

**Pro gradu –tutkielma**

**Pohjaeläinyhteisön pitkäaikaismuutokset Olkiluodon  
ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusalueella**

**Ville Kangasniemi**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

15.12.2010

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

KANGASNIEMI VILLE, T.: Pohjaeläinyhteisön pitkäaikaismuutokset Olkiluodon ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusalueella

Pro gradu: 36 s.

Työn ohjaajat: FM Teija Kirkkala, FT Heikki Hämäläinen, FT Timo Marjomäki

Tarkastajat: FT Heikki hämäläinen, FT Kimmo Tolonen

Joulukuu 2010

---

Hakusanat: aikasarja-analyysi, BBI-indeksi, lämpösaaste, NMS-ordinaatioanalyysi, rehevöityminen, Selkämeri, vedenlaatu, vieraslajit

## TIIVISTELMÄ

Olkiluodon ydinvoimalaitosta ympäröivän, jäähdytysvesien otto- ja purkualueella olevan merialueen tilaa on seurattu yhtenäisin menetelmin neljän vuosikymmen ajan. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan alueen pohjaeläinyhteisössä tapahtuneita muutoksia vuosina 1973-2009. Erityishuomio kiinnitetään ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien mahdollisiin suoriin ja välillisiin vaikutuksiin. Vertailualueiksi valittiin tutkimusalueen eteläpuolella sijaitsevat Rauman ja Pyhämaan merialueet. Tutkimusalueen ja vertailualueiden vedenlaatu- ja pohjaeläinaineistoja tarkasteltiin ja vertailtiin keskenään aikasarja- ja tilastoanalyysien avulla. Tulosten mukaan jäähdytysvedet eivät ole vaikuttaneet merkittävästi pohjaeläinyhteisön rakenteeseen Olkiluodon merialueella. Vedenlaadun ja pohjaeläinyhteisön muutokset ovat olleet tutkimusalueella ja vertailualueilla samanaikaisia ja -suuntaisia. Olkiluodon pohjaeläinyhteisössä havaittiin selviä pitkäaikaismuutoksia, joiden suurimpana syynä voidaan pitää Itämeren yleistä rehevöitymiskehitystä. Tutkimusalueen keskimääräinen lajimäärä ja kokonaistiheys ovat kaksinkertaistuneet seurantajakson aikana. Valkokatka (*Monoporeia affinis*) hävisi tutkimusalueelta 1990-luvun alussa, ja vieraslaji amerikansukasjalkaisen (*Marenzelleria* sp.) populaatio on kasvanut huomattavasti 1990-luvun puolen välin jälkeen. Tulevaisuudessa uuden voimalaitosyksikön aiheuttama jäähdytysvesimäärän kasvu saattaa yhdessä etenevän rehevöitymisen, vieraslajien ja ilmastonmuutoksen kanssa vaikuttaa nykyistä laajemmin Olkiluodon merialueen ekosysteemiin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science  
Aquatic Sciences

KANGASNIEMI VILLE, T.: Long-term changes in the benthic community in a cooling-water discharge area of the Olkiluoto nuclear power station

Master of Science Thesis: 36 p.

Supervisors: MSc Teija Kirkkala, PhD Heikki Hämäläinen, PhD Timo Marjomäki

Inspectors: PhD Heikki Hämäläinen, PhD Kimmo Tolonen

December 2010

---

Key Words: BBI, Bothnian Sea, eutrophication, invasive species, NMS ordination, thermal pollution, time series analysis, water quality

## ABSTRACT

The bottom fauna and water quality of the Olkiluoto sea area, which is influenced by the intake and discharge of the nuclear power station cooling waters, has been studied annually with uniform methods for four decades. The aim of this study was to observe the long-term changes in the benthic community of Olkiluoto in 1973-2009. Especially the direct and indirect effects of the thermal effluents of the nuclear power station were considered. The sea areas of Rauma and Pyhämaa, which are located south of Olkiluoto, were selected as reference sites. The water quality and benthic communities of the study area and reference sites were examined and compared using time series analysis and statistical tests. According to the results, the cooling waters do not have a significant effect on the structure of the benthic community in Olkiluoto. The time and direction of the changes in the benthic communities and water quality have been similar in the study area and reference sites. Major long-term changes were observed in the benthic community of Olkiluoto, evidently primarily due to the eutrophication of the Baltic Sea. The mean number of species and total density of individuals doubled during the monitoring period. The amphipod *Monoporeia affinis* disappeared from the study area in the beginning of the 1990's, and the population of the polychaete *Marenzelleria* sp. increased significantly in the late 1990's. In the future, the new nuclear power station will increase the volume of cooling waters in the Olkiluoto sea area. The increased amount of thermal effluents, together with the ongoing eutrophication, climate change and invasive species, may cause more extensive changes in the water ecosystem of Olkiluoto.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>6</b>
2.1. Olkiluodon tutkimusalue .....	6
2.1.1. Aluekuvaus .....	6
2.1.2. Jäähdytysvesien käyttö ja vaikutukset .....	8
2.2. Olkiluodon seuranta-aineisto.....	8
2.2.1. Vedenlaatuaineisto.....	9
2.2.2. Pohjaeläinaineisto .....	10
2.3. Vertailualueet ja -aineistot.....	10
2.4. Aineistojen yhdenmukaistaminen .....	12
2.5. Aineistojen analysointi ja tilastollinen testaus .....	13
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>14</b>
3.1. Vedenlaadun muutokset .....	14
3.1.1. Lämpötila.....	14
3.1.2. Happipitoisuus .....	16
3.1.3. Kokonaisfosfori ja -typpi, klorofylli <i>a</i> ja näkösyvyys .....	17
3.2. Pohjaeläinyhteisön muutokset.....	19
3.3. Yhteisökoostumuksen muutokset.....	23
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>26</b>
4.1. Jäähdytysvedet ja vedenlaatu .....	26
4.2. Jäähdytysvesien vaikutus pohjaeläinyhteisöön .....	26
4.3. Tulosten luotettavuus .....	28
4.4. Päätelmät .....	29
<b>Kiitokset</b> .....	<b>30</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>30</b>

## 1. JOHDANTO

Lämpöenergiaan perustuva sähköntuotanto vaatii tehokkaan jäähdytysjärjestelmän ja voimalaitoksen tuottama ylimääräinen lämpöenergia siirretään pois prosessista yleensä jäähdytysveden avulla (Mason 2002). Suurin osa ihmiskunnan tuottamista jäähdytysvesipäästöistä syntyy energiateollisuuden sivutuotteena ja maailmanlaajuisesti jäähdytysvedet muodostavat valtaosan ihmisen mereen aiheuttamasta lämpökuormasta (Clark 1989, IAEA 2008). Rannikoiden ja suurten järviäntaiden läheisyydessä käytetään yleensä läpivirtausjäähdytykseen perustuvaa menetelmää (Belter 1975, Mesarović 1975), jossa vesi johdetaan laitoksen jäähdytysjärjestelmään suoraan läheisestä vesistöstä ja jäähdytysprosessin jälkeen lämmennyt vesi ohjataan takaisin vesistöön (Hoffman ym. 1995, Mason 2002). Yhden voimalaitosyksikön jäähdyttämiseen käytetään vettä keskimäärin  $30\text{-}60\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  (Belter 1975, Turpenny & Coughlan 1992) ja jäähdytysveden lämpötila on yleensä  $10\text{-}15\text{ °C}$  korkeampi purkuvesistön lämpötilaan verrattuna (Clark 1989, Abel 1996).

Jäähdytysvedet nostavat veden keskilämpötilaa ja aiheuttavat voimistuneita virtauksia purkualueella ympäröivällä vesialueella (Langford 1990). Lämpötilan nousu vähentää kaasujen liukenevuutta veteen, lisää eliöiden hapentarvetta ja kiihdyttää biologisia prosesseja (Brock 1975, Hellawell 1986). Vesieliöiden kasvu ja kehitys sekä lisääntymiskäyttäytyminen voivat muuttua lämpötilan nousun myötä (Mason 2002). Voimistuneet virtaukset saattavat vaikuttaa varsinkin pehmeiden pohjien kasvi- ja eläinyhteisöihin (Clark 1989). Lämpötilan nousu voi aiheuttaa haitallisia yhteisvaikutuksia vedessä olevien vierasaineiden (Abel 1996) ja jäähdytysjärjestelmän puhdistamiseen käytettävien kemikaalien kanssa (Langford 1990). Lisäksi vieraslajit (Langford 1990, Ilus 2009) ja taudinaiheuttajat sekä loiset (Mason 2002) saattavat hyötyä jäähdytysvesien luomista olosuhteista.

Kylmillä ja viileillä merialueilla jäähdytysvedet eivät yleensä aiheuta vakavia ongelmia ekosysteemissä ja vaikutukset rajoittuvat jäähdytysvesien purkualueen lähiympäristöön (Clark 1989). Huomattavimmat muutokset tapahtuvat perustuotannossa, kun jäähdytysvedet estävät talvella jää- ja lumipeitteen muodostumista. Veden valaistusolosuhteiden paraneminen yhdessä keskilämpötilan nousun kanssa johtaa perustuotannon kasvuun ja pidentyneeseen kasvukauteen (Snoeijs 1989, Abel 1996). Jäähdytysvesien vaikutusten voimakkuus riippuu vesialueen ekologiasta ja sääolosuhteista (Abel 1996), purkualueen muodosta, tilavuudesta ja virtausolosuhteista (Brock 1975) sekä jäähdytysvesien määrästä ja lämpötilasta (Mesarović 1975). Edellä mainitusta syistä johtuen jäähdytysvesien vesistöön kohdistuvia vaikutuksia tulisi tutkia ja tarkkailla aina tapauskohtaisesti.

Olkiluodon merialueen vedenlaatuun ja biologiseen tilaan vaikuttavat Itämeren yleinen rehevöitymiskehitys (Hänninen & Leppäkoski 2004), ydinvoimalaitoksen jäähdytysvedet, paikalliset jätevesipäästöt sekä Eurajoen ja Lapinjoen kuljettamat ravinteet ja kiintoaine (Kirkkala & Turkki 2005, Haapanen ym. 2009). Pohjaeläimiä on käytetty yleisesti merialueiden pitkäaikaistutkimuksissa, sillä ne ovat rajoittuneen liikkuvuutensa vuoksi alttiita vedenlaadun muutoksille (Bäck ym. 2006). Olkiluodon merialueen pohjaeläinyhteisön rakennetta ja siinä tapahtuneita muutoksia on tarkasteltu yleisellä tasolla vuosittaisissa velvoitetarkkailuraporteissa (esim. Turkki 2010) sekä tarkemmin muutamissa julkaisuissa (Mattila ym. 2003, Haapanen ym. 2009, Ilmarinen ym. 2009, Ilus 2009). Koko seurantajakson kattavaa yhteenvetoa ja tarkempaa selvitystä alueen pohjaeläinyhteisön rakenteesta ja siinä tapahtuneista muutoksista ei kuitenkaan ole tehty.

Tämän tutkimus tehtiin Pyhäjärvi-instituutin toimeksiantona ja työn rahoittajana toimi Posiva Oy. Pyhäjärvi-instituutti on elintarviketuotantoon sekä vesiensuojeluun ja kunnostukseen keskittyvä tutkimus- ja kehittämisorganisaatio, jonka intressinä on tutkimustulosten hyödyntäminen mm. ilmastonmuutoksen vaikutusten ja rehevöitymisen seurausten tunnistamisessa. Posiva Oy, jonka omistavat Teollisuuden voima Oyj ja Fortum Power & Heat Oy, vastaa Suomen nykyisten ydinvoimaloiden käytöstä poistetun ydinpolttoaineen loppusijoituksesta sekä loppusijoitukseen liittyvästä tutkimuksesta (Posiva 2008). Eduskunta vahvisti vuonna 2001 Olkiluodon saaren käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituspaikaksi (Haapanen ym. 2009). Loppusijoituksen turvallisuusperustelussa on näytettävä, että turvallisuusvaatimukset täyttyvät myös tapauksessa, jossa loppusijoitustiloista pääsee radioaktiivisia aineita ihmisten ja muiden eliöiden elinpiiriin (STUK 2010). Päästöjen vaikutusten arvioimiseksi mallinnetaan sekä niiden kulkeutumista ja keräytymistä ekosysteemissä että ihmisten ja muiden eliöiden altistumista niille. Mallinnuksessa käytetään apuna Olkiluodon ympäristön nykytilaa ja tästä syystä erilaisia ympäristötutkimuksia tehdään paljon sekä saarella että sitä ympäröivillä vesialueilla (Haapanen ym. 2009). Turvallisuusperustelun kannalta merialueen pohjaeläimet ovat toistaiseksi verrattain huonosti tunnettu osa Olkiluodon biosfääriä.

Tutkimuksen tarkoituksena on: 1. yhdistää Olkiluodon merialueen vuosittaiset vedenlaatu- ja pohjaeläinaineistot vuosilta 1973-2009, 2. selvittää tutkimusalueen pohjaeläinyhteisön lajisto, valtalajit ja erityispiirteet, 3. tarkastella tutkimusalueen pohjaeläinyhteisössä tapahtuneita muutoksia ja muutosten syitä vedenlaatu- ja vertailualueaineiston avulla ja 4. havaita mahdolliset voimalaitoksen aiheuttamat muutokset.

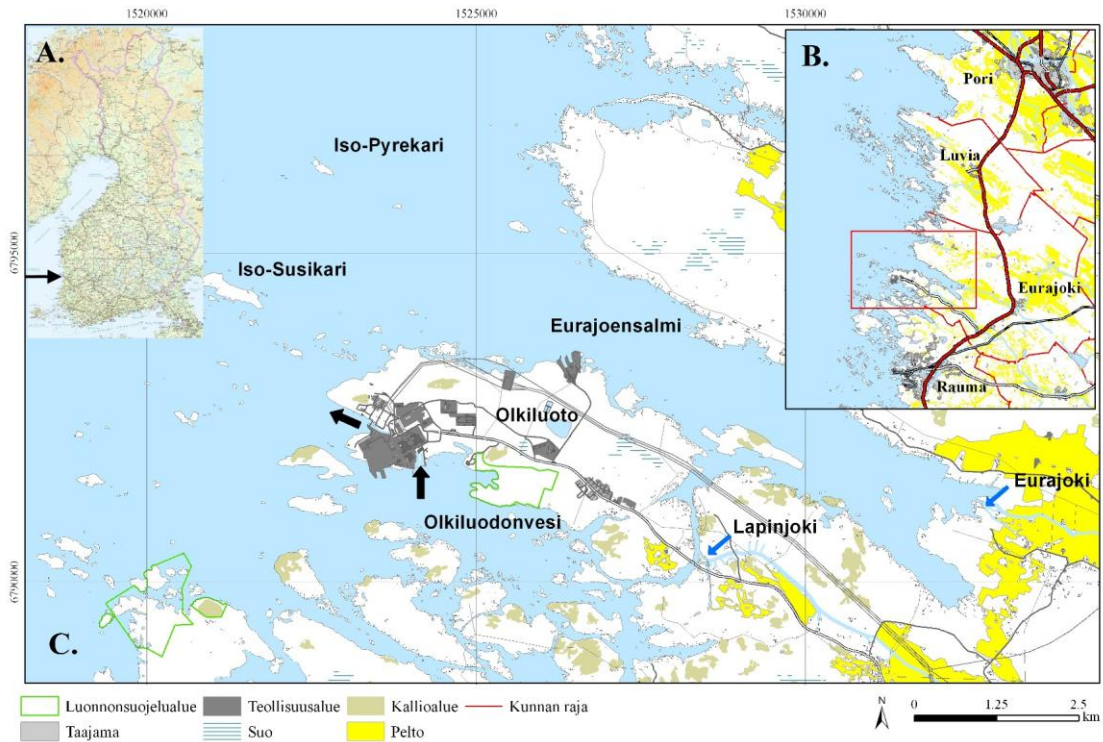
## **2. AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **2.1. Olkiluodon tutkimusalue**

#### **2.1.1. Aluekuvaus**

Olkiluodon saari sijaitsee Selkämeren rannikolla Etelä-Satakunnassa (Kuva 1). Itä-länsisuuntaisen saaren pituus on 6,0 km, leveys 2,5 km ja kokonaispinta-ala 12,0 km<sup>2</sup> (Ilus 2009). Saaren erottaa mantereesta vain kapea salmi (Haapanen ym. 2009). Alueelle laskee kaksi jokea, joista Eurajoki laskee Olkiluodon pohjoispuolelle Eurajoensalmeen ja Lapinjoki Olkiluodon kaakkoispuolelle saaren ja mantereen väliseen pieneen salmeen. Olkiluodon ympäristöön vaikuttaa jääkauden jälkeinen maankohoaminen, jonka nopeus on kesimäärin 6 mm a<sup>-1</sup> (Ikonen 2003).

Olkiluodon merialue on melko avoin vesialue, joka muodostuu matalista lahdist ja muutamista pienistä saarista (Ilus 2009). Olkiluodon saaren ympärillä veden keskisyvyys on alle 10 m ja suurin syvyys noin 15 m. Keskisyvyys kasvaa alueella asteittain rannikolta avomerensuuntaan: 10-20 km:n etäisyydellä mantereesta keskisyvyys on noin 20 m ja 30 km:n etäisyydellä noin 50 m. Alueen länsi- ja pohjoisosassa merenpohja on pääosin kiviaineksesta, hiekasta ja savesta muodostunutta kovaa eroosiopohjaa (Keskitalo & Ilus 1987). Merenlahdissa sekä Olkiluodon pohjois- ja eteläpuolella olevissa salmissa pohja koostuu pääosin savesta ja liejusavesta. Avomerensuunnasta lähtien meriveden sekoittumis- ja vaihtumisolosuhteet ovat hyvät ja vähäisen saariston vuoksi tuulet vaikuttavat huomattavasti alueen virtausolosuhteisiin (Lauri 2008, Turkki 2010).



Kuva 1. Olkiluodon merialue. A. ja B. Olkiluodon sijainti Selkämeren rannikolla, C. ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien otto- ja purkupisteet (mustat nuolet) sekä paikat, joissa Eurajoki ja Lapinjoki laskevat mereen (kapeammat siniset nuolet). Lähteet: A. Ympäristöhallinto 2010, B. ja C. Maamittauslaitoksen maastotietokanta (lupa 41/MML/10), muotoilu Jani Helin/Posiva Oy.

Merialueen ekologinen tila on EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisen vesienhoidon seurantaohjelman mukaan luokkaa hyvä (Ympäristöhallinto 2010). Alueen merenpohjan tila vaihtelee terveen, puoliterveen ja puolilikaantuneen välillä (Kirkkala & Turkki 2005). Veden ravinne- ja kiintoainepitoisuudet ovat Selkämeren alueelle tyypillisellä tasolla (Mattila ym. 2003). Merialueen yleinen happitilanne on hyvä ympäri vuoden ja vastaa Selkämeren tausta-arvoja (Turkki 2010). Veden suolapitoisuus on alueella keskimäärin luokkaa 5-6 ‰ (Vehviläinen 2005).

Olkiluodon merialueelle laskevat Eurajoki ja Lapinjoki kuljettavat mukanaan kiintoainetta ja ravinteita ja vaikuttavat merialueen tilaan varsinkin keväisin ja erityisen sateisina aikoina (Haapanen ym. 2009, Turkki 2010). Sekä Eurajoen alaosan että Lapinjoen vedenlaatu on luokkaa tyydyttävä (Kirkkala & Turkki 2005). Eurajoen keskivirtaama oli vuosina 2000–2009  $8,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ja Lapinjoen  $3,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Ympäristöhallinto 2010). Vuosien 2000–2009 aikana Eurajoki kuljetti vuosittain mereen keskimäärin 530 t typpeä ja 15,7 t fosforia ja Lapinjoki 170 t typpeä ja 4,3 t fosforia.

Kasviplanktonin määrä on kasvanut Olkiluodon merialueella vuosittain leutojen talvien, rehevöitymiskehityksen ja jäähdytysvesien vaikutuksesta (Mattila ym. 2003). Merialueen vesikasvi- ja pohjaleväyhteisö on rehevöitymiskehityksen aiheuttamassa jatkuvassa muutostilassa. Alueen eläinplanktoniyhteisö koostuu Selkämeren alueelle tyypillisistä lajeista (Haapanen ym. 2009) ja yhteisön kokonaisbiomassa on suurin purkupisteen läheisyydessä (Turkki 2010). Verkkokoekalastusten ja kyselytutkimusten perusteella Olkiluodon kalasto on Selkämerelle tyypillinen ja jäähdytysvesillä näyttäisi olevan positiivinen vaikutus sekä alueen petokalakantoihin että kalastukseen (Sauvonsaari 2003, TVO 2007).

