

**Pro gradu -tutkielma**

**Kangasalan Vesijärven ekologisen tilan kehitys 1800-  
luvulta nykypäivään: paleolimnologinen tutkimus**

**Heidi Tantu**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

10.3.2015

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

TANTTU HEIDI, J.: Kangasalan Vesijärven ekologisen tilan kehitys 1800-luvulta nykypäivään: paleolimnologinen tutkimus

Pro gradu: 37 s.

Työn ohjaajat: Prof. Jarmo Meriläinen, Dos. Timo Marjomäki

Tarkastajat: Prof. Jarmo Meriläinen, FT Liisa Nevalainen

Maaliskuu 2015

---

Hakusanat: DI–TP, ekologinen laatusuhde, järvisedimentti, piilevä, surviaissääski

## TIIVISTELMÄ

Kangasalan Vesijärvi eteläisessä Suomessa on melko kirkasvetinen ja keskisyvyydeltään matalahko (6 m) järvi, jossa tilavuudeltaan suuri tuottava kerros aiheuttaa alttiutta rehevöitymiselle. Tässä paleolimnologisessa tutkimuksessa tarkasteltiin sedimenttiin kertyneiden surviaissääski- ja piileväjäätteiden sekä sedimenttikerrostumien fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien avulla Kangasalan Vesijärven ekologisen tilan kehityshistoriaa 1800-luvun lopulta nykypäivään. Piileväyhteisö alkoi muuttua 1920-luvun lopulla kohti rehevämpiä olosuhteita suosivaa lajistoa ja muutokset jatkuivat 1970-luvulle, jonka jälkeen yhteisön lajikoostumus vakiintui. Surviaissääskiyhteisö alkoi vastaavasti muuttua 1940-luvulla. Samanaikaisesti myös sedimentin kemiallisissa ominaisuuksissa tapahtui muutoksia, kuten lyijy- ja rikkipitoisuuden nousu. Piilevien lajidiversiteetti pieneni 1800-luvulta nykypäivää kohti. Piileviin perustuvan siirtofunktion (DI–TP) avulla arvioitu kokonaisfosforipitoisuus kohosi tutkimusjakson aikana jopa 70 %. Euroopan unionin vesipuitedirektiivin vaatimusten mukaisesti tarkasteltuna syvänteen surviaissääskien avulla arvioitu järven ekologinen tila oli vielä 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa erinomainen. 1930-luvulta noin vuoteen 1970 järven tila oli aiempaa heikompi, mutta voitiin kuitenkin luokitella hyväksi. 1970-luvulla tila kohentui ja viime vuosituhannen vaihteessa heikentyi uudelleen. Vaikutusta järven tilan muutokseen on pääasiallisesti ollut maatalouden tehostumisella ja jätevesillä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Aquatic Sciences

TANTTU HEIDI, J.: Development of the ecological status of Lake Vesijärvi in Kangasala from the 19<sup>th</sup> century to the recent years: a paleolimnological study

Master of Science Thesis: 37 p.

Supervisors: Prof. Jarmo Meriläinen, Doc. Timo Marjomäki

Inspectors: Prof. Jarmo Meriläinen, PhD Liisa Nevalainen

March 2015

---

Key Words: chironomid, diatom, DI-TP, ecological quality ratio, lake sediment

## ABSTRACT

Lake Vesijärvi in Kangasala, southern Finland, is a quite shallow (mean depth 6 m) clear-water lake. Large volume of the euphotic layer exposes this lake to eutrophication. The aim of this paleolimnological study was to examine the environmental history of Lake Vesijärvi from the late 19<sup>th</sup> century to the recent years using subfossil diatom and chironomid analysis and examining physical and chemical properties of the sediment. Diatom assemblages began to change towards more eutraphentic species composition in the late 1920s and the change continued until the 1970s, after which the diatom community stabilized. In chironomid assemblages the corresponding changes occurred in the 1940s. Contemporary changes were found from the chemical properties of the sediment, such as an increase in lead and sulphur concentrations. The species diversity of diatom assemblages decreased towards the recent years, and the total phosphorus concentration inferred from the diatom based transfer function (DI-TP) increased by 70 % during the study period. According to classification based on the Water Framework Directive of the European Union the profundal chironomid assemblages indicated excellent ecological status in the end of the 19<sup>th</sup> century and the beginning of the 20<sup>th</sup> century. From the 1930s until the year 1970 there was a period when the status of the lake was lower than earlier, but was still classified good. In the 1970s, the status improved, but deteriorated again during the past decade. The observed changes in the ecological status of the lake were mainly affected by waste water discharge and modernization of agriculture.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>5</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT.....</b>	<b>6</b>
2.1. Tutkimusjärvi .....	6
2.2. Näytteenotto ja näytteiden esikäsittely.....	10
2.3. Sedimentin ajoitus ja nokihiukkasanalyysi .....	11
2.4. Piileväjänteet .....	11
2.5. Surviaissääskijänteet.....	12
2.6. Numeeriset analyysit .....	13
<b>3. TULOKSET .....</b>	<b>13</b>
3.1. Sedimentin fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet.....	13
3.2. Piilevät.....	20
3.3. Surviaissääsket .....	24
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>28</b>
4.1. Sedimentin fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet.....	28
4.2. Järven tilan kehitys.....	30
4.2.1. Esikoneellisen maatalouden aika.....	31
4.2.2. Järven tilan muutos .....	31
4.2.3. Kohentumisen jakso .....	32
4.2.4. Vuosituhannen vaihde ja uusi heikentymisen kausi .....	32
<b>Kiitokset.....</b>	<b>32</b>
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>33</b>
<b>Liitteet.....</b>	<b>38</b>

## 1. JOHDANTO

Vesistön historian tunteminen on tärkeää, jotta osataan ymmärtää vesistön tilassa tapahtuneita muutoksia sekä niiden syitä, erottaa normaalista satunnaisvaihtelusta poikkeavat tapahtumat ja kehityssuunnat sekä määrittellä ennen mahdollista haitallista muutosta vallinneet olosuhteet, joiden avulla voidaan asettaa kunnostus- tai suojelutavoitteita (Anderson & Batterbee 1994, Smol 2008). Menneiden olosuhteiden määrittämiseen paleolimnologiset menetelmät ovat hyödyllisiä työkaluja. Euroopan unionin vesipolitiikan puitteiden direktiivissä (Anonyymi 2000) paleolimnologia mainitaan yhtenä vesistöjen tilan vertailuolosten arviointikeinona.

Pohjasedimenttiin kertyneitä surviaissääski- ja piileväjänteitä käytetään indikaattoreina paleolimnologisessa tutkimuksessa (Smol 2008), sillä nämä lajiryhmät ovat yleisiä, runsaslukuisia sekä laajalle levinneitä ja niistä löytyy monia erilaisia olosuhteita indikoivia lajeja (Cranston 1995, Stoermer & Smol 1999, Smol 2008). Ne ovat leviämiskykyisiä, niiden vaste ympäristömuutokseen tapahtuu melko nopeasti (Armitage 1995, Walker 2001, Smol 2008) ja niiden jäänteet kertyvät sedimenttiin ja säilyvät siellä (Hofmann 1986, Anderson & Batterbee 1994, Stoermer & Smol 1999, Smol 2008). Lisäksi surviaissääski- ja piilevälajisto kyetään määrittämään jäänteiden perusteella riittävälle taksonomiselle tasolle.

Eliöyhteisöjen perusteella voidaan arvioida vesistössä kulloinkin vallinneita olosuhteita, kun tunnetaan lajien elinympäristövaatimukset (Smol 2008). Surviaissääsket ilmentävät erityisesti pohjanläheisiä olosuhteita, kun taas piilevien vasteet tapahtuvat avovedessä. Surviaissääskijäänteiden avulla voidaan jäljittää useiden ympäristötekijöiden, kuten järvien trofiatason (Meriläinen ym. 2003), alusveden happiolosuhteiden (Little & Smol 2001, Verbruggen ym. 2011), ilmaston (Brooks & Birks 2000), valuma-alueen kasvillisuuden ja puurajan (Seppä ym. 2002), suolapitoisuuden (Heinrichs ym. 2001) sekä vedenkorkeuden (Korhola ym. 2000) muutoksia. Piileviä on käytetty tutkittaessa mm. happamoitumista (Ginn ym. 2007), rehevöitymistä (Bennion ym. 2004), veden lämpötilan muutoksia (Weckström ym. 1997) ja vedenkorkeuden vaihtelua (Sarmaja-Korjonen & Alhonen 1999).

Kangasalan Vesijärvi on Kokemäenjoen vesistöön kuuluva, Pirkanmaalla Kangasalan ja Oriveden kuntien alueella sijaitseva melko kirkasvetinen ja matala, pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien tyyppiin kuuluva järvi (Anonyymi 2013). Sen valuma-alueella on metsämaita, maataloutta ja haja-asutusta. Kerrostuneisuuden aikaan järven päällysveden tilavuus suhteessa alusveden tilavuuteen on suuri, jolloin alusveden happi kuluu helposti loppuun hajotustoiminnan seurauksena, mikä lisää järven alttiutta rehevöitymiselle (Granberg 1992). 1990-luvulla järvessä on havaittu tilan heikentymiseen viittaavia merkkejä, kuten verkkojen limoittumista ja runsaita sinileväkukintoja (Kiukas ym. 1996). Vesijärven tilan tunteminen on sekä ekologiselta että sosiaaliselta kannalta tärkeää, sillä järvi on Vääksynjoen valuma-alueen suurin vesivaranto (Granberg 1992) sekä tärkeä virkistyskohde seudulla (Kiukas ym. 1996). Vesijärvellä on tutkittu mm. kasviplanktonia (Granberg 1992), eläinplanktonia (Palomäki & Bibiceanu 1992), kalastoa (Salo 1991) ja ympäristöhistoriaa (Meriläinen ym. 1994). Vuosina 1996 ja 2013 on tehty kuormitusselvitykset (Krogerus 1996, Palomäki 2013).

