,05$ ) kanssa, harvasukasmatojen tiheys ainoastaan lämpötilan ( $r_s = 0,57$ ,  $p < = 0,05$ ) kanssa ja sulkasääskien tiheys ( $r_s = 0,72$ ,  $P < = 0,01$ ) sekä biomassa negatiivisesti lämpötilan kanssa ( $r_s = -0,78$ ,  $p < = 0,01$ ).

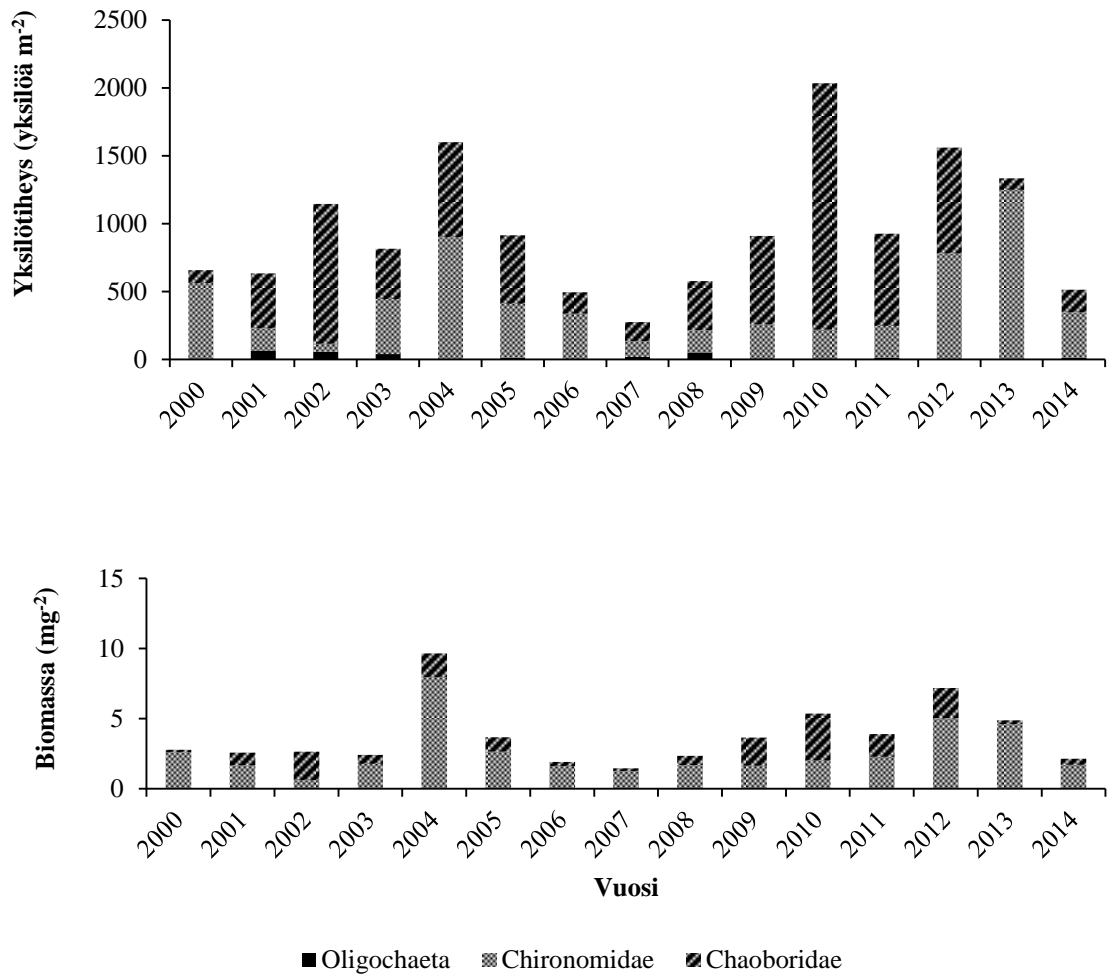
Ennen hapetuksen lopettamista Ainolan syvänteeseen pohjaeläimistöä hallitsivat pääsyvänteen tavoin harvasukasmadot (32 %), surviaissäsket (39 %) ja sulkasääski (23 %) (Kuva 6). Hapetuksen loputtua sulkasääskipopulaatio kuitenkin runsastui ja muodosti keskimäärin 87 % pohjaeläinyhteisötiheydestä Surviaissäskien yksilötiheys ja biomassa

korreloivat positiivisesti ( $r_s = 0,52$ ,  $p < 0,05$ ) ja sulkasääskien negatiivisesti ( $r_s = -0,86$ ,  $p = 0,02$ ) alusveden lämpötilan kanssa. Ryhmäkohtaisten yksilötiheyksien tai biomassojen välillä ei havaittu korrelaatioita hapen tai fosforin suhteen (Liite 1 ja 2).



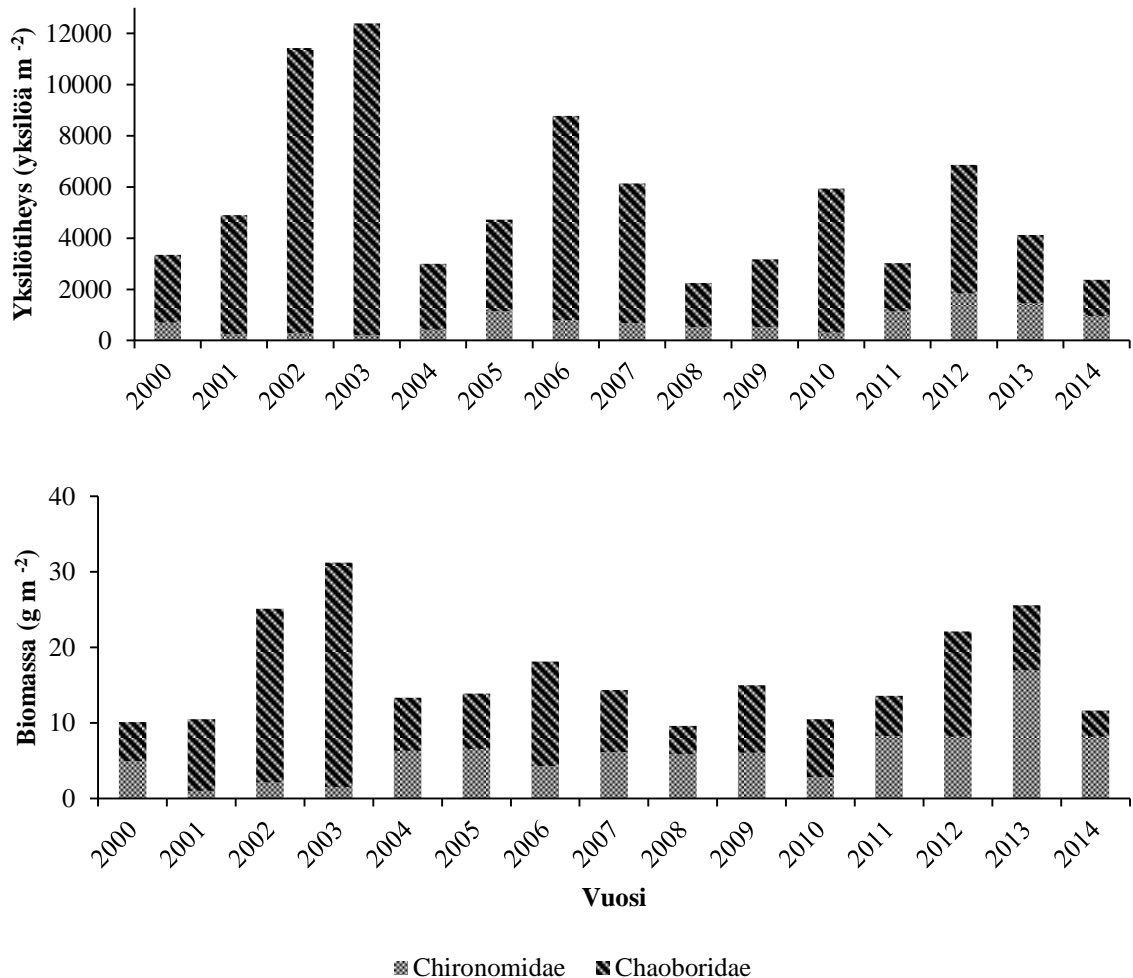
Kuva 6. Syvännepohjaeläinten ryhmäkohtaiset a) tiheydet ja b) biomassat Jyväsjärven Ainolan syvänteessä jaksolla 2000–2014.

Tuomiojärven pohjaeläimistöä valtaosan muodostivat lähinnä sulkasääski ja surviaissääsket (Kuva 7). Harvasukasmatoja syvänteestä tavattiin vain satunnaisesti. Järven sulkasääski- tai surviaissääskitiheydessä ja -biomassassa oli suuria vuosien välisiä eroja. Sulkasääskien runsaus oli hapetusvuosina edeltäviin vuosiin verrattuna hyvin pieni. Harvasukasmatojen kokonaistiheys korreloi positiivisesti fosforin kanssa ( $r_s = 0,59$ ,  $p < 0,05$ ), mutta muiden ryhmien tai lajien runsausmitat eivät korreloineet tarkasteltavien ympäristömuuttujien kanssa (Liite 1).



Kuva 7. Ryhmäkohtaiset syvännepohjaeläintiheydet ja biomassa Tuomiojärvellä jaksolla 2000–2014.

Alvajärven pohjaeläimistöä hallitsi sulkasääski, jonka tiheys oli muihin tutkimusjärviin verrattuna huomattavan suuri (Kuva 8). Syvänteessä viihtyivät myös surviaissääsket, mutta harvasukasmatoja ei juuri havaittu. Vuosien välinen yksilötiheys- ja biomassavaihtelu oli suurta, mutta siinä ei ollut havaittavissa pitkän aikavälin kehityssuuntia. Ryhmäkohtaiset yksilötiheydet ja biomassa tai lajikohtaiset tiheydet eivät korreloineet tarkasteltavien ympäristömuuttujien kanssa (Liite 1. ja 2.).



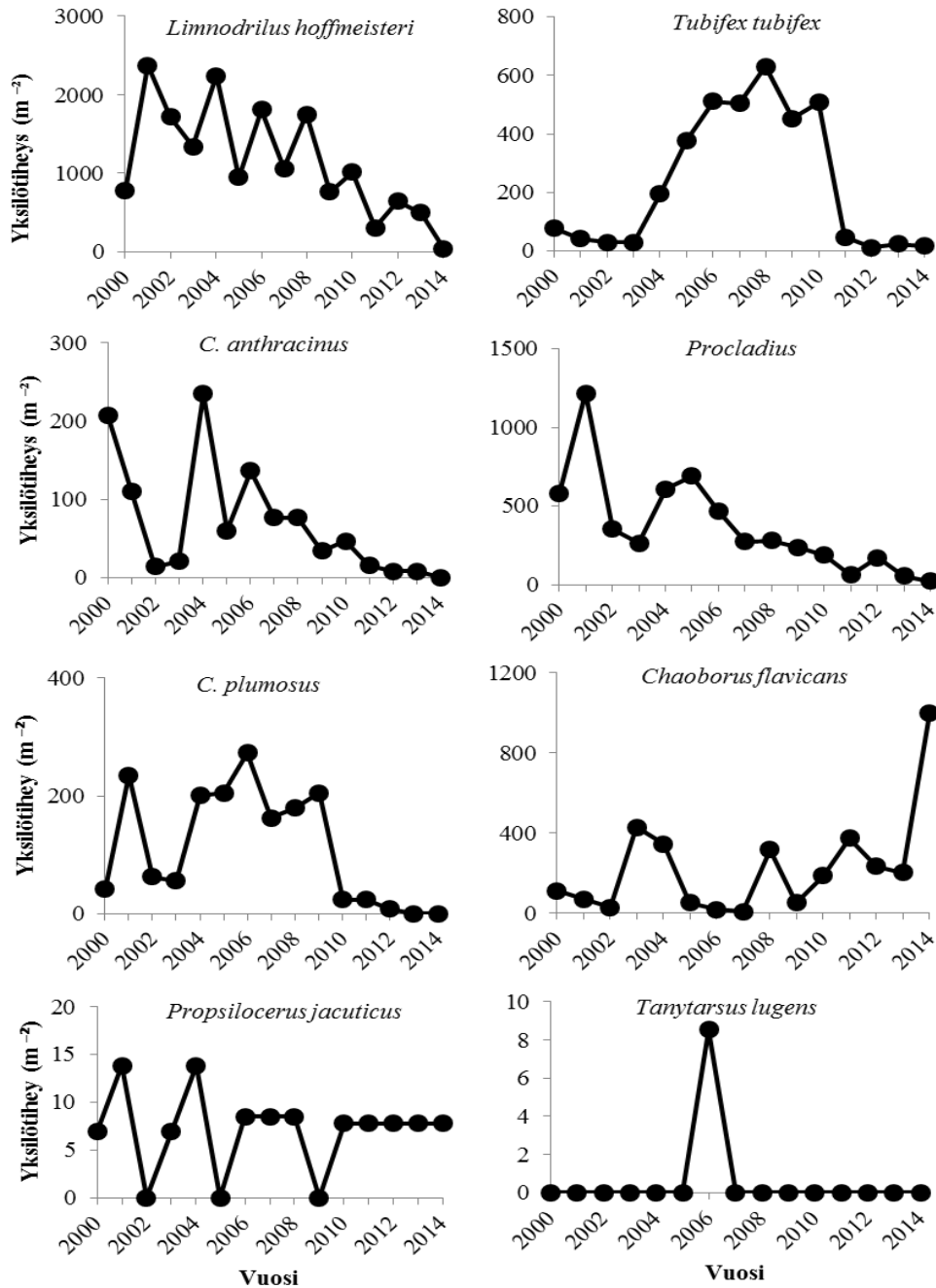
Kuva 8. Ryhmäkohtaiset syvännepohjaeläintiheydet ja biomassa Alvajärvellä jaksolla 2000–2014.

#### 4.2.2. Lajisto

Lajistollisesti tutkimussyvänteet ovat keskenään samantyyppisiä (Liite 3). Syvänteistä havaittiin yhteensä 25 eri pohjaeläintaksonia, joista osa vain yhtenä vuonna tai yhdestä syvänteestä.