### 2.1.2. Jäähdytysvesien käyttö ja vaikutukset

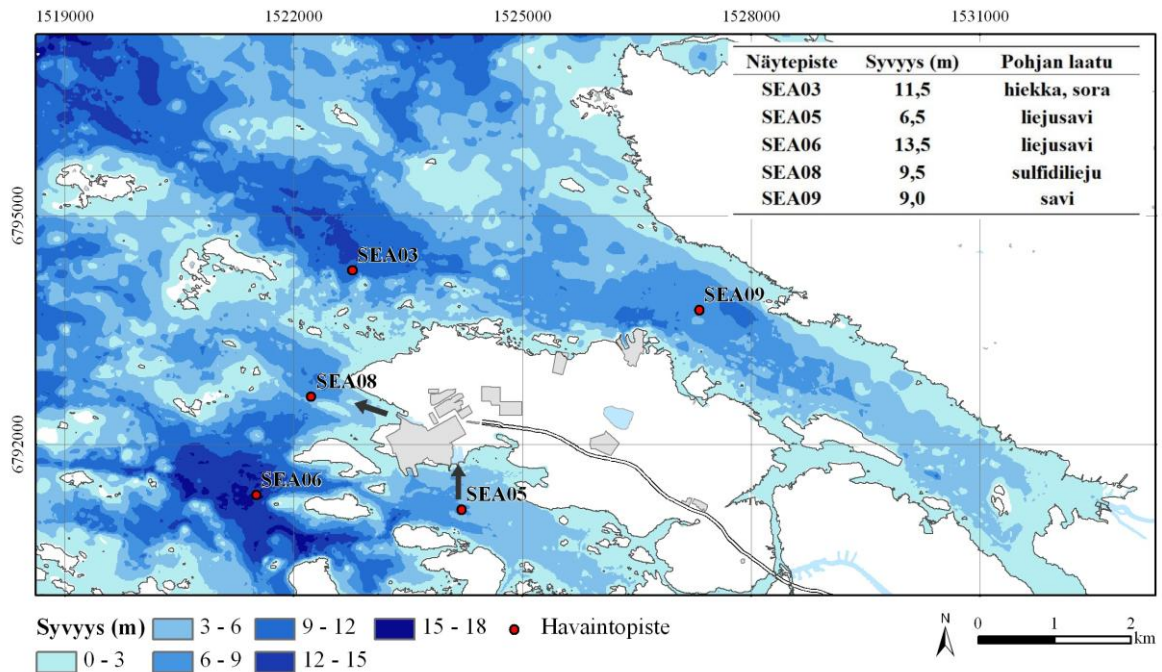
Teollisuuden voima Oy (TVO) otti käyttöön Olkiluodon saaren länsikärkeen rakennetut ydinvoimalaitosyksiköt vuosina 1978 ja 1980 (Sauvonsaari 2003). Yhden voimalaitosyksikön nimellisteho on, vuosien 1984 ja 1996-1998 tehonkorotusten jälkeen, 860 MW. Yksiköt käyttävät jäähdytysvettä yhteensä  $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  eli 5,18 milj.  $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$  (Turkki 2010). Jäähdytysveden lämpötila nousee prosessin aikana keskimäärin  $13,0 \text{ }^\circ\text{C}$  ja vuositasolla veden mukana poistuu lämpöenergiaa noin 99 PJ. Jäähdytysvesi otetaan voimalaitosyksiköiden käyttöön saaren eteläpuolelta ja johdetaan saaren länsipuolella sijaitsevalle Kaalonperän lahdelta 380 m pitkän purkukanavan kautta (Ilus 2009, Turkki 2010). Jäähdytysvedet johdetaan ulos kanavasta jet-tyyppisenä virtauksena (Ilus 2009), joka tehostaa lämpimän veden sekoittumista purkualueen vesimassaan (Langford 1990). Virtauksen voimakkuus on purkupisteessä keskimäärin  $2,0 \text{ m s}^{-1}$  (Keskitalo & Ilus 1987). Jäähdytysvesien virtaus on aluksi lännensuuntainen, mutta Selkämeren rannikon päävirtaus sekä lännen ja etelän puoleiset tuulet kääntävät virtaussuunnan kohti pohjoista (TVO 2008).

Jäähdytysvesien lämpövaikutus kohdistuu Olkiluodon edustan merialueella pääosin veden pintakerrokseen (Turkki 2010). Talvella meriveden lämpötilan nousu havaitaan 3-5 km päässä rannikosta, jolloin pintakerroksen lämpötila on purkualueella keskimäärin  $5,0\text{-}7,0 \text{ }^\circ\text{C}$  ja ulompana merellä  $0,5\text{-}2,0 \text{ }^\circ\text{C}$  merialueen keskimääräistä lämpötilaa korkeampi (Kirkkala & Turkki 2005). Meriveden lämpeneminen estää talvisen jääpeitteen muodostumisen purkupisteen ympärillä  $5\text{-}20 \text{ km}^2$  laajuudella ja vaikuttaa Olkiluodon lähivesien jään ominaisuuksiin (Kirkkala & Turkki 2005, Taivainen 2007, Haapanen ym. 2009). Avovesikaudella jäähdytysvesien lämpövaikutus jää paikallisemmaksi: yli  $3,0 \text{ }^\circ\text{C}$ :n nousu on havaittavissa vesikerroksen pintaosissa purkupisteen läheisyydessä ja  $1,0\text{-}3,0 \text{ }^\circ\text{C}$ :n nousu noin kolmen kilometrin päässä purkupisteestä (Kirkkala & Turkki 2005).

### 2.2. Olkiluodon seuranta-aineisto

Olkiluodon merialueella on tehty ydinvoimalaitoksen ympäristövaikutuksiin liittyviä tutkimuksia vuodesta 1972 lähtien ja lakisääteisiksi velvoitetarkkailuiksi ne muuttuivat vuonna 1978, jolloin ensimmäinen voimalaitosyksikkö otettiin käyttöön (Ilus 2009). Vuosittaisten tarkkailututkimusten tarkoituksena on selvittää Olkiluodon ydinvoimalaitoksen tuottamien jäähdytysvesien vaikutuksia ympäröivän merialueen veden laatuun ja biologiseen tuotantoon sekä käyttökelpoisuuteen (Turkki 2010). Suomen säteilyturvakeskus (STUK) toimi TVO:n velvoitetarkkailututkimusten toteuttajana vuosina 1978-1982 (Ilus 2009). Velvoitetarkkailun päätyttyä STUK on jatkanut vuosittaista pohjaeläinnäytteenottoa ympäristön radioaktiivisuuden seurannan yhteydessä. Vuonna 1983 merialueen velvoitetarkkailu siirtyi Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry:lle, joka on tehnyt TVO:n toimeksiannosta Olkiluodon lähivesien fysikaalis-kemiallisia ja biologisia tarkkailututkimuksia vuodesta 1979 lähtien (Turkki 2010). Velvoitetarkkailun on toteuttanut vuodesta 2000 alkaen yhdistyksen tytäryhtiö Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy (LSVY).





Kuva 2. Olkiluodon tutkimusalueen syvyyskartta (Pohjola ym. 2009), tutkimuksessa käytetyt velvoitetarkkailupisteet sekä pisteiden syvyystiedot ja pohjan laatu (Turkki 2010). Nuolet kuvaavat ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien otto- ja purkupisteitä. Karttapohja: Maamittauslaitoksen maastotietokanta (lupa 41/MML/10), muotoilu Jani Helin/Posiva Oy.

Tutkimuksen pääaineistona käytettiin Olkiluodon tutkimusalueen viidestä näytepisteestä (Kuva 2) vuosina 1973-2009 kerättyjen vesi- ja pohjaeläinnäytteiden tuloksia. Näytteenottoalue käsittää Olkiluodon saarta ympäröivän merialueen ja ulottuu noin 6 km päähän jäähdytysvesien purkupisteestä (Turkki 2010). Pohjaeläinnäytteitä on otettu vuosina 1973-1982 seitsemästä (Ilus 2009) ja vuosina 1983-2009 kuudesta näytepisteestä (Turkki 2010), joista tähän tutkimukseen soveltuivat pisteet SEA03, SEA05, SEA06, SEA08 ja SEA09 (Kuva 2 ja Taulukko 1). Veden keskisyvyys on näytepisteissä 6,5-13,5 m ja pohjan laatu vaihtelee pehmeästä savi- ja liejupohjasta hiekkä- ja sorapohjaan (Turkki 2010). Pisteet SEA03, SEA06 ja SEA08 sijaitsevat jäähdytysvesien lähivaikutusalueella, SEA05 jäähdytysveden ottoalueella ja SEA09 Eurajoen salmen suulla (Haapanen ym. 2009).

Taulukko 1. Tutkimuksen näytepisteet (Haapanen ym. 2009), niiden aikaisemmat nimet (Ilus 2009, Turkki 2010) ja pisteiden koordinaatit.

Näytepiste	STUK	Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys/LSVY	Koordinaatit (KKJ1)	
			x	y
SEA03	3	525	1523097	6794436
SEA05	1	500	1524125	6791185
SEA06	2	505	1521419	6791642
SEA08	9	510	1520861	6792838
SEA09	4	480	1526920	6793827

### 2.2.1. Vedenlaatuaineisto

Olkiluodon näytepisteiden vuosittaiset vedenlaatu tiedot on otettu ympäristöhallinnon ympäristö- ja paikkatietopalvelun (OIVA-verkkopalvelu) ympäristötiedon hallintajärjestelmästä (HERTTA) (Ympäristöhallinto 2010). Tietokannan näytepisteiden nimet vastaavat LSVY:n käyttämää koodausta (Taulukko 1). Vesinäytteitä on otettu

vuosittain eri vuodenaikoina pääasiassa yhtenäisin standardimenetelmin. Näytteenotossa on noudatettu uusimpia vesi- ja ympäristöhallinnon ohjeita ja vesinäytteet on määritetty akkreditoituissa laboratorioissa. Vesinäytteenottomenetelmien ja laboratoriomääritysten yksityiskohtaiset kuvaukset löytyvät vuosilta 1973-1982 Iiuksen (2009) väitöskirjatyöstä sekä vuosilta 1983-2009 Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen (Jumppanen 1984, 1985, 1986, 1987, 1988a, 1989, 1990, 1991, 1992a, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997a, 1998, 1999a, 2000) ja LSVY:n (Jumppanen 2001, 2002a, Mattila 2003a, 2004, Kirkkala 2005, Turkki 2006, 2007, 2008a, 2009, 2010) vuosiraporteista.

Vesinäytteistä määritetyt muuttujat ovat vaihdelleet tutkimusjakson aikana, joten vain tiettyjen muuttujien havaintosarjat ovat säilyneet yhtenäisinä. Aineiston yhtenevyyden perusteella tähän tutkimukseen soveltuivat seuraavat vedenlaatumuuttujat: lämpötila ( $^{\circ}\text{C}$ ), happipitoisuus ( $\text{mg l}^{-1}$ ), kokonaisfosfori ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ), kokonaistyyppi ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ), klorofylli *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) ja näkösyvyys (m).

### 2.2.2. Pohjaeläinaineisto

Tutkimuksen pohjaeläinaineisto on koottu STUK:n pohjaeläintutkimuksista vuosilta 1973-1982 (Ilus 2009), sekä kohdassa 2.2.1 mainituista Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen ja LSVY:n raporteista vuosilta 1983-2009. STUK on ottanut pohjaeläinnäytteet kahdesti vuodessa ja tähän tutkimukseen otettiin mukaan vain syystutkimusten tulokset.

STUK:n pohjaeläinnäytteenotossa käytettiin Ekman-tyyppistä pohjanoudinta ja jokaisesta näytepisteestä otettiin pääsääntöisesti viisi pohjaeläinnäytettä eli nostoa (Ilus 2009). Nostot yhdistettiin kokoomanäytteeksi ja seulottiin 0,6 mm:n käsiseulalla. Pohjaeläimet poimittiin seulontajäänöksestä elävinä heti näytteenoton jälkeen valkoista alustaa, suurennuslasia ja pinsettejä apuna käyttäen. Poiminnan jälkeen pohjaeläimet säilöttiin määrittystä varten 80 %:seen etanoliin. Määrittymisen jälkeen lajikohtaiset yksilömäärät laskettiin ja biomassat punnittiin pintakuivista yksilöistä 0,1 mg:n tarkkuudella. Tulokset raportoitiin yksilömäärinä ja märkämassoina neliometriä kohden.

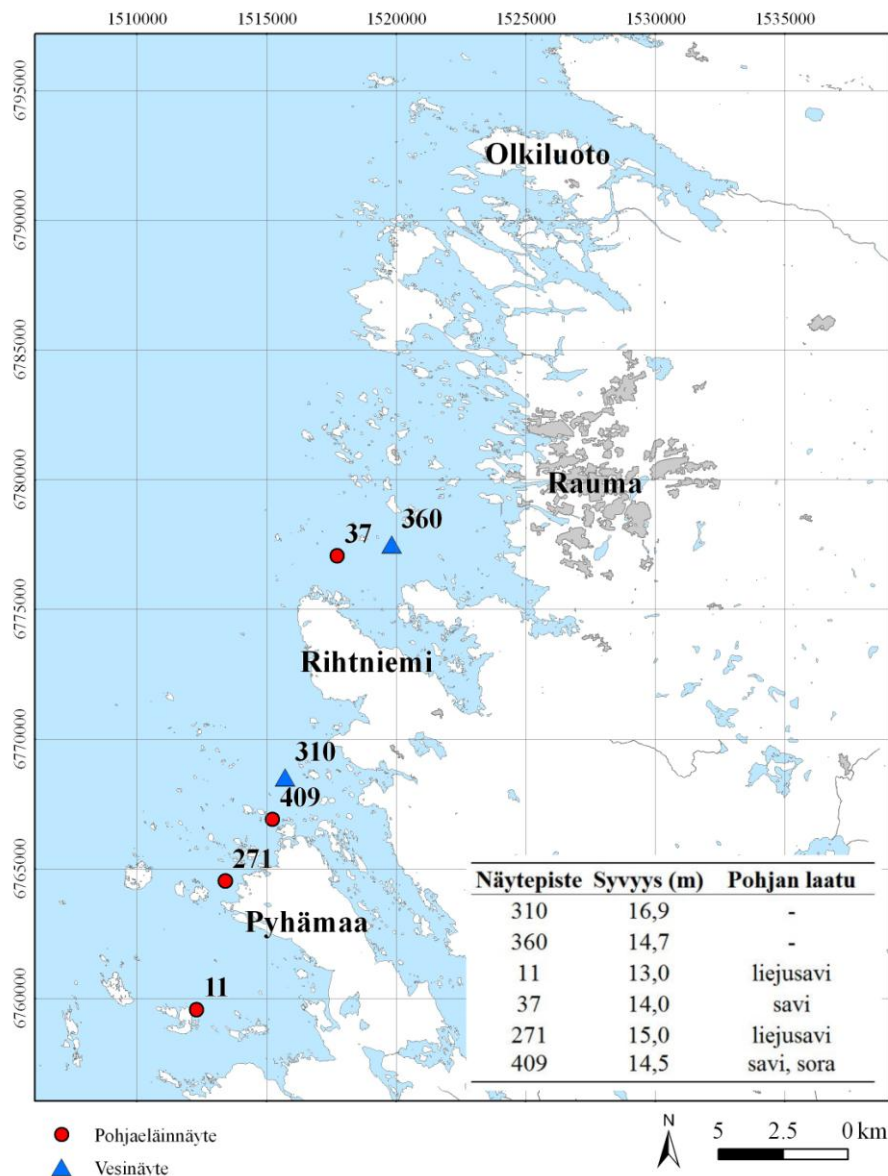
Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys, ja vuodesta 2000 lähtien LSVY, ovat ottaneet näytteet vuosittain Ekman-noutimella syys-lokakuussa (Jumppanen 2000, Turkki 2010). Jokaisesta näytepisteestä otettiin jokaisella näytteenottokerralla kolme nostoa, jotka seulottiin veneessä sankoseulalla ja säilöttiin 70 %:seen denaturoituun etanoliin. Seulan silmäkoko oli vuosina 1979-1988 0,6 mm ja vuodesta 1989 eteenpäin 0,5 mm (Mattila ym. 2003). Vuosina 1983-1991 seulotut nostot yhdistettiin kokoomanäytteeksi, mutta vuodesta 1992 lähtien nostot on käsitelty erillisinä rinnakkaisnäytteinä. Ennen poimintaa seulos huuhdottiin laboratoriossa vesijohtovedellä ja seulottiin tämän jälkeen uudelleen 0,5 mm:n seulalla (Turkki 2010). Pohjaeläimet poimittiin seuloksesta preparointimikroskooppia ja pinsettejä apuna käyttäen. Poimitut eläimet määritettiin pääosin lajin tarkkuudella, mutta surviaissääskien (Chironomidae) toukat määritettiin alaheimoihin tai lajiryhmiin. Harvasukasmatojen (Oligochaeta) lajinmääritys tehtiin preparaattien avulla. Laji- ja lajiryhmäkohtaiset yksilömäärät laskettiin ja pintakuivat yksilöt punnittiin analyysivaa'alla. Tulokset on raportoitu yksilömäärinä ja märkämassoina neliometriä kohden. Jokaisen näytteenottopisteen kokonaistiheyksille ja -massoille on laskettu kolmen noston keskiarvo ja keskihajonta vuodesta 1992 lähtien (Mattila ym. 2003).

### 2.3. Vertailualueet ja -aineistot

Vertailualueiksi pyrittiin valitsemaan olosuhteiltaan Olkiluodon tutkimusaluetta vastaavia merialueita, joissa on tehty vedenlaadun ja pohjaeläinyhteisön

pitkääikaistutkimuksia. Merialueen yleinen virtaussuunta on rannikolla etelästä kohti pohjoista (Kirkkala & Turkki 2005), joten Olkiluodon ydinvoimalaitoksen mahdolliset vaikutukset pyrittiin rajaamaan pois valitsemalla vertailualueet Olkiluodon eteläpuolelta. Karttatarkastelun ja OIVA- ympäristö- ja paikkatietopalvelun avulla (Ympäristöhallinto 2010) vertailualueiksi valittiin Rauman ja Pyhämaan merialueet (Kuva 3). Rauman alueen selluloosa- ja paperiteollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien (Koivunen 2009) sekä Pyhämaan merialueen kalankasvatuksen (Turkki & Lehtonen 2007) kuormituksen vaikutukset pyrittiin rajaamaan pois vertailupisteitä valittaessa.

Vedenlaadun vertailualueiksi valittiin Rauman merialueelta piste 360 (Pieni Hylkikari) ja Pyhämaan merialueen pohjoispuolelta piste 310 (Truutinpauha) (Kuva 3). Vesinäytteitä on kerätty Pieni Hylkikarin pisteessä 1970-luvun ja Truutinpauhan pisteessä 1980-luvun alusta lähtien (Ympäristöhallinto 2010). Vedenlaadun seuranta on ollut vertailualueilla yhdenmukaista Olkiluodon tutkimusalueen seurannan kanssa.



Kuva 3. Rauman ja Pyhämaan merialueet, vertailualueiden vedenlaatu- ja pohjaeläinnäytepisteet (Ympäristöhallinto 2010) sekä pisteiden syvyytiedot ja pohjan laatu (Turkki & Lehtonen 2007, Turkki 2008b). Karttapohja: Maamittauslaitoksen maastotietokanta (lupa 41/MML/10), muotoilu Jani Helin/Posiva Oy.