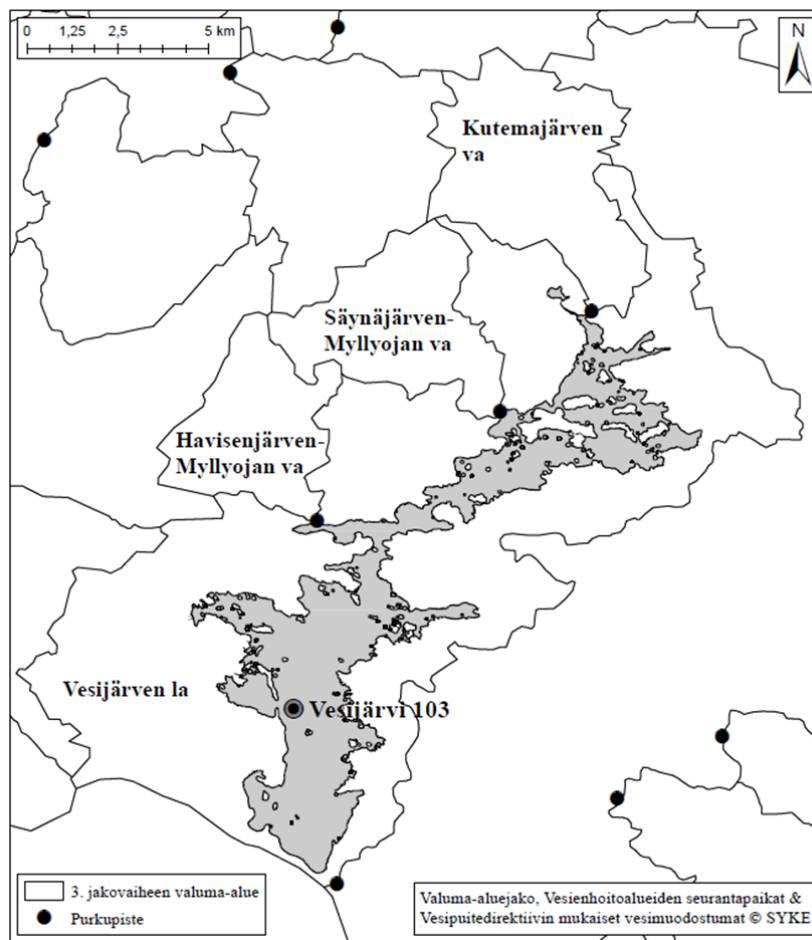
Tässä paleolimnologisessa tutkimuksessa tarkasteltiin Kangasalan Vesijärven ekologisen tilan muutoksia 1800-luvulta nykypäivään. Tätä varten tutkittiin sedimenttikerrostumien surviaissääski- ja piileväjänteet sekä kerrostumien fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia. Tutkimuksessa pyrittiin saamaan aiempaa ympäristöhistoriatutkimusta runsaampi ja kattavampi aineisto. Tavoitteena oli tuottaa

perustietoa järven tilasta ja sen muutoksista sekä taustatietoa mahdollisia kunnostus- ja suojelutoimenpiteitä varten.

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Tutkimusjärvi

Pirkanmaalla Kangasalla ja osittain Oriveden kunnan puolella sijaitseva Vesijärvi (Kuva 1) kuuluu pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien tyyppiin (Anonyymi 2013). Euroopan unionin vesipuitedirektiivin luokituksen mukaisesti järven ekologinen ja kemiallinen tila on nykyisin hyvä. Järven vesiala on 39,48 km<sup>2</sup>, tilavuus 238 283 000 m<sup>3</sup>, ja rantaviivaa järvellä on 171,45 km. Järven suurin syvyys on 39 m ja keskisyvyys 6,03 m.



Kuva 1. Kangasalan Vesijärvi, havaintopaikka Vesijärvi 103 ja Vesijärven valuma-alue (lähivaluma-alue ja yläpuoliset osavaluma-alueet nimetty karttaan).

Vesijärven lähivaluma-alue on pinta-alaltaan 160,12 km<sup>2</sup> (Anonyymi 2013). Vesistöalueen järvisyysprosentti on 25,76 % ja soiden osuus alueen maa-alasta 4,34 %. Kuormitusta aiheuttava maankäyttö alueella on pääosin metsätaloutta ja maataloutta. Lisäksi Vesijärven valuma-alueella on jonkin verran haja-asutusta (Taulukko 1). Vesijärven lähivaluma-alueen yläpuoliset vesistöalueet ovat Havisenjärven-Myllyojan valuma-alue, Säynäjärven-Myllyojan valuma-alue sekä Kutemajärven valuma-alue, joiden

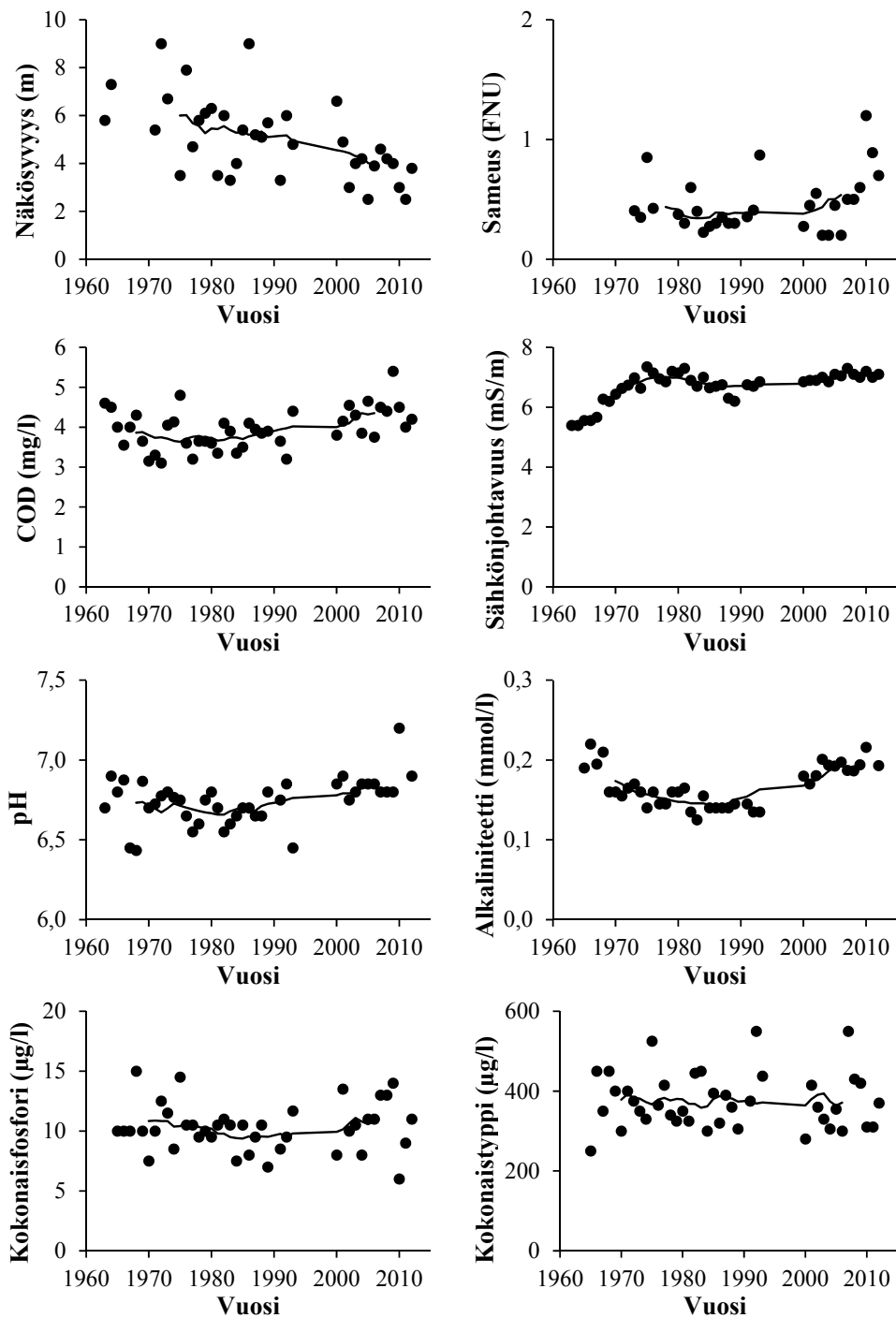
järvisyysprosentti vaihtelee välillä 4,14–4,85 % ja soiden osuus maa-alasta on 15,59–18,60 %. Yhteensä Vesijärven lähivaluma-alueen ja yläpuolisten valuma-alueiden pinta-ala on 220,68 km<sup>2</sup>.

Taulukko 1. Vesijärven lähivaluma-alueella ja yläpuolisilla valuma-alueilla sijaitsevat haja-asutuskiihteistöt (Anonyymi 2013). Vaatimattoman varustelutason kiihteistöillä on käytössä vain kuivakäymälä.

Haja-asutuksen tyyppi	Lähivaluma-alue		Yläpuoliset valuma-alueet	
	Kiinteistöt (kpl)	Varustelutasoltaan vaatimattomia (%)	Kiinteistöt (kpl)	Varustelutasoltaan vaatimattomia (%)
Vakituinen	1895	11	87	31
Loma-asunnot	1038	86	244	82