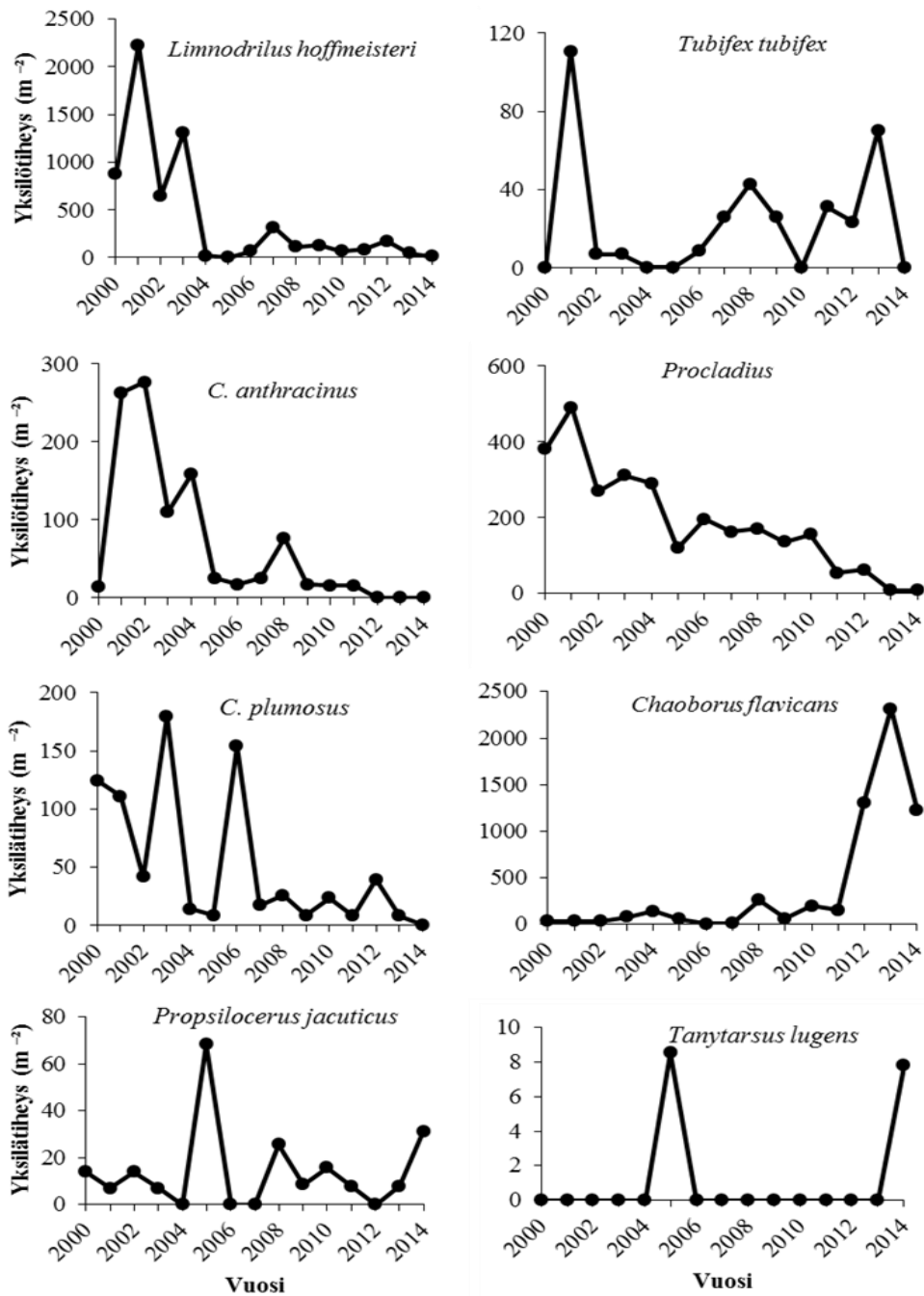
Jyväsjärven pääsyvänteestä havaittiin yhteensä 20 pohjaeläintaksonia, joista yhdeksän lähes joka vuosi, viisi harvoin sekä kuusi vain yhtenä vuotena koko tutkimusjakson aikana (Liite 3). Runsaimpina esiintyivät *Limnodrilus hoffmeisteri* -harvasukasmato, *Procladius* spp. -surviaissääski, *Tubifex tubifex* -harvasukasmato ja *Chaoborus flavicans* -sulkasääski (Kuva 9). Vuonna 2014 sulkasääsken (*C. flavicans*) tiheys kasvoi vuosien 2000–2013 keskiarvoon (229 yksilöä m<sup>-2</sup>) nähden yli nelinkertaiseksi (1000 yksilöä m<sup>-2</sup>).

Kolmen yleisimmän surviaissääskilajin (*Chironomus plumosus*, *C. anthracinus* ja *Procladius*) sekä *L. hoffmeisteri* -harvasukasmadon yksilötiheydet pienenivät kohti tutkimusjakson loppua (Kuva 9). Jälkimmäisen lajin tiheys korreloi positiivisesti lämpötilan kanssa ( $r_s = 0,61$ ,  $p = 0,02$ ) ja mainittujen surviaissääsken tiheys korreloi positiivisesti lämpötilan ( $r_s = 0,6 - 0,8$ ) ja happipitoisuuden ( $r_s = 0,5 - 0,7$ ) kanssa (Liite 1).



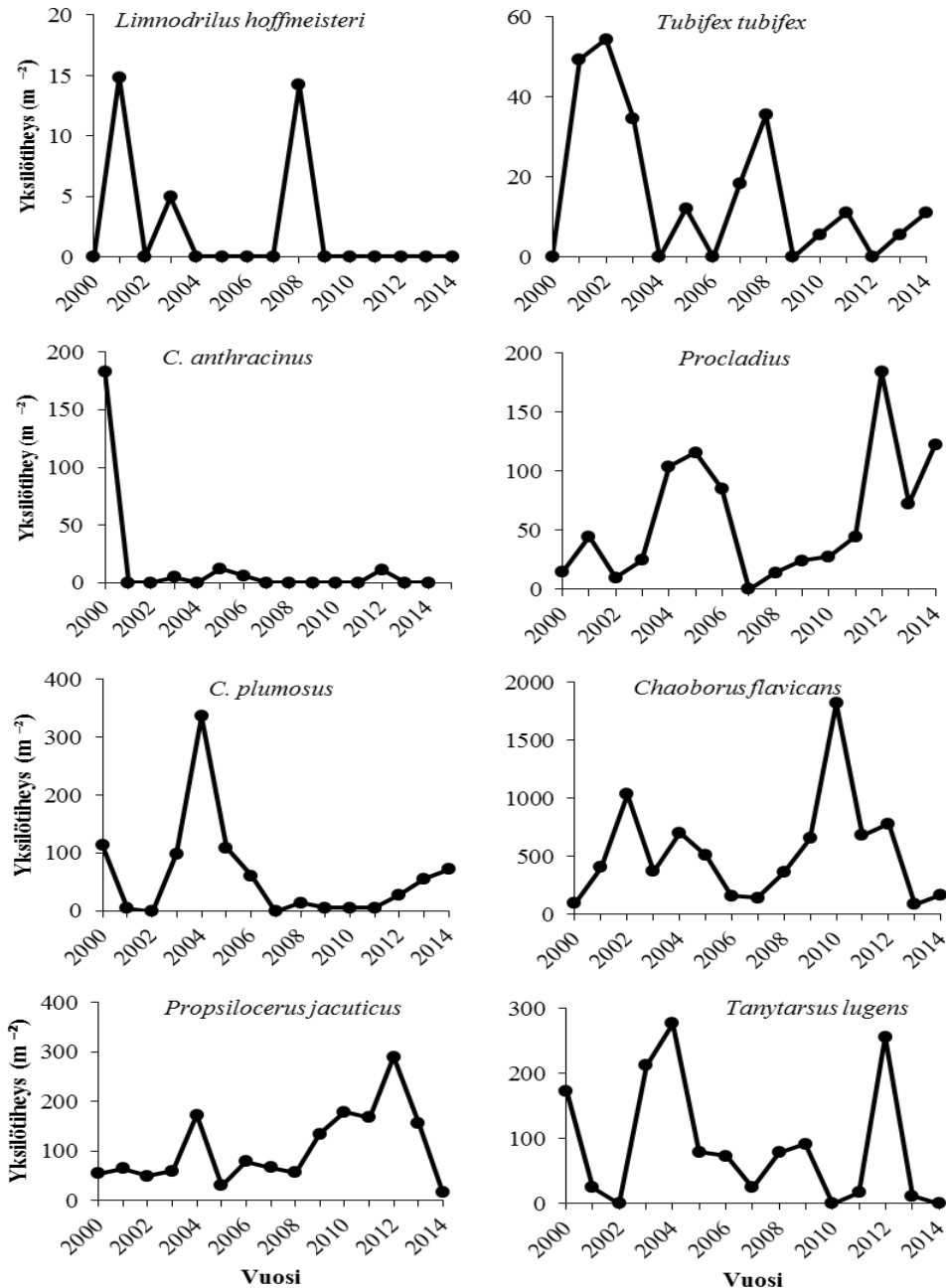
Kuva 9. Yleisimpien syvännepohjaeläintaksonien yksilötiheydet Jyväskylän pääsyvänteessä jaksolla 2000–2014.

Jyväskylän Ainolan syvänteessä runsaimpina esiintyvät *L. hoffmeisteri*, *Procladius*, *Tubifex tubifex* ja sulkasääski (*C. flavicans*). Taksonien tiheyksissä oli samansuuntaisia muutoksia kuin pääsyvänteessä ja sulkasääsken määrä lisääntyi huomattavasti tutkimusjakson viimeisinä vuosina (Kuva 10). *C. flavicans*, *C. anthracinus* ja *Procladius* yksilötiheydet korreloivat positiivisesti lämpötilan kanssa (Liite 1).



Kuva 10. Yleisimpien syvännepohjaeläinlajien yksilötiheydet Jyväsjärven Ainolan syvänteessä jaksolla 2000–2014.

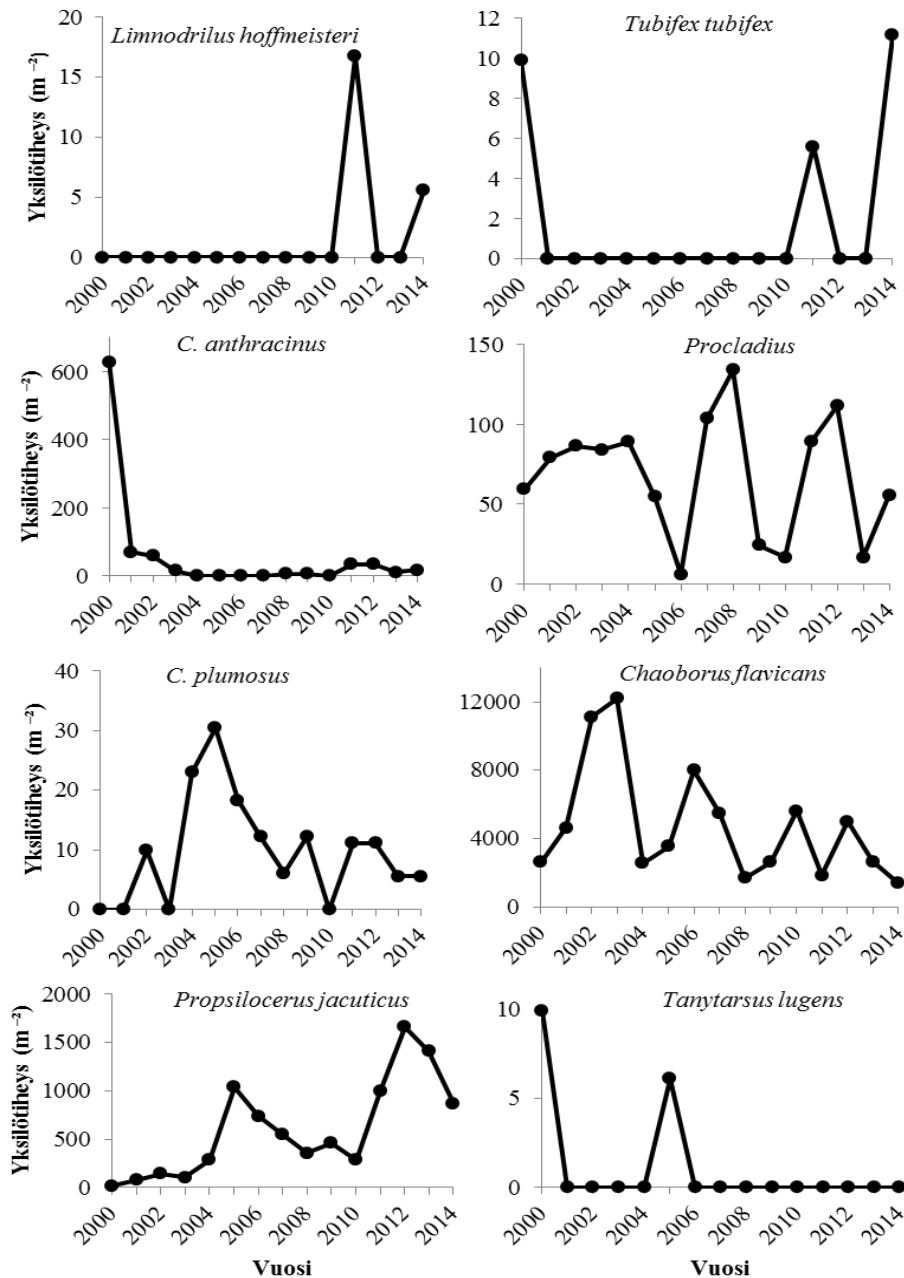
Tuomiojärven runsaimpina esiintyivät sulkasääski (*C. flavicans*), *Propsilocerus jacuticus*, *Tanytarsus lugens*-t., *Procladius* ja *C. plumosus*. Harvasukasmatoitiheydet olivat pieniä (Kuva 11) ja yksilötiheyksien vuosien välinen vaihtelu oli muihin tutkimussyvänteisiin verrattuna Tuomiojärven suurta.



Kuva 11. Yleisimpien syvänpohjaeläinlajien yksilötiheydet Tuomiojärvellä jaksolla 2000–2014.

Muista tutkimusjärvistä poiketen Alvajärvestä tavattiin hyvin harvoin harvasukasmatoja (Liite 3) ja järven sulkasääskitiheydet olivat muihin järviin verrattuna erittäin suuria (Kuva 12). Sulkasääsken lisäksi runsaimpina Alvajärvellä esiintyvät, *P. jacuticus*, *Procladius* ja *C. anthracinus* -surviaissääsket. Tutkimusjakson aikana *P. jacuticus* runsastui ja sulkasääsken yksilötiheys pieneni. Pohjaeläinlajien ja ympäristömuuttujien välillä ei havaittu korrelaatioita (Liite 1).