Olkiluodon pohjaeläinyhteisön vertailualueiksi valittiin Rauman merialueen näytepiste 37 ja Pyhämaan merialueen pisteet 11, 271 ja 409 (Kuva 3). Pisteet vastaavat syvyydeltään ja pohjan laadultaan Olkiluodon SEA-näytepisteitä (Kuva 2). Vertailualueiden ja Olkiluodon tutkimusalueen näytteet on kerätty ja käsitelty pääosin samojen standardien mukaisesti (Suomen standardisoimisliitto 1989, Mäkelä ym. 1992) ja tutkimustyöstä on vastannut sama taho (Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys/LSVY). Rauman merialueella on tehty yhdeksän pohjaeläintutkimusta neljän tai viiden vuoden välein vuodesta 1973 lähtien (Hiltunen 1977, Jumppanen ja Pajunen 1979, Häkkilä 1983, 1990, Mattila 1992, Jumppanen ja Räisänen 1996, Jumppanen 1999b, Mattila 2003b, Turkki 2008b). Pohjaeläinnäytteet on kerätty syksyisin ja jokaisesta näytepisteestä on otettu kolme nostoa, jotka on käsitelty erillisinä vuodesta 1994 lähtien. Vuosina 1973, 1977 ja 1982 näytteenotossa on käytetty van Veen-tyyppistä pohjanoudinta ja 0,6 mm seulaa ja vuodesta 1986 lähtien Ekman-tyyppistä noudinta ja 0,5 mm seulaa (Turkki 2008b). Pyhämaan merialueella on tehty kuusi pohjaeläintutkimusta neljän tai viiden vuoden välein vuodesta 1983 lähtien (Jumppanen & Kolehmainen 1984, Jumppanen 1988b, 1992b, 1997b, 2002b, Turkki & Lehtonen 2007). Pohjaeläinnäytteet on otettu syksyisin Ekman-tyyppisellä noutimella. Jokaisesta näytepisteestä on otettu kolme nostoa, jotka on käsitelty erillisinä vuodesta 1991 lähtien. Näytteiden seulontaan on käytetty vuosina 1983 ja 1987 0,6 mm seulaa ja vuodesta 1991 lähtien 0,5 mm seulaa.

#### 2.4. Aineistojen yhdenmukaistaminen

Pohjaeläinten lajimäärityksen tarkkuus on vaihdellut määrittäjästä riippuen. Sen vuoksi kaikki Tubificidae-heimon harvasukasmatolajit käsiteltiin tässä tutkimuksessa heimotasolla. Kaikki surviaissääskilajit, lukuun ottamatta *Chironomus*-sukua, käsiteltiin alaheimotasolla (Chironominae). Pohjaeläinten tieteelliset nimet on ilmoitettu The World Register of Marine Species (WoRMS)-verkkotietokannan (Appeltans ym. 2010) ja Integrated Taxonomic Information System (ITIS)-verkkotietokannan (ITIS 2010) mukaisesti.

Olkiluodon tarkkailututkimuksissa yksittäinen pohjaeläinnäyte koostui vuosina 1973-1982 pääsääntöisesti viiden (Ilus 2009) ja vuosina 1983-1991 kolmen noston (Mattila ym. 2003) kokoomänäytteestä. Vuodesta 1992 lähtien kolme nostoa on käsitelty erillisinä rinnakkaisnäytteinä (Mattila ym. 2003). Nostojen määrän lisääminen kasvattaa havaittujen lajien määrää näytteessä (Veijola ym. 1996, Kantola ym. 2001), joten jaksojen 1973-1982 ja 1983-2009 lajimääräarviot eivät olleet vertailukelpoisia keskenään. Viiden noston lajimääräarviot muutettiin vastaamaan kolmen noston arvioita korjauskertoimen (K) avulla, joka laskettiin jokaiselle näytepisteelle erikseen. Korjauskertoimen määrittämiseen käytettiin vuosien 1992-2009 aineistoa, joka käsitti kunkin näytepisteen jokaisen näytteenottokerran kolmen yksittäisen noston lajimääräarviot. Kertoimen määrittäminen aloitettiin laskemalla jokaisen näytteen kokonaislajimäärä ( $n(x)$ ) 1.-3. noston jälkeen. Nostojen jälkeisille kokonaislajimäärille ( $n(1)$ ,  $n(2)$  ja  $n(3)$ ) laskettiin vuosien 1992-2009 keskiarvot ( $N(x)$ ) näytepisteittäin. Saatuun keskiarvoaineistoon sovitettiin potenssifunktio ( $N(x)=a*x^b$ ) ja funktion avulla laskettiin ennuste ( $N(5)$ ) 5. noston jälkeiselle kokonaislajimäärälle. Korjauskerroin (K) saatiin laskemalla 3. noston keskimääräisen lajimäärän osuus ennustetusta 5. noston lajimäärästä ( $K= N(3)/N(5)$ ). Vuosien 1973-1982 viiden noston lajimääräarviot ( $n(5)$ ) muutettiin kolmen noston lajimäärän ennusteiksi ( $n(3)$ ) kertoimen K avulla ( $n(3)= K*n(5)$ ).

## 2.5. Aineistojen analysointi ja tilastollinen testaus

Olkiluodon tutkimusalueen ja vertailualueiden vedenlaatu- ja pohjaeläinaineistojen välisiä yhteyksiä tarkasteltiin korrelaatiokertoimien avulla. Aineistojen ajallista muutosta vertailtiin kahden lineaarisen regressiosuoran (ns. trendiviivan) regressiokertoimien  $t$ -testillä (Howell 2009). Ennen tilastollista testausta aineiston normaalijakautuneisuutta tarkasteltiin Saphiro-Wilkin testillä, joka sopii otoskooltaan pienten ( $n < 50$ ) aineistojen tarkasteluun (Shapiro & Wilk 1965). Aineistot muunnettiin tarvittaessa normaalijakautuneeseen muotoon log-muunnoksen avulla. Tilastolliset testit tehtiin SPSS 15-tilasto-ohjelman avulla.

Korrelaatiokertoimien laskemiseen käytettiin Pearsonin korrelaatiokerrointa ( $r$ ) ja normaalijakautumattomille muuttujille laskettiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet ( $r_s$ ). Normaalijakaumatarkastelun perusteella pohjaeläinyhteisöjen lajimäärä- ja tiheysaikasarjoja tarkasteltiin Pearsonin ja vedenlaadun aikasarjoja Spearmanin korrelaatiokertoimella.

Olkiluodon ja vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen lajimäärän ja kokonaistiheyden sekä yksittäisten lajien aikasarjojen lineaarisen trendin regressiokertoimien eroja tarkasteltiin regressiokertoimien  $t$ -testillä (Howell 2009) (Kaava 1). Testin nollahypoteesi on, että suorien regressiokertoimet eivät poikkea toisistaan ( $H_0: b_1 = b_2$ ) eli ero tarkasteltavien aikasarjojen lineaaristen trendien kulmakertoimien välillä ei ole tilastollisesti merkitsevä.

$$t = \frac{b_1 - b_2}{\sqrt{s_{b_1}^2 - s_{b_2}^2}} \sim t(n_1 + n_2 - 4) \quad (1)$$

$b_x$  = suoran regressiokerroin

$s_{b_x}$  = suoran regressiokertoimen keskivirhe

$n_x$  = havaintojen lukumäärä.

Olkiluodon ja vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen rakennetta vertailtiin ja yhteisöjen vuosien välistä muutosta tarkasteltiin NMS-ordinaatioanalyysin avulla (NMS=Non-metric Multidimensional Scaling). Analyysin on katsottu soveltuvan hyvin ekologisille aineistoille, jotka eivät noudata normaalijakaumaa ja joissa on paljon vaihtelua (McCune & Grace 2002). NMS on etäisyyksien järjestyslukuihin perustuva ordinaatiomenetelmä, joka järjestää jokaisen havaintoyksikön sen yhteisökoostumuksen perusteella moniulotteiseen ordinaatioavaruuteen. Havaintoyksikköinä tässä tutkimuksessa olivat kunkin vuoden kukin näytepiste. Mitä kauempana havaintoyksiköt sijaitsevat toisistaan ordinaatioavaruudessa, sitä vähemmän ne ovat toistensa kaltaisia pohjaeläinyhteisön koostumuksen perusteella. NMS-analyysi tehtiin PC-Ord-ohjelman (versio 4.53) (McCune & Mefford 1999) autopilot-valinnalla (slow and thorough) ja analyysissä käytettiin Sørensenin (Bray-Curtis) etäisyyksimittaa (McCune & Grace 2002). Ennen analyysiä tutkimusjaksolla 1-3 kertaa tavatut lajit poistettiin analyysin tarkentamiseksi ja aineistolle tehtiin  $\log(x+1)$ -muunnos. Analyysin tuloksia havainnollistettiin kaksiulotteisilla ordinaatiokuvaajilla, joissa pisteiden sijainti toisiinsa nähden vastaa mahdollisimman hyvin yhteisökoostumusten laskennallista samankaltaisuutta. Visuaalisen selkeyden parantamiseksi Olkiluodon näytepisteiden kuvaajissa esitettiin pääsääntöisesti vain parittomat vuodet. Kunkin näytepisteen havainnot

yhdistettiin toisiinsa aikajärjestyksessä viivalla, joka kuvaa pohjaeläinyhteisön ajallista vaihtelua.

Olkiluodon tutkimusalueen ja vertailualueiden näytepisteiden pohjaeläinyhteisöjen ekologista tilaa tarkasteltiin BBI-indeksillä (BBI=Brackish water Benthic Index) (Perus ym. 2007). Indeksillä on kehitetty kuvaamaan erityisesti Itämeren rannikon pohjien pohjaeläimistöä (Vuori ym. 2009). Se ottaa huomioon alueen suhteellisen pienen lajimäärän ja syvyyden vaikutuksen lajikoostumukseen. BBI-indeksin perusolettamuksena on, että pohjaeläinyhteisön monimuotoisuus pienenee ympäristön aiheuttaman stressin kasvaessa. Indeksillä voi saada arvoja välillä 0-1 ja lähempänä nollaa olevat arvot ilmentävät pohjaeläinyhteisön heikkoa tilaa. Indeksillä lasketaan kaavalla (Perus ym. 2007), joka sisältää lajien lukumäärä- ja tiheystietoja sekä indeksillä varten laadittuja laji- ja lajiryhmäkohtaisia pistearvoja, jotka perustuvat ympäristöstressin sietokykyyn. Indeksillä on määritetty viisi tasoa (huono, välttävä, tyydyttävä, hyvä ja erinomainen), joista luokka hyvä on vesienhoitoasetuksen mukainen vähimmäistavoitetaso. Indeksillä tavoitetaso on määritetty erikseen jokaiselle rannikkovesityypille, joka määrittyy vesialueen sijainnin ja syvyysvyöhykkeen (0-10 m ja >10 m) mukaisesti (Vuori ym. 2009). Olkiluodon näytepisteet SEA05 ja SEA09 arvioitiin tyypin Ses (Selkämeren sisemmät rannikkovedet) ja syvyyden 0-10 m mukaan. Muut Olkiluodon ja vertailualueiden näytepisteet arvioitiin tyypin Seu (Selkämeren ulommat rannikkovedet) ja syvyyden >10 m mukaan. Olkiluodon ja vertailualueiden näytepisteiden BBI-arvot laskettiin kaikilta niiltä vuosilta, joihin pohjaeläinnäytteenottoa on tehty vertailualueilla. Lisäksi laskettiin Olkiluodon näytepisteiden indeksit vuosilta 2005, 2008 ja 2009.

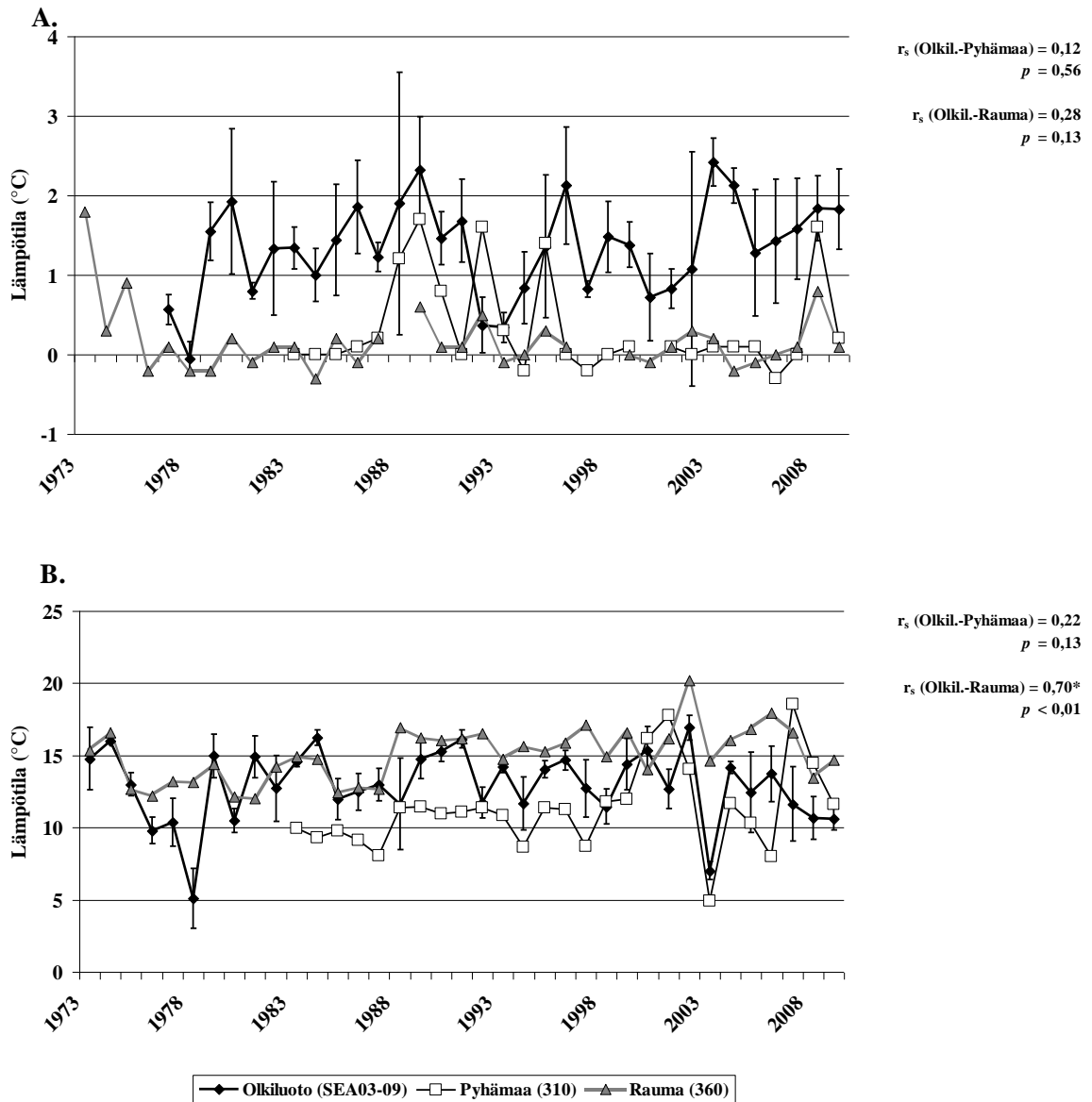
### **3. TULOKSET**

#### **3.1. Vedenlaadun muutokset**

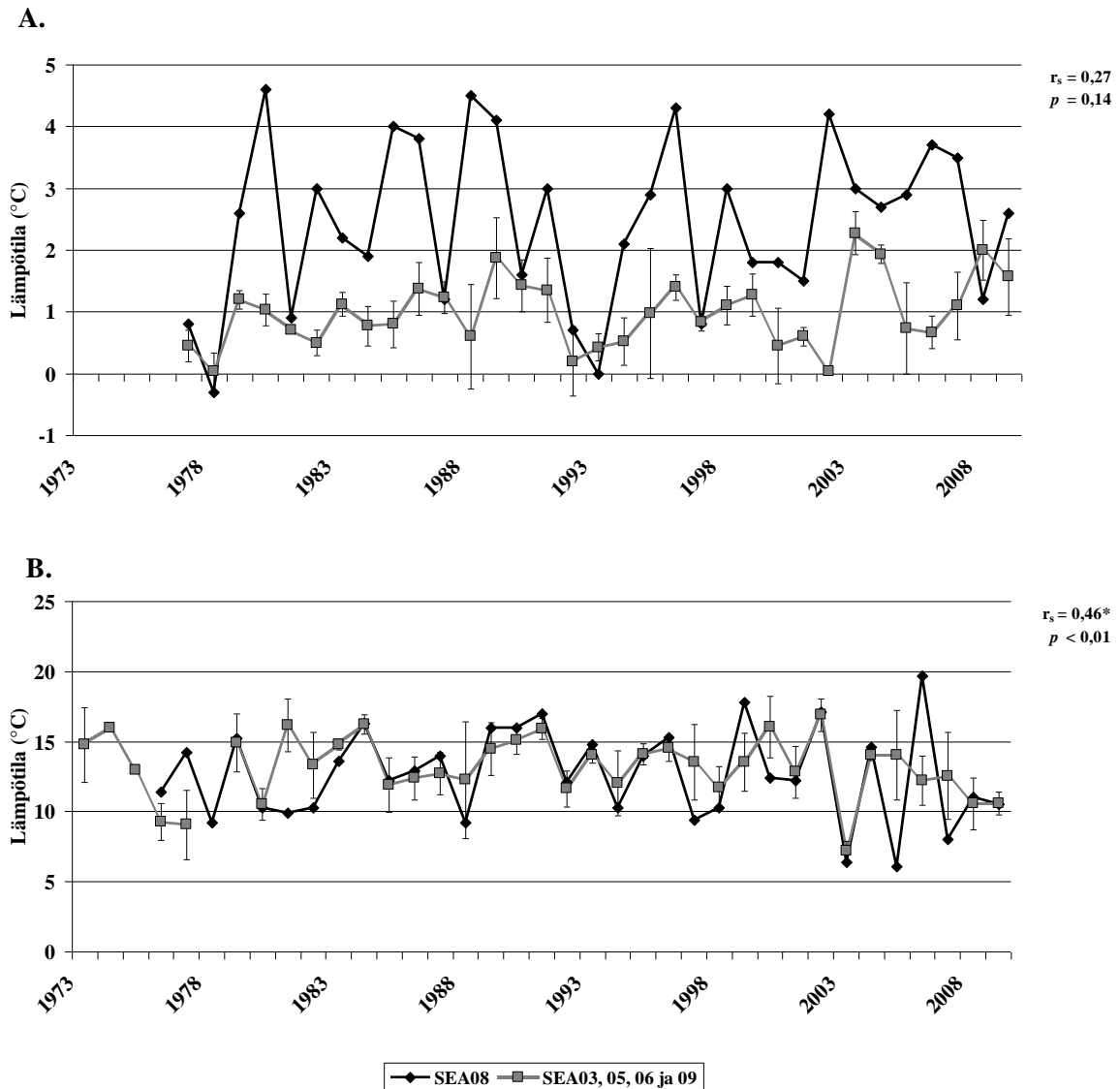
##### **3.1.1. Lämpötila**

Pohjaeläimiin kohdistuvaa suoraa lämpötilatusta tarkasteltiin pohjanläheisen veden lämpötila-aikasarjojen avulla. Olkiluodon alueen pohjanläheisen veden keskimääräiset talvilämpötilat ovat olleet 1,0-2,0 °C korkeampia kuin vertailualueilla lähes koko seurantaajan ajan (Kuva 4a). Yhtenäistä trendiä tutkimusalueen ja vertailualueiden talvilämpötilojen välillä ei ole havaittavissa. Kesälämpötilat ovat olleet vuosittain samaa tasoa Olkiluodossa ja vertailualueilla (Kuva 4b).

Pohjanläheisen veden talvilämpötiloissa on selvää vaihtelua Olkiluodon näytepisteiden välillä ja lämpötilat ovat olleet vuodesta 1978 lähtien 1,0-4,0 °C korkeampia pisteessä SEA08 muihin näytepisteisiin verrattuna (Kuva 5a). Sen sijaan kesäaikainen pisteiden välinen lämpötilavaihtelu on ollut melko pientä ja arvojen välillä on tilastollisesti merkitsevä korrelaatio (Kuva 5b).



Kuva 4. Pohjanläheisen veden lämpötila talvella (A) ja kesällä (B) Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden näytepisteen (SEA03-09) keskiarvona. Virhevaihtelujanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (S.E.). Merkkien selitykset:  $r_s$  = Spearmanin korrelaatiokerroin,  $p$  = korrelaation merkitsevyys ja \* = tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.