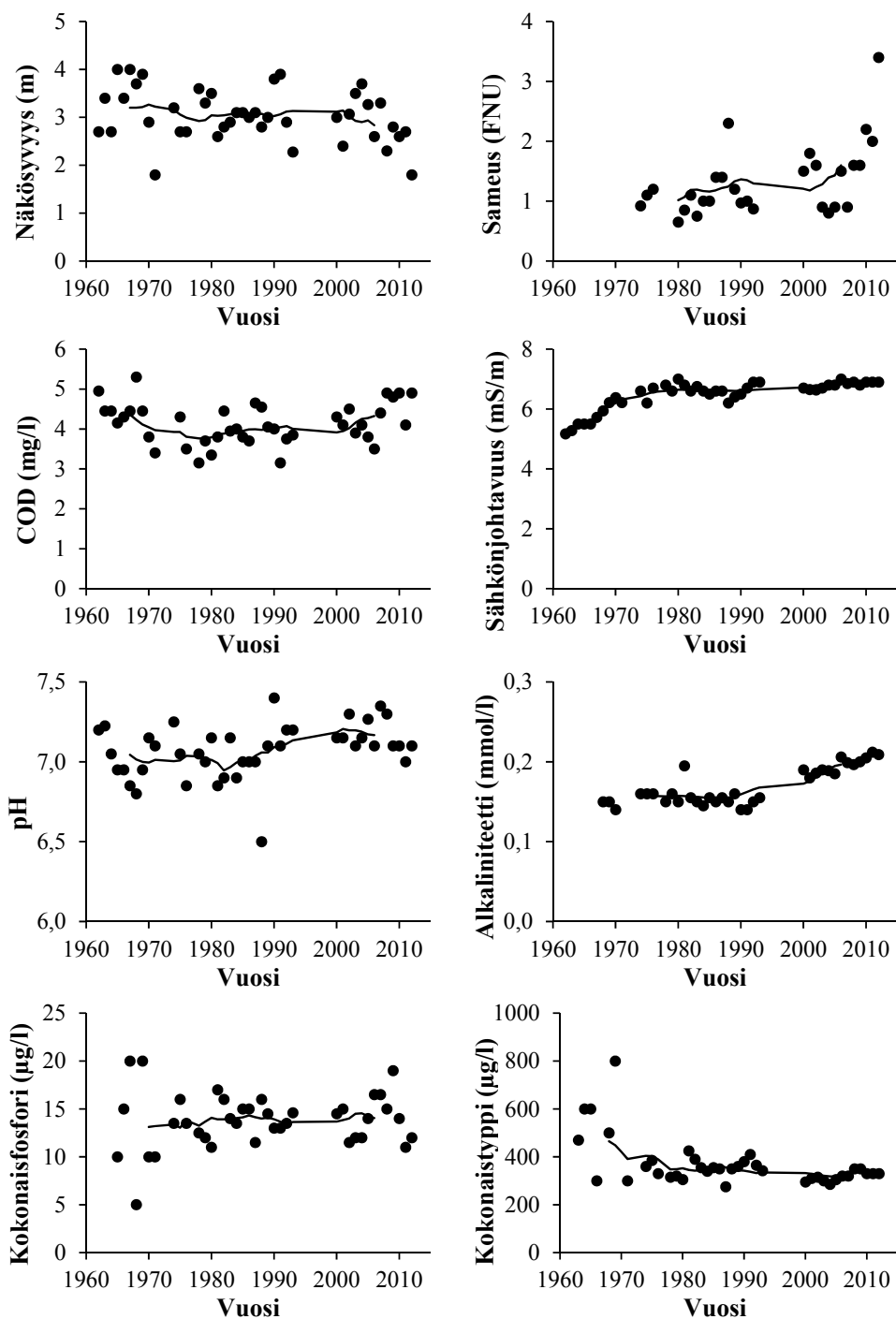
Vesijärven lähivaluma-alueella maaperä on siltti- ja savivaltaista (Kiukas ym. 1996). Järven eteläosassa esiintyy myös hiekkarantoja, ja yläpuolisilla valuma-alueilla maaperä on enimmäkseen moreenia. Järvi jakautuu kahteen altaaseen, joista pohjoinen on karikkoisempi ja hieman rehevämpi, eteläinen puolestaan kirkkaampi. Järven keskiviipymä on 4,5 vuotta, ja sen luusua sijaitsee Vääksynjoella, josta vedet kulkeutuvat Längelmäveden ja Kaivannon kautta Roineeseen. Järven pintaa laskettiin 1,34 m 1860-luvulla (Anttila 1967), ja Vääksynjokea perattiin järven pinnan laskemiseksi myös 1800–1900-lukujen vaihteessa (Kiukas ym. 1996).

Hämeen ja Pirkanmaan ELY-keskusten ja niiden edeltäjien 1960-luvulta alkaen keräämästä vedenlaadun seuranta-aineistosta (OIVA-tietokanta) nähdään, että erityisesti talviajan näkösyvyys Vesijärnessä on pienentynyt (Kuva 2). Ennen vuotta 2000 näkösyvyys oli yleisesti 5–9 m, kun viime vuosikymmenen aikana mitatut näkösyvyudet ovat olleet 2–5 m. Kesäaikaiset muutokset ovat olleet pienempiä ja näkösyvyys on vaihdellut välillä 2–4 m (Kuva 3). Päälysveden sähkönjohtavuus on noussut 1960–1970-luvuilla, ja pH:ssa sekä kesäaikaisessa alkaliniteetissa on nähtävissä lievästi nouseva trendi. Alusvedessä on esiintynyt ajoittain hapettomuutta sekä talvisin että kesäisin (Kuva 4).

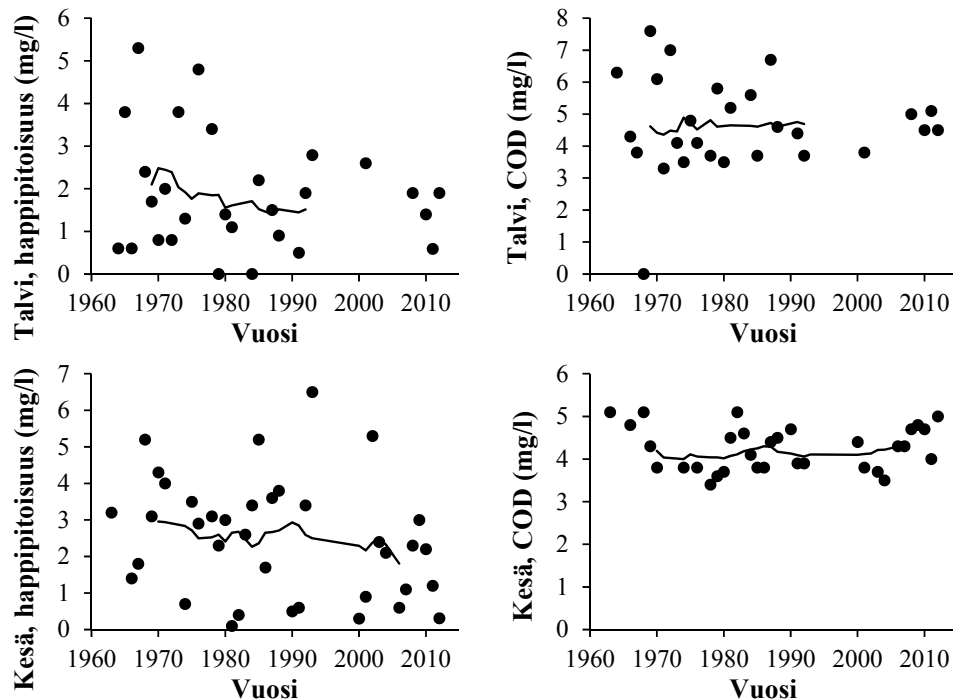


Kuva 2. Päälysveden (1 ja 5 m havaintojen keskiarvo) talviaikaisen (helmikuu–huhtikuu) laadun vaihtelu ja 12 havainnon liukuvat keskiarvot vuosina 1963–2012 havaintopaikalla Vesijärvi 103.





Kuva 3. Päälysveden (1 ja 5 m havaintojen keskiarvo) kesäaikaisen (heinäkuu–syyskuu) laadun vaihtelu ja 12 havainnon liukuvat keskiarvot vuosina 1962–2012 havaintopaikalla Vesijärvi 103.



Kuva 4. Pohjanläheisen vesikerroksen (37,5–39 m havaintojen keskiarvo) vuosien 1964–2012 talviaikainen (helmikuu–huhtikuu) ja vuosien 1963–2012 kesäaikainen (elokuu–syyskuu) happipitoisuus ja kemiallinen hapenkulutus (COD) havaintopaikalla Vesijärvi 103 sekä 12 havainnon liukuvat keskiarvot.

## 2.2. Näytteenotto ja näytteiden esikäsittely

Sedimenttinäytteet (4 kpl) kairattiin maaliskuussa 2013 Pikonlinnan edustan syvänteestä (Vesijärvi 103) 39,1–39,5 m:n syvyydestä gravity corer -tyyppisellä putkinoutimella, jonka sisähalkaisija on 50 mm. Sedimenttiprofiilien pituus oli enimmillään n. 67 cm. Vapaa vesi poistettiin näyteputkesta sedimentin yläpuolelta ja putki suljettiin tiiviisti molemmista päistä. Näyteputket kuljettiin pystyasennossa laboratorioon ja pakastettiin.

Laboratoriossa pakastettu näyteputki otettiin huoneenlämpöön sulamaan n. tunnin ajaksi, jonka jälkeen pinnaltaan hieman sulanut, mutta vielä jäinen ja kiinteä sedimenttiprofiili työnnettiin ulos pleksiputkesta. Valokuvausta varten sedimenttiprofiilin pintaa vuotiin terävällä veitsellä, jotta sedimentin vuosilistorakenne saatiin hyvin näkyviin. Vuosilustonäkymä valokuvattiin ajoitusta varten (Kuva 5). Tämän jälkeen sedimenttiprofiili sahattiin rautasahalla analyysensä varten 3 cm:n paksuisiksi viipaleiksi. Sedimenttinäytteet laitettiin näyte- ja syvyystiedoilla merkittyihin Minigrip-pusseihin ja säilöttiin kylmiöön (4 °C).



Kuva 5. Havaintopaikalta Vesijärvi 103 kairatun sedimenttiprofiilin vuosilustonäkymä. Sedimentin pinta vasemmalla.

Geokemialliset ja -fysikaaliset pitoisuusmääritykset (Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, U, V, Zn, kuiva-aine sekä orgaaninen aines) tehtiin Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa. Kahdesta muusta sedimenttiprofiilista analysoitiin surviaissääskijäänteet, piileväjäänteet, geokronologia sekä nokihiukkaset. Neljäs säilytettiin varanäytteenä.

### 2.3. Sedimentin ajoitus ja nokihiukkasanalyysi

Tutkimusjärven sedimentti tiedettiin selvästi vuosilustoiseksi, ja lustorakenteen antaman ajoituksen on järvestä todettu olevan yhtäpitävä lyijyajoituksen kanssa (Reinikainen ym. 1997), joten ajoitukseen käytettiin lustolaskentaa. Vaalean kevätkerrokset ja tummemman kerroksen muodostaman vuosiluston etäisyys sedimentin pinnasta mitattiin millimetrin tarkkuudella.