Kuva 12. Yleisimpien syvännepohjaeläinlajien yksilötiheydet Alvajärvellä jaksolla 2000–2014.

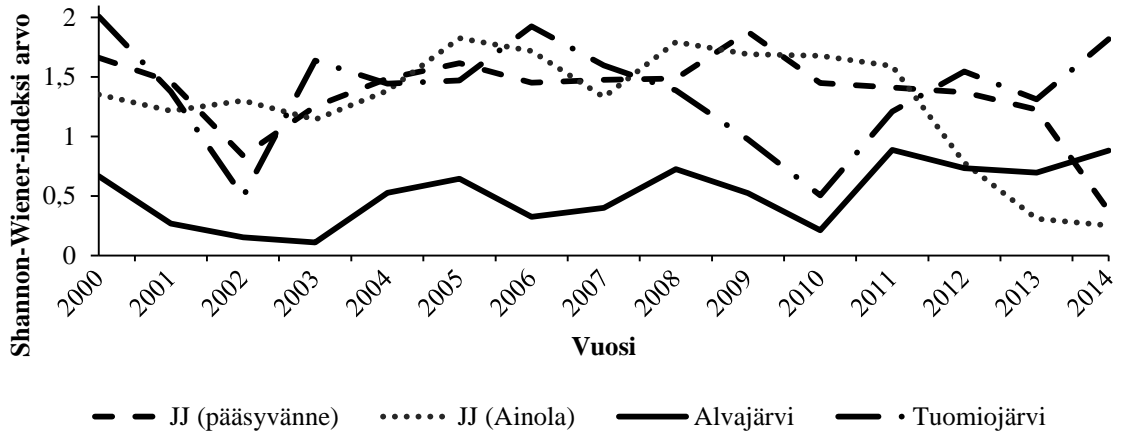
#### 4.2.3. Lajirunsaus

Tutkimussyvänteistä havaituista yhteensä 25 pohjaeläintaksonista Tuomiojärven syvänteestä havaittiin 22, Alvajärven syvänteestä 19, Jyväsjärven pääsyvänteestä 20, ja Ainolan syvänteestä 18 (Liite 3). Keskimääräinen vuotuinen taksoniluku oli suurin Jyväsjärven pääsyvänteessä (10), toiseksi suurin Tuomiojärvessä (9), kolmanneksi suurin Ainolassa (8) ja pienin Alvajärvessä (6).

Jyväsjärven pääsyvänteessä Shannonin diversiteetti-indeksin vuosien välinen vaihtelu oli koko tutkimusjakson ajan suurta (Kuva 13). Huomattavaa on, että vuonna 2014

indeksi-arvo pieni reilusta yhdestä 0,37:ään. Ainolan syvänteessä indeksi-arvo laski selkeästi vuonna 2012 ja pysytteli pienenä vuoteen tutkimusjakson loppuun saakka.

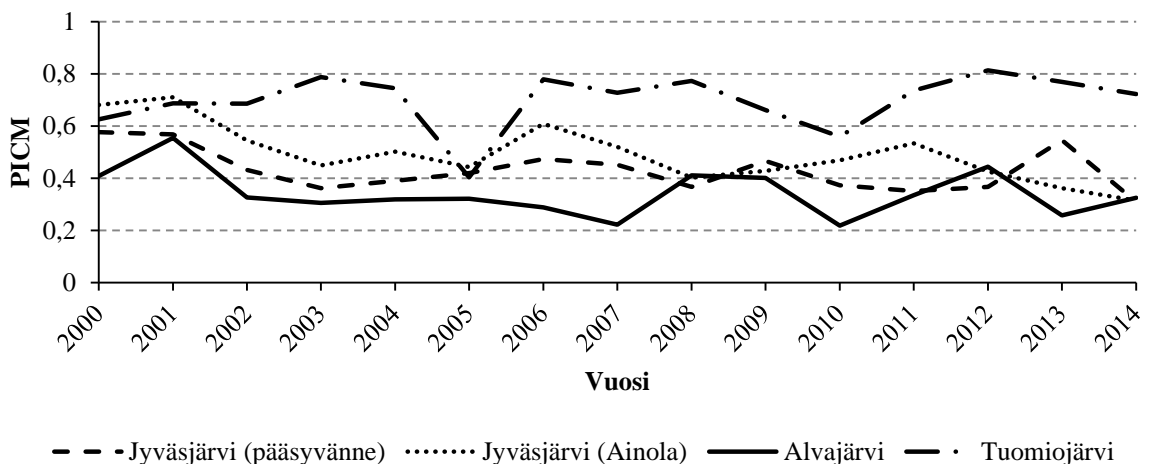
Indeksin perusteella Tuomiojärvi oli syväntepohjaeläimistön osalta kaikista tutkimusjärivistä monimuotoisin. Pienintä monimuotoisuutta oli Alvajärvessä, jossa havaittiin myös vähiten vuosien välistä vaihtelua, kun taas Ainolan syvänteessä vaihtelu oli suurinta (Kuva 13).



Kuva 13. Shannonin- indeksi Jyväsjärvellä, Tuomiojärvellä ja Alvajärvellä jaksolla 2000–2014.

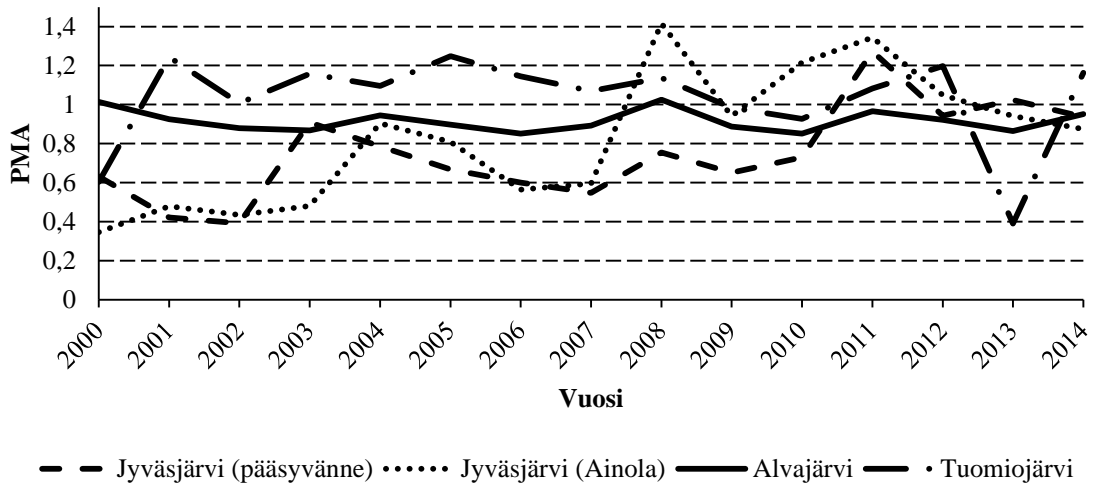
#### 4.2.4. Yhteisökoostumus ja pohjaeläimistön tila

PICM-indeksi-arvo osoitti Jyväsjärven pääsyvänteellä pohjaeläimistön tyydyttävää tai välttävää tilaa koko tutkimusjakson ajan, eikä arvoissa ollut eroa hapetetun ja hapettamattoman jakson välillä (Kuva 14). Ainolan syvänteessä indeksi-arvo laski tasaisesti vuodesta 2011 vuoteen 2014, mutta hapettamattoman ja hapetetun jakson välillä ei havaittu eroa. Tuomiojärven indeksi-arvot osoittivat hyvää tilaa miltei kaikkina tutkimusvuosina eikä arvoissa ollut havaittavissa eroa ennen hapetusta ja sen aloittamisen jälkeen. Alvajärven PICM-arvot osoittivat pienin vaihteluin välttävää tilaa miltei kaikkina vuosina.



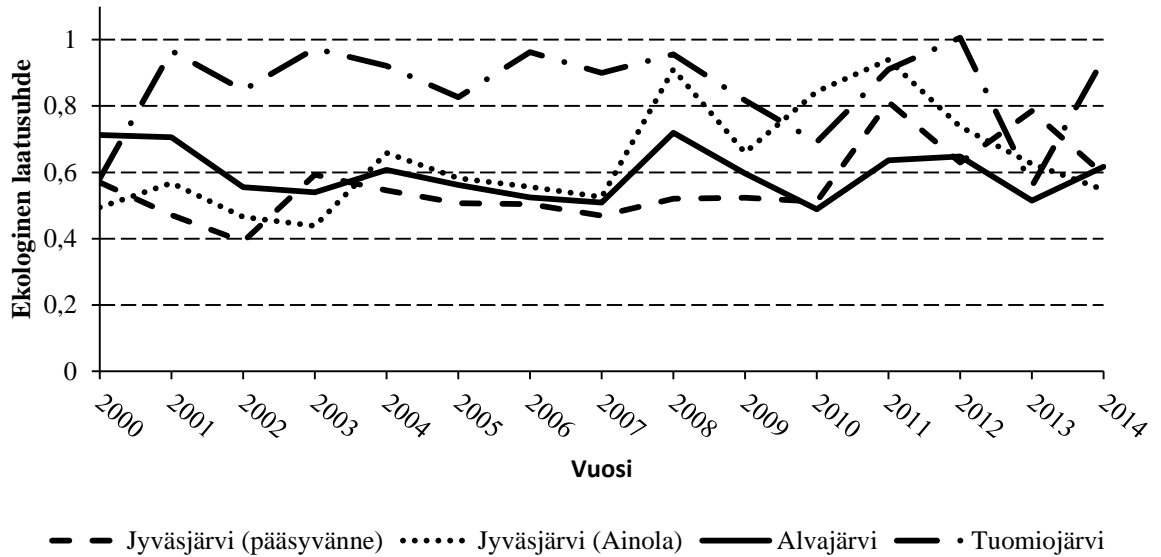
Kuva 14. Skaalattu PICM-indeksi. Tilaluokat arvolla 0–0,2 huono, 0,21–0,4 välttävä, 0,41–0,6 tyydyttävä, 0,61–0,8 hyvä ja 0,81–1 erinomainen.

PMA-indeksin perusteella (Kuva 15) Jyväsjärven pääsyvänteen ja Ainolan pohjaeläimistön tila parani tutkimusjakson aikana välttävistä erinomaiseksi. Pääsyvänteellä tilaluokitus oli tutkimusjakson alkuvuodet joko tyydyttävä tai hyvä (pois lukien vuoden 2003 jolloin tila oli erinomainen). Heti hapetuksen loputtua tilaluokitus parani hyvästä erinomaiseen ja pysytteli sellaisena viimeiseen tutkimusvuoteen saakka. Tuomiojärven erinomaisessa tilassa tapahtui tutkimusjakson aikana PMA:lla arvioituna vain muutama notkahdus ja Alvajärven tila pysyi PMA-indeksin mukaan erinomaisena kaikki 15 tutkimusvuotta.



Kuva 15. Skaalattu PMA-indeksi. Tilaluokat arvolla 0–0,2 huono, 0,2–0,4 välttävä, 0,4–0,6 tyydyttävä, 0,6–0,8 hyvä ja 0,8–1 erinomainen.

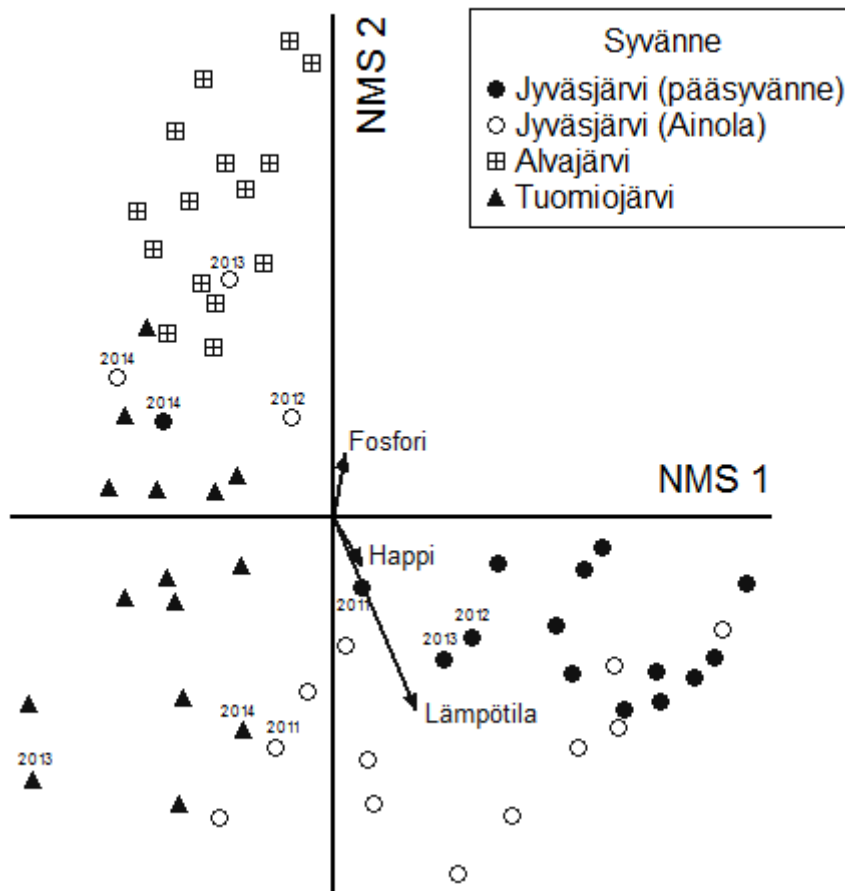
Jyväsjärven pääsyvänteen ekologiseen laatusuhteeseen perustuva tilaluokitus (yhdistetty PICM ja PMA) oli vuodesta 2000 vuoteen 2010 asti tyydyttävä, minkä jälkeen luokitus muuttui hyväksi. Luokitus parani heti hapetuksen lopettamisen jälkeen tyydyttävästä erinomaiseen ja pysytteli sen jälkeen hyvänä (Kuva 16). Ainolan syvänteessä tilaluokitus seuraili pääsyvänteen kaltaista kehitystä vuoteen 2007 asti, jonka jälkeen parani tyydyttävästä erinomaiseen. Hapetuksen lopettamisen jälkeen Ainolassa tilaluokitus on laskenut erinomaisesta tyydyttävään. Niin pääsyvänteellä ( $r_s = -0,8$ ,  $p = 0,001$ ) kuin Ainolassa ( $r_s = -0,5$ ,  $p = 0,04$ ) laatusuhde korreloi negatiivisesti lämpötilan kanssa.