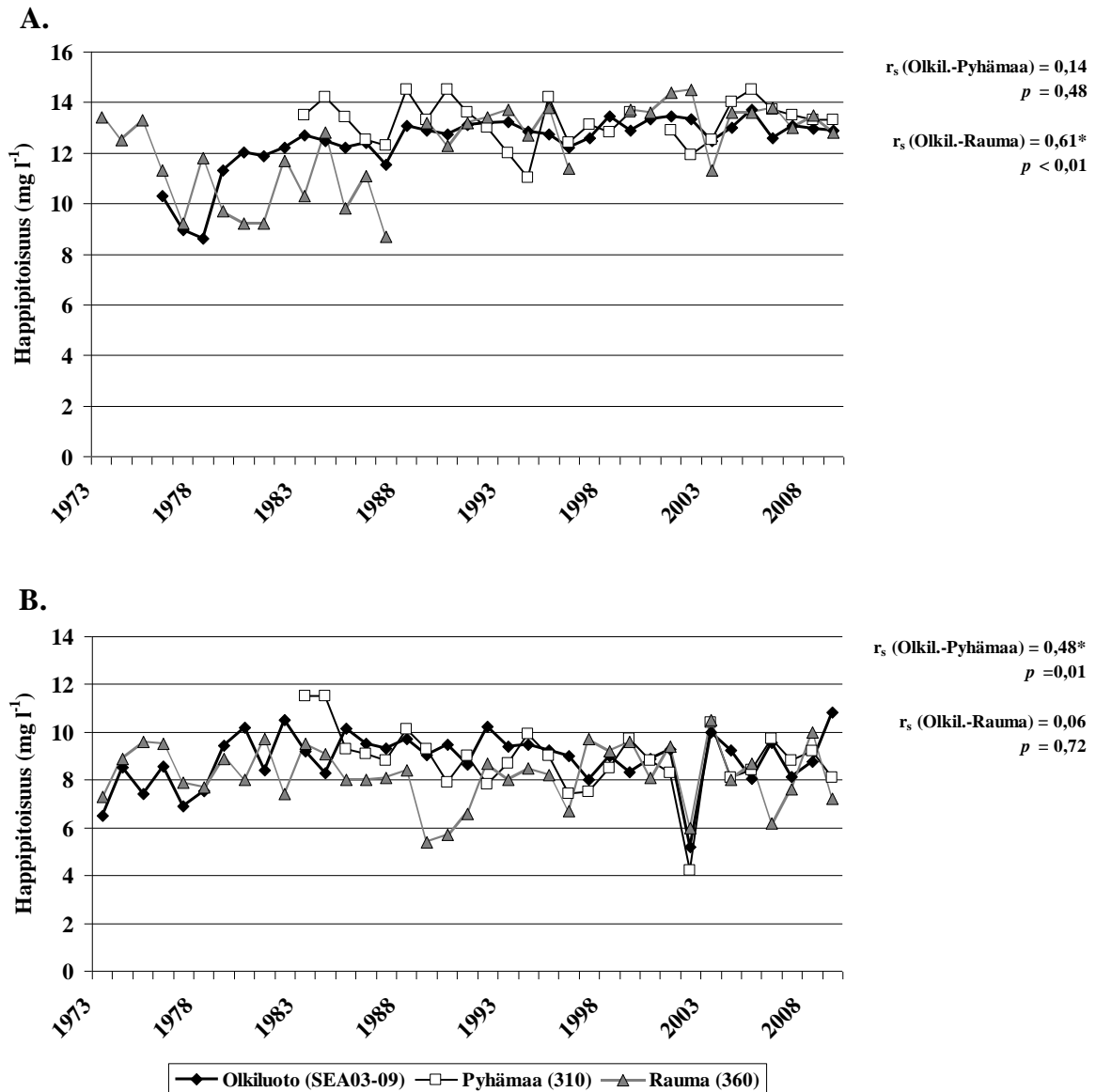


Kuva 5. Pohjanläheisen veden lämpötila talvella (A) ja kesällä (B) jäädytysvesien purkupisteen läheisyydessä (SEA08) ja muissa Olkiluodon tutkimusalueen näytepisteissä vuosina 1973-2009. Muiden näytepisteiden (SEA03, 05, 06 ja 09) vuosittaiset arvot on ilmoitettu pisteiden keskiarvona. Virhevaihtelujanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (S.E.). Merkkien selitykset:  $r_s$ = Spearmanin korrelaatiokerroin,  $p$ = korrelaation merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.

### 3.1.2. Happipitoisuus

Pohjanläheisen veden talviaikainen happipitoisuus on pysynyt Olkiluodon alueella pääosin samalla tasolla koko tutkimusjakson ajan ja happipitoisuuden vaihtelu on ollut samansuuntaista Rauman vertailualueella (Kuva 6a). Myös kesäaikainen happipitoisuus on pysynyt Olkiluodossa tasaisena ja arvot korreloivat vahvasti Pyhämaan arvojen kanssa (Kuva 6b). Pohjanläheisen veden happipitoisuuden lasku 2000-luvun alussa on havaittavissa sekä Olkiluodon kolmen syvimmän näytepisteen (SEA03, 06 ja 08) että vertailualueiden kesätuloksissa (Kuva 6b).

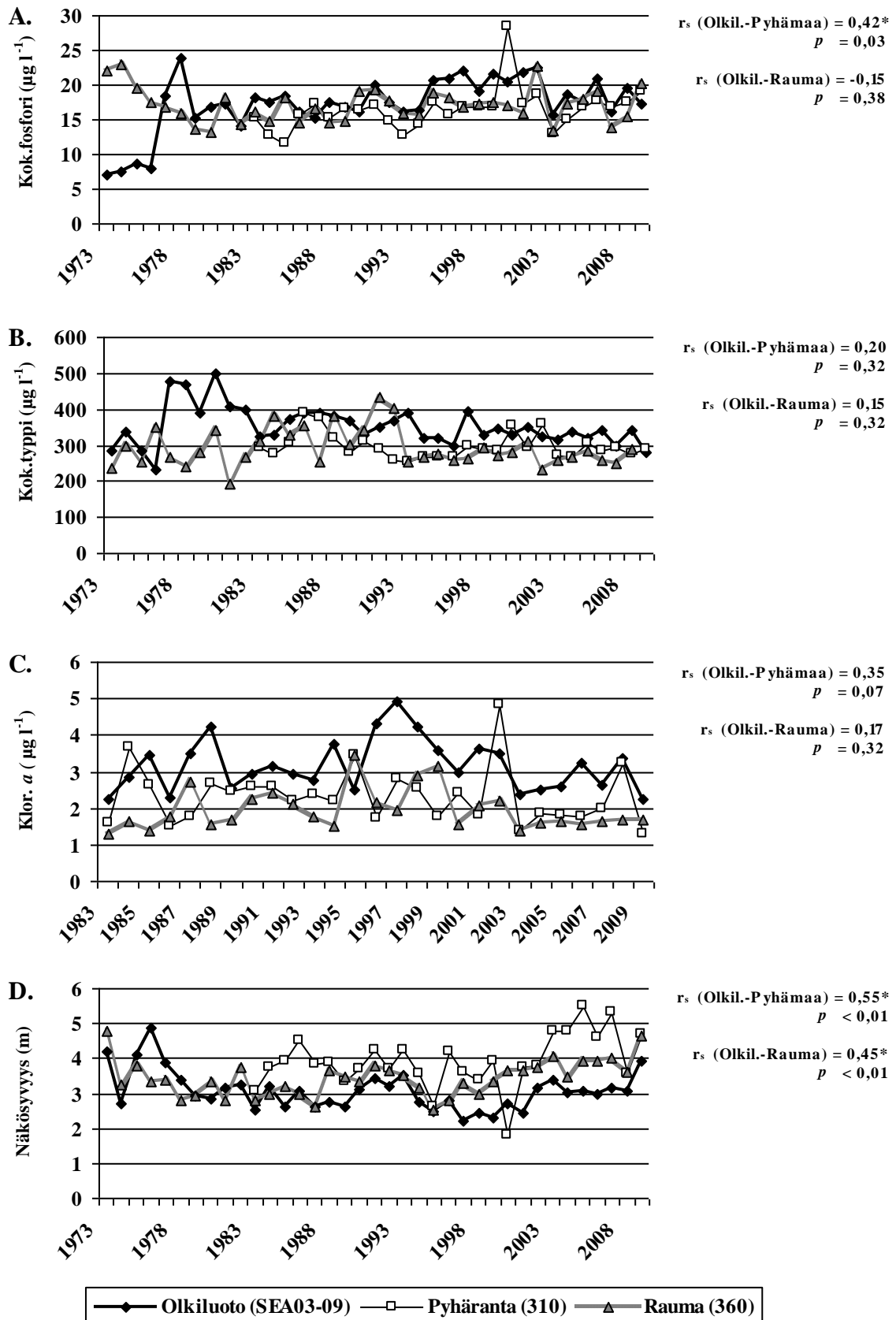




Kuva 6. Pohjanläheisen veden happipitoisuus talvella (A) ja kesällä (B) Olkiluodon merialueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden näytepisteen keskiarvona. Merkkien selitykset:  $r_s$ = Spearmanin korrelaatiokerroin,  $p$ = korrelaation merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.

### 3.1.3. Kokonaisfosfori ja -typpi, klorofylli $a$ ja näkösyvyys

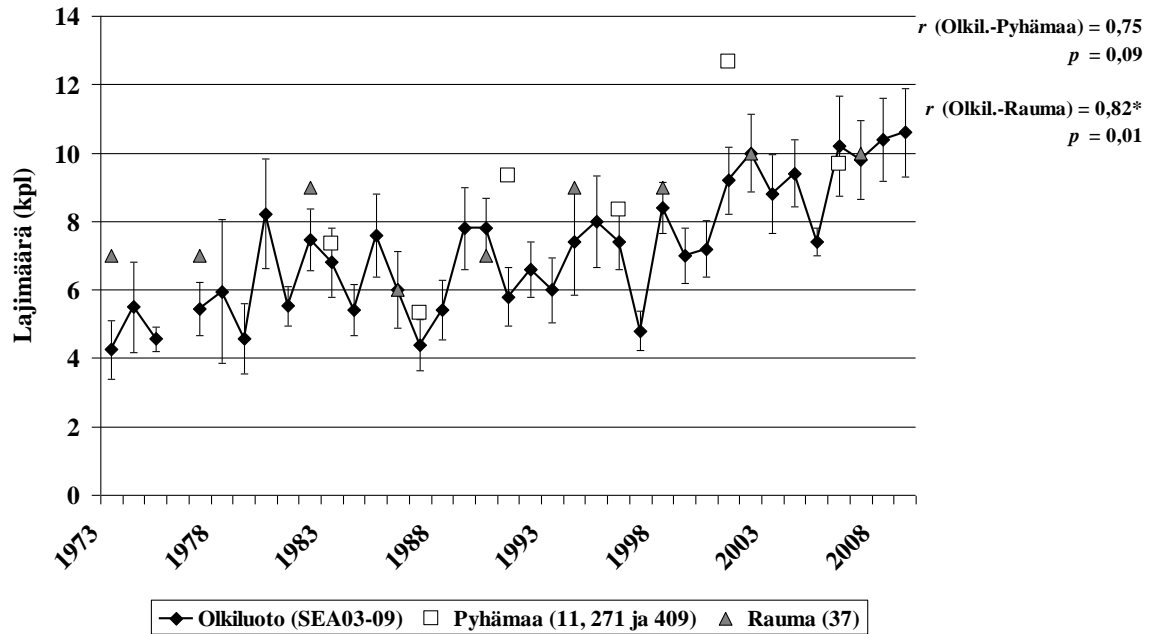
Veden kokonaisfosforipitoisuus on vaihdellut Olkiluodossa ja vertailualueilla keskimäärin välillä  $15\text{-}20 \mu\text{g l}^{-1}$  ja arvot korreloivat vahvasti Olkiluodon ja Pyhämaan alueiden välillä (Kuva 7a). Kokonaistyyppipitoisuus on laskenut tutkimusjakson aikana kaikilla alueilla  $100\text{-}200 \mu\text{g l}^{-1}$  (Kuva 7b). Klorofylli  $a$ :n pitoisuudet ovat olleet Olkiluodossa suurempia kuin vertailualueilla koko tutkimusjakson ajan (Kuva 7c). Pitoisuudet ovat vaihdelleet vuosittain huomattavasti kaikilla alueilla ja selvää yhtenäistä trendiä tutkimusalueen ja vertailualueiden klorofylliarvojen välillä ei ole havaittavissa. Olkiluodon näkösyvyyshavainnot korreloivat vahvasti vertailualueiden havaintojen kanssa (Kuva 7d). Näkösyvyys laski 1970-luvulta 1990-luvun loppuun noin 1,5 m kaikilla alueilla, jonka jälkeen se on kasvanut tasaisesti sekä tutkimusalueella että vertailualueilla.



Kuva 7. Kokonaisfosforin (A), kokonaistypen (B), klorofylli *a*:n (C) ja näkösyyvyden (D) arvot Olkiluodon merialueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden näytepisteen keskiarvona. Merkkien selitykset:  $r_s$ = Spearmanin korrelaatiokerroin,  $p$ = korrelaation merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.

### 3.2. Pohjaeläinyhteisön muutokset

Pohjaeläinyhteisön keskimääräinen lajimäärä on kaksinkertaistunut Olkiluodon tutkimusalueella vuosina 1973-2009 (Kuva 8). Selkeintä kasvu on ollut pisteissä SEA06, SEA08 ja SEA09 (Liite 1). Olkiluodon ja vertailualueiden vuosittaisten lajimäärien välillä on vahva positiivinen korrelaatio (Kuva 8) ja tilastollisesti merkitsevää eroa lineaarisen trendin regressiokertoimissa ei havaittu alueiden välillä (Taulukko 2).

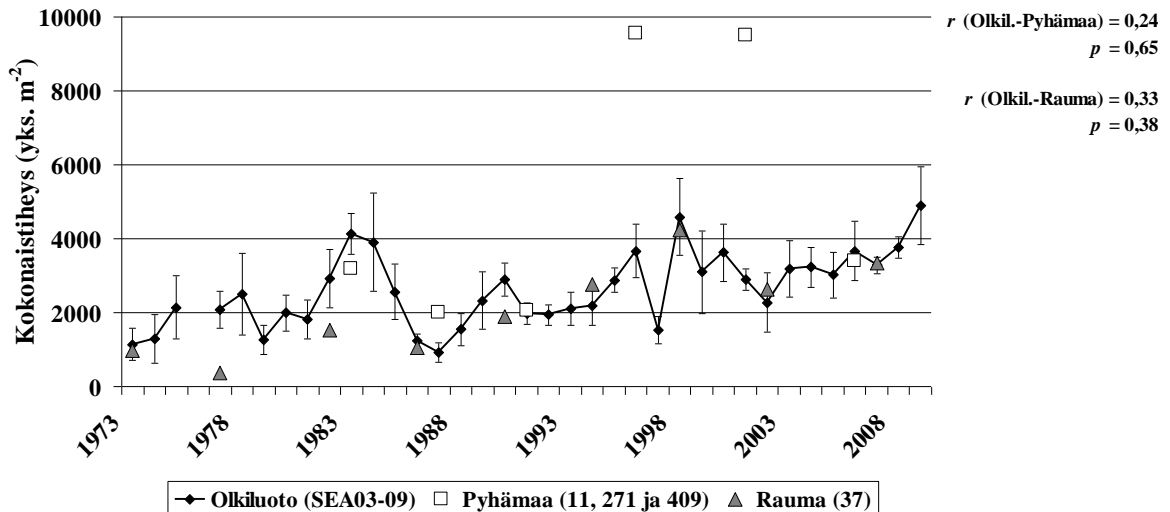


Kuva 8. Olkiluodon merialueen ja vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen keskimääräinen lajimäärä vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden ja Pyhämaan tulokset kolmen näyten keskiarvona. Virhevaihtelujanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (S.E.). Merkkien selitykset:  $r$ = Pearsonin korrelaatiokerroin,  $p$ = korrelaation merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.

Taulukko 2. Olkiluodon tutkimusalueen ja vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen lajimäärän ja kokonaistiheyden aikasarjojen sekä neljän pohjaeläinlajin populaatiotiheyden aikasarjojen lineaarisen trendin regressiokertoimien *t*-testin tulokset. Merkkien selitykset: *N*= näytteenottotutkimusten kokonaismäärä vuosina 1973-2009, *R*<sup>2</sup>= lineaarisen regressiosuoran selityssaste, *a*= vakiotermi, *b*= suoran regressiokerroin, *t*= testin tulos (Kaava 1), *df*= vapausasteiden lkm., *p*= testin merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä ero.

	<i>N</i>	<i>R</i> <sup>2</sup>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
<b>Lajimäärä (kpl)</b>							
Pyhämaa	6	0,50	6,37	0,20	-0,70	38	0,49
Olkiluoto	36	0,59	4,62	0,13	0,88	41	0,39
Rauma	9	0,54	6,52	0,10			
<b>Kok.tiheys (yks. m<sup>-2</sup>)</b>							
Pyhämaa	6	0,08	2622,10	32,60	0,69	38	0,72
Olkiluoto	36	0,34	1553,28	55,11	-0,02	41	0,99
Rauma	9	0,57	617,56	55,48			
<b><i>Macoma balthica</i> (yks. m<sup>-2</sup>)</b>							
Pyhämaa	6	0,05	1638,65	11,00	0,40	38	0,69
Olkiluoto	36	0,23	1072,37	26,38	-0,02	41	0,99
Rauma	9	0,43	438,85	37,79			
<b><i>Monoporeia affinis</i> (log. yks. m<sup>-2</sup>)</b>							
Pyhämaa	6	0,36	3,69	-0,50	-0,91	38	0,37
Olkiluoto	36	0,55	5,63	-0,18	-1,88	41	0,07
Rauma	9	0,07	2,26	-0,20			
<b><i>Marenzelleria</i> sp. (yks. m<sup>-2</sup>)</b>							
Pyhämaa	6	0,26	-152,80	156,44	-1,02	38	0,31
Olkiluoto	36	0,34	-1512,00	20,41	-0,55	41	0,58
Rauma	9	0,18	-198,69	37,70			
<b><i>Potamopyrgus antipodarum</i> (yks. m<sup>-2</sup>)</b>							
Pyhämaa	6	0,48	-52,11	3,21	2,22*	38	0,03
Olkiluoto	36	0,42	-86,03	8,48	-0,76	41	0,45
Rauma	9	0,37	-149,17	13,74			

Pohjaeläinyhteisön keskimääräinen kokonaistiheys on kasvanut tutkimusjakson aikana Olkiluodossa arvosta <2000 yks. m<sup>-2</sup> arvoon >4000 yks. m<sup>-2</sup> ja tiheyden vuosittainen vaihtelu on ollut suurta (Kuva 9). Olkiluodon tiheysarviot korreloivat heikosti vertailualueiden arvioiden kanssa. Selkeintä kokonaistiheyden kasvu on ollut pisteessä SEA03 ja huomattavaa vuosittaista vaihtelua on ollut 1980-luvulla pisteessä SEA09 ja 2000-luvulla pisteessä SEA06 ja SEA08 (Liite 2). Kokonaistiheyden lineaarisen trendin regressiokertoimissa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa tutkimusalueen ja vertailualueiden välillä (Taulukko 2).



Kuva 9. Pohjaeläinyhteisön kokonaistiheydet Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden ja Pyhämaan tulokset kolmen näyten keskiarvona. Virhevaihtelujanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (S.E.). Merkkien selitykset:  $r$ = Pearsonin korrelaatiokerroin ja  $p$ = korrelaation merkitsevyys.

Olkiluodon merialueella tavattiin tutkimusjakson aikana yhteensä 81 pohjaeläinlajia tai -lajiryhmää (Liite 3). Olkiluodon ja vertailualueiden valtalajeja ovat liejusimpukka (*Macoma balthica*), amerikansukasjalkainen, Tubificidae-heimon harvasukasmadot ja Pyhämaan aluetta lukuun ottamatta vaeltajakotilo (*Potamopyrgus antipodarum*) (Taulukko 3 ja 4). Olkiluodossa Tubificidae-heimon harvasukasmatojen tiheydet ovat olleet keskimäärin suurempia ja amerikansukasjalkaisen sekä *Hydrobia*-suvun sukkulakotiloiden tiheydet pienempiä Rauman ja Pyhämaan alueisiin verrattuna. *Chironomus*-suvun surviaissäasket esiintyvät runsaana vain Olkiluodossa.