Vuosilustoajoituksen tukianalyysinä käytettiin ns. nokihiukkasanalyysiä (SCP, Spherical Carbonaceous Particles, Renberg & Wik 1984). Nokihiukkasia syntyy fossiilisten polttoaineiden poltosta (Rose & Appleby 2005), joten niiden esiintyminen sedimenteissä on sidonnaista teollisen fossiilisten polttoaineiden käytön kanssa (Smol 2008). Siten nokihiukkasprofiilista saadaan lisävahvistusta ajoitukselle, kun tunnetaan fossiilisten polttoaineiden käytön historia.

Analyysia varten keitinlasiin punnittiin n. 3 g märkää sedimenttiä/näyte. Näyte kuivattiin lämpökaapissa (105 °C) n. 16 h ajan, minkä jälkeen se punnittiin. Näytteeseen lisättiin n. 3 ml vetyperoksidia (30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) siten, että kuiva sedimentti peittyi ja sen orgaaninen aines alkoi hajota. Lopuksi näytteeseen lisättiin n. 100 ml vettä ja keitinlasi sisältöineen punnittiin. Näytettä pipetoitiin petrimaljalle niin, että maljan pohja peittyi tasaisesti. Keitinlasi sekä siihen jäänyt seos punnittiin uudelleen näytemäärän laskemiseksi. Petrimalja peitettiin foliolla ja jätettiin haihtumaan kuivaksi.

Näytteen kuivuttua maljalta laskettiin nokihiukkaset preparointimikroskoopin (Motic SMZ-140, lisävalo Leica CLS 150 XE) avulla. Apuna suuntauksessa käytettiin maljan pohjan kokoista viivoitettua paperikiekkoa maljan alla. Nokihiukkasten tiheys ilmaistiin kappalemääränä kuiva-ainegrammaa kohti.

### 2.4. Piileväjäänteet

Piilevien preparoinnissa sovellettiin Renbergin (1990) kuvaamaa menetelmää. Sedimenttiä annosteltiin silmämääräisesti kaapimella muoviseen koeputkeen niin, että putken pohja peittyi. Vetokaapissa näytteeseen pipetoitiin vetyperoksidia (30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) ensin varovasti muutama millilitra kuohunutta tarkkaillen. Vetyperoksidia lisättiin muutama millilitra kerrallaan usean päivän ajan ja näytteiden annettiin hautua vetokaapissa (korkki löysästi putkensuun suojana), kunnes kuplinta putkissa oli lakannut.

Kuplinnan lakattua näyte sentrifugoitiin (3 x 10 min, 2000 rpm, Heraeus Biofuge Primo -sentrifugi). Ensimmäisen sentrifugoinnin jälkeen pinnalle erottunut neste pipetoitiin pois ja tilalle pipetoitiin huuhtelua varten tislattua vettä. Toisen sentrifugoinnin jälkeen vesi pipetoitiin pois ja näytteeseen pipetoitiin seuraavaa huuhtelua varten 70 % etanolia. Kolmannen sentrifugoinnin jälkeen neste pipetoitiin pois. Näytteeseen lisättiin tilkka 70 % etanolia, ja liuosta kaadettiin lasisen koeputken pohjalle. Lasiputkeen pipetoitiin lisää etanolia n. 1–2 cm:iin asti.

Varastorasvan poistamiseksi etanolissa n. 5 min ajan huuhdotut peitinlasit nosteltiin pinseteillä paperille kuivumaan. Peitinlasien kuivuttua ne aseteltiin lämpölevylle tiettyyn järjestykseen aina kaksi vierekkäin rinnakkaisnäytteitä varten. Pöydälle lämpölevyn viereen aseteltiin samaan järjestykseen näytetiedoilla merkityt objektilasit. Lasikoeputkeen laitettiin lasisauva ja näytettä sekoitettiin heiluttelemalla putkea kevyesti. Sauvan kärjestä näytepisara pudotettiin peitinlasille ja levitettiin tikulla useaan suuntaan. Näytteen kuivuttua peitinlasilla näytteen päälle laitettiin kiinnitysainetta (Naphrax<sup>®</sup>). Objektilasi asetettiin rinnakkaisten peitinlasien päälle, jolloin peitinlasit tarttuivat Naphraxilla<sup>®</sup> objektilasiin. Objektilasit käännettiin oikein päin. Niitä lämmitettiin lämpölevyllä niin, että kiinnitysaine alkoi lämmetä ja ehti kuplia hetken. Preparaatit nostettiin jäähtymään. Kynnellä kevyesti työntämällä tarkastettiin olivatko peitinlasit kiinnittyneet objektilasiin.

Preparaatit mikroskopoitiin tutkimusmikroskoopilla (GwB Olympus CH-2 ja Leitz Laborlux S) 1000-kertaisella suurennoksella immersioöljyä käyttäen. Piilevät tunnistettiin mahdollisuuksien mukaan lajitasolle ja laskettiin kustakin näytesyvyydestä 400 yksilöön asti (Liite 1). Jäänteet määritettiin Krammerin & Lange-Bertalotin (1986–1991) mukaan.

## 2.5. Surviaissääskijäänteet

Surviaissääskijäänteiden preparoinnissa sovellettiin Walkerin (2001) kuvaamaa menetelmää. Näytepussi sisältöineen punnittiin vaa'alla (Precisa BJ 41100D). Sulanut, märkä sedimentti kaavittiin pussista keitinlasiin ja tyhjä pussi punnittiin. Kun tunnettiin näytteen massa ja kuivamassa sekä näytteen surviaissääskitoukkien pääkapseleiden lukumäärä, pääkapselien määrä voitiin ilmoittaa sedimentin massayksikköä kohti (kpl/100 g kuiva-ainetta). Keitinlasiin lisättiin kaliumhydroksidia (10 % KOH) saman verran kuin lasissa oli jo sedimenttiä, jotta pääkapselit saatiin erottumaan muusta aineksesta. Kaliumhydroksidi sekoitettiin kaapimella sedimentin joukkoon. Keitinlasi peitettiin foliolla ja jätettiin hautumaan n. 16 h ajaksi. Seuraavana päivänä näyte kaadettiin 100 µm:n seulalle ja huuhdottiin kirkkaaksi vedellä, jolloin jäljelle jäi vain pääkapselit, muut eliöjäänteet ja minerogeeninen aines. Seulalta näyte huuhdottiin veden avulla kierteiselle poiminta-alustalle. Preparointimikroskoopin (Leica M26/VWR) ja lisävalon (Leica CLS-150) avulla poiminta-alusta käytiin kierros kierrokselta läpi ja pääkapselit poimittiin pinseteillä syvyystiedoilla merkittyyn Eppendorf-putkeen, jossa oli 70 % etanolia.

Poimituista pääkapseleista tehtiin kestopreparaatit objektilaseille. Eppendorf-putkessa 70 % etanolissa säilytetyt pääkapselit kaadettiin petrimaljalle. Preparointimikroskoopin avulla pääkapselit poimittiin puhdistamista varten pinseteillä toiselle maljalle, jossa oli absoluuttista etanolia. Pääkapselit poimittiin maljalta ja aseteltiin mentum-puoli ylöspäin objektilasille, jolle oli laitettu lasipuikolla tippa Euparalia<sup>®</sup>. (Ennen Euparaliin<sup>®</sup> asettamista etanoli imeytettiin pinseteillä poimitusta pääkapselista talouspaperiin painamalla pääkapselia kevyesti paperia vasten. Yhteen Euparal<sup>®</sup>-tippaan pääkapseleita asetettiin niin monta kuin mahtui ilman, että pääkapselit joutuivat kosketuksiin toistensa kanssa.) Lopuksi näytteen päälle asetettiin pyöreä peitinlasi. Objektilasiin kirjattiin näyte- ja syvyytiedot.

Tutkimusmikroskoopin (Leitz Laborlux S) avulla surviaissääskijäänteet määritettiin pääasiassa Wiederholmin (1983) mukaan, mutta myös muuta määrityskirjallisuutta käytettiin tarvittaessa (Hofmann 1971, Saether 1975, Brooks ym. 2007). Peitinlasin peittämä alue käytiin systemaattisesti läpi ja kunkin lajiryhmän tai taksonin yksilömäärät laskettiin (Liite 2).

## 2.6. Numeeriset analyysit

Sedimentin kemiallisen koostumuksen stratigrafisia muutoksia tarkasteltiin pääkomponenttianalyysillä (PCA, Principal Component Analysis, Jolliffe 2002). Analyysi toteutettiin R Statistics (x64 3.0.1) -ohjelmalla stats-paketilla (Anonyymi 2014). Valituille alkuaineille laskettiin ainesedimentaatiot Meriläisen ym. (2010) käyttämän menetelmän mukaisesti.

Sekä surviaissääski- että piilevälajiyhteisön koostumuksesta (taksonin suhteellinen osuus näytesyvyyden kokonaisyksilömäärästä) suhteessa syvyyskerroksiin etsittiin gradientteja DCA-analyysillä (Detrended Correspondence Analysis, Hill & Gauch 1980) R Statistics (x64 3.0.1) -ohjelmaa ja vegan-pakettia (Oksanen ym. 2013) käyttäen. Surviaissääskien ja piilevien lajijakauman monimuotoisuutta eri syvyyskerroksissa tarkasteltiin laskemalla R Statistics (x64 3.0.1) -ohjelmalla vegan-paketin sisältämällä funktiolla Shannonin diversiteetti-indeksi (Shannon 1948). Shannonin diversiteetti-indeksien toistettavuutta tarkasteltiin laskemalla H\_boot-funktiolla (Gardener 2014) bootstrapping-menetelmää (1000 uudelleenotantaa) hyödyntäen 95 %:n luottamusvälit jokaisen näytesyvyyden H':n arvoille.