Kuva 16. Jyväsjärven, Tuomiojärven ja Alvajärven syvänteiden pohjaeläimistön tila (ekologinen laatusuhde) jaksolla 2000–2014. Tilaluokat arvolla 0–0,2 huono, 0,2–0,4 välttävä, 0,4–0,6 tyydyttävä, 0,6–0,8 hyvä ja 0,81–1 erinomainen.

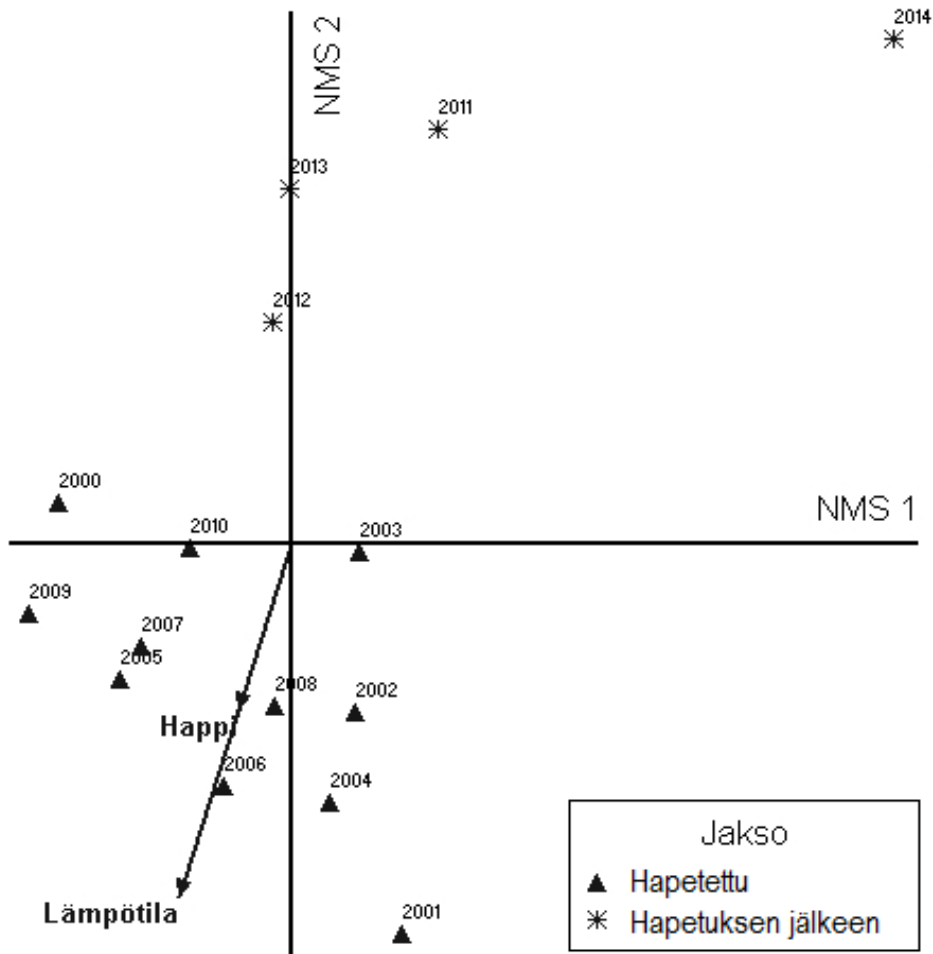
Tuomiojärven pohjaeläimistön tila oli erinomainen miltei koko tutkimusjakson ajan (Kuva 16). Alvajärven tila vaihteli tyydyttävän ja hyvän välillä, ja vuosien välinen vaihtelu oli koko jakson ajan suhteellisen pientä. Tuomiojärvellä tai Alvajärvellä ympäristömuuttujat eivät korreloineet laatusuhteen kanssa.

NMS-menetelmällä tehdyssä kaksiulotteisessa ordinaatiossa (lopullinen stressi = 9,66) havaittiin tutkimussyvänteiden selkeä ryhmittyminen pohjaeläimistön perusteella, joka osoittautui MRPP-analyysin perusteella tilastollisesti merkitseväksi ( $A = 0,37$ ,  $P < 0,001$ ) (Kuva 17). Lämpötila ( $r = 0,43$ ,  $P = 0,001$ , akselin 1. suhteen ja  $r = -0,69$ ,  $P = < 0,01$ , akselin 2. suhteen) ja happi ( $r = 0,26$  akselin 1. suhteen ja  $r = -0,34$  akselin 2. suhteen) korreloivat ordinaatioakselien kanssa merkitsevästi. Fosfori korreloi vain akselin 2. suhteen merkitsevästi ( $r = 0,39$ ,  $P = 0,002$ ). Syvännepohjaeläinyhteisöt vaihtelevat siis kaikkien mitattujen ympäristömuuttujien mukaan. Jyväsjärven molemmissa syvänteissä oli havaittavissa selkeä pohjaeläinyhteisön muutos hapetuksen loputtua (Kuvat 17, 18 ja 19).

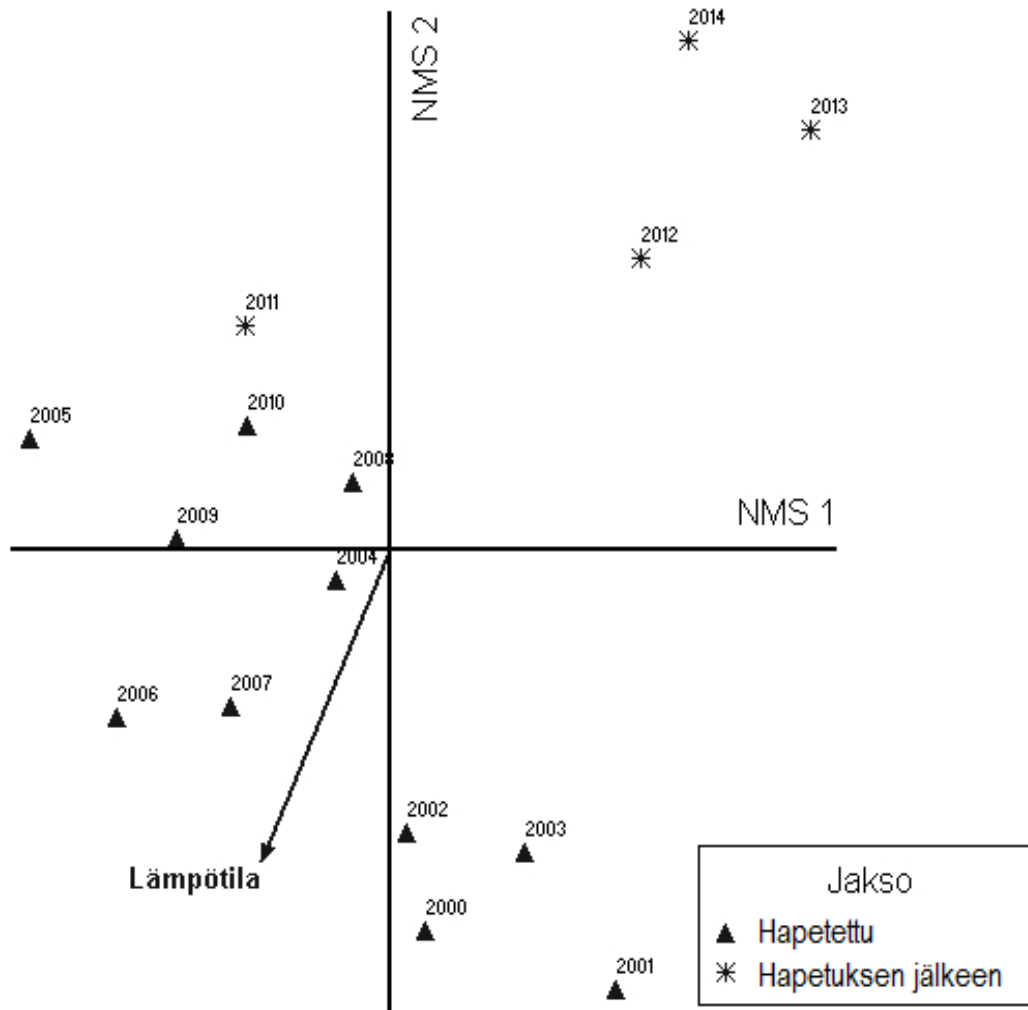


Kuva 17. Tutkimussyvänteiden pohjaeläinyhteisöjen ja ympäristömuuttujien yhteyttä kuvaavan NMS-ordinaation 1. ja 2. ulottuvuuden muodostamat tasot kaksiulotteisessa ratkaisussa (lopullinen stressi 9,66). Vuosiluvut osoittavat Jyväsjärven syvänteiden hapetuksen lopettamisen ja Tuomiojärven hapetuksen tehostamisen jälkeisten vuosien yhteisöjä.

Hapetetun ja hapettamattoman jakson ero näkyy selkeästi Jyväsjärven molempien syvänteiden NMS-ordinaatioissa (Kuvat 18 ja 19). Myös MRPP-analyysin perusteella jaksot ryhmittyvät erilleen pääsyvänteessä ( $A = 0,22$ ,  $P = 0,001$ ) ja Ainolan syvänteellä ( $A = 0,18$ ,  $P = 0,002$ ). Pääsyvänteellä happi ( $r = -0,61$ ,  $P = 0,02$ , akselin 2. suhteen) ja lämpötila ( $r = -0,88$ ,  $P < 0,01$ , akselin 2. suhteen) korreloivat ordinaatioakselin kanssa negatiivisesti, kun taas Ainolassa vain lämpötila ( $r = -0,64$ ,  $P = 0,01$ , akselin 2. suhteen) korreloi ordinaatioakselin kanssa.

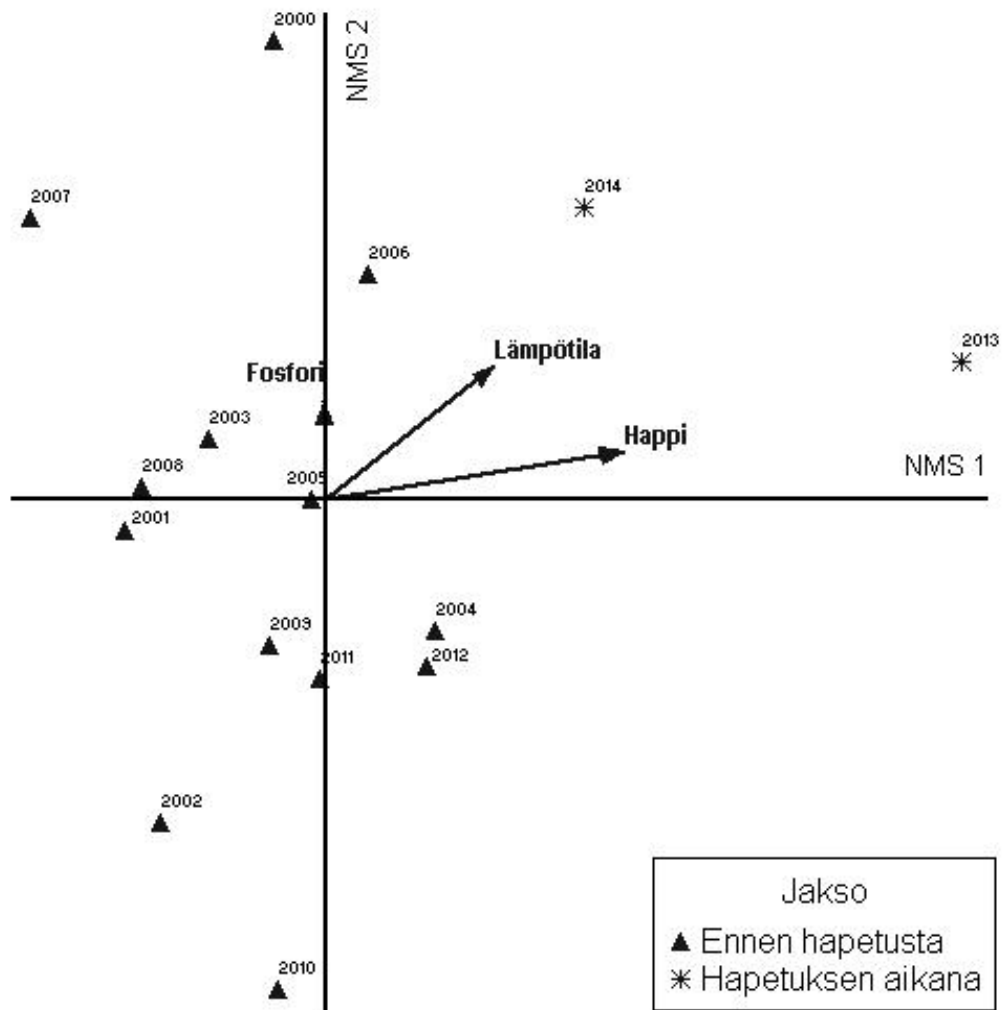


Kuva 18. Jyväsjärven pääsyvänteen NMS ordinaation 1. ja 2. ulottuvuuden muodostamat tasot (Lopullinen stressi: 7,91 kaksiulotteisessa ratkaisussa ).



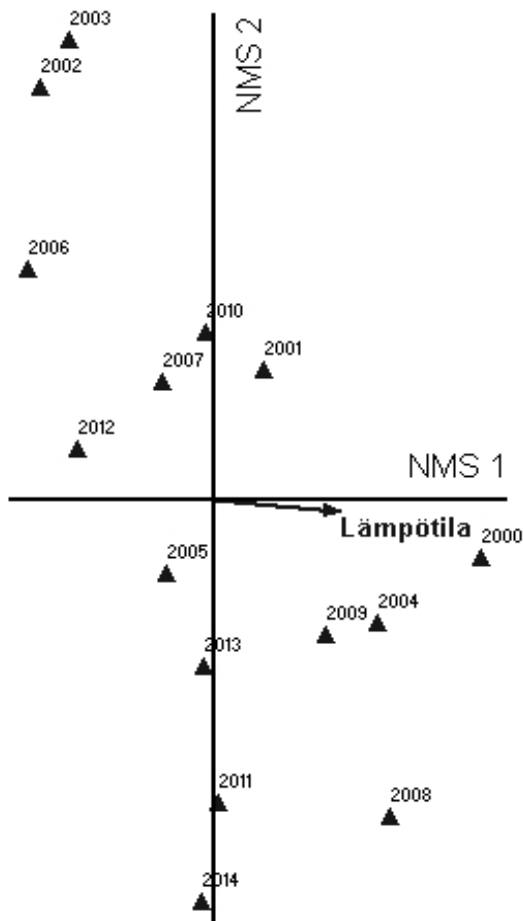
Kuva 19. Jyväsjärven Ainolan syvänteen NMS ordinaation 1. ja 2. ulottuvuuden muodostamat tasot (Lopullinen stressi: 7,89 kaksiulotteisessa ratkaisussa ).