Taulukko 3. Pohjaeläinyhteisön valtalajit Olkiluodon tutkimusalueella 2000-luvulla. Tulokset on ilmoitettu viiden näyten keskiarvona. Merkkien selitykset:  $N(x)$ = lajin populaatiotiheys (yks.  $m^{-2}$ ) ja  $N(\%)$ = lajin prosentuaalinen osuus pohjaeläinyhteisön arvioidusta kokonaistiheydestä.

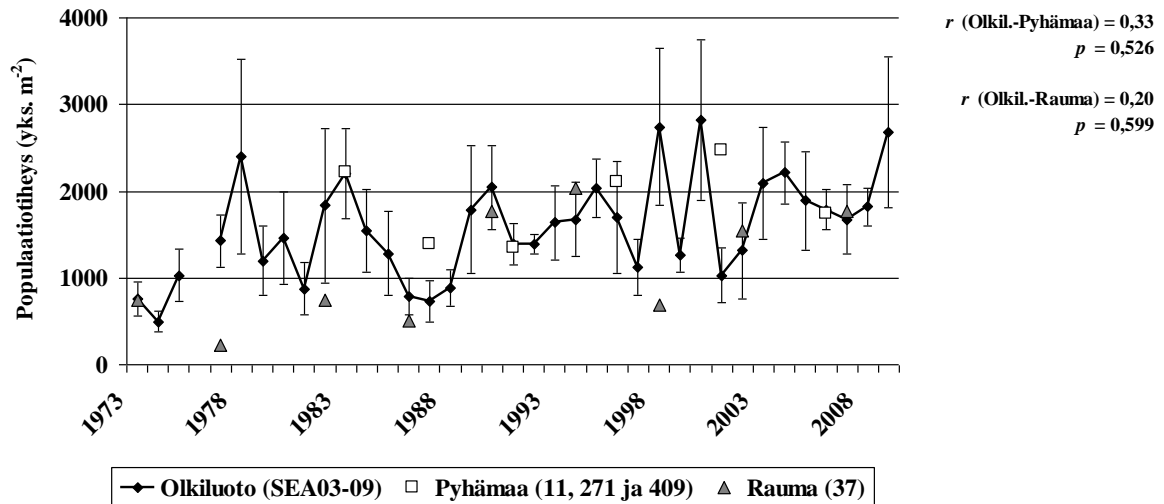
Laji	2001		2002		2006		2007		2009	
	$N(x)$	$N(\%)$	$N(x)$	$N(\%)$	$N(x)$	$N(\%)$	$N(x)$	$N(\%)$	$N(x)$	$N(\%)$
<i>M. balthica</i>	1030,3	36,0	1315,7	59,7	1786,2	48,7	1674,7	51,1	2682,7	54,8
Tubificidae	417,0	14,6	341,2	15,5	452,7	12,3	116,0	3,5	756,0	15,5
<i>P. antipodarum</i>	142,7	5,0	64,7	2,9	307,7	8,4	700,2	21,4	441,5	9,0
<i>Marenzelleria</i> sp.	548,6	19,2	298,8	13,5	310,0	8,4	178,4	5,4	425,9	8,7
<i>C. obscura</i>	35,7	1,2	0,0	0,0	26,8	0,7	66,9	2,0	149,4	3,1
<i>Hydrobia</i> sp.	31,2	1,1	26,8	1,2	8,9	0,2	46,8	1,4	98,1	2,0
<i>M. aestuarina</i>	71,4	2,5	58,0	2,6	107,0	2,9	8,9	0,3	95,9	2,0
<i>C. volutator</i>	80,3	2,8	0,0	0,0	11,2	0,3	40,1	1,2	93,7	1,9
<i>Chironomus</i> sp.	483,9	16,9	29,0	1,3	579,8	15,8	383,6	11,7	20,1	0,4
Yhteensä	2841,0	100,0	2134,1	100,0	3590,3	100,0	3215,7	100,0	4763,3	100,0

Taulukko 4. Pohjaeläinyhteisön valtalajit Pyhämaan ja Rauman vertailualueilla 2000-luvulla. Merkkien selitykset: N(x)= lajin populaatiotiheys (yks. m<sup>-2</sup>) ja N(%)= lajin prosentuaalinen osuus pohjaeläinyhteisön arvioidusta kokonaistiheydestä.

	2001		2006	
<b>Pyhämaa 11</b>	<b>N(x)</b>	<b>N (%)</b>	<b>N (x)</b>	<b>N (%)</b>
<i>M. balthica</i>	1516,0	29,5	2040,0	52,4
<i>Marenzelleria</i> sp.	2241,0	43,6	1182,0	30,4
<i>Hydrobia</i> sp.	1093,0	21,3	301,0	7,7
<i>M. aestuarina</i>	67,0	1,3	156,0	4,0
<i>C. obscura</i>	123,0	2,4	100,0	2,6
Tubificidae	56,0	1,1	67,0	1,7
<i>H. diversicolor</i>	22,0	0,4	11,0	0,3
<i>M. affinis</i>	0,0	0,0	11,0	0,3
<i>Planaria</i> sp.	22,0	0,4	11,0	0,3
<i>B. sarsi</i>	0,0	0,0	11,0	0,3
Yhteensä	5140,0	100,0	3890,0	100,0
<b>Pyhämaa 271</b>	<b>N(x)</b>	<b>N (%)</b>	<b>N (x)</b>	<b>N (%)</b>
<i>M. balthica</i>	3144,0	25,0	925,0	58,4
<i>Marenzelleria</i> sp.	7995,0	63,5	413,0	26,1
<i>M. aestuarina</i>	781,0	6,2	145,0	9,2
Tubificidae	268,0	2,1	67,0	4,2
<i>H. spinulosus</i>	22,0	0,2	22,0	1,4
<i>M. affinis</i>	0,0	0,0	11,0	0,7
<i>P. antipodarum</i>	11,0	0,1	0,0	0,0
<i>Hydrobia</i> sp.	145,0	1,2	0,0	0,0
<i>H. diversicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. obscura</i>	223,0	1,8	0,0	0,0
Yhteensä	12589,0	100,0	1583,0	100
<b>Pyhämaa 409</b>	<b>N(x)</b>	<b>N (%)</b>	<b>N (x)</b>	<b>N (%)</b>
<i>M. balthica</i>	2743,0	27,1	2252,0	48,4
<i>Marenzelleria</i> sp.	5965,0	59,0	1004,0	21,6
<i>M. aestuarina</i>	401,0	4,0	613,0	13,2
<i>P. antipodarum</i>	11,0	0,1	301,0	6,5
Tubificidae	267,0	2,6	201,0	4,3
<i>Hydrobia</i> sp.	691,0	6,8	201,0	4,3
<i>H. diversicolor</i>	11,0	0,1	22,0	0,5
<i>Gammarus</i> sp.	0,0	0,0	22,0	0,5
<i>M. edulis</i>	11,0	0,1	22,0	0,5
<i>H. spinulosus</i>	11,0	0,1	11,0	0,2
Yhteensä	10111,0	100,0	4649,0	100,0
	2002		2007	
<b>Rauma 37</b>	<b>N(x)</b>	<b>N (%)</b>	<b>N (x)</b>	<b>N (%)</b>
<i>M. balthica</i>	1550,0	60,5	1762,0	52,7
<i>P. antipodarum</i>	89,0	3,5	781,0	23,3
<i>Marenzelleria</i> sp.	535,0	20,9	390,0	11,7
<i>Hydrobia</i> sp.	268,0	10,5	212,0	6,3
Tubificidae	0,0	0,0	100,0	3,0
<i>M. aestuarina</i>	22,0	0,9	45,0	1,3
<i>C. glaucum</i>	0,0	0,0	22,0	0,7
<i>H. diversicolor</i>	11,0	0,4	11,0	0,3
<i>H. spinulosus</i>	89,0	3,5	11,0	0,3
<i>N. integer</i>	0,0	0,0	11,0	0,3
Yhteensä	2564,0	100,0	3345,0	100,0

Sekä tutkimusalueen että vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen runsain laji on liejusimpukka (Taulukko 3 ja 4). Lajin arvioidut populaatiotiheydet ovat olleet 2000-luvulla kaikilla alueilla keskimäärin 50 % kokonaistiheyksistä. Lajin tiheyksien lineaarisen

trendin regressiokertoimissa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa alueiden välillä (Taulukko 2). Tutkimusalueen ja vertailualueiden populaatioiden vuosittaisten tiheysarvioiden välillä on heikko positiivinen korrelaatio (Kuva 10). Liejusimpukan populaatiotiheys on vaihdellut tutkimusalueella huomattavasti varsinkin vuosituhannen vaihteessa.



Kuva 10. Liejusimpukan populaatiotiheys Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden ja Pyhämaan tulokset kolmen näytepisteen keskiarvona. Virhevaihtelujanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (S.E.). Merkkien selitykset:  $r$ = Pearsonin korrelaatiokerroin ja  $p$ = korrelaation merkitsevyys.

Valkokatkan (*Monoporeia affinis*) populaatiotiheys on ollut huomattavasti suurempi Olkiluodossa kuin vertailualueilla (Kuva 11a). Lajia ei ole kuitenkaan tavattu tutkimusalueella 1990-luvun puolen välin jälkeen. Myös muiden katkalajien ja kilkin (*Saduria entomon*) määrät ovat vähentyneet selvästi sekä Olkiluodossa että vertailualueilla. Itämeren tulokaslajeihin kuuluvaa amerikansukasjalkaista tavattiin tutkimusalueen ja vertailualueiden pohjaeläinnäytteissä ensimmäisen kerran vuonna 1995 ja laji on sen jälkeen noussut valtalajiksi kaikilla alueilla (Kuva 11b, Taulukko 3 ja 4). Amerikansukasjalkaisen vuosittaiset populaatiotiheydet korreloivat vahvasti Olkiluodon ja vertailualueiden välillä (Kuva 11b). Vaeltajakotiloa on tavattu Olkiluodon alueella koko seurantajakson ajan, ja vertailualueilla sitä on tavattu 1990-luvun alusta lähtien. Lajin populaatiokoon kasvu alkoi Olkiluodon ja Rauman alueilla 1990-luvun lopulla ja vertailualueiden populaatioiden vuosittaiset tiheydet korreloivat tutkimusalueen tiheyksien kanssa (Kuva 11c). Vaeltajakotilon populaatiotiheyden lineaarisen trendin regressiokertoimissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero Olkiluodon ja Pyhämaan vertailualueen välillä (Taulukko 2).

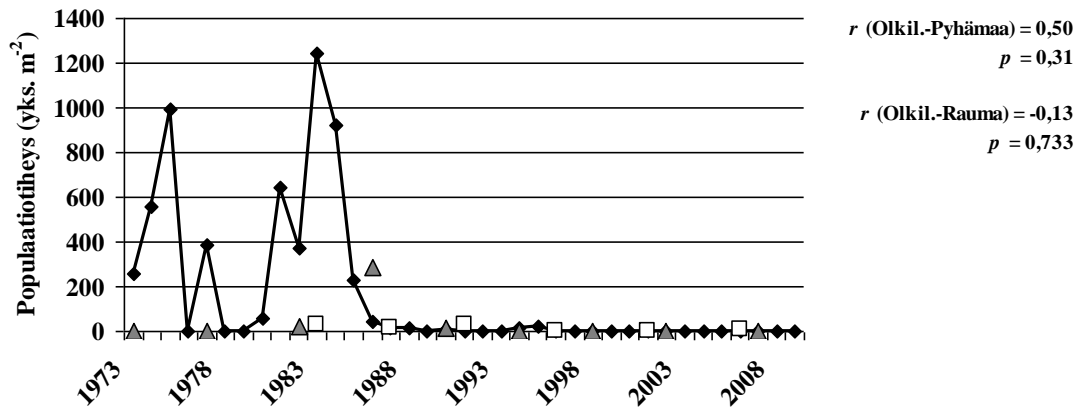
### 3.3. Yhteisökoostumuksen muutokset

BBI-indeksin mukaan sekä Olkiluodon että vertailualueiden pohjaeläinyhteisöjen tila on ollut koko tutkimusjakson ajan keskimäärin luokkaa hyvä (Liite 4). Indeksien perusteella pohjaeläinyhteisön tila on ollut keskimääräistä huonompi näytteenottojakson alkupuolella sekä Olkiluodossa että vertailualueilla. Pohjaeläinyhteisön tila on ollut selvimmän muutoksessa Olkiluodon tutkimusalueen pisteissä SEA06 ja SEA08, joissa indeksi on vaihdellut 2000-luvun alkuun asti välttävän ja erinomaisen välillä.

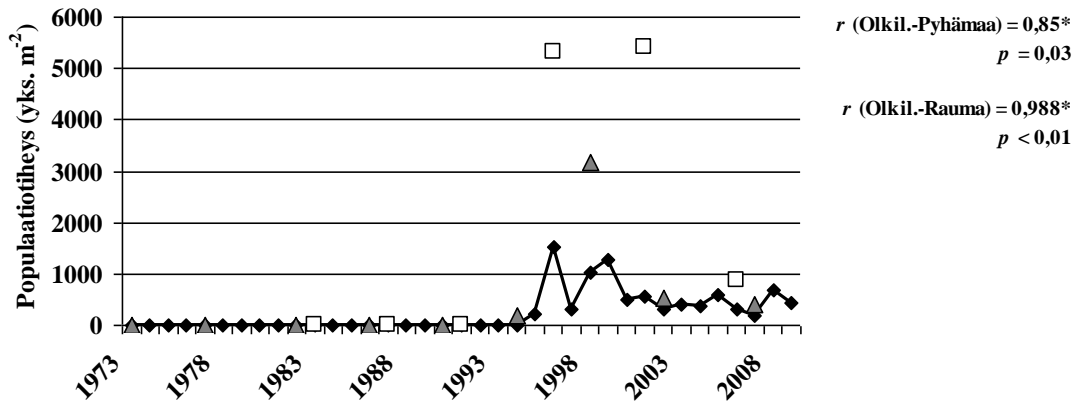
NMS-ordinaatioanalyysissä päädyttiin kolmiulotteiseen ratkaisuun (lopullinen stressi=16,63 ja instabiliteetti=0,00001). Ratkaisun ensimmäinen akseli korreloi vahvasti

ajan kanssa (Kuva 12). Analyysin perusteella pohjaeläinyhteisöjen rakenne on ollut samankaltainen Olkiluodon ja vertailualueiden näytesteissä ja pohjaeläinyhteisön ajallinen muutos on ollut kaikissa pisteissä samansuuntaista.

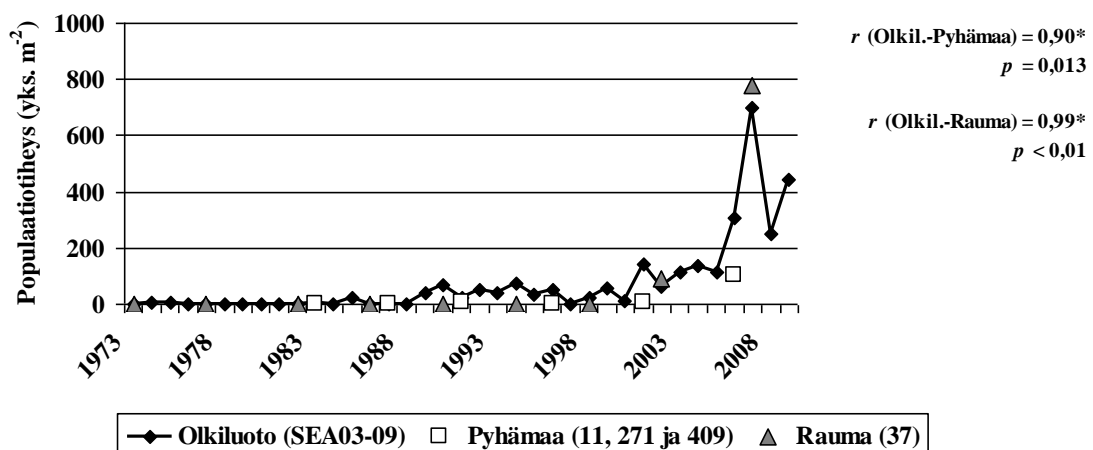
A.



B.

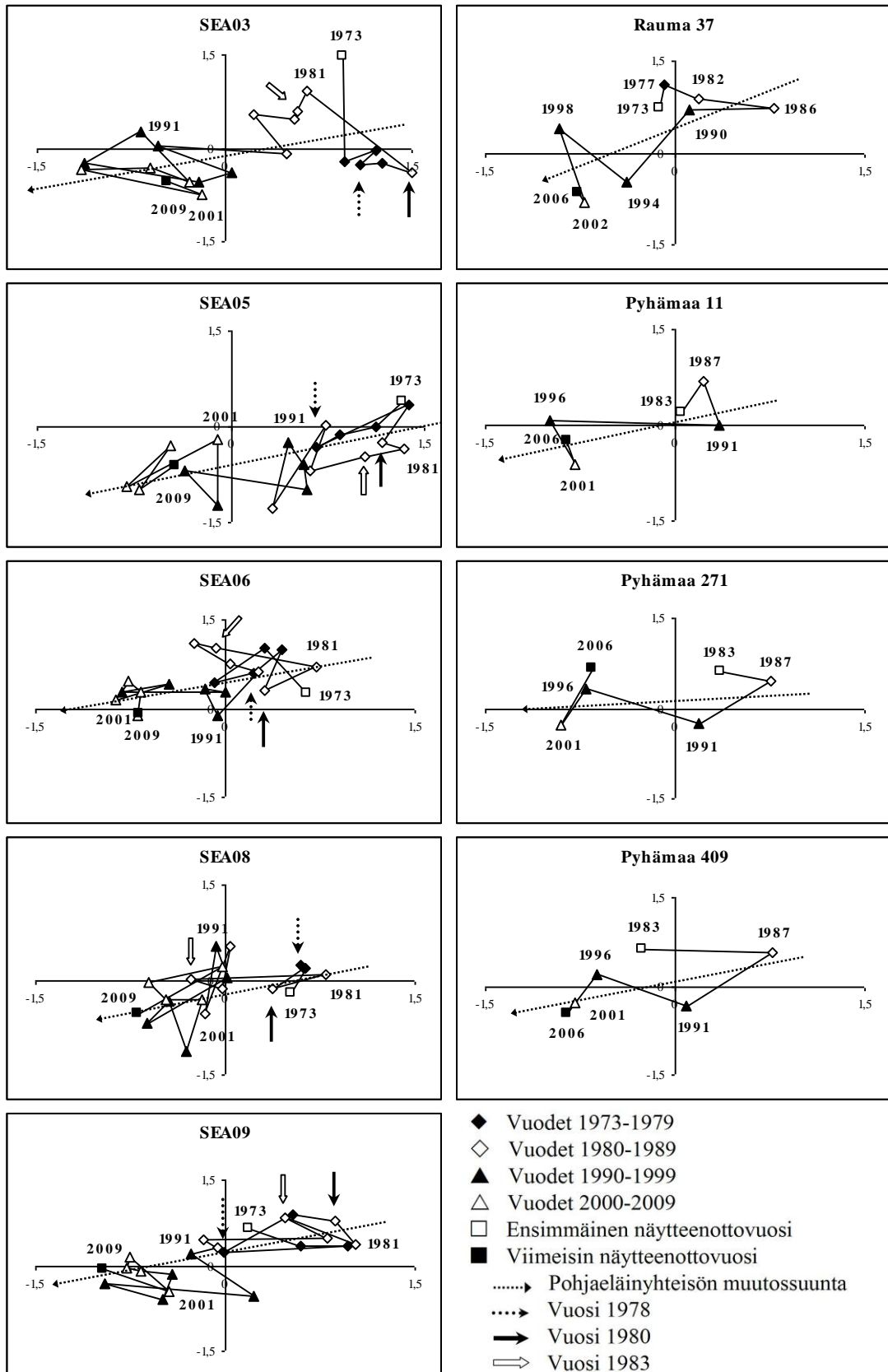


C.



Kuva 11. Valkokatkan (A), amerikansukasjalkaisen (B) ja vaeltajakotilon (C) populaatiotiheydet Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon tulokset on ilmoitettu viiden ja Pyhämaan tulokset kolmen näytestepiteen keskiarvona. Merkkien selitykset:  $r$ = Pearsonin korrelaatiokerroin,  $p$ = korrelaation merkitsevyys ja \*= tilastollisesti merkitsevä korrelaatio.