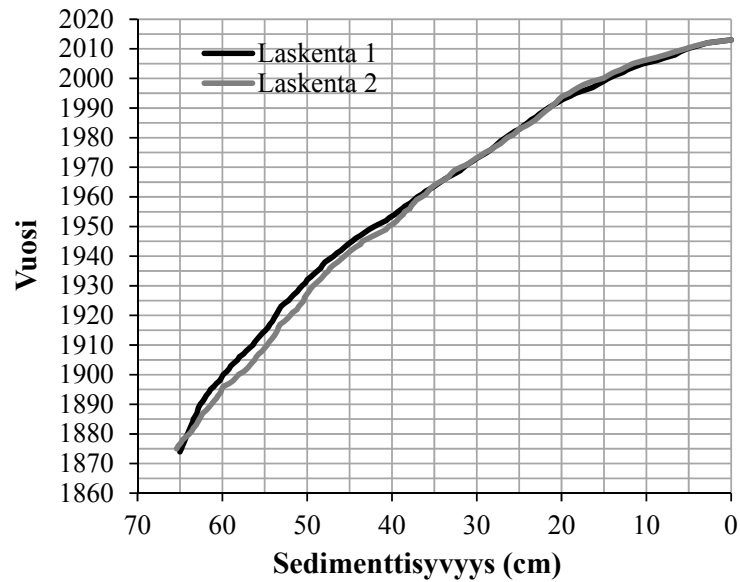
Veden fosforipitoisuuden historiallista kehitystä jäljitettiin piileviin perustuvan siirtofunktion (Diatom Inferred Total Phosphorus, DI-TP, Kauppila ym. 2002) avulla käyttäen painotettua keskiarvoa ja inverse deshrinking -asetusta. Tätä rekonstruktio mallia voidaan pitää hyvin sopivana Vesijärvelle, sillä malliin sisältyy myös niukkaravinteisia järviä. Lisäksi piilevälajiston muutoksia tarkasteltiin laskemalla OMNIDIA 4.2 -ohjelmalla (Lecointe ym. 1993) ekologisia indikaattoriarvoja (pH ja trofiataso, Van Dam ym. 1994) eri sedimenttisyvyyskerrosten piilevälajistoille.

Järven tilaa tarkasteltiin surviaissääskilajiyhteisön koostumuksen perusteella lasketuilla syvänpohjajäläinindeksillä (Profundal Invertebrate Community Metric, PICM, Jyväsjärvi ym. 2014), prosentuaalisella mallinkaltaisuudella (Percent Major Affinity, PMA, Tolonen ym. 2005), Wiederholmin (1980) pohjanlaatuindeksillä (Benthic Quality Index, BQI) sekä CI-indeksillä (Paasivirta 1988 sit. Kansanen ym. 1990), joka on laajennos edellisestä. Surviaissääskijäänteiden vähäisestä määrästä johtuen BQI- ja CI-indeksejä ei voitu luotettavasti laskea kaikille näytteille. PICM- ja PMA-indeksien yhteismitalliseksi skaalatuista ekologisen laatusuhteen arvoista laskettiin keskiarvo. Laskenta tehtiin Ympäristöhallinnon ohjeiden (Anonyymi 2009, 2012) mukaisesti. Ekologisen laatusuhteen arvojen vaihtelua pehmennettiin viiden havainnon liukuvan keskiarvon avulla.

## 3. TULOKSET

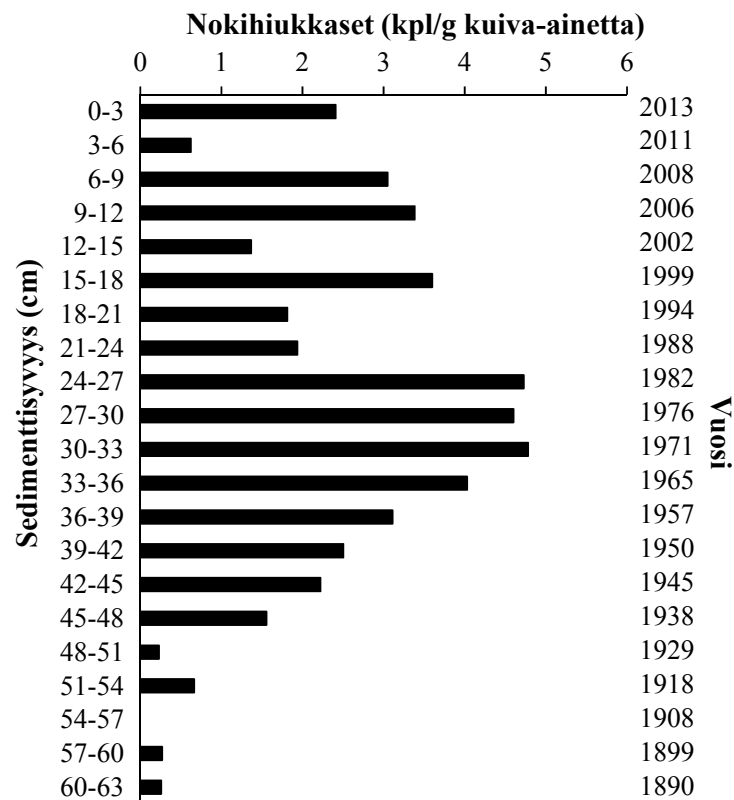
### 3.1. Sedimentin fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

Sedimenttiprofiilin ylimmät 3 cm ovat kerrostuneet 2012–2013 ja 67 cm:n kerrostuma ajoitettiin vuoteen 1875 (Kuva 6).



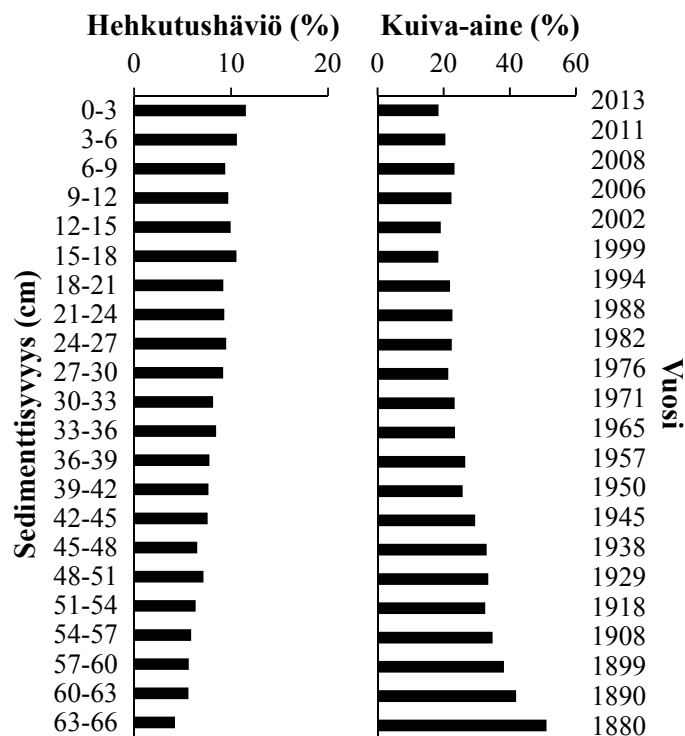
Kuva 6. Kahteen lustolaskentaan perustuva sedimenttiprofiilin ajoitus.

Nokihiuksasten määrä alkoi kasvaa 45–48 cm:n syvyydessä (Kuva 7). Lustoajoituksella muutos ajoitettiin 1940-luvulle. Maksiminsa nokihiuksastiheys saavutti 24–33 cm:n syvyydessä eli 1970–1980-luvuilla, jonka jälkeen se alkoi jälleen vähentyä.



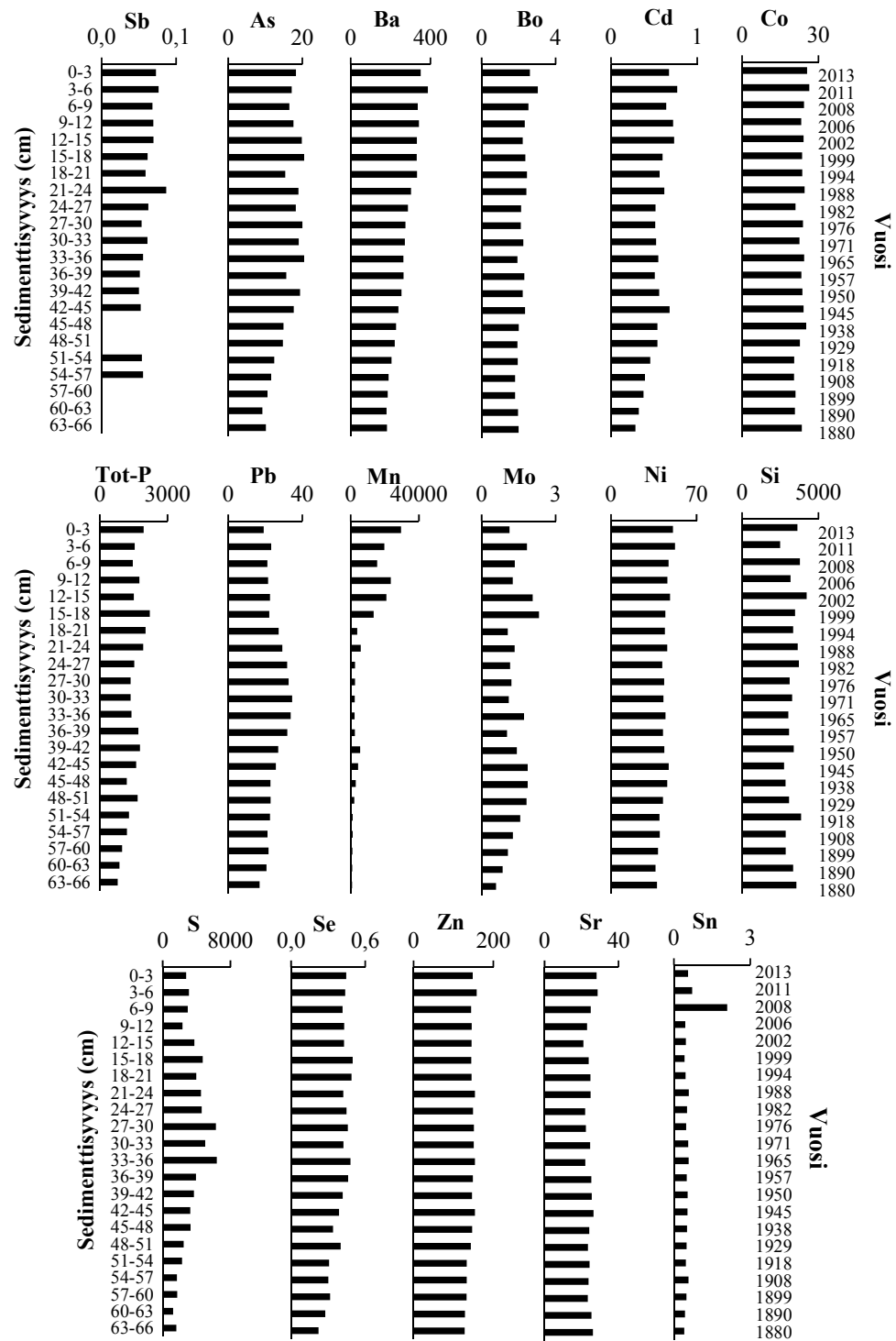
Kuva 7. Nokihiuksapartikkelien stratigrafia. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

Sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus eli hehkutushäviö oli pienin vanhimmissa näytteissä (4–6 %) ja kasvoi sieltä kohti tuoreempia kerrostumia ollen suurimmillaan 10–12 % (Kuva 8). Kuiva-ainepitoisuus oli sitä suurempi (jopa yli 50 %) mitä syvemmällä sijaitsevat sedimenttikerrokset olivat kyseessä, sillä sedimentin kokoonpuristumisen takia vesipitoisuus on pienempi syvemmissä sedimenttikerroksissa. Pintasedimentissä kuiva-aineen osuus oli n. 20 %.