Tuomiojärven ordinaatiopisteet sijoittuvat laajalle alueelle ordinaatioavaruudessa, mutta vuodet 2013 ja 2014 ovat ordinaatiossa erillään hapettamattomien vuosien pisteistä ja hapetuksen aloittaminen on näin ollen havaittavissa (Kuva 20). MRPP-analyysissä syvännepohjaeläinyhteisöt eroavat jaksojen välillä ( $A = 0,06$ ,  $P = 0,027$ ), minkä lisäksi havaittiin lämpötilan ( $r = 0,59$ ,  $P = 0,2$ ) ja hapen ( $r = 0,79$ ,  $P < 0,01$ ) korreloivan 1. ordinaatioakselin ja erityisesti jaksoja erottelevan suunnan kanssa (Kuva 18). Alvajärven ordinaatioavaruudessa ainoastaan lämpötila korreloi ordinaatioakselin kanssa (Kuva 21).



Kuva 20. Tuomiojärven NMS ordinaation 1. ja 2. ulottuvuuden muodostamat tasot. (Lopullinen stressi: 10,9 kaksiulotteisessa ratkaisussa).





Kuva 21. Alvajärven NMS ordinaation 1. ja 2. ulottuvuuden muodostamat tasot. (Lopullinen stressi: 3,68 kaksiuotteisessa ratkaisussa).

## 5. TULOSTEN TARKASTELO

### 5.1. Happi- ja lämpötilaolot sekä fosforipitoisuus

Jyväsjärven pääsyvänteellä alusveden lämpeneminen hapetuksesta johtuen oli vuosina 2000–2010 huomattavaa, sillä hapetetulla jaksolla alusvesi oli keskimäärin 8,2 °C astetta lämpimämpi kuin hapettamattomalla jaksolla (2011–2014). Hapetinlaitte 1:n sulkeminen vuonna 2007 ei vielä vaikuttanut lämpöoloihin alusvedessä, mutta laitteen 2 sulkemisen jälkeen vesi alkoi viiletä huomattavasti. Viimeisen toiminnassa olevan laitteen sulkemisen kesällä 2012 ei enää viilentänyt vettä, vaan kahden hapetinlaitteen sulkeminen riitti palauttamaan luonnollisen lämpötilakerrostuneisuuden Jyväsjärven pääsyvänteelle. Hapekkaan, mutta samalla alusvettä huomattavasti lämpimämmän pintaveden pumppauksen hapettimien avulla syvemmälle vesimassaan on aiemminkin todettu lämmittävän alusvettä (Dinsmore & Prepas 1997a, Grochowska & Gawrońska 2004, Kangas 2005, Gantzer ym. 2009, Liboriussen ym. 2009, Salmi ym. 2014), minkä vuoksi alusveden viileneminen myös Jyväsjärvellä oli odotettavissa.

Hapetuksen lopettaminen aiheuttaa usein alusveden happipitoisuuksien pienenemistä (Kangas 2005, Hagman 2011, Hagman & Peltonen 2013), ja näin kävi myös Jyväsjärven pääsyvänteellä hapetuksen lakattua. Vaikka happipitoisuus jatkaisi laskua, on pääsyväntealue järven kokoon nähden pieni (Kangas 2005), eikä niukkahappisuus kerrostuneisuuskauden lopulla siksi ole välttämättä ongelmallista koko järven ekologisen tilan kannalta.

Jyväsjärven Ainolan syvänteen ei ole aiemmin havaittu selkeästi reagoivan pääsyvänteen hapetuksessa tapahtuviin muutoksiin (Kangas 2005), sillä katkokset hapetuksessa ovat olleet lyhytaikaisia. Hapetuksen loputtua pääsyvänteessä myös Ainolan syvänteessä havaittiin kuitenkin alusveden lämpötilan laskua ja happipitoisuuden pienenemistä. Muutokset happi- ja lämpötilaloissa olivat suhteellisen nopeita ja selkeitä.

Hapetuksen aloittaminen ei välttämättä aina heti nosta happipitoisuutta alusvedessä (Liborissen ym. 2009), vaikka onkin useimmiten välitön seuraus (Dinsmore & Prepas 1997a, Beutel & Horne 1999), kuten Tuomiojärvellä, jossa liunneen hapen määrä syvänteessä lisääntyi huomattavasti (keskimäärin  $6,5 \text{ mg l}^{-1}$  hapettamattoman jakson keskiarvosta) heti hapetuksen tehostamisen jälkeen ja lämpötila nousi myös selkeästi hapetuksen tehostamisen yhteydessä (keskimäärin  $4,6 \text{ }^\circ\text{C}$  hapettamattoman jakson keskiarvosta). Alvajärven happi- ja lämpötilaloissa tapahtui vain pieniä muutoksia tutkimusjakson aikana. Havaitut muutokset olivat satunnaista vuosien välistä vaihtelua.

Tässä työssä käytettiin heinä-elokuun fosforipitoisuutta kuvaamaan tutkimusjakson aikaista järvestä havaittavaa tuottavuuden muutosta. Osalla tutkimuspaikoista korrelaatio- ja monimuuttuja-analyysihin aineistoa jouduttiin eräiden puuttuvien vuosien osalta täydentämään joko regressioanalyysillä tai keskiarvoistamalla. Näin toteutetuissa analyysissä ei havaittu selkeää trendiä fosforipitoisuudessa tutkimusjakson aikana. Toisaalta Kuha ym. (2016) havaitsivat 1990-luvulta alkaneen jätevesikuormituksesta toipumiskehityksen Jyväsjärvestä, jonka seurauksesta järven fosforipitoisuudet sekä päällysvänteessä että alusvedessä ovat laskeneet aina hapetuksen pysäyttämiseen asti.

## 5.2. Syvänpohjaeläimistö

### 5.2.1 Yksilötiheys, biomassa ja lajisto

Vaikka Jyväsjärven hapetuksen lopettaminen näyttää vaikuttaneen ryhmätasolla syvänpohjaeläimistön yksilötiheyksiin ja biomassaan, voi yhteisömuutoksen taustalla olla myös pitempään jatkunut kehityssuunta, jossa harvasukasmatojen ja surviaissääskien tiheys ja biomassa vähenivät jo ennen hapetuksen lopettamista. Ainakin sulkasääskipopulaation kasvuun hapetuksen lopettamisella tosin lienee ollut suuri vaikutus, sillä Ainolan syvänteessä populaatio kasvoi huomattavasti heti hapetuksen loputtua ja pääsyvänteessäkin yksilötiheys kasvoi huomattavaksi viimeisenä tutkimusvuotena. Aiemman tutkimuksen mukaan Ainolan syvänteen pohjaeläimistö reagoi pääsyvännettä voimakkaammin Jyväsjärven ravintoketjukurunostukseen (Jyväsjärvi ym. 2013) ja yhtenevästi myös hapetuksen lopettaminen näkyi voimakkaammin pienemmässä ja matalammassa syvänteessä. Surviaissääskien, harvasukasmatojen hallitsema yhteisö muuttui siis lähinnä sulkasääskien hallitsemaksi yhteisöksi molemmissa syvänteissä hapetuksen loputtua. Havaitun kanssa yhtäpitävästi käänteisessä tilanteessa, hapetuksen aloittamisen yhteydessä, on surviaissääskien (Dinsmore & Prepas 1997b) ja harvasukasmatojen (Hynynen 2014) yksilötiheyksien havaittu lisääntyneen syväntealueella.

Jyväsjärven pääsyvänteessä *C. plumosus* -toukkien määrä romahti hapetuksen loputtua eikä vuosina 2013 ja 2014 sitä havaittu syvänteestä ollenkaan. *C. anthracinus*-lajin yksilötiheys taas on pienentynyt vuodesta 2008 alkaen ja *Procladius*-suvun vuodesta 2007. Yhdenmukaisesti *C. plumosus*, *C. anthracinus* ja *Procladius*-toukkien yksilötiheydet laskivat myös Ainolan syvänteessä hapetuksen loputtua. Koska kaikki kolme surviaissääskeä sietävät hyvin matalia happipitoisuuksia (Nagell & Landahl 1978, Hamburger ym. 1995, Int Panis ym. 1996, Lindegaard 1997, Brooks ym. 2007) ei happipitoisuuden pieneneminen selittäne häviämistä, vaan selittävä tekijä ainakin *C. plumosus* ja *C. anthracinus*- toukkien osalta voi olla lämpötilan lasku. *C. plumosus* ja *C. anthracinus* -toukilla on muita syvännelajeja korkeampi lämpötilaoptimi (Rossaro 1991, Watson 2010, Self ym. 2011, Marziali & Rossaro 2013) eivätkä ne ilmeisesti siksi viihdy Jyväsjärven viilenneessä alusvedessä. *Procladius*-toukkien lämpötilatoleranssi on kuitenkin laaja (Larocque & Hall 2003, Simšič 2005) eikä sen häviämiseen ehkä ole vaikuttaneet lämpötilan lasku tai happipitoisuuden pieneneminen, vaan jokin muu tekijä. Tosin suvun eri lajien, joita ei toukkina voi erotella, ympäristövaatimuksissa voi olla eroja.

Jyväsjärven syvänteistä havaittiin tutkimusjakson aikana neljä eri harvasukasmatalajia (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Arcteonais lomondi*, *Vejdoskyella comata*), eikä lajitasolla havaittu muutosta hapetetun ja hapettamattoman jakson välillä. Aiemmissa tutkimuksissa harvasukasmaton yksilötiheyksissä ei myöskään havaittu muutoksia hapettamattoman ja hapetetun syvänteen välillä (Dinsmore & Prepas 1997b). Hynysen (2014) raportin mukaan hapetuksen aloitus kuitenkin lisäsi yhden harvasukasmatalajin (*L. hoffmeisteri*) tiheyttä syvänteessä. Vaikka Jyväsjärvellä *L. hoffmeisteri* – harvasukasmaton yksilötiheys pienei hapetuksen lopettamisen jälkeen, ei happipitoisuuden lasku liene vähenemisen syy, sillä harvasukasmatot sietävät hyvinkin niukkahappisia (Aston 1973, Fisher & Beeton 1975) ja nopeasti muuttuvia oloja (Ston 1973). *L. hoffmeister* -harvasukasmaton lisääntymiseen on havaittu olevan lämpötilariippuvaista (Nascimento & Alves 2009) ja Jyväsjärven pääsyvänteessä *L. hoffmeisterin* yksilötiheys korreloi negatiivisesti alusveden lämpötilan kanssa. Viilennyt vesi saattoi siis olla osasy syy harvasukasmaton vähenemisen syvänteestä. Ainolan syvänteessä harvasukasmaton yksilötiheyksissä tai biomassassa ei havaittu vastaavaa vähenemistä ja hapetuksen lopettamisen jälkeen, mutta tämä selittyy sillä, että matoja oli erittäin vähän jo edeltävinä vuosina, mahdollisesti vuosina 2004-2006 toteutetun hoitokalastuksen aiheuttamien muutosten seurauksena (Jyväsjärvi ym. 2013, ks. Kuva 6).

Sulkasääskien yksilötiheys ja biomassa kolminkertaistuivat Jyväsjärven pääsyvänteessä hapetuksen lopettamisen jälkeen, yhtäpitävästi aiempien tutkimusten kanssa, joissa sulkasääskien määrä on vähentynyt huomattavasti hapetuksen seurauksena (Cowell ym. 1987, Doke ym. 1995). Pääsyvänteen lienee nykyisellään niukkahappisena ja viileänä järven kaloille sopimaton alue, minkä vuoksi sulkasääskiin kohdistuva saalistuspaine on vähäinen.

Luontainen, vuosien välinen vaihtelu syvännepohjaeläinten yksilötiheyksissä voi olla paikoin suurta (esim. Hämäläinen ym. 2003), mikä oli havaittavissa erityisesti Tuomiojärven surviaissääskien ja sulkasääskien yksilötiheyksien sekä biomassan osalta. Järven harvasukasmatopopulaatio oli niin pieni ja esiintymisen satunnaista, ettei sen perusteella johtopäätöksiä mahdollisista muutoksista voitu tehdä. Hapettamattoman ja hapetetun jakson välillä ei havaittu eroja ryhmätasolla, mikä johtunee siitä, että hapetettu käsittelyjakso oli hyvin lyhyt, eikä havaintojen perusteella siksi voi vielä tehdä pitäviä päätelmiä. Lajitasolla havaittiin hapetuksen aloittamisen jälkeen merkkejä muutoksista,

jotka ovat vastakkaisia kuin Jyväsjärnessä hapetuksen lopettamisen jälkeen havaitut: *C. plumosus* ja *Procladius*-surviaissäskien yksilötiheydet kasvoivat ja ainakin *C. plumosus*-toukan osalta tämän voi liittää alusveden huomattavaan lämpenemiseen. Hapetuksen aloittamisen on aiemminkin havaittu lisäävän *C. plumosus* ja *C. anthracinus* surviaissäskien yksilötiheyksiä ja biomassaa syvänealueilla (Dinsmore & Prepas 1997b, Hynynen 2014). Myös sulkasääskitiheydet olivat ennakoidusti pienet hapetettuina vuosina, mikä tukee aiempia havaintoja (Cowell ym. 1987, Doke ym. 1995).

Alvajärnessä ei havaittu merkittäviä eläintiheyksiin tai biomassoihin liittyviä kehityssuuntia tutkimusjakson aikana. Surviaissäskien yksilötiheydet kasvoivat vain hieman tutkimusjakson loppupuolella, kun taas sulkasääskien tiheydet hieman pienenevät. Järveen ei ole kohdistettu suoranaisia kunnostustoimenpiteitä, joitakin lyhytaikaisia hoitokalastusjaksoja lukuun ottamatta. Tiheyksissä ja biomassoissa havaitun vuosivaihtelun voidaan tulkita olevan satunnaista ympäristöoloista ja valuma-alueella tapahtuneista muutoksista johtuvaa vaihtelua.