Kuva 12. NMS-ordinaatioanalyysin avulla esitetty pohjaeläinyhteisökoostumuksen muutos Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Olkiluodon näytenpisteiden kuvaajissa on esitetty pääasiassa parittomat vuodet. Ydinvoimalaitosyksiköiden käyttöönottovuodet (1978 ja 1980) sekä yhteisön muutossuunta on merkitty nuolilla. Vuosi 1983 on merkitty valkoisella nuolella Olkiluodon ja Pyhämaan näytenpisteiden vertailun helpottamiseksi.

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Jäähdytysvedet ja vedenlaatu

Lämpimämpi jäähdytysvesi kerrostuu purkualueella yleensä veden pintaosiin, mikä vähentää jäähdytysvesien suoraa lämpövaikutusta pohjaeläimiin (Abel 1996). Monen vesieliön optimilämpötila on lähellä 25 °C (Brock 1975) ja 35 °C voidaan pitää lajien lämmönsietokyvyn ylärajana (Bader ym. 1972). Vaihteleva lämpötila aiheuttaa eliöyhteisössä enemmän stressiä kuin pysyvästi kohonnut lämpötila (Brock 1975, Abel 1996). Tämän tutkimuksen tulosten perusteella jäähdytysvedet nostavat pohjanläheisen veden lämpötilaa tutkimusalueella pääasiassa talvella (Kuva 4a), jolloin lämpötilan nousu purkualueen läheisyydessä (pisteessä SEA08) on alle 5,0 °C (Kuva 5a). Vuosittaisten velvoitetarkkailututkimusten mukaan (esim. Turkki 2010) voimalaitosyksiköt johtavat Olkiluodon merialueelle vakiolämpöistä jäähdytysvettä tasaisesti ympäri vuoden ja jäähdytysvesien lämpövaikutus kohdistuu pääosin merialueen pintakerrokseen. Koska jäähdytysvedet vaikuttavat tutkimusalueen pohjanläheisen veden lämpötilaan lähinnä kylmän veden aikaan ja kohonnut lämpötila pysyy tasaisena, niin jäähdytysvesien pohjaeläimille aiheuttama suora lämpöstressi jäänee vähäiseksi.

Kesäaikaisen happipitoisuuden lasku syvänteissä 2000-luvun alussa on havaittavissa sekä tutkimusalueen että vertailualueiden tuloksissa (Kuva 6b). Kirkkalan ja Turkin (2005) mukaan tutkimusalueella tapahtuneen happipitoisuuden laskun syy oli ranta-alueiden vesikasvillisuuden ja pohjalevien tuotannon kohoaminen, jonka seurauksena enemmän kuollutta kasvi- ja levämassaa kulkeutui syvänteille. Eloperäisen aineen kasaantuminen nosti syvänteiden biologista hapenkulutusta ja aiheutti happipitoisuuden laskun. Levä- ja kasvijäänteiden aiheuttamaa happipitoisuuden laskua on havaittu myös Saaristomerellä (Norkko & Bonsdorff 1996, Vahteri ym. 2000) ja Suomenlahdella (Laine ym. 1997). Keskitalo ja Heitto (1987) sekä Mattila ym. (2003) havaitsivat, että monien vesikasvi- ja levälajien kasvukausi on aikaistunut ja pidentynyt jäähdytysvesien vaikutusalueella Olkiluodossa. Kasvaneesta perustuotannon määrästä kertoo myös klorofylli *a*:n pitoisuus, joka on ollut Olkiluodossa 1970-luvun lopulta lähtien suurempi kuin vertailualueilla (Kuva 7c). Jäähdytysvedet ovat saattaneet toimia Olkiluodon merialueella pohjanläheisen happipitoisuuden laskua kiihdyttävänä tekijänä, sillä lämpötilan nousu vähentää hapen sitoutumista veteen ja lisää perustuotantoa, vesieliöiden hapentarvetta sekä biologista hapenkulutusta (Abel 1996).

### 4.2. Jäähdytysvesien vaikutus pohjaeläinyhteisöön

Pohjaeläinyhteisön keskimääräisen lajimäärän ja kokonaistiheyden kasvu on ollut merkittävää Olkiluodon tutkimusalueella. Selvää lajimäärän kasvua on havaittavissa myös vertailualueilla (Kuva 8) ja samansuuntaisia tuloksia on saatu Saaristomeren pohjaeläinyhteisöjen pitkäaikaistutkimuksissa (Vuorinen & Hänninen 2001). Karlssonin (2002) mukaan pohjaeläinyhteisöjen kokonaistiheydet ovat kasvaneet koko Itämeren alueella 1900-luvun loppupuolella ja tässä tutkimuksessa havaitut muutokset tukevat tätä käsitystä. Vaikka pohjaeläinyhteisön kokonaistiheyden vuosien välinen vaihtelu on ollut suurta tutkimusjakson aikana sekä tutkimusalueella että vertailualueilla, niin tiheyden trendi on ollut kaikilla alueilla samansuuntainen (Kuva 9). Yhtenäistä muutossuuntaa tukee myös NMS-ordinaatioanalyysin avulla toteutettu yhteisötarkastelu, jonka tulokset kertovat Olkiluodon ja vertailualueiden pohjaeläinlajiston samankaltaisuudesta ja pohjaeläinyhteisön samanaikaisesta ja -suuntaisesta muutoksesta (Kuva 12).

Tutkimusalueen ja vertailualueiden pohjaeläinyhteisöt ovat valtalajien osalta samanlaiset, mutta lajien populaatiotiheyksissä on eroa alueiden välillä. Muuttuvia

olosuhteita hyvin kestävien Tubificidae-heimon harvasukasmatojen ja *Chironomus*-suvun surviaissääskien (Vuori ym. 2009) runsaus tutkimusalueella suhteessa vertailualueisiin (Taulukot 3 ja 4) saattaa ilmentää pohjan tilan ajoittaista heikkenemistä Olkiluodon alueella. Liejusimpukka on ollut yleisin laji kaikilla alueilla koko tutkimusjakson ajan (Taulukko 3 ja 4). Tämän tutkimuksen aikasarjat (Kuvat 6b ja 10) tukevat aikaisempia havaintoja (Mattila ym. 2003 ja Turkki 2010), joiden mukaan liejusimpukan populaatiokoon pieneneminen tutkimusalueen syvännepisteissä 2000-luvun alussa johtui pohjanläheisen veden kesäaikaisen happipitoisuuden laskusta. Aikasarjatarkastelun perusteella sekä pohjan happipitoisuus että liejusimpukan tiheydet ovat pienentyneet samana ajanjaksona myös Rauman vertailualueella.

Valkokatkan häviäminen tapahtui Olkiluodon ja Rauman merialueilla samana ajanjaksona (Kuva 11a). Rauman merialueen valkokatkapopulaation häviämisestä on raportoinut aikaisemmin Mattila (1993), ja lajin taantuminen on havaittu myös Saaristomerellä (Vuorinen & Hänninen 2001) sekä Suomenlahdella (Anttila-Huhtinen 2010). Amerikansukasjalkainen levisi Itämerelle 1980-luvulla, ja siitä tuli nopeasti merkittävä laji koko Itämeren alueella (Zettler ym. 2002). Ensimmäinen havainto amerikansukasjalkaisesta tehtiin Olkiluodon merialueella vuonna 1992 (Stigzelius ym. 1997), jonka jälkeen se on noussut yleiseksi lajiksi kaikissa näytepisteissä (Kuva 11b). Laji on levinnyt menestyksekkäästi myös vertailualueilla: Pyhämaan 1990-luvun korkeat pohjaeläintiheydet (Kuva 9) johtuvat pääasiassa amerikansukasjalkaisen tiheästä populaatiosta. Vaeltajakotilon populaatiotiheys on kasvanut Olkiluodon ja Rauman merialueilla nopeasti 1990-luvun lopulla, mutta Pyhämaan vertailualueella lajin populaatio ei ole juurikaan runsastunut (kuva 11c). Uudesta Seelannista lähtöisin oleva vaeltajakotilo suosii erittäin pehmeitä pohjia (Leppäkoski ym. 2002), joten lajin runsastuminen saattaa ilmentää muutosta pohjan laadussa Olkiluodon ja Rauman merialueilla.

Jäähdytysvesien on aiemmin todettu aiheuttavan muutoksia viileiden merialueiden pohjaeläinyhteisöissä. Kalifornian rannikkoalueella joka neljännen pohjaeläinlajin kokonaistiheys laski jäähdytysvesien vaikutuksesta (Schiel ym. 2004). Eräiden simpukka- ja harvasukasmatolajien populaatiot pienenivät jäähdytysvesien vaikutuksesta Iso-Britannian rannikolla (Bamber & Spencer 1984, Bamber 1990). Toisaalta vastaavissa tutkimuksissa jäähdytysvesillä ei havaittu olevan vaikutusta pohjaeläinyhteisöön Pohjois-Italian (Lardicci ym. 1999) ja Ison-Britannian (Hawes ym. 1975) rannikkoalueilla. Ruotsissa, Pohjanlahden länsirannikolla sijaitsevan Forsmarkin ydinvoimalaitoksen tutkimusalueella (Biotest Basin), Snoejis (1989) havaitsi, että jäähdytysvedet vaikuttivat matalan kivikkopohjan pohjaeläinyhteisön lajien runsaussuhteisiin. Loviisan ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusalueella havaitut pohjaeläinyhteisön pitkäaikaismuutokset, kuten lajiston muutokset ja lajimäärän pieneneminen sekä vieraslajien määrän kasvu, johtuivat Iluksen (2009) mukaan pääosin Suomenlahden yleisestä rehevöitymiskehityksestä.

Olkiluodon merialueen tutkimuksissa on vain joitain viitteitä jäähdytysvesien vaikutuksista alueen ekosysteemiin. Suurin osa havainnoista liittyy perustuotannon määrän kasvuun ja kasvukauden pidentymiseen (Mattila ym. 2003, Haapanen ym. 2009), joilla on saattanut olla välillisiä vaikutuksia alueen pohjaeläinyhteisöön. Syy jäähdytysvesien vaikutusten vähäisyyteen ja paikallisuuteen on luultavasti Olkiluodon merialueen avoimuus ja siitä johtuva meriveden voimakas sekoittuminen ja vaihtuminen (Kirkkala & Turkki 2005). Alueella 1980-luvulla tehdyissä vesikasvitutkimuksissa (Keskitalo & Ilus 1987) havaittiin, että jäähdytysvedet ja niiden aiheuttama virtaus muuttivat vesikasvilajistoa ja lajien levinneisyysalueita purkupisteen läheisyydessä. Jäähdytysvedet ovat suurella todennäköisyydellä vaikuttaneet myös pohjaeläinyhteisöön purkupisteessä,

mutta tästä ei ole näyttöä, sillä lähin näytepiste (SEA08) sijaitsee noin 1 km:n päässä purkupisteestä.

### 4.3. Tulosten luotettavuus

Näytteenottoon sisältyy aina sattuman mahdollisuus ja näytteenotossa, mittaamisessa sekä kirjaamisessa saattaa tapahtua virheitä (Ranta ym. 2005). Tässä tutkimuksessa vaihtelua tuloksiin tuo pitkä näytteenottoajanjakso, jonka aikana näytteenottaja, näytteenottolaitteisto ja näytteenottostandardit sekä näytteiden analysointistandardit ovat jonkin verran muuttuneet.

Tilastollisten testien luotettavuus pyrittiin takaamaan tarkastamalla testien oletukset ja tekemällä aineistolle tarvittavat muunnokset. Tulosten tarkastelussa tilastollisten testausmenetelmien taustat ja rajoitukset otettiin huomioon. Regressiokertoimien *t*-testin tulos (Taulukko 2) voi tukea nollahypoteesia eli kaksi suoraa voivat olla samansuuntaisia, vaikka niiden pohjana olevat aineistot eivät korreloisi vahvasti keskenään (Howell 2009). Tämä tarkoittaa sitä, että pohjaeläinten lajimääräarvioiden ja kokonaistiheyksien lineaarisen trendin regressiokertoimet eivät välttämättä poikkea tutkimusalueen ja vertailualueiden välillä, vaikka korrelaatio aineistojen välillä olisi pieni. Tutkimuksen aikasarjoja analysoitaessa otettiin huomioon edellä mainitut virhelähteet sekä se, että aikasarja-aineistot eivät ole riippumattomia, vaan yksittäisen havainnon arvo riippuu aina edellisestä havainnosta (Chatfield 2004). Valittuja tilastollisia testejä ja tarkastelutapoja voidaan pitää tähän tutkimukseen sopivina ja testien tuloksia luotettavina.

Olkiluodon lämpötilatarkastelu perustuu pääosin keskiarvoihin (Kuva 4 ja 5), joten osa jäähdytysvesien aiheuttamista paikallisista lämpötilamuutoksista on saattanut jäädä huomioimatta. Lisäksi tutkimusjakson aikana tapahtuneet epänormaalit vedenlaadun muutokset ovat saattaneet aiheuttaa harhaa tutkimusalueen ja vertailualueiden vedenlaadutuloksiin.

Pohjaeläimet eivät ole yleensä tasaisesti sijoittuneena tutkittavalla alueella, joten 3-5 noston pohjaeläinnäytteet sisältävät usein vain alueen yleisimmät lajit (Veijola ym. 1996). Näytteenottotulokset antavat näin melko karkean ja yksinkertaisen kuvan pohjaeläinyhteisön rakenteesta. BBI-indeksin laadinnassa on käytetty pääosin 3-5 nostoa sisältäviä pohjaeläinaineistoja (Perus ym. 2007), joten indeksi voidaan katsoa sopivan tämän tutkimuksen aineiston tarkasteluun.

BBI-indeksitarkastelun perusteella pohjaeläinyhteisön tila oli lähes kaikilla alueilla huonompi näytteenottojakson alkupuolella jakson loppupuolen tilaan verrattuna (Liite 4). Erot indeksin arvoissa näytteenoton alku- ja loppupuolella saattavat selittyä määritystavoissa ja -tarkkuudessa tapahtuneilla muutoksilla (Vuorinen & Hänninen 2001). BBI-indeksi ei ota erikseen huomioon muutoksille herkkiä lajeja ryhmistä Oligochaeta ja Chironomidae, vaan kaikki ryhmiin kuuluvat lajit on luokiteltu ympäristöstressiä kestäviksi lajeiksi (Vuori ym. 2009). Sisäsaariston pohjaeläinnäytteissä valtalajeina ovat usein harvasukasmadot ja surviaissääsket, joista osa on hyvin herkkiä muutoksille (Anttila-Huhtinen 2010), joten indeksi ei ehkä kaikilta osin sovellu suojaisempien merialueiden pohjaeläinyhteisön tilan arviointiin. Lisäksi on huomioitava, että BBI-indeksi on suunniteltu ensisijaisesti vesimuodostumien luokitteluun, joten näytepisteiden välistä vertailua voidaan pitää vain suuntaa antavana.

Ekologisille yhteisöaineistoilla tehtyjen NMS-ordinaatioanalyysien lopullisen stressin arvo sijoittuu usein välille 10-20 ja tulosta voidaan pitää hyväksyttävänä, jos lopullisen stressi jää selvästi alle arvon 20 (McCune & Grace 2002). NMS-analyysin

lopullinen stressi oli tässä tutkimuksessa 16,63, joten yhteisötarkastelun tulosta voidaan pitää kohtalaisen luotettavana.

#### 4.4. Päätelmät

Käytössä olleen tutkimusalue- ja vertailuaineiston perusteella ydinvoimalaitoksen jäähdytysvedet eivät ole vaikuttaneet merkittävästi Olkiluodon merialueen pohjaeläinyhteisöön. Tutkimusalueen pohjaeläinyhteisössä on kuitenkin tapahtunut huomattavia muutoksia, jotka ovat samansuuntaisia sekä vertailualueilla että muualla Itämerellä havaittujen muutosten kanssa. Itämeren merialueen suurin ongelma on rehevöityminen (Rönneberg & Bonsdorff 2004), jota voidaan pitää myös Olkiluodon merialueen suurimpana yksittäisenä muutostekijänä. Voimistuva rehevöityminen on lisännyt perustuotannon määrää Itämeren alueella, mikä on johtanut pohjaeläinyhteisöjen lajimäärän ja kokonaistiheyden kasvuun (Leppäkoski ym. 1999, Vuorinen & Hänninen 2001, Karlson ym. 2002). Kokonaisbiomassan lisääntyminen on kasvattanut eloperäisen aineen määrää merenpohjilla ja varsinkin syvänteissä, joissa bakteerien hajotustoiminnan kiihtyminen on johtanut happipitoisuuden pienenemiseen (Karlson ym. 2002). Rehevöitymisen seurauksena siitä hyötyvät pohjaeläinlajit, kuten amerikansukasjalkainen (Zettler ym. 2002), yleistyvät ja muutoksiin herkemmin reagoivat lajit, kuten valkokatka (Vuori ym. 2009), taantuvat. Jäähdytysvedet ovat saattaneet voimistaa rehevöitymisen vaikutuksia Olkiluodon merialueella, sillä niiden on todettu lisäävän perustuotannon määrää purkualueella (Keskitalo & Heitto 1987, Mattila ym. 2003).

Ilmastonmuutoksen on ennustettu kiihdyttävän Itämeren rehevöitymistä ja nostavan meriveden pintalämpötilaa keskimäärin 2-4 °C vuoteen 2100 mennessä (HELCOM 2007). Olkiluodon merialueella ilmastonmuutoksen voidaan olettaa lisäävän perustuotannon määrää ja voimistavan jäähdytysvesien lämpövaikutusta pinnanläheisessä vesikerroksessa. Myös pohjanläheisen vesikerroksen olosuhteiden voidaan olettaa välillisesti muuttuvan ilmastonmuutoksen vaikutuksesta.

Leppäkosken ja Oleninin (2001) mukaan sekä etenevä rehevöityminen että ilmastonmuutos edistävät vieraslajien leviämistä Itämeren alueella. Olkiluoto on merialueena otollinen paikka uusille lajeille, sillä jäähdytysvesien purkualueen olosuhteet luovat tavallista paremmat edellytykset lajeille (Ilus 2009), jotka ovat usein peräisin lämpimämmiltä merialueilta (Langford 1990, Leppäkoski & Olenin 2001). Erityisen hankalia ovat vieraslajit, jotka aiheuttavat ongelmia jäähdytysjärjestelmissä. Viime vuosina kaspianpolyypin (*Cordylophora caspia*) runkokunnat ovat lisääntyneet Olkiluodon ydinvoimalaitoksen jäähdytysjärjestelmässä ja syksyllä 2006 havaittiin ensimmäistä kertaa jäähdytysputkistossa viihtyvä valekirjosimpukka (*Mytilopsis leuciohaeta*) jäähdytysvesien purkukanavan edustalla (TVO 2008).

Olkiluodon merialueen vedenlaatu- ja pohjaeläinseurannan näytteenottosarjat ovat laajuudessaan kansainvälisesti merkittäviä ja ne antavat runsaasti tietoa Selkämeren rannikolla tapahtuneista muutoksista. Näytteenotto-ohjelmaa tulisi ehdottomasti jatkaa vähintään tämänhetkisellä laajuudella. Tulevien muutostekijöiden vuoksi ohjelmaan tulisi lisätä vähintään kaksi vertailualueita Olkiluodon eteläpuolelta sekä ainakin yksi näytepiste jäähdytysveden purkupisteen välittömästä läheisyydestä. Nostojen määrän lisäämistä näytteessä tulisi harkita, sillä kolmen noston näyte ei anna oikeaa kuvaa alueen pohjaeläinyhteisöstä (Veijola ym. 1996). Jäähdytysveden lämpökuorma tulee lähivuosina kaksinkertaistumaan, sillä valmistuessaan Olkiluodon kolmas ydinvoimalaitosyksikkö käyttää jäähdytysvettä noin  $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (TVO 1999). Alueelle on suunnitteilla myös neljäs voimalaitosyksikkö, joka lisäisi entisestään jäähdytysvesien käyttöä merialueella (TVO 2008). Yleinen rehevöitymiskehitys, ilmastonmuutos ja vieraslajit muodostavat kasvavan

jähdytysvesimassan kanssa yhtälön, jonka riittävä ja suunnitelmallinen tarkkailu on tärkeää mahdollisten muutosten ja haittojen havaitsemiseksi.