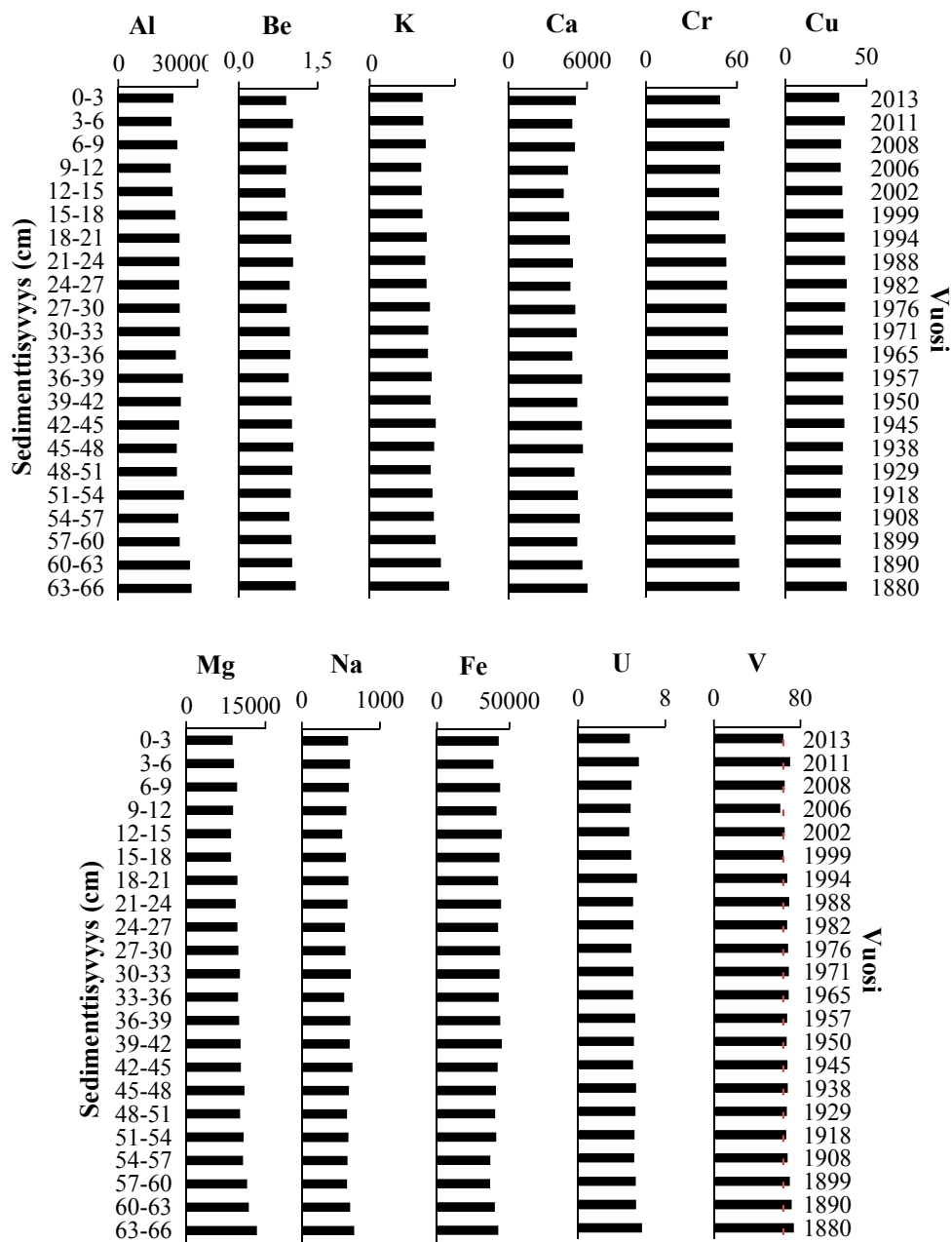
Kuva 8. Hehkutushäviön ja kuiva-ainepitoisuuden stratigrafiat. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

Sedimentin lyijypitoisuus oli suurimmillaan 24–39 cm:n syvyydessä eli vuosina 1950–1990 (Kuva 9). Myös rikin suurimmat pitoisuudet sijoittuivat näihin syvyyksiin. Antimonin, arseenin, bariumin, boorin, kadmiumin, koboltin, kokonaisfosforin, mangaanin, nikkelin, seleenin ja sinkin pitoisuudet olivat nuorimmissa pintakerroksissa hieman korkeampia kuin vanhemmissa kerrostumissa. Kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet pienenevät pintakerroksia kohti (Kuva 10). Lyijyn sedimentaatio oli ennen 1940-lukua keskimäärin 330 mg/m<sup>2</sup>/a, kunnes alkoi kasvaa n. 45 cm:n syvyydessä eli 1940-luvulla, ja 1940-luvulta 1980-luvun loppuun se oli keskimäärin 450 mg/m<sup>2</sup>/a (Kuva 11). Lyijyn sedimentaatio vähentyi hieman 1990-luvulla ja on vuosituhannen vaiheen jälkeen jälleen kasvanut. Myös rikin sedimentaatio alkoi kasvaa 1940-luvulla ja oli runsainta pintasedimenttikerroksissa. Natriumin sedimentaatio runsastui 1940-luvulla, vähentyi sen jälkeen ja alkoi kasvaa uudelleen n. vuonna 2005. Myös 1800-luvun lopulle ja 1900-luvun alkuun sijoittuvissa 57–66 cm:n kerrostumissa natriumin sedimentaatio oli hieman runsaampaa.

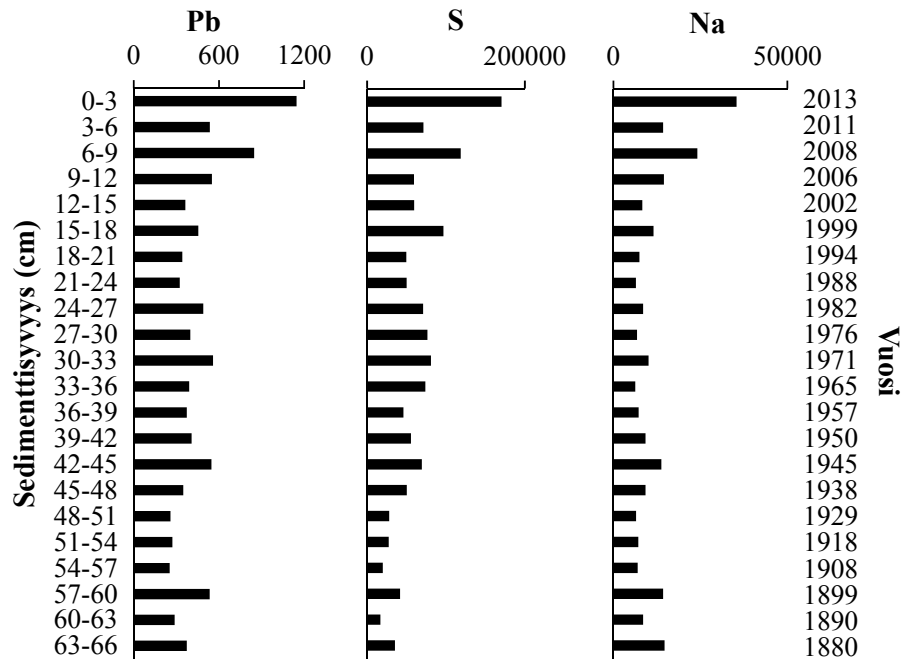


Kuva 9. Alkuaineet, joiden pitoisuudet (mg/kg) olivat suurimmillaan keskimmaisissä tai nuorimmissa sedimenttiviipaleissa. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon



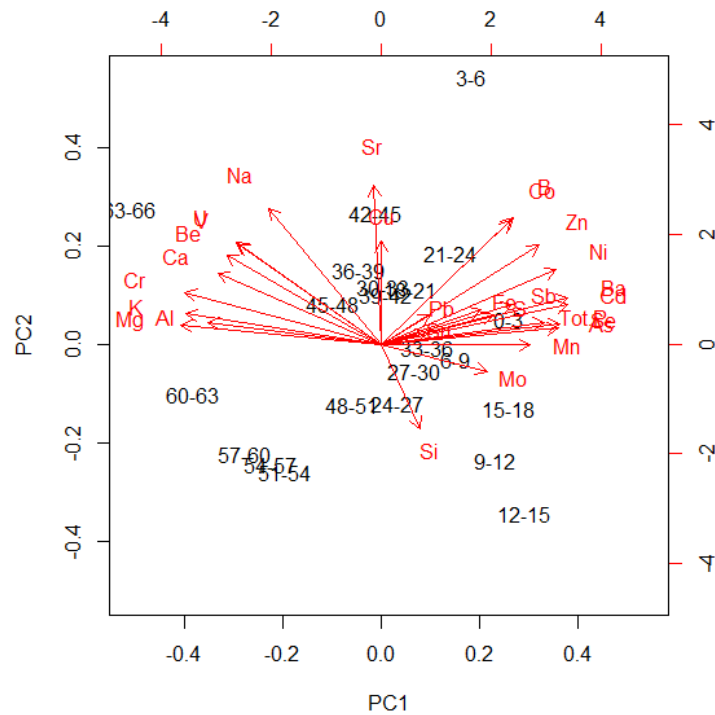


Kuva 10. Alkuaineet, joiden pitoisuudet (mg/kg) pysyivät melko muuttumattomina kaikissa sedimenttiviipaleissa tai olivat pienempiä pintasedimentissä. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.