### 5.2.2 Lajirunsaus ja yhteisörakenne

Hapetuksen aloittamisen on raportoitu lisäävän pohjaeläinlajistoa (Heitto & Saarijärvi 2010, Hynynen 2014) ja käänteisesti tämän kanssa Jyväsjärven molemmissa syvänteissä pohjaeläimistön lajilukumäärä väheni hapetuksen loputtua. Ainolan syvänteessä monimuotoisuuden väheneminen oli nopeampaa ja suurempaa, mutta myös pääsyvänteessä huomattavaa. Kahdessa muussa tutkimusjärnessä, Tuomiojärnessä ja Alvajärnessä monimuotoisuus päinvastoin lisääntyi tutkimusjakson loppupuolella, mikä tukee tulkintaa, että Jyväsjärven pohjaeläimistössä tapahtuneen yksipuolistumisen syy on järven sisäinen. Shannonin indeksi korreloi pääsyvänteen ja Ainolan syvänteen happipitoisuuden kanssa positiivisesti, eli monimuotoisuus lisääntyi kun happea oli enemmän tarjolla. Indeksiarvon pieneneminen selittyy suurelta osin sulkasääskien voimakkaasti kasvaneella dominanssilla Jyväsjärven molemmissa syvänteissä.

Tuomiojärnessä monimuotoisuuden pieni kasvu jaksolla 2013–2014 liittyyneen syvänteen ympärivuotisen hapetuksen aloittamiseen, mutta vertailujakso hapettamattoman ja hapetetun syvänteen välillä on lyhyt ja indeksiarvon kasvu niin pieni, että siitä voi tehdä lähinnä suuntaa-antavia päätelmiä. Shannonin-indeksi korreloi sulkasääskien yksilötiheyksien kanssa negatiivisesti myös Tuomiojärvellä. Vaikka muutokset sulkasääskitiheyksissä voivat olla suuria ja johtua pelkästään vuosien välisestä vaihtelusta, on todennäköistä että hapetuksen aloittaminen on osaltaan vähentänyt sulkasääskien määrää. Alvajärnessä indeksin arvo oli koko tutkimusjaksolla kaikista tutkimusjärivistä pienin ja syväne lajistollisesti yksipuolisin. Muutoksia ei havaittu muiden järvien käsittelyjä vastaavina aikoina.

### 5.2.3 Pohjaeläimistön tilaluokitus

Hapetusta on pidetty toimimattomana kunnostusmenetelmänä pienissä humusjärvissä, kun tavoitteena on ollut järven veden laadun parantaminen (Gächter & Wehrli 1998, Liborissen ym. 2009, Müller & Stadelmann 2004), mutta vaikutuksista pohjaeläinyhteisöihin on vähän tutkimuksia. Jyväsjärven pääsyvänteellä pohjaeläimistön ekologinen tila parani hieman hapetuksen loputtua. Ainolan syvänteessä tilaluokitus taas hieman laski. Laatusuhde korreloi lämpötilan kanssa negatiivisesti ja näin ollen tilan kohenemisen voidaan katsoa olevan hapetuksen lopettamisesta johtuvan alusveden viilenemisen ansiota. Se, kuinka pysyvä tilan muutos on, jää nähtäväksi.

Tuomiojärven tilaluokitus laski erinomaisesta hyvään hapetuksen tehostuttua vuonna 2013, mutta palasi erinomaiseksi v. 2014. Lyhyen käsittelyjakson vuoksi hapetuksen vaikutuksia Tuomiojärven pohjaeläimistön perusteella tehtyyn tilaluokitukseen on ennenaikaista arvioida. Alvajärvellä tilaluokitus pysyi hyvänä koko tutkimusjakson ajan ja vaihtelu oli odotetusti vähäistä.

NMS- ja MRPP -analyysit osoittivat, että tutkimusjärvien syvänpohjaeläinyhteisöt olivat erilaisia. Jyväsjärven molempien syvänteiden pohjaeläinyhteisöt muuttuivat hapetuksen lopettamisen jälkeen enemmän Alvajärven pohjaeläinyhteisön kaltaisiksi, luontaisen kerrostumisen palaututtua järveen. Erityisesti Ainolan syvänteen yhteisömuutos tähän suuntaan näkyi ordinaatiossa selkeästi. Muutokset yhteisörakenteissa korreloivat voimakkaasti lämpötilan, mutta myös happipitoisuuden kanssa. Vaikka Tuomiojärven yhteisömuuttujissa ei havaittu selkeitä muutoksia hapettamattoman ja hapetetun jakson välillä, erottuivat viimeiset kaksi hapetuksen aikaista vuotta ordinaatiossa aiemmista vuosista pohjaeläinyhteisön koostumuksen perusteella.

### 5.3. Johtopäätökset ja jatkosuositukset

Alusveden hapetus Jyväsjärven pääsyvänteellä häiritsi järven luontaista lämpötilakerrostuneisuutta ja pystyi ylläpitämään vain suhteellisen pientä alusveden happipitoisuutta vuosina 2000–2010. Hapetuksen asteittainen lopettaminen palautti odotetusti järveen viileän alusveden ja luonnollisen lämpötilakerrostuneisuuden. Hapetuksen loputtua Jyväsjärven pääsyvänteen syvänpohjaeläimistön monimuotoisuus pieneni ja yhteisö muuttui surviaissäski- ja harvasukasmatovaltaisesta yhteisöstä sulkasääskien hallitsemaksi yhteisöksi. Yhdenmukainen kehitys oli jossain määrin havaittavissa myös matalammassa Ainolan syvänteessä. Vaikka pääsyvänteellä tilaluokitus parani hapetuksen loputtua, on epätodennäköistä, että hapetuksen lopettaminen yksinään selittäisi yhteisömuutokset. Vertailujaksolla havaittu yhteisömuutos Jyväsjärvessä lienee osa jo pidempään jatkunutta kehityskulkua voimakkaasti jätevesien kuormittamista vuosista 1980-luvulta nykyhetkeen. Tämän toipumiskehityksen ja uusien muutosten syy-seuraussuhteiden selvittäminen vaatii jatkotutkimuksia. Tuomiojärvessä, jossa hapetusta tehostettiin, havaittiin merkkejä päinvastaisista muutoksista kuin Jyväsjärvessä sekä ympäristökijöissä että pohjaeläimistössä. Tuomiojärven osalta tarkastelujakso on kuitenkin vielä lyhyt. Syvänpohjaeläimistössä havaitut, hapetukseen liittyvät muutokset lienevät pääosin sielläkin seurausta lämpötilan ja happipitoisuuden muutoksista alusvedessä.

Kaikkien tutkimussyvänteiden pohjaeläintarkkailua on syytä jatkaa, jotta hapetuksen vaikutuksista voidaan tehdä luotettavampia johtopäätöksiä. Hapetuksen tavoitteet Tuomiojärvellä ja Jyväsjärvellä ovat poikenneet toisistaan: Tuomiojärvellä on pyritty turvaamaan kaupungin raakaveden laatu ja Jyväsjärvellä parantamaan veden laatua. Jyväsjärven ohella Tuomiojärvellä tulisi jatkaa ekologisen tilan seurantaa, jotta hapetuksen mahdollisiin negatiivisiin vaikutuksiin voidaan tarvittaessa reagoida, ja jotta samalla voidaan täydentää muihinkin järviin yleistettävää tutkimustietoa hapetuksen vaikutuksista pohjaeläinyhteisöihin.

Hapetus on nähty perinteisesti kunnostusmenetelmänä, jonka avulla järven akuuttia happivajetta pyritään korjaamaan hetkellisesti. Vuosikymmeniä kestävä ympärivuotinen hapetus ei ole tarkoituksenmukaista, vaan järvikunnostuksissa tulisi löytää ratkaisu, joka auttaa järveä elpymään hyvään ekologiseen tilaan pysyvästi, ilman jatkuvaa hoitoa. Hapetukseen tulisikin ainakin pienissä humusjärvissä suhtautua väliaikaisena

kunnostustoimenpiteenä, sillä se ei näytä juuri parantavan pienten humusjärvien ekologista tilaa ainakaan pohjaeläinten osalta, eikä sillä Jyväsjärnessä näytä olevan merkittäviä vaikutuksia myöskään veden laatuun eikä järven trofiatasoon (Kuha ym. 2016). Euroopan unionin vesipolitiikan puitteiden direktiivissä määritelty hyvän ekologisen tilan saavuttaminen Jyväsjärnessä, Tuomiojärnessä ja Alvajärnessä viimeistään vuoteen 2027 mennessä (EY 2000) on haasteellista, ja koska kunnostustarvetta aiheuttavat ongelmat ovat järvien valuma-alueilla, tulisi toimenpiteet kohdistaa niille itse järven sijasta.

## KIITOKSET

Haluan kiittää työni ohjaajia Heikki Hämäläistä ja Jussi Jyväsjärveä kannustavasta ohjauksesta. Työn alkuvaiheessa Jussi sytytti innostuksen kipinän mielenkiintoiseen aiheeseen kun taas Heikki urakoi työn loppuunsaattamisessa hartiavoimin. Jonna Kuhaa haluan kiittää oivallisista kommentteista ja juttutuokioista aiheen tiimoilta. Taloudellisesta tuesta kiitos Vanamo ry, Maa- ja vesitekniikan tuki ry sekä Kela. Suuri kiitos kuuluu myös Ylistönrinteen opiskelutovereille, joita ilman tämä työ olisi kaikella varmuudella jäänyt tekemättä. Erityismaininnan ansaitsevat Sofia Koistinen, Jonna Koivunen, Liisa Alaoutinen ja Mika Oraluoma. Henkisenä tukena toimivat myös äiti ja Meeria-sisko. Tack Alma för att du har varit så livfull och härlig, och ett stort tack till Jussi som har varit mitt allt i allo.

## KIRJALLISUUS

- Anlauf A. & Neumann D. 1997. The genetic variability of *Tubifex tubifex* (Müller) in 20 populations and its relation to habitat type. *Arch. Hydrobiol.* 139: 145–162.
- Anonyymi 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisön virallinen lehti 327, a: 1–72.
- Anonyymi 2013a. Ympäristöministeriö. Vesien kunnostusstrategia. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B1F389AD2-7676-4144-9ACA-B3CA316EC742%7D/32871> / 20.8.2015 . Hakupäivä 20.4.2015.
- Anonyymi 2013b. OIVA – Ympäristö ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. <http://www.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp> . Hakupäivä 1.8.2015
- Aroviita J., Hellsten, S. Jyväsjärvi, J. Järvenpää, L. Järvinen, M. Karjalainen, S.M. Kauppila, P. Keto, A. Kuoppala, M. Manni, K. Mannio, J. Mitikka, S. Olin, M. Perus, J. Pilke, A. Rask, M. Riihimäki, J. Ruuskanen, A. Siimes, K. Sutela, T. Vehanen, T. & Vuori, K-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. *Ympäristöhallinnon ohjeita* 7.
- Ashley K.I. 2000. Recent advances in hypolimnetic aeration design. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2256–2260.
- Aston R. 1973. Tubificids and water quality: A review. *Environ. Pollut.* 5: 1-10.

- Bairlein F. 1989. The respiration of *Chironomus*-larvae (Diptera) from deep and shallow waters under environmental hypoxia and at different temperatures. *Arch. Hydrobiol.* 115: 523–536.
- Bagge A.M. 2012. Tuomiojärven kunnostussuunnitelma. [http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime\\_product\\_julkaisu/jyvaskyla/embeds/jyvas skylawwwstructure/66035\\_Tuomioj\\_kunnostus.pdf](http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/jyvaskyla/embeds/jyvas skylawwwstructure/66035_Tuomioj_kunnostus.pdf) . Hakupäivä 12.5.2015.
- Beutel M. & Horne A. 1999. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake Reserv. Manage.* 15: 285–297.
- Brinkhurst R.O. 1975. *The benthos of lakes*. Macmillan Press LTD, London.
- Brodersen K.P., Pedersen O., Lindegaard C. & Hamburger K. 2004. Chironomids (Diptera) and oxy-regulatory capacity: An experimental approach to paleolimnological interpretation. *Limnol. Oceanogr.* 49: 1549–1559.
- Brodersen K.P., Pedersen O., Walker I.R. & Jensen M.T. 2007. Respiration of midges (Diptera; Chironomidae) in British Columbian lakes: oxy-regulation, temperature and their role as palaeo-indicators. *Freshwater Biol.* 53: 593–602.
- Brooks S.J., Langdon P.G. & Heiri O. 2007. *The identification and use of Palearctic Chironomidae larvae in palaeoecology*. Quaternary Research Association, London.
- Brönmark C. & Hansson L-A. 1998. *The biology of lakes and ponds, biology of habitats*. Oxford University Press, Oxford.
- Charbonneau P. & Hare, L. 1998. Burrowing behavior and biogenic structures of mud-dwelling insects. *J. N. Am. Benthol. S.* 17: 239–249.
- Covich A.P., Palmer M.A. & Crowl T.A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *Bio Science* 49: 119–127.
- Cowell B., Dawes C.J., Gardiner W.E. & Sceda S.M. 1987. The influence of whole lake aeration on the limnology of a hypereutrophic lake in central Florida. *Hydrobiologia* 148: 3–24.
- Dinsmore W.P. & Prepas, E.E. 1997a. Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. I. Changes in macroinvertebrate abundance and diversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2157–2169.
- Dinsmore W.P. & Prepas E.E. 1997b. Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. II. Change in *Chironomus* spp. abundance and biomass. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2170–2181.
- Dodson S. 2005. *Introduction to limnology*. McGraw-Hill, New York.
- Doke J.L., Funk W.H., Juul S.T.J. & Moore B.C. 1995. Habitat availability and benthic invertebrate population changes following alum treatment and hypolimnetic oxygenation in Newman lake, Washington. *J. Fresh. Ecol.* 10: 87–102.
- Fisher I.A. & Beeton A.M. 1975. The effect of dissolved oxygen on the burrowing behaviour of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta). *Hydrobiologia* 47: 273–290.
- Gantzer P.A., Bryant L.D. & Little J.C. 2009. Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. *Water. Res.* 43: 1700–1710.