Olkiluodon merialueen pohjaeläinyhteisön pitkäaikaismuutoksia pystyttiin tämän tutkielman puitteissa tarkastelemaan vain yleisellä tasolla. Aineiston laajuus ja monipuolisuus antavat mahdollisuuden moniin jatkotutkimushankkeisiin, kuten ilmastomuutoksen ja vesiympäristön keskilämpötilan nousun vaikutusten arvioimiseen sekä pohjaeläinyhteisön lajien vuorovaikutussuhteiden tutkimiseen. Tutkimuksen kautta saatua aineistoa voidaan toivottavasti hyödyntää myös maahamme suunniteltujen uusien ydinvoimalaitoshankkeiden vaikutusten arvioinnissa.

## KIITOKSET

Kiitän Teija Kirkkalaa (Pyhäjärvi-instituutti) ja Heikki Hämäläistä sekä Timo Marjomäkeä (Jyväskylän yliopisto) työn luotettavasta ohjauksesta ja avusta työn jokaisessa vaiheessa. Suuret kiitokset koko BSD-ryhmälle ja erityisesti Ari Ikoselle (Posiva Oy) monipuolisesta asiantuntija-avusta sekä Jani Helinille (Posiva Oy) karttojen tuottamisesta ja tausta-aineiston hankinnasta. Lisäksi haluan kiittää Erkki Ilusta (STUK) vanhemman aineiston ja Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:tä uudemman aineiston luovuttamisesta käyttöni. Lopuksi lämmin kiitos seuraaville henkilöille: Jens Perus, Etelä-Pohjanmaan ELY (BBI-indeksiin liittyvä asiantuntija-apu), Elina Suonpää, Pyhäjärvi-instituutti (pohjaeläinaineiston digitointi), Anna Hammis (englanninkielisen tiivistelmän oikoluku ja korjaus) ja Elina Aitamaa (työn oikoluku ja lukijan kommentit).

## KIRJALLISUUS

- Abel P.D. 1996. *Water pollution biology*. Taylor & Francis Ltd., London.
- Anttila-Huhtinen M. 2010. Pohjaeläintutkimukset alueella Pyhtää-Kotka-Hamina vuosina 2006-2009 ja vertailua aikaisempiin tuloksiin. *Kymijoen vesi- ja ympäristö ry:n julkaisu no 192/2010*, Kymijoen vesi- ja ympäristö ry, Kouvola.
- Appeltans W., Bouchet P., Boxshall G.A., Fauchald K., Gordon D.P., Hoeksema B.W., Poore G.C.B., van Soest R.W.M., Stöhr S., Walter T.C. & Costello M.J. 2010. The World Register of Marine Species. Saatavissa sähköisenä osoitteessa <http://www.marinespecies.org>. Luettu 1.4.2010.
- Bader R.G., Roessler M.A. & Thorhaug A. 1972. Thermal pollution of a tropical marine estuary. Teoksessa: Ruivo M. (toim.), *Marine pollution and sea life. La pollution des mers et les ressources biologiques- La contaminación del mar y los recursos vivos*, Fishing news (Books) ltd., Surrey and London.
- Bamber R.N. 1990. Power station thermal effluents and marine crustaceans. *Journal of Thermal Biology* 15: 91-96.
- Bamber R.N. & Spencer J.F. 1984. The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom* 64: 603-623.
- Belter W.G. 1975. Management of waste heat at nuclear power stations, its possible impact on the environment, and possibilities of its economic use (IAEA-SM-187/52). Teoksessa: *Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants*, International atomic energy agency, Vienna, 3-23.
- Brock T.D. 1975. Predicting the ecological consequences of thermal pollution from observations on geothermal habitats (IAEA-SM-187/9). Teoksessa: *Environmental effects of cooling systems at nuclear power plant*, International atomic energy agency, Vienna, 599-622.

- Bäck S., Kauppila P., Kangas P., Ruuskanen A., Westberg V., Perus J. & Räike A. 2006. A biological monitoring programme for the coastal waters of Finland according to the EU Water Framework Directive. *Environmental research, engineering and management* 4: 6-11.
- Chatfield C. 2004. *The analysis of time series: an introduction, 6 ed.* Taylor & Francis Ltd., London.
- Clark R.B. 1989. *Marine pollution, 2 ed.* Oxford University press, Oxford.
- Haapanen R., Puhakka L., Aro L., Helin J., Ikonen A.T.K., Hjerpe T., Kirkkala T., Koivunen S., Lahdenperä AM., Rinne M. & Salo T. 2009. *Olkiluoto Biosphere description 2009. Posiva 2009-02.* Posiva Oy, Olkiluoto.
- Hawes F.B., Coughlan J. & Spencer J.F. 1975. Environmental effects of the heated discharges from Bradwell nuclear power station, and the cooling systems of other stations (IAEA-SM-187/1). Teoksessa: *Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants*, International atomic energy agency, Vienna, 423-448.
- HELCOM 2007. Climate change in Baltic Sea area - thematic assessment in 2007. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 11, The Helsinki Commission, Helsinki.
- Hellawell J.M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.* Elsevier applied science publishers, London and New York.
- Hiltunen P. 1977. Rauman merialueen pohjaeläintutkimus 1973. Julkaisu 32. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A. Jr. & Cairns J. Jr. 1995. *Handbook of ecotoxicology.* Lewis Publishers, Boca Raton.
- Howell D.C. 2009. *Statistical methods for psychology, 7 ed.* Cengage Learning/Wadsworth, Canada.
- Häkkiä S. 1983. Rauman merialueen tarkkailututkimus vuonna 1982. Julkaisu 54. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Häkkiä S. 1990. Rauman merialueen pohjaeläimistö 1986. Tutkimuslauseita 65. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Hänninen J. & Leppäkoski E. 2004. Rehevöityvä Itämeri. Teoksessa: Walls M. & Rönkä M. (toim.), *Veden varassa: Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 102-108.
- IAEA 2008. *Annual report 2008.* International atomic energy agency, Vienna.
- Ikonen A.T.K. 2003. Introduction. Teoksessa: Ikonen A.T.K., Kaapu J., Lehtonen K., Mattila J., Räisänen R., Turkki H. & Sauvonsaari J. (toim.), *Environment studies in the Olkiluoto area. Working report 2003-15*, Posiva Oy, Olkiluoto, 5-8.
- Ilmarinen K., Leinikki J. & Oulasvirta P. 2009. Seafloor mapping at Olkiluoto, Western Coast of Finland. *Working report 2009-12*, Posiva Oy, Olkiluoto.
- Ilus E. 2009. *Environmental effects of thermal and radioactive discharges from nuclear power plants in the boreal brackish-water conditions of the northern Baltic Sea.* Academic dissertation, University of Helsinki, Faculty of Biosciences, Department of Biological and Environmental Sciences, Aquatic Sciences. STUK A-238, Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- ITIS 2010. Integrated Taxonomic Information System (ITIS). On-line database. Saatavissa sähköisenä osoitteessa <http://www.itis.gov>. Luettu 1.4.2010.
- Jumppanen K. 1984. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1983, Yhteenveto. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1985. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1984. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.

- Jumppanen K. 1986. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1985. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1987. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1986. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1988a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1987. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1988b. Pyhämaan merialueen tarkkailututkimus, vuosiyhteenveto 1987. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1989. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1988, vuosiyhteenveto. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1990. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1989, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 56. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1991. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1990, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 66. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1992a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1991, vuosiyhteenveto. Julkaisu 72. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1992b. Pyhämaan merialueen tarkkailun vuosiyhteenveto 1991, pohja- ja pohjaeläintutkimus. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1993. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1992, vuosiyhteenveto. Tutkimuslause 80. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1994. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1993, vuosiyhteenveto. Tutkimuslause 92. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1995. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1994, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 99. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1996. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1995, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 108. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1997a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1996, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 118. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1997b. Pyhämaan merialueen tarkkailututkimus, vuosiyhteenveto 1996. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1998. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1997, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 132. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1999a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1998, vuosiyhteenveto. Tutkimuslauseita 141. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 1999b. Rauman merialueen kuormitus ja veden sekä pohjan tila vuonna 1998. Tutkimuslauseita 145. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.



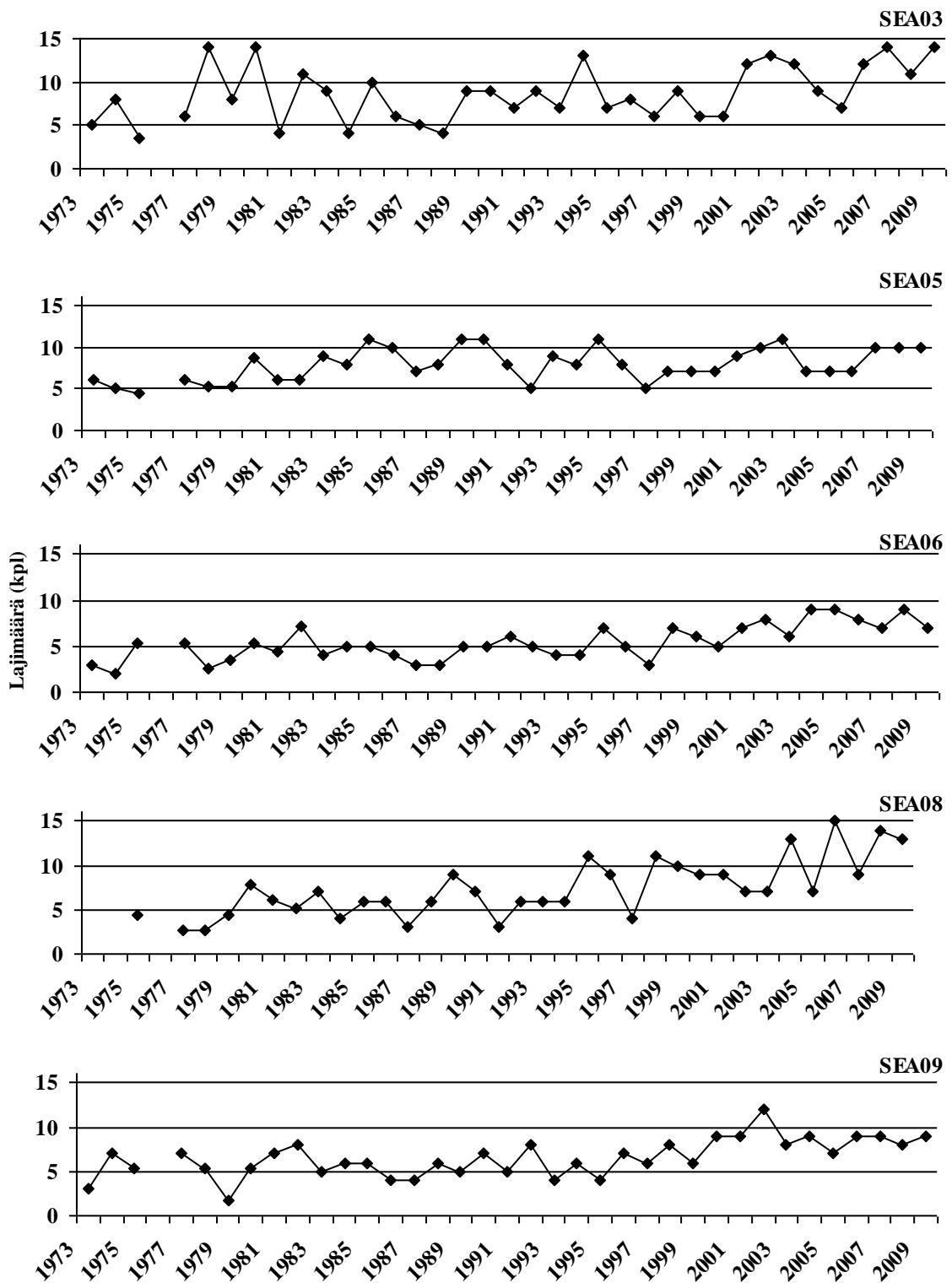
- Jumppanen K. 2000. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 1999, vuosiyhteenveto. Tutkimusselosteita 154. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. 2001. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2000, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 173. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Jumppanen K. 2002a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2001, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 192. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Jumppanen K. 2002b. Pyhämaan merialueen tarkkailututkimus, vuosiyhteenveto 2001. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Jumppanen K. & Kolehmainen O. 1984. Pyhämaan lohi Oy:n kalankasvatustieteen tarkkailututkimus, vuosiyhteenveto 1983. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. & Pajunen ML. 1979. Rauman merialueen pohjaeläintutkimus vuonna 1977. Julkaisu 43. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Jumppanen K. & Räisänen R. 1996. Rauman edustan sedimentti- ja pohjaeläintutkimukset 1994. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Kantola L., Koskenniemi E., Paavola R. & Heikkinen M. 2001. *Ohjeita järvien ja jokien pohjaeläimistöseurannan näytteenottoon ja raportointiin. Ympäristöopas 87.* Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu.
- Karlson K., Rosenberg R. & Bonsdorff E. 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters—a review. *Oceanography and Marine Biology. An annual review* 40: 427-489.
- Keskitalo J. & Heitto L. 1987. Overwintering of benthic vegetation outside the Olkiluoto nuclear power station, west coast of Finland. *Annales Botanici Fennici* 24: 231-243.
- Keskitalo J. & Ilus E. 1987. Aquatic macrophytes outside the Olkiluoto nuclear power station. *Annales Botanici Fennici* 24: 1-21.
- Kirkkala T. 2005. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2004, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 241. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Kirkkala T. & Turkki K. 2005. Rauman ja Eurajoen edustan merialue. Teoksessa: Sarvala M. & Sarvala J. (toim.), *Miten voit, Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa* 4, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku, 48-65.
- Koivunen S. 2009. Rauman merialueen tarkkailututkimus, vuosiraportti 2008. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Laine A.O., Sandler H., Andersin A. & Stigzelius J. 1997. Long-term changes of macrozoobenthos in the Eastern Gotland Basin and the Gulf of Finland (Baltic Sea) in relation to the hydrographical regime. *Journal of Sea Research* 38: 135-159.
- Langford T.E.L. 1990. *Ecological effects of thermal discharges.* Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Essex.
- Lardicci C., Rossi F. & Maltagliati F. 1999. Detection of thermal pollution: variability of benthic communities at two different spatial scales in an area influenced by a coastal power station. *Marine Pollution Bulletin* 38: 296-303.
- Lauri H. 2008. Olkiluodon läheisen vesialueen virtausmalli ja Eurajoen ja Lapinjoen tuomien sedimenttien leviämisen arviointi mallilaskennalla. *Työraportti 2008-81*, Posiva Oy, Olkiluoto.

- Leppäkoski E., Helminen H., Hänninen J. & Tallqvist M. 1999. Aquatic biodiversity under anthropogenic stress: an insight from the Archipelago sea (SW Finland). *Biodiversity and Conservation* 8: 55-70.
- Leppäkoski E. & Olenin S. 2001. The meltdown of biogeographical peculiarities of the Baltic Sea: the interaction of natural and man-made processes. *Ambio* 30: 202-209.
- Leppäkoski E., Olenin S. & Gollasch S. 2002. The Baltic Sea- a field laboratory for invasion biology. Teoksessa: Leppäkoski E., Gollasch S. & Olenin E. (toim.), *Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management*, Kluwer academic publishers, Dordrecht, The Netherlands, 253-259.
- Mason C.F. 2002. *Biology of Freshwater Pollution, 4 ed.* Pearson education Limited, Essex, UK.
- Mattila J. 1992. Rauman merialueen tila vuonna 1990. Julkaisu 77. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry, Turku.
- Mattila J. 1993. Long-term changes in the bottom fauna along the Finnish coast of the southern Bothnian Sea. *Aqua Fennica* 23: 143-152.
- Mattila J. 2003a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2002, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 210. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Mattila J. 2003b. Rauman merialueen kuormitus ja veden sekä pohjan tila vuonna 2002, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 216. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Mattila J. 2004. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2003, vuosiyhteenveto. Tutkimusseloste 223. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Mattila J., Räisänen R. & Turkki H. 2003. Water environment off Olkiluoto in 1990-2001. Teoksessa: Ikonen A.T.K., Kaapu J., Lehtonen K., Mattila J., Räisänen R., Turkki H. & Sauvonsaari J. (toim.), *Environment studies in the Olkiluoto area. Working report 2003-15*, Posiva Oy, Olkiluoto, 25-50.
- McCune B. & Grace J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software desing, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McCune B. & Mefford M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4*, MjM Software desing, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Mesarović M.M. 1975. Waste-heat disposal from steam-electric plants with reference to the stochastic nature of some environmental conditions and to thermal pollution control regulations (IAEA-SM-187/25). Teoksessa: *Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants*, International atomic energy agency, Vienna, 311-330.
- Mäkelä A., Antikainen S., Mäkinen J., Kivinen J. & Leppäkoski T. 1992. Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. *Vesi ja ympäristöhallinnon julkaisuja* B 10.
- Norkko A. & Bonsdorff E. 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine ecology progress series* 140: 141-151.
- Perus J., Bonsdorff E., Bäck S., Lax HG., Villnäs A. & Westberg V. 2007. Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: a comparative study from the Baltic Sea. *Ambio* 36: 250-256.
- Pohjola J., Turunen J. & Lipping T. 2009. Creating high-resolution digital elevation model using thin plane spline interpolation and Monte Carlo simulation. *Working report 2009-56*, Posiva Oy, Olkiluoto.
- Posiva 2008. *Kapsleissa kallioon: käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus Olkiluodossa*. Posiva Oy, Olkiluoto.