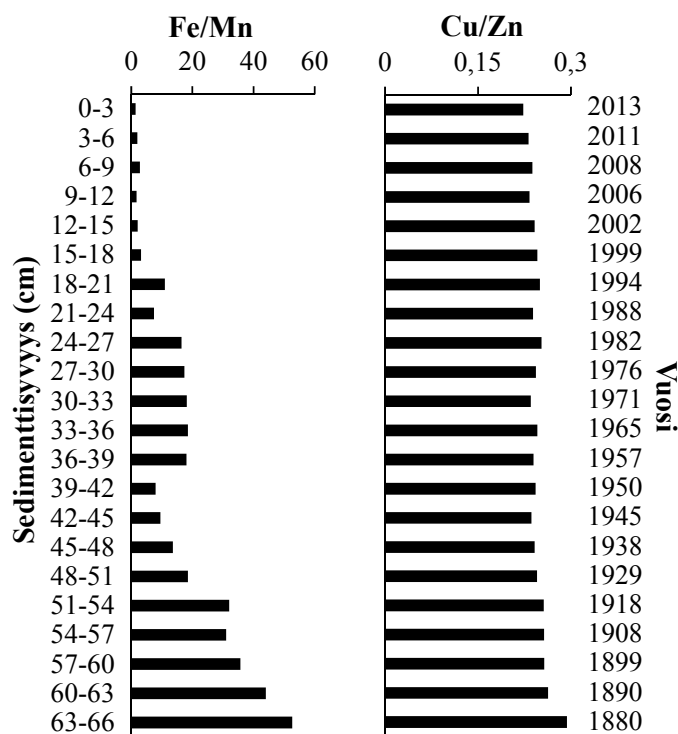
Kuva 11. Lyijyn, rikin ja natriumin sedimentaatiostratigrafiat ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{a}$ ). Vuosiluku ilmaisee näytteenotuksen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

PCA-ordinaation perusteella geokemialliset ja -fysikaaliset ominaisuudet jakoivat sedimenttikerrostumat ajallisesti kahteen osaan (Kuva 12). Vanhimmat, ennen 1920-lukua syntyneet kerrostumat (51–66 cm) ja pintakerrostumat (0–9 cm, 2000–2010-lukujen vaihde) sijoittuivat eri puolille ordinaatiokuvaajaa, ja 18–51 cm:n (n. 1925–1995) kerrostumat ryhmittivät näiden välille. Erotettavissa oli kaksi gradienttia, joista toista (kuvassa vaakatasossa) luonnehtivat pintakerroksien suuntaan kasvavat kokonaisfosfori, rikki, jotkin metallit kuten barium, kadmium, mangaani, molybdeeni, nikkeli ja rauta sekä osittain ilmalaskeumana kulkeutuvat arseeni, lyijy ja sinkki. Syvimpiä kerroksia ryhmittivät mm. litofiiliset alumiini, kalium, kalsium, kromi ja magnesium. Toista gradienttia (kuvassa pystytasossa) kuvasivat kupari ja strontium toisessa päässä ja toisessa pii.



Kuva 12. Sedimentin fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien PCA-ordinaatio. Numerointi ilmaisee näyteviipaleen sedimenttisyvyyden (cm).

Pohjanläheisiä hapetus-pelkistys-oloja kuvaavista pitoisuuksien suhteista rauta-mangaani-suhde pieneni pintasedimenttikerroksia kohti, mutta kupari-sinkki-suhteessa ei tapahtunut huomattavia muutoksia (Kuva 13).

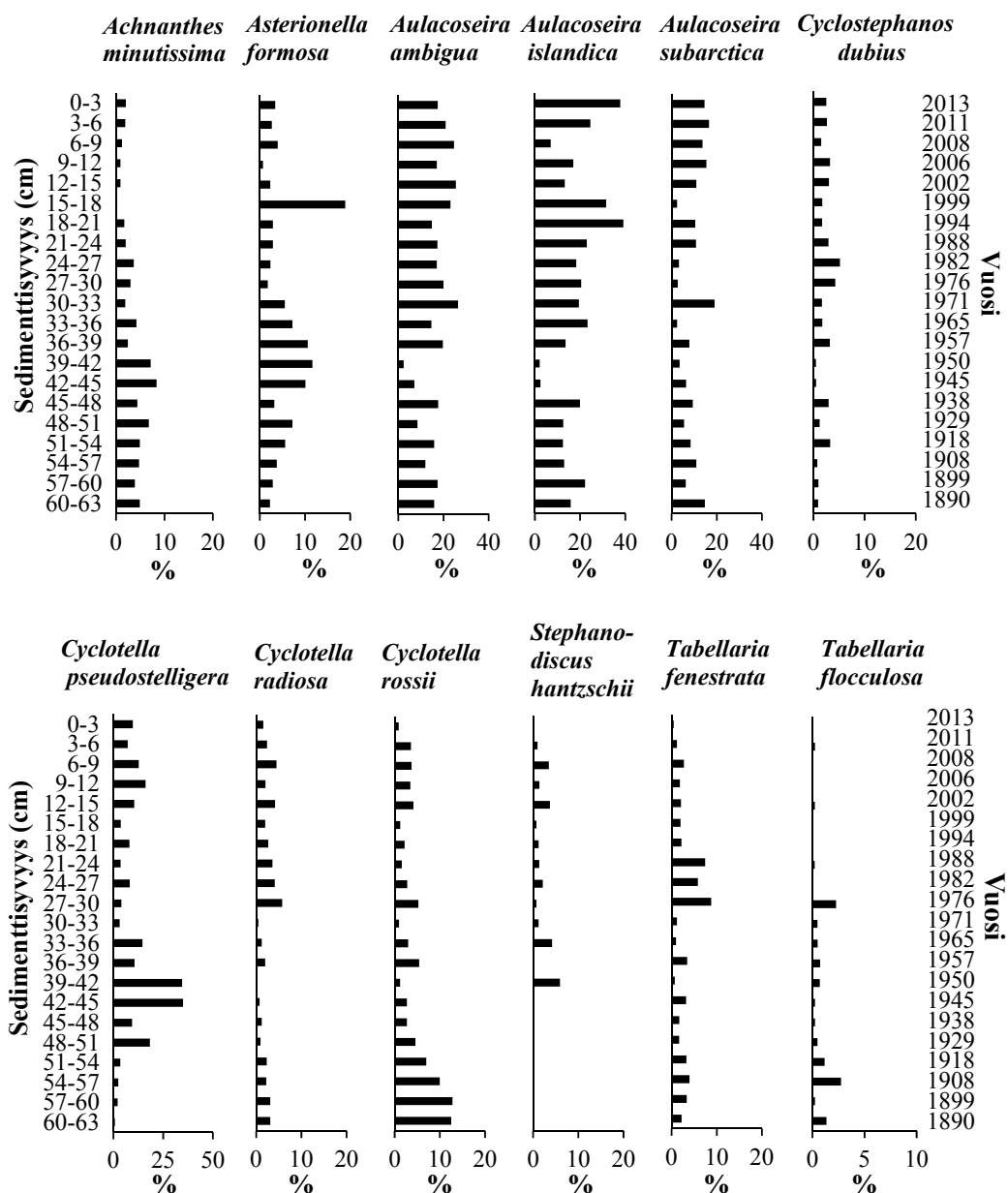


Kuva 13. Fe–Mn- ja Cu–Zn-suhteiden stratigrafiat. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

### 3.2. Piilevät

Piilevätaksoneita havaittiin yhteensä 160 (Liite 1). Valtalajeina piilevyyhteisössä esiintyivät planktiset *Aulacoseira*-lajit ja *Asterionella formosa* (Kuva 14). Melko runsaana koko sedimenttiprofiilin syvyydeltä esiintyivät myös *Cyclotella pseudostelligera*, *C. radiosa*, *C. rossii*, *Achnanthes minutissima*, *Cyclostephanos dubius* ja *Tabellaria fenestrata*.

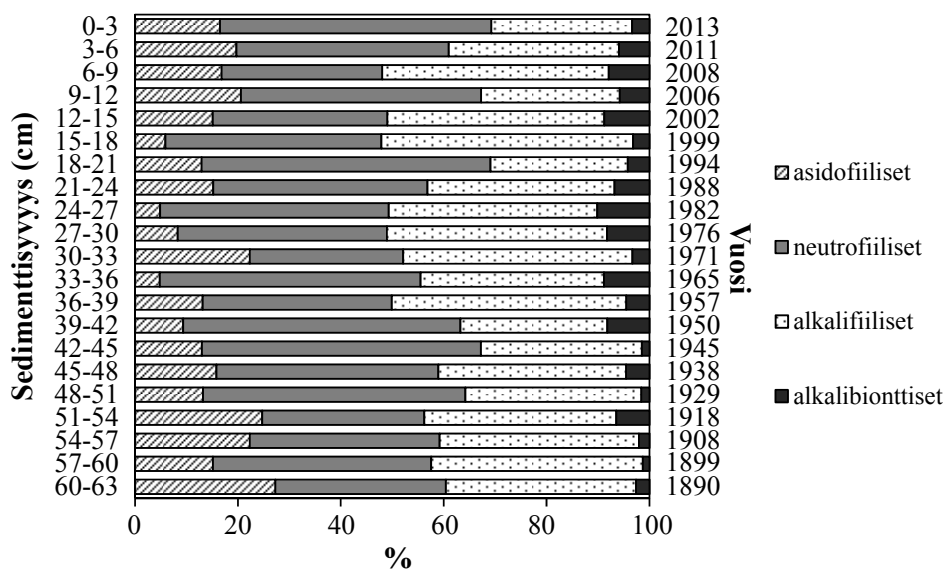
*C. rossii*- ja *T. flocculosa* -lajien runsaus oli suurimmillaan vanhimmissa sedimenttikerroksissa. Myös *Achnanthes minutissima* -tyypin runsaus oli pienempää pintakerrostumissa. Lajien *A. islandica* ja *A. ambigua* pienimmät yksilömäärät sijoittuivat 39–45 cm:n syvyyteen eli n. vuosiin 1945–1955, kun taas *C. pseudostelligera* ja *A. formosa* olivat tässä syvyydessä runsaimmillaan. *S. hantzschii* -lajia havaittiin vain 45 cm:stä ylöspäin eli n. vuodesta 1945 alkaen.