- Grochowska J. & H. Gawrońska. 2004. Restoration effectiveness of a degraded lake using multi-year artificial aeration. *Pol. J. Environ. Stud.* 13: 671–681.
- Gächter R. & Wehrli B. 1998. Ten years of artificial mixing and oxygenation: no effect on the internal phosphorus loading of two eutrophic lakes. *Environ. Sci. Technol.* 32: 3659–3665.
- Hagman A-M. 2011. Mäntsälän Hunttijärven hapetussuunnitelma. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisu 11/2011.  
[https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/87565/Uudenmaan\\_ELY-keskuksen\\_julkaisu\\_11\\_2011.pdf?sequence=1](https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/87565/Uudenmaan_ELY-keskuksen_julkaisu_11_2011.pdf?sequence=1) . Hakupäivä 12.2.2015
- Hagman A-M. & Peltonen H. 2013. Enäjärven kunnostus vuosina 2005–2012. Yhteenvetoraportti.  
[http://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/jarvihoi/materiaalit/enajarven\\_kunostus\\_2005-2012.pdf](http://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/jarvihoi/materiaalit/enajarven_kunostus_2005-2012.pdf) . Hakupäivä 2.4.2015
- Hakala A. 2004. Meromixis as a part of lake evolution: observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. *Boreal Environ. Res.* 9: 37–57.
- Hamburger K., Dall P. & Lindegaard C. 1995. Effects of oxygen deficiency on survival and glycogen content of *Chironomus anthracinus* (Diptera, Chironomidae) under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 297: 187–200.
- Heitto A. & Saarijärvi E. 2010. Tuusulanjärven hapettaminen vuonna 2009. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntayhtymä. Vesi-Eko Oy  
<http://www.tuusulanjarvi.org/wp-content/uploads/2013/10/Tuusulanj-vuosiraportti-2009.pdf> . Hakupäivä 1.3.2015.
- Helttunen S. (toim.). 2012. Hiidenveden kunnostus. Loppuraportti. Länsi-Uudenmaan vesi- ja ympäristö ry. julkaisu 228/2012.
- Heinis F. & Davids C. 1993. Factors governing the spatial and temporal distribution of Chironomid larvae in the Maarsseveen lakes with special emphasis on the role of oxygen conditions. *Neth. J. Aquatic Eco.* 27: 21–34.
- Hipp E., Sedlmeier U. & Hoffmann K. 1984. Aerobic metabolic trends after anoxia in the freshwater oligochaete *Tubifex*. *Comp. Biochem. Phys. B.* 78: 125–129.
- Hofmann W. 1988. The significance of chironomid analysis (Insecta: Diptera) for paleolimnological research. *Palaeogeogr. palaeocl.* 62: 501–509.
- Holopainen I.J. & Hanski I. 1986. Life history variation in *Pisidium* (Bivalvia: Pisidiidae). *Ecography* 9: 85–98.
- Horppila J., Malinen T., Nurminen L., Tallberg P. & Vinni M. 2000. A metalimnetic oxygen minimum indirectly contributing to the low biomass of cladocerans in Lake Hiidenvesi – a diurnal study on the refuge effect. *Hydrobiologia* 436: 81–90
- Howmiller R. 1977. On the abundance of Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) in the profundal benthos of some Wisconsin lakes. *Am Midl Nat.* 97: 211–216.
- Hupfer M. & Lewandowski J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Int. Rev. Hydrobiol* 93: 415–432.



- Hutchinson G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, Vol. 1, New York.
- Hynynen J. 2004. Anthropogenic changes in Finnish lakes during the past 150 years inferred from benthic invertebrates and their sedimentary remains. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Sciences 141*, University of Jyväskylä.
- Hynynen J. 2014. Alusveden hapetuksen vaikutukset Vesijärven pohjaeläimistöön - vuoden 2013 tulokset. Jyväskylän yliopisto. [http://www.lahti.fi/www/images.nsf/files/927329F4EE3F7299C2257DC70031B595/\\$file/Vesij%C3%A4rven%20pohjael%C3%A4inraportti\\_2013.pdf](http://www.lahti.fi/www/images.nsf/files/927329F4EE3F7299C2257DC70031B595/$file/Vesij%C3%A4rven%20pohjael%C3%A4inraportti_2013.pdf) . Hakupäivä 12.10.2015
- 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.
- Huhta E. 2011. *Kakskerranjärven hapetuksen seurantatutkimukset vuosina 2000–2011*. Lopputyö. Turun ammattikorkeakoulu, Kala- ja ympäristötalouden koulutusohjelma.
- Immonen H. 2011. *Jyväsjärven hoitokalastuksen BACI-asetelman mallinnus lineaarisen sekamallin avulla*. Pro Gradu –tutkielma Matematiikan ja tilastotieteen laitos, Jyväskylän yliopisto.
- Int Panis L., Goddeeris B. & Verheyen R. 1996. On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen stress in littoral Chironomidae (Diptera). *Hydrobiologia* 318: 61–67.
- Johnson R.K. Wiederholm T. & D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Rosenberg D. M. & Resh V. H. (toim.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York s. 40–125.
- Jónasson P.M. 1984. Oxygen demand and long term changes of profundal zoobenthos. *Hydrobiologia* 115: 121–126.
- Jónasson P.M. 2004. Benthic invertebrates. Teoksessa: O’Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.) *The lakes handbook*, Blackwell, Vol. 1, s. 341–416.
- Joutsenoja P. 2002. *Kemiallisen metsäteollisuuden jätevesikuormituksen alentuminen: esimerkinä M-real Savon Sellu*. Kuopion yliopisto, ympäristötieteiden laitos, Kuopio.
- Jyväsjärvi J. 2011. *Environmental drivers of lake profundal macroinvertebrate community variation: implications for bioassessment*. Väitöskirja. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Jyväsjärvi J., Tolonen K. & Hämäläinen H. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 589–601
- Jyväsjärvi J., Aroviita J. & Hämäläinen H. 2012. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundam. Appl. Limnol.* 180: 91–100.

- Jyväsjärvi J., Boros G., Jones R. & Hämäläinen H. 2013. The importance of sedimenting organic matter, relative to oxygen, in structuring lake profundal macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 709: 55–72.
- Jyväsjärvi J., Immonen H., Högmänder P., Högmänder H., Hämäläinen H. & Karjalainen J. 2013. Can lake restoration by fish removal improve the status of profundal macroinvertebrate assemblages? *Freshwater Biol.* 58: 1149–1161.
- Jyväsjärvi J., Aroviita J. & Hämäläinen H. 2014. An extended Benthic Quality Index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshw. Sci.* 33: 995–1007.
- Kalff J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.
- Kangas A. 2005. *Jyväsjärven hapetus ja sen vaikutus järven lämpötilaan ja happipitoisuuteen*. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Fysikaalisten tieteiden laitos.
- Kauppinen E. 2013. Tuomiojärven hapetus ja ilmastus, vuosiraportti 2013. Vesi-Eko Oy.
- Keränen J. 2002. *Jyväsjärven tilan kehitys 1840–2000: pilaantumisen ja elpymisen aikakaudet*. Keski-Suomen ympäristökeskus, Jyväskylä.
- Kettunen I., Mäkelä A. & Heinonen, P. 2008. Vesistötietoa näyttäjille, Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas, Helsinki, Edita, 2008.
- Kotanen J. 2010. *Vuoksen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015: yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Kothandaraman V., Roseboom D. & Evans, R.L. 1979. Pilot lake restoration investigations - aeration and destratification in lake Catherine. Prepared for Illinois Institute of Natural Resources. Illinois State Water Survey Urbana, Illinois.
- Kuha J.K., Palomäki, A.H., Keskinen, J.T., & Karjalainen, J.S. 2016. Negligible effect of hypolimnetic oxygenation on the trophic state of Lake Jyväsjärvi, Finland. *Limnologia* 58:1–6.
- Kukkonen M. & Saarijärvi E. 2009. Jyväsjärven Mixox-hapetuksen vuosiraportti 2009. Vesi-Eko Oy.
- Kuusisto E. & Hakala J. 2007. Suomen järvien syvyysuhteet (The depth characteristics of the lakes in Finland). *Terra* 119: 183–194.
- Larocque I. & Hall R.I. 2003. Chironomids as quantitative indicators of mean July air temperature: validation by comparison with century-long meteorological records from northern Sweden. *J Paleolimnol* 29: 475–493.
- Lampert W. & Sommer U. 1993. *Limnoökologie*, Stuttgart, Georg Thieme Verlag.
- Lappalainen, M. & Lakso, E. 2005. Järvien kunnostus. Luku 12: Järvien hapetus. Teoksessa: Ympäristöopas 114. Helsinki: Suomen ympäristökeskus ja Edita Prima Oy.
- Leppä M. 2007. Tummiin metsäjärvien ekologisen tilan arviointi pohjaeläimistön avulla. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen –hanke. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 9.

- Liboriussen L., Søndergaard M., Jeppesen E., Thorsgaard I., Grünfeld S., Jakobsen T.S. & Hansen K. 2009. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. *Hydrobiologia* 625: 157–172.
- 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
- Liljendahl-Nurminen A. 2006. *Invertebrate predation and trophic cascades in a pelagic food web : The multiple roles of Chaoborus flavicans (Meigen) in a clay-turbid lake.* Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Helsinki.
- Lindgaard C. 1997. Aquatic Insects of North Europe- A Taxonomic Handbook. Vol. 2. Apollo Books, Stenstrup.
- Lotter A.F., Birks, H.J. B., Hofman, W. & Marchetto O.A. 1997. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental change in the Alps. 1. Climate. *J. Paleolimnol.* 18: 395–420.
- Luoto T.P. 2012. Intra-lake patterns of aquatic insect and mite remains. *J. Paleolimnol.* 47: 141–157.
- Marziali L. & Rossaro B. 2013. Response of chironomid species (Diptera, Chironomidae) to water temperature: effects on species distribution in specific habitats. *J. Entomol. Acarolog. Res.* 45: 14.
- Martinmäki K., Visuri M., Ulvi T., Väisänen T., Perälä E., Röpelin J. ja Ihme R. 2012. Pyykösjärven tila. Teoksessa: Martinmäki K., Ulvi T. ja Visuri M. (toim.) *Lisävesien johtamisen vaikutukset Pyykösjärveen.* Suomen ympäristökeskuksen raportteja 3/2013.
- McCune B., Grace J. & Urban D. 2002. *Analysis of Ecological Communities.* MjM Software Design, Oregon.
- Meriläinen, J.J., Hynynen, J., Palomäki, A., Mäntykoski, K. & Witick, A. 2003. Environmental history of an urban lake: a palaeolimnological study of Lake Jyväsjärvi. *J. Paleolimn.* 30: 387–406.
- Moosmann L., Gächter R., Müller B. & Wüest A. 2006. Is phosphorus retention in autochthonous lake sediments controlled by oxygen or phosphorus? *Limnol Oceanogr* 51: 763–771.
- Müller R., & Stadelmann P. 2004. Fish habitat requirements as the basis for rehabilitation of eutrophic lakes by oxygenation. *Fisheries Manag. Ecol.* 11: 251–260.
- Nagell B. & Landahl C.C. 1978. Resistance to anoxia of *Chironomus plumosus* and *Chironomus anthracinus* (Diptera) larvae. *Ecography* 1: 333–336.
- Nascimento H.L. & Alves R.G. 2009. The effect of temperature on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Zoologia* (Curitiba), 26: 191–193.
- Novak M.A. & Bode R.W. 1992. Percent Model Affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *J. N. Am. Benthol. S.* 11: 80–85.

- Odum H.T. 1956. Primary Production in flowing waters. *Limnology and Oceanography* 1: 102–117.
- Paasivirta L. 1984. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa. *Luonnon tutkija* 88: 79–84.
- Pastorok R.A., Ginn T.C. & Lorenzen M.W. 1980. Review of aeration/circulation for lake management. Teoksessa: U.S. Environment protection agency. *Restoration of lakes and inland waters*. Washington D.C, s.124–133.
- Pokorný J. & Květ J. 2004. Aquatic plants and lake ecosystem, Teoksessa: O’Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.) *The lakes handbook*. Blackwell, Vol. 1, s. 309–340.
- Ranta E., Mettinen A., Valtonen M., Suonpää A., Ikonen E. & Peuraniemi M. 2015. Hiidenveden alueen yhteistarkkailun yhteenveto vuosilta 2011–2014. Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö Ry. [http://www.luvy.fi/easydata/customers/luvy/files/pdf/julkaisut/261\\_netiversio\\_hiidenveden\\_alueen\\_yhteistarkkailun\\_yhteenveto\\_vuosilta\\_2011\\_-\\_2014.pdf](http://www.luvy.fi/easydata/customers/luvy/files/pdf/julkaisut/261_netiversio_hiidenveden_alueen_yhteistarkkailun_yhteenveto_vuosilta_2011_-_2014.pdf) . Hakupäivä 10.2.2016.
- Reunanen S. 2014. *Tuumasta toimeen - Uudenmaan järvikunnostussuunnitelmat ja paikalliset voimavarat niiden toteuttamiseksi*. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus.
- Reynoldson T.B. 1987. The role of environmental factors in the ecology of tubificid oligochaetes-an experimental study. *Ecography* 10: 241–248.
- Robbins J.A. 1982. Stratigraphic and dynamic effects of sediment reworking by Great Lakes zoobenthos. *Hydrobiologia* 92: 611–622.
- Rossaro B. 1991. Chironomids and water temperature. *Aquat. Insect.* 13: 87–98.
- Salmi P., Malin I. & Salonen K. 2014. Pumping of epilimnetic water into hypolimnion improves oxygen but not necessarily nutrient conditions in a lake recovering from eutrophication. *Inland waters* 4: 325–343.
- Salonen V., Eronen M. & Saarnisto M. 2002. *Käytännön maaperägeologia*. Kirja-Aurora, Turku.
- Sarvilinna A. & Sammalkorpi I. 2010. *Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito*. Suomen ympäristökeskus, ympäristöopas. Helsinki 2010.
- Sassi J. & Keto A. 2005. *Järvien kunnostuksen menetelmät: hapetuslaitteiden laboratorio- ja kenttäkokeet*. VTT, Espoo.
- Sæther O.A. 1997 Diptera Chaoboridae, Phantom midges. Teoksessa: A. Nilsson (toim.) *Aquatic insects of North Europe- a taxonomic handbook*. Apollo Books, Stenstrup, Vol. 2, s. 149–161.
- Self A.E., Brooks S.J., Birks H.J.B., Nazarova L., Porinchi D., Odland A., Yang H. & Jones V.J. 2011. The distribution and abundance of chironomids in high-latitude Eurasian lakes with respect to temperature and continentality: development and application of new chironomid-based climate-inference models in northern Russia. *Quaternary Sci. Rev.* 30: 1122–1141.
- Simola H. & Arvola L. 2004. Lakes of northern Europe. Teoksessa: O’Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.) *The lakes handbook*. Blackwell, Vol. 2, s. 117–158.