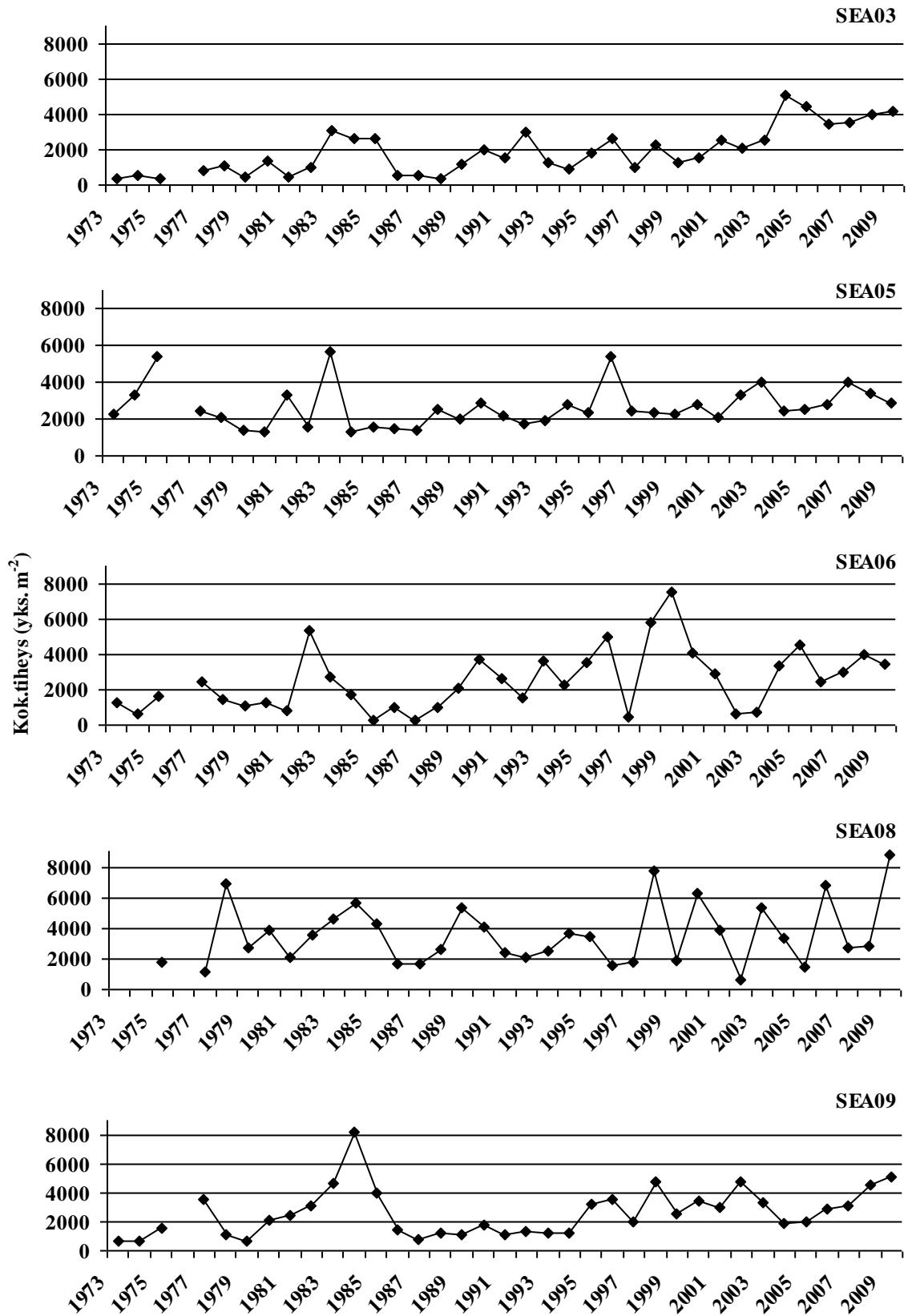
- Ranta E., Rita H. & Kouki J. 2005. *Biometria: tilastotiedettä ekologeille*. Yliopistopaino, Helsinki.
- Rönnerberg C. & Bonsdorff E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514: 227-241.
- Sauvonsaari J. 2003. Summary report on fishing in vicinity of Olkiluoto. Teoksessa: Ikonen A.T.K., Kaapu J., Lehtonen K., Mattila J., Räisänen R., Turkki H. & Sauvonsaari J. (toim.), *Environment studies in the Olkiluoto area. Working report 2003-15*, Posiva Oy, Olkiluoto, 63-71.
- Schiel D.R., Steinbeck J.R. & Foster M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology* 85: 1833-1839.
- Shapiro S.S. & Wilk M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (Complete samples). *Biometrika* 52: 591-611.
- Snoeijs P.J.M. 1989. Effects of increasing water temperatures and flow rates on epilithic fauna in a cooling-water discharge basin. *Journal of Applied Ecology* 26: 935-956.
- Stigzelius J., Laine A., Rissanen J., Andersin AB. & Ilus E. 1997. The introduction of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) into the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia (northern Baltic Sea). *Annales Zoologici Fennici* 34: 205-212.
- STUK 2010. Ydinjätteiden loppusijoitus. Ohje YVL D.5. Luonnos 4, 22.9.2010. Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- Suomen Standardisoimisliitto 1989. Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta. Standardi SFS 5076.
- Taivainen O. 2007. *Olkiluodon voimalaitoksen jäähdytys-, prosessi- ja saniteettivesien tarkkailuohjelman tulosten raportti vuodelta 2006*. Teollisuuden Voima Oy, Helsinki.
- Turkki H. 2006. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2005, vuosiyhteenveto. Tutkimuslause 255. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. 2007. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2006, vuosiyhteenveto. Tutkimuslause 270. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. 2008a. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2007, vuosiyhteenveto. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. 2008b. Rauman merialueen pohjaeläintutkimus vuonna 2007. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. 2009. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2008, vuosiyhteenveto. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. 2010. Olkiluodon lähialueen fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tarkkailututkimus vuonna 2009, vuosiyhteenveto. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turkki H. & Lehtonen K. 2007. Pyhämaan merialueen tarkkailututkimus, vuosiyhteenveto 2006. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Turnpenny A.W.H. & Coughlan J. 1992. Power generation on the british coast: thirty years of marine biological research. *Hydroécologie Appliquée* 4: 1-11.
- TVO 1999. *Olkiluodon ydinvoimalaitoksen laajentaminen kolmannella laitosyksiköllä: ympäristövaikutusten arviointiselostus*. Teollisuuden Voima Oy, Helsinki.
- TVO 2007. *Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuosina 2005-2006: ammattikalastuskysely, kotitalous- ja virkistyskalastustiedustelu, koekalastus, kalojen ikä- ja kasvu, kirjanpitolkalastus*. Teollisuuden Voima Oy, Helsinki.

- TVO 2008. *Ympäristövaikutusten arviointiselostus: Olkiluodon ydinvoimalaitoksen laajentaminen neljännellä laitousyksiköllä*. Teollisuuden Voima Oy, Helsinki.
- Vahteri P., Mäkinen A., Salovius S. & Vuorinen I. 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio* 29: 338-343.
- Vehviläinen J. 2005. Selkämeri Itämeren osana. Teoksessa: Sarvala M. & Sarvala J. (toim.), *Miten voit, Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa* 4, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku, 20-25.
- Veijola H., Meriläinen J.J. & Marttila V. 1996. Sample size in the monitoring of benthic macrofauna in the profundal of lakes: evaluation of the precision of estimates. *Hydrobiologia* 322: 301-315.
- Vuori KM., Mitikka S. & Vuoristo H. 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Ympäristöhallinnon ohjeita* 3. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Vuorinen I. & Hänninen J. 2001. Macrozoobenthos structure in relation to environmental changes in Archipelago Sea, Northern Baltic Sea. *Boreal environmental research* 6: 93-105.
- Ympäristöhallinto 2010. OIVA- ympäristö- ja paikkatietopalvelu. Saatavissa osoitteessa <http://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>. Luettu 1.8.2010.
- Zettler M.L., Darius D., Kotta J. & Bick A. 2002. History and success of an invasion into the Baltic Sea: the polychaete *Marenzelleria* CF. *viridis*, development and strategies. Teoksessa: Leppäkoski E., Gollach S. & Olenin E. (toim.), *Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management*, Kluwer academic publishers, Dordrecht, The Netherlands, 66-75.

Liite 1. Pohjaeläinyhteisön näytepistekohtaiset lajimäärät Olkiluodon tutkimusalueella vuosina 1973-2009.



Liite 2. Pohjaeläinyhteisön näytestekohtaiset kokonaistiheydet (yks. m<sup>-2</sup>) Olkiluodon tutkimusalueella vuosina 1973-2009.



Liite 3. Pohjaeläinnäytteistä määritetyt pohjaeläinlajit ja -lajiryhmät Olkiluodon tutkimusalueella vuosina 1973-2009.

<b>Lat.</b>	<b>Eng.</b>	<b>Fin.</b>
<b>NEMERTINA</b> <i>Cyanophthalma obscura</i>	<b>ribbon worms</b>	<b>limamadot</b> viherlimamato
<b>NEMATODA</b>	<b>roundworms</b>	<b>sukkulamadot</b>
<b>PRIAPULIDA</b> <i>Halicryptus spinulosus</i>	<b>priapulid worms</b>	<b>makkaramadot</b> okamakkaramato
<b>ANNELIDA</b>	<b>annelids</b>	<b>nivelmadot</b>
<b>POLYCHAETA</b> <i>Boccardia redeki</i> <i>Bylgides sarsi</i> <i>Hediste diversicolor</i> <i>Manayunkia aestuarina</i> <i>Marenzelleria</i> sp. <i>Pygospio elegans</i>	<b>bristle worms</b>   ragworm	<b>monisukasmadot</b>   liejusukasjalkainen merisukasjalkainen  amerikansukasjalkainen hiekkaputkimato
<b>OLIGOCHAETA</b> Tubificidae <i>Clitellio arenarius</i> <i>Heterochaeta costata</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Lumbriculus variegatus</i> <i>Nais elinguis</i> <i>Paranais litoralis</i> <i>Potamothrix bavaricus</i> <i>Potamothrix hammoniensis</i> <i>Psammoryctides barbatus</i> <i>Stylaria lacustris</i> <i>Tubifex tubifex</i> <i>Tubificoides heterochaetus</i>	<b>earthworms</b> tubificids   blackworm   sludge worm	<b>harvasukasmadot</b> torvimadot
<b>HIRUDINEA</b> Hirudinea sp. <i>Piscicola geometra</i>	<b>leeches</b>  fish leech	<b>juotikkaat</b>  mittarijuotikas
<b>CRUSTACEA</b>	<b>crustaceans</b>	<b>äyriäiset</b>
<b>OSTRACODA</b>	<b>seed shrimp</b>	<b>raakkuäyriäiset</b>

Liite 3. jatkuu.

<b>Lat.</b>	<b>Eng.</b>	<b>Fin.</b>
<b>AMPHIPODA:</b>	<b><i>amphipods</i></b>	<b><i>katkat</i></b>
<i>Bathyporeia pilosa</i>		hietakatka
<i>Corophium volutator</i>	mud shrimp	liejukatka
<i>Gammarus</i> sp.	scud	leväkatkat
<i>Gammarus oceanicus</i>		pohjoiskatka
<i>Gammarus salinus</i>	gammarid shrimp	merikatka
<i>Gammarus zaddachi</i>		lahtikatka
<i>Leptocheirus pilosus</i>		putkikatka
<i>Monoporeia affinis</i>		valkokatka
<i>Pontoporeia femorata</i>		merivalkokatka
<b>ISOPODA</b>	<b><i>isopods</i></b>	<b><i>siirat</i></b>
<i>Asellus aquaticus</i>	water sowbug	vesisiira
<i>Jaera albifrons</i>		merisiira
<i>Mysis</i> sp.		halkoisjalkaiset
<i>Neomysis integer</i>	opossum shrimp	hietahalkoisjalkainen
<i>Praunus flexuosus</i>	chameleon shrimp	rantamassiainen
<i>Praunus inermis</i>		tyrskymassiainen
<i>Praunus neglectus</i>		
<i>Saduria entomon</i>	aquatic sow bug	kilkki
<b>INSECTA</b>	<b><i>insects</i></b>	<b><i>hyönteiset</i></b>
<b>DIPTERA</b>	<b><i>true flies</i></b>	<b><i>kaksisiipiset</i></b>
Ceratopogonidae	biting midges	polttiaiset
<i>Culicoides</i> sp.		
Chironomidae	midges	surviaissääsket
<i>Chironomus</i> sp.		
<i>Chironomus antrachinus</i>		
<i>Chironomus halophilus</i>		
<i>Chironomus plumosus</i>		
<i>Dicrotendipes</i> sp.		
<i>Endochironomus</i> sp.		
<i>Microtendipes</i> sp.		
<i>Orthocladiinae</i>		
<i>Polypedilum</i> sp.		
<i>Procladius</i> sp.		
<i>Tanypodinae</i>		
<i>Tanytarsini</i>		
<i>Tanytarsus</i> sp.		
<i>Tanytarsus inermipes</i>		
<b>TRICHOPTERA</b>	<b><i>caddisflies</i></b>	<b><i>vesiperhoset</i></b>
<i>Cyrnus</i> sp.		rysäkkäät
<i>Limnephilidae</i>	northern caddisflies	putkisirvikkäät
<b>COLEOPTERA</b>	<b><i>beetles</i></b>	<b><i>kovakuoriaiset</i></b>
<i>Coleoptera</i> sp.		



Liite 3. jatkuu.

<b>Lat.</b>	<b>Eng.</b>	<b>Fin.</b>
<b>MOLLUSCA</b>	<b>molluscs</b>	<b>nilviäiset</b>
<b>BIVALVIA</b>	<b>bivalves</b>	<b>simpukat</b>
<i>Cerastoderma glaucum</i>	lagoon cockle	idänsydänsimpukka
<i>Macoma balthica</i>	baltic macoma	liejusimpukka
<i>Mya arenaria</i>	softshell	hietasimpukka
<i>Mytilus trossulus</i>	foolish mussel	sinisimpukka
<b>GASTROPODA</b>	<b>gastropods</b>	<b>Kotilot</b>
<i>Alderia modesta</i>	modest alderia	ruskomerietana
<i>Bithynia tentaculata</i>	mud bithynia	hoikkasarvikotilo
<i>Hydrobia</i> sp.		sukkulakotilot
<i>Hydrobia ulvae</i>	laver spire shell	
<i>Limapontia capitata</i>		sukkulamerietana
<i>Lymnaea</i> sp.		limakotilot
<i>Lymnaea peregra</i>	wandering snail	muunnoslimakotilo
<i>Lymnaea stagnalis</i>	great pond snail	piippolimakotilo
Planorbidae	ramshorn snails	kiekkokotilot
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	New Zealand mud snail	vaeltajakotilo
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	river nerite	leväkotilo
<i>Ventrosia ventrosa</i>		sukkulakotilo
<b>TURBELLARIA</b>	<b>turbellarians</b>	<b>värysmadot</b>
<i>Planaria</i> sp.	planarians	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	flatworm	maitolattana
<b>MUUT</b>		
<b>BRYOZOA</b>	<b>moss animals</b>	<b>sammaleläimet</b>
<i>Electra crustulenta</i>		levärupi
<b>CNIDARIA</b>	<b>cnidarians</b>	<b>onteloeläimet</b>
<i>Cordylophora caspia</i>	freshwater hydroid	kaspianpolyyppi

Liite 4. BBI-indeksin tulokset näytepisteittäin Olkiluodon tutkimusalueella ja vertailualueilla vuosina 1973-2009. Indeksit on laskettu kaikilta niiltä vuosilta, joina vertailualueilla on tehty pohjaeläintutkimusta. Lisäksi indeksit on laskettu tutkimusalueen näytepisteille vuosien 2005, 2008 ja 2009 osalta. BBI-vertailuarvo= näytepisteen sijainnista ja syvyydestä riippuva indeksin odotusarvo (0-1). BBI= laskettu BBI-indeksin arvo. BBI-ELS= BBI-indeksin laatusuhde eli näytepisteen arvon ja BBI-vertailuarvon suhde (BBI/BBI-vertailuarvo). BBI- ja BBI-ELS-luokat: huono (Hu), välttävä (V), tyydyttävä (T), hyvä (H) ja erinomainen (E), joista luokka hyvä on indeksin tavoitetaso.

#### OLKILUOTO

<b>Piste</b>	<b>Aika</b>	<b>BBI-vertailuarvo</b>	<b>BBI</b>	<b>BBI-ELS</b>	<b>BBI-luokka</b>	<b>BBI-ELS-luokka</b>
SEA03	9.11.2009	0,66	0,81	1,23	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	23.9.2008	0,66	0,67	1,02	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	8.11.2007	0,66	0,73	1,11	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	16.11.2006	0,66	0,61	0,92	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	22.9.2005	0,66	0,54	0,82	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA03	12.9.2002	0,66	0,64	0,97	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	1.10.2001	0,66	0,74	1,12	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA03	23.9.1996	0,66	0,53	0,80	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA03	1.10.1991	0,66	0,53	0,80	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA03	29.9.1987	0,66	0,39	0,59	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA03	30.8.1983	0,66	0,36	0,55	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA03	28.7.1977	0,66	0,35	0,53	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA03	21.9.1973	0,66	0,13	0,20	<b>V</b>	<b>V</b>
SEA05	9.11.2009	0,55	0,56	1,02	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA05	23.9.2008	0,55	0,57	1,04	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA05	8.11.2007	0,55	0,57	1,04	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA05	15.11.2006	0,55	0,53	0,96	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA05	26.9.2005	0,55	0,47	0,85	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	12.9.2002	0,55	0,42	0,76	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	1.10.2001	0,55	0,36	0,65	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	23.9.1996	0,55	0,37	0,67	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	24.9.1991	0,55	0,45	0,82	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	29.9.1987	0,55	0,33	0,60	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	30.8.1983	0,55	0,59	1,07	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA05	4.8.1977	0,55	0,31	0,56	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA05	20.9.1973	0,55	0,59	1,07	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA06	26.9.2009	0,66	0,45	0,68	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA06	24.9.2008	0,66	0,62	0,94	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA06	8.11.2007	0,66	0,43	0,65	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA06	16.11.2006	0,66	0,41	0,62	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA06	26.9.2005	0,66	0,33	0,50	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	12.9.2002	0,66	0,61	0,92	<b>E</b>	<b>E</b>
SEA06	1.10.2001	0,66	0,52	0,79	<b>H</b>	<b>H</b>
SEA06	24.9.1996	0,66	0,35	0,53	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	24.9.1991	0,66	0,34	0,52	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	29.9.1987	0,66	0,32	0,48	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	30.8.1983	0,66	0,33	0,50	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	3.8.1977	0,66	0,27	0,41	<b>T</b>	<b>T</b>
SEA06	21.9.1973	0,66	0,14	0,21	<b>V</b>	<b>V</b>

Liite 4. jatkuu.

**OLKILUOTO**

Piste	Aika	BBI-vertailuarvo	BBI	BBI-ELS	BBI-luokka	BBI-ELS-luokka
SEA08	10.9.2009	0,66	0,54	0,82	H	H
SEA08	23.9.2008	0,66	0,70	1,06	E	E
SEA08	8.11.2007	0,66	0,35	0,53	T	T
SEA08	16.11.2006	0,66	0,53	0,80	H	H
SEA08	26.9.2005	0,66	0,52	0,79	H	H
SEA08	12.9.2002	0,66	0,31	0,47	T	T
SEA08	1.10.2001	0,66	0,35	0,53	T	T
SEA08	24.9.1996	0,66	0,72	1,09	E	E
SEA08	1.10.1991	0,66	0,28	0,42	T	T
SEA08	29.9.1987	0,66	0,22	0,33	V	V
SEA08	30.8.1983	0,66	0,46	0,70	H	H
SEA08	2.8.1977	0,66	0,17	0,26	V	V
SEA08	28.8.1975	0,66	0,25	0,38	T	T
SEA09	9.11.2009	0,55	0,51	0,93	H	H
SEA09	24.9.2008	0,55	0,49	0,89	H	H
SEA09	8.11.2007	0,55	0,42	0,76	H	H
SEA09	16.11.2006	0,55	0,47	0,85	H	H
SEA09	22.9.2005	0,55	0,48	0,87	H	H
SEA09	19.9.2002	0,55	0,45	0,82	H	H
SEA09	1.10.2001	0,55	0,45	0,82	H	H
SEA09	24.9.1996	0,55	0,40	0,73	H	H
SEA09	24.9.1991	0,55	0,35	0,64	H	H
SEA09	29.9.1987	0,55	0,28	0,51	T	T
SEA09	30.8.1983	0,55	0,53	0,96	E	E
SEA09	28.7.1977	0,55	0,57	1,04	E	E
SEA09	20.9.1973	0,55	0,15	0,27	V	V

**PYHÄMAA**

Piste	Aika	BBI-vertailuarvo	BBI	BBI-ELS	BBI-luokka	BBI-ELS-luokka
11	7.9.2006	0,66	0,59	0,89	H	H
11	23.8.2001	0,66	0,67	1,02	E	E
11	22.8.1996	0,66	0,56	0,85	H	H
11	22.8.1991	0,66	0,42	0,64	H	H
11	22.9.1987	0,66	0,31	0,47	T	T
11	12.10.1983	0,66	0,34	0,52	T	T
271	7.9.2006	0,66	0,51	0,77	H	H
271	24.8.2001	0,66	0,54	0,82	H	H
271	21.8.1996	0,66	0,39	0,59	H	H
271	15.8.1991	0,66	0,59	0,89	H	H
271	28.9.1987	0,66	0,28	0,42	T	T
271	10.11.1983	0,66	0,35	0,53	T	T
409	11.9.2006	0,66	0,69	1,05	E	E
409	24.8.2001	0,66	0,71	1,08	E	E
409	21.8.1996	0,66	0,61	0,92	E	E
409	15.8.1991	0,66	0,47	0,71	H	H
409	28.9.1987	0,66	0,33	0,50	T	T
409	25.10.1983	0,66	0,43	0,65	H	H

Liite 4. jatkuu.

**RAUMA**

<b>Piste</b>	<b>Aika</b>	<b>BBI-vertailuarvo</b>	<b>BBI</b>	<b>BBI-ELS</b>	<b>BBI-luokka</b>	<b>BBI-ELS-luokka</b>
37	18.9.2007	0,66	0,66	1,00	<b>E</b>	<b>E</b>
37	26.9.2002	0,66	0,57	0,86	<b>H</b>	<b>H</b>
37	2.9.1998	0,66	0,44	0,67	<b>H</b>	<b>H</b>
37	22.9.1994	0,66	0,49	0,74	<b>H</b>	<b>H</b>
37	1.10.1990	0,66	0,23	0,35	<b>V</b>	<b>V</b>
37	1.10.1986	0,66	0,56	0,85	<b>H</b>	<b>H</b>
37	6.9.1982	0,66	0,60	0,91	<b>E</b>	<b>E</b>
37	16.8.1977	0,66	0,70	1,06	<b>E</b>	<b>E</b>
37	25.7.1973	0,66	0,28	0,42	<b>T</b>	<b>T</b>