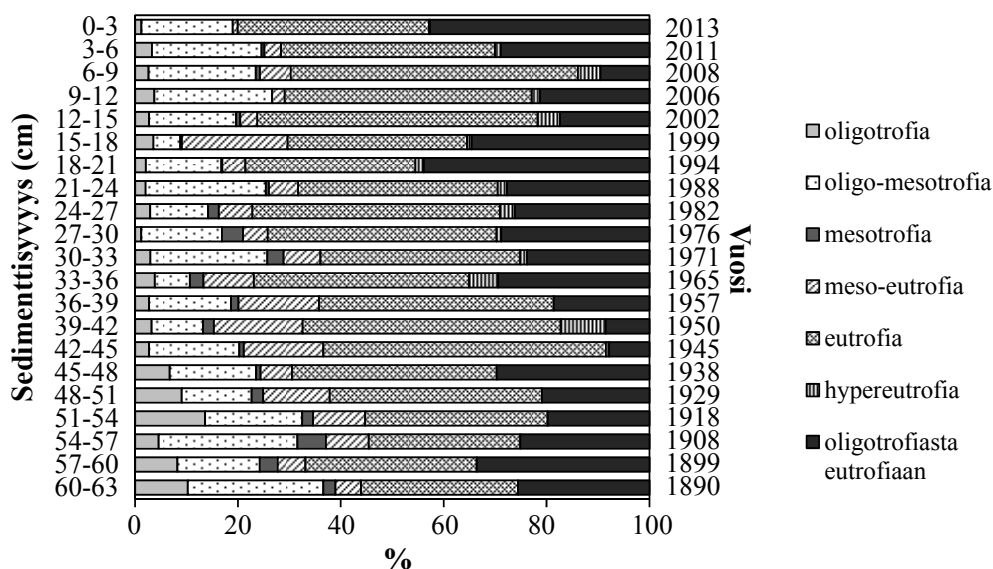
Kuva 14. Runsaimpien piilevälajien stratigrafiat prosentteina näytteen kokonaisyksilömäärästä (lukumäärät liitteessä 1). Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

Koko sedimenttiprofiilin syvyydeltä suurin osa piilevistä oli neutraalissa vedessä (pH = 7) viihtyviä tai alkalifilisiä (pH > 7) (Kuva 15). Asidobionttisia (pH optimaalisesti < 5,5) ja indifferenttejä lajeja ei havaittu ollenkaan. Happamia olosuhteita suosivien lajien osuus vähentyi hieman 1950-luvulla ja alkalibionttinen lajisto runsastui.

Ravinnevaatimuksiltaan eutrofiaa suosivia lajeja esiintyi eniten (Kuva 16). Myös oligo-mesotrofisia ja ravinnevaatimusten suhteen laaja-alaisia lajeja esiintyi runsaasti. Oligotrofisia olosuhteita suosivien piilevien osuus oli pintakerroksissa pienempi.

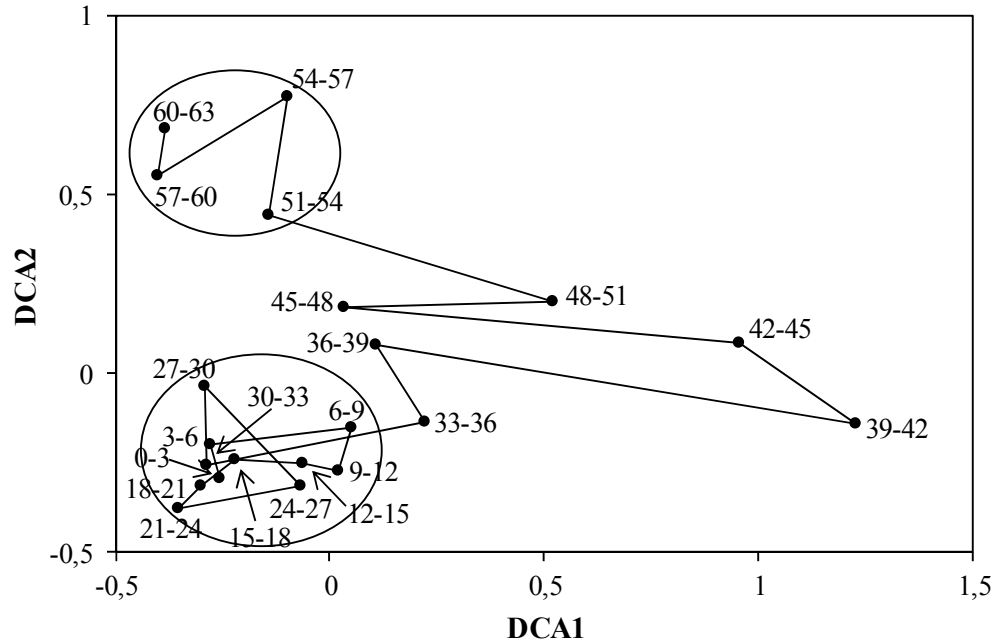


Kuva 15. Eri pH-arvoja indikoivien (Van Dam ym. 1994) piilevälajien osuudet piileväyhteisöissä. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.



Kuva 16. Eri ravinnetasoja indikoivien (Van Dam ym. 1994) piilevälajien osuudet piileväyhteisöissä. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

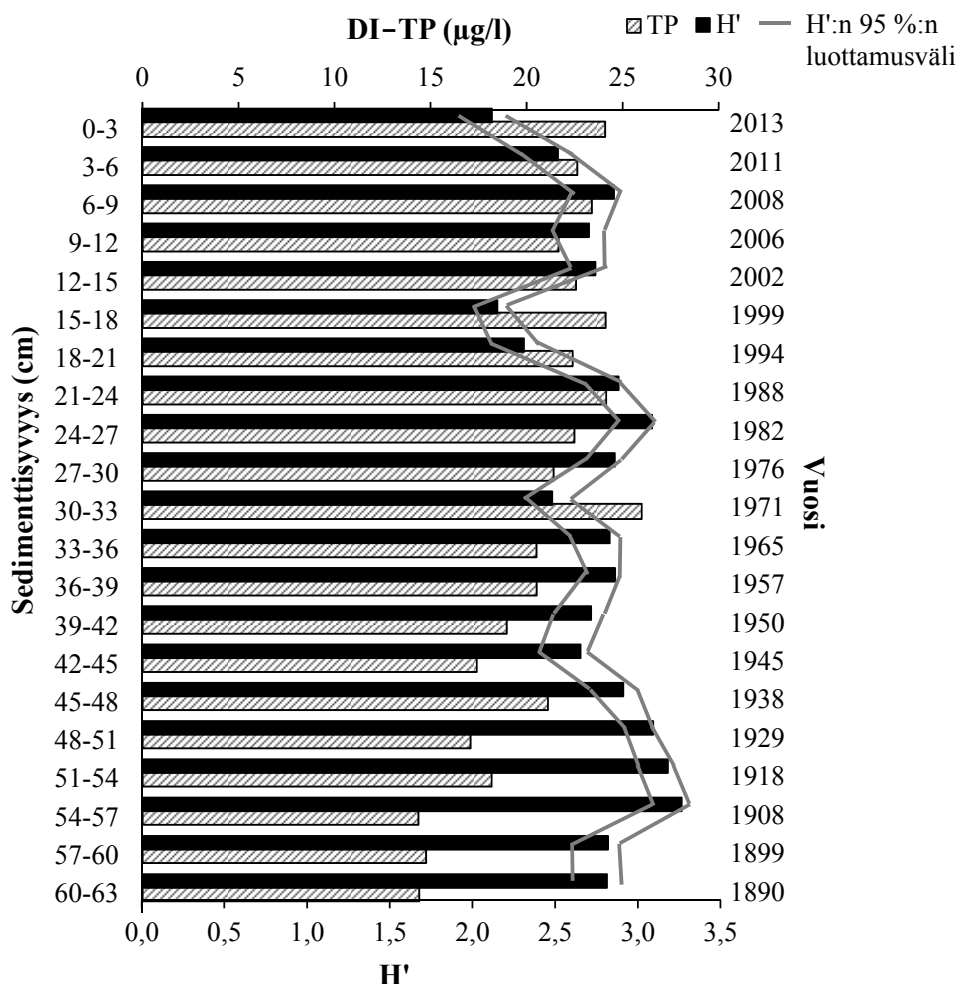
DCA-ordinaation mukaan piilevälajiyhteisön koostumus alkoi muuttua n. 51 cm:n syvyydessä eli 1920-luvun lopulla (Kuva 17). Muutos jatkui 33 cm:iin eli n. 1970-luvun alkuun saakka. Tätä tuoremmat sedimenttikerrokset olivat lajikoostumukseltaan samankaltaisia. Piilevälajiston vaihtelusta DCA:n ensimmäinen akseli kokosi 18,4 % ja toinen 11,5 %. Ensimmäisen akselin pituus oli 1,63 ja toisen 1,15. Ensimmäisen akselin pituuden ollessa yli 1,5 DCA oli soveltuva ordinaatiomenetelmä aineistolle (Ter Braak & Prentice 1988).



Kuva 17. Piileväaineiston DCA-ordinaatio. Numerointi ilmaisee näyteviipaleen sedimenttisyvyyden (cm).

Piilevien Shannon-diversiteetti oli suurimmillaan (2,7–3,3) ennen vuotta 1947 kerrostuneessa sedimentissä ja pienimmillään (2,1–2,9) kahden viimeisen vuosikymmenen aikana (Kuva 18). 95 %:n luottamusvälin leveys oli indeksiaron vaihtelun suuruutta pienempi, joten vaihtelun voidaan olettaa olevan todellista.

Piileväyhteisöjen avulla takautuvasti arvioitu kokonaisfosforipitoisuus (DI-TP) oli 1800-luvun lopulla 14 µg/l (Kuva 18). Korkeimmillaan DI-TP (26 µg/l) oli 1970-luvun alussa, ja tämän jälkeen se on pysynyt melko muuttumattomana (keskimäärin 22 µg/l).



Kuva 18. DI-TP-siirtofunktion (Kauppila ym. 2002) perusteella