- Simšič T. 2005. Respiratory electron transport system (ETS) activity and respiration rate in cold-stenothermal and eurythermal chironomid larvae from highmountain lakes. *Arch. Hydrobiol.* 162: 399–415.
- Sivil M. & Bonde A. 2012. Alajärven kunnostuksen yleissuunnitelma vuosille 2013–2021. Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. [http://www.google.fi/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CCQQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.jarvi-pohjanmaa.fi%2FLink.aspx%3Fid%3D1242528&ei=Ajr0VNq00Oe9ygO67IGgBw&usq=AFQjCNGoQ1y\\_bxZVehwcfncSM9SeqhnRQ](http://www.google.fi/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CCQQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.jarvi-pohjanmaa.fi%2FLink.aspx%3Fid%3D1242528&ei=Ajr0VNq00Oe9ygO67IGgBw&usq=AFQjCNGoQ1y_bxZVehwcfncSM9SeqhnRQ) . Hakupäivä 2.3.2015.
- Ston R. 1973. Tubificids and water quality: a review. *Environ. pollut.* 5:1–10.
- Szadziewski R. Krzywinski J. & Gilka W. 1997. Ceratopogonidae Teoksessa: A. Nilsson (toim.) *Aquatic insects of North Europe- a taxonomic handbook*. Vol. 2.
- Särkkä J. & Aho J. 1980. Distribution of aquatic Oligochaeta in the Finnish Lake District. *Freshwater Biol.* 10:197–206.
- Särkkä J. 1996. *Järvet ja ympäristö: limnologian perusteet*. Gaudeamus, Helsinki.
- Tikkanen M. 2002. Long-term changes in lake and river systems in Finland. *Fennia* 180: 31–42.
- Ulvi T. & Lakso E. 2005. *Järvien kunnostus*. Edita, Helsinki.
- Vuori K-M., Bäck S. Hellsten S. Karjalainen S. M, Kauppila P. Lax H-G, Lepistö L. Londesborough S. Mitikka S. Niemelä P. Niemi J. Perus J. Pietiläinen O-P. Pilke A. Riihimäki J. Rissanen J. Tammi J. Tolonen K. Vehanen T. Vuoristo H. ja Westberg V. 2006. *Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristö 807*.
- Ward J.V. 1992. *Aquatic insect ecology, biology and habitat*. Wiley, New York.
- Watson, J.E., Brooks, S.J., Whitehouse, N.J., Reimer, P.J., Birks, H.J.B., & Turney, C. 2010. Chironomid-inferred late-glacial summer air temperatures from Lough Nadourcan, Co. Donegal, Ireland. *J. Quaternary Sci.* 25: 1200–1210.
- Wetzel R.G. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia Pa.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Water. Pollut. Con. F.* 52: 537–547.
- Wilhm J. & McClintock N. 1978. Dissolved oxygen concentration and diversity of benthic macroinvertebrates in an artificially destratified lake. *Hydrobiologia* 57: 163–166.

Liite 1. Syvännepohjaeläinryhmien sekä lajien yksilötiheyksien ja liuenneen hapen, lämpötilan sekä fosforipitoisuuksien välisten korrelaatioiden (Spearman) r-arvot ja merkitsevyydet ( \* p < 0,05, \*\* p < 0,01).

Ryhmä	O <sub>2</sub> mg mg l <sup>-1</sup>					t °C					P				
	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki
Oligochaeta	0,49	0,21	- 0,13	0,12	0,33**	0,57*	0,26	- 0,38	0,04	0,4**	0,01	- 0,02	0,59*	- 0,05	- 0,3
Chaoboridae/ <i>Chaoborus flavicans</i>	- 0,23	- 0,24	- 0,39	- 0,13	- 0,3*	- 0,72**	- 0,85**	- 0,47	- 0,27	- 0,66**	0,22	- 0,03	- 0,37	0,08	0,35**
<i>Chironomus plumosus</i>	0,7**	- 0,16	0,35	- 0,24	0,44**	0,78**	0,45	0,35	0,15	0,66**	0,09	0,03	0,02	- 0,31	- 0,16
<i>Chironomus anthracinus</i>	0,63*	0,21	- 0,2	0,26	0,23	0,55*	0,66**	0,02	0,13	0,33	- 0,05	- 0,11	- 0,03	0,28	0,28*
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0,5	0,21	- 0,2	- 0,05	0,36**	0,61*	0,32	- 0,07	- 0,22	0,34**	0,02	- 0,02	0,3	0,09	0,14
<i>Procladius spp.</i>	0,73**	0,17	0,43	0,4	0,45**	0,81**	0,58*	0,46	0,31	0,6**	0,13	- 0,05	- 0,33	0,02	0,14
<i>Prosilocerus jacuticus</i>	0,22	- 0,4	0,06	- 0,04	- 0,25	- 0,15	0,08	0,1	- 0,24	- 0,32*	- 0,37	- 0,38	- 0,47	- 0,36	- 0,04
<i>Tubifex tubifex</i>	0,31	0,23	- 0,17	0,1	0,35**	0,43	- 0,14	- 0,29	0,12	0,38**	- 0,22	- 0,2	0,37	- 0,08	- 0,19
Yksilötiheys kaikki	0,64*	- 0,18	- 0,1	- 0,17	- 0,5	0,69**	- 0,1	- 0,26	- 0,29	- 0,22	0,12	- 0,01	- 0,19	0,08	0,48**

Liite 2. Syvännepohjaeläinryhmien biomassojen ja liuenneen hapen, lämpötilan sekä fosforipitoisuuksien välisten korrelaatioiden (Pearson) r-arvot ja merkitsevyydet ( \* p < 0,05, \*\* p < 0,01).

Ryhmä	O <sub>2</sub> mg mg l <sup>-1</sup>					t °C					P				
	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki	JJ (pää)	JJ (Ainola)	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Kaikki
Chaoboridae	- 0,31	- 0,21	- 0,31	- 0,17	- 0,38**	- 0,78**	- 0,86**	- 0,44	- 0,26	- 0,72**	- 0,78**	- 0,01	- 0,31	0,27	0,34**
Chironomidae	0,67**	0,13	0,43	0,01	0,19	0,6*	0,52*	0,18	- 0,13	- 0,13	- 0,6*	- 0,16	0,43	- 0,22	0,15
Oligochaeta	0,43	- 0,09	- 0,15	- 0,09	0,3*	0,42	- 0,13	- 0,28	0,06	0,35**	0,42	0,08	- 0,15	- 0,05	0,03
Biomassa kaikki	0,54*	- 0,2	0,1	- 0,4	- 0,03	0,72**	- 0,1	- 0,2	- 0,4	- 0,19	0,31	- 0,01	- 0,12	0,2	0,5**

## Liite 3. Tutkimusjärvien syvännepohjaeläinten yksilömäärät

Taksoni	Jyväsjärvi, pääsyväne														
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Arcteonais lomondi</i> (Martin)	10	6													
<i>Ceratopogonidae</i>								1							
<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen)	16	10	4	62	50	6	2	1	37	6	24	48	30	26	128
<i>Chironomus plumosus</i> (L.)	6	34	9	8	29	24	32	19	21	24	3	3	1		
<i>Chironomus anthracinus</i> (Zetterstedt)	30	16	2	3	34	7	16	9	9	4	6	2	1	1	
<i>Cladopelma viridula</i> (L.)										2			1		
<i>Cryptochironomus defectus</i> gr. (Kieffer)		1	1		4	1									
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> (Zetterstedt)							1								
<i>Dicrotendipes</i> spp. (Kieffer)															1
<i>Hydracarina</i> spp.	15	121		4	4	4	2	6	6	13	7	4	2		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede)	112	343	248	193	324	111	212	124	205	89	120	39	82	63	5
<i>Pisidium casertanum</i> (Poli)			7												
<i>Pisidium</i> sp.	1	7		11	15	16	10	2	6	9	4		19	6	
<i>Polypedilum nubeculosus</i> (Meigen)					2		1		1						
<i>Polypedilum pullum</i> (Zetterstedt)		2					1	1		1					
<i>Procladius</i> spp. (Skuse)	84	176	51	38	88	81	55	32	33	28	24	8	22	7	3
<i>Propillocerus jacuticus</i> (Zvereva)	1	2		1	2		1	1	1		1	1	1	2	1
<i>Psectrocladius limbatellus</i> gr. (Zetterstedt)		1													
<i>Tanytarsus lugens</i> (Kieffer)							1								
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	11	6	4	4	28	44	60	59	74	45	75	6	2	3	2
<i>Vejdovskyella comata</i> (Vejdovsky)	1														
<b>Yhteensä</b>	<b>287</b>	<b>725</b>	<b>326</b>	<b>324</b>	<b>580</b>	<b>294</b>	<b>394</b>	<b>255</b>	<b>393</b>	<b>221</b>	<b>264</b>	<b>111</b>	<b>161</b>	<b>109</b>	<b>139</b>

## Liite 3. Jatkuu

## Jyväsjärvi, Ainolan syväne

Taksoni	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Arcteonais lomondi</i> (Martin)	21	29	1												
<i>Ceratopogonidae</i>						4	1				3		1		
<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen)	4	4	4	11	20	6		1	30	7	25	19	167	296	157
<i>Chironomus plumosus</i> (L.)	18	16	6	26	2	1	18	2	3	1	3	1	5	1	
<i>Chironomus anthracinus</i> (Zetterstedt)	2	38	40	16	23	3	2	3	9	2	2	2			
<i>Cryptochironomus defectus</i> gr. (Kieffer)					1										
<i>Hydracarina</i> spp.	8	2		2		2	1	2	2	2	3		3		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede)	126	322	94	189	3		8	37	13	15	9	11	22	6	2
<i>Pisidium</i> sp.							10	2	2	2				1	
<i>Polypedilum nubeculosus</i> (Meigen)					3		2								
<i>Polypedilum pullum</i> (Zetterstedt)						1	1					1			
<i>Procladius</i> spp. (Skuse)	55	71	39	45	42	14	23	19	20	16	20	7	8	1	1
<i>Propilocerus jacuticus</i> (Zvereva)	2	1	2	1		8			3	1	2	1		1	4
<i>Tanytarsus lugens</i> (Kieffer)															1
<i>Tanytarsus</i> spp. (van der Wulp)						1									
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)		16	1	1			1	3	5	3		4	3	9	
<i>Vejdovskyella comata</i> (Vejdovsky)											1				
<b>Yhteensä</b>	<b>236</b>	<b>499</b>	<b>187</b>	<b>291</b>	<b>94</b>	<b>40</b>	<b>67</b>	<b>69</b>	<b>88</b>	<b>49</b>	<b>68</b>	<b>46</b>	<b>209</b>	<b>315</b>	<b>165</b>



## Liite 3. Jatkuu

Taksoni	Tuomiojärvi														
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Arcteonais lomondi</i> (Martin)	1														
<i>Ceratopogonidae</i>	4	2	4	5		1	4	14	5	1	3	8		8	6
<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen)	19	82	209	75	142	83	26	23	63	107		122	140	15	30
<i>Chironomus anthracinus</i> (Zetterstedt)	37			1		2	1						2		
<i>Chironomus plumosus</i> (L.)	23	1		20	68	18	10		2	1	1	1	5	10	13
<i>Chironomus salinarius</i> (Kieffer)	2														
<i>Cladopelma viridula</i> (L.)	1			1	2	8	5	4							1
<i>Cryptochironomus defectus</i> gr. (Kieffer)														9	5
<i>Dicrotendipes</i> spp. (Kieffer)															1
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur)														2	2
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker)		5													
<i>Hydracarina</i> spp.	1	1		3			3	1		2	4	12			14
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede)		3		1					2						
<i>Pisidium</i> spp.															2
<i>Polypedilium pullum</i> (Zetterstedt)														161	5
<i>Procladius</i> spp. (Skuse)	3	9	2	5	21	19	14		2	4	5	8	33	13	22
<i>Propillocerus jacuticus</i> (Zvereva)	11	13	10	12	35	5	13	11	9	22	32	30	52	28	3
<i>Tanytarsus</i> spp. (van der Wulp)	35	5		43	56	13									
<i>Tanytarsus lugens</i> (Kieffer)							12	4	13	15		3			46
<i>Tanytarsus pallidicornis</i> (Walker)														2	
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	22	10	11	7		2		3	5		1	2		1	2
<i>Vejdovskyella comata</i> (Vejdovsky)	1														
Yhteensä	160	131	236	173	324	151	88	60	101	152	46	186	232	249	152

## Liite 3. Jatkuu

Taksoni	Alvajärvi														
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Ceratopogonidae</i>	1			2									1		1
<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen)	535	941	2251	2466	523	588	1311	897	282	435	1010	338	901	480	254
<i>Chironomus plumosus</i> (L.)			2		4	5	3	2	1	2		2	2	1	1
<i>Chironomus anthracinus</i> (Zetterstedt)	127	14	12	3					1	1		6	6	2	3
<i>Cladopelma viridula</i> (L.)		1			1										1
<i>Glyptotendipes pallens</i> (Meigen)														1	
<i>Cryptochironomus defectus</i> gr. (Kieffer)							2								
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walk)		3													
<i>Hydracarina</i> spp.	2			1								1	10		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede)												3			1
<i>Procladius</i> spp. (Skuse)	12	16	15	17	18	9	1	17	22	4	3	16	20	3	10
<i>Propilocerus jacuticus</i> (Zvereva)	4	16	29	22	58	171	121	90	59	76	51	179	298	253	156
<i>Sergentia coracina</i> (Zetterstedt)						1			2	2			1		
<i>Tanytarsus</i> spp. (van der Wulp)	2					1									
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	2											1			2
<i>Polypedilum nubeculosum</i> (Meigen)					1										
<i>Polypedilum pullum</i> (Zetterstedt)													1		
<i>Polypedilum sordens</i> (van der Wulp)							1								
<i>Psectrocladius psilopterus</i> (Kieffer)					1										
Yhteensä	685	991	2309	2511	606	775	1439	1006	367	520	1064	546	1240	740	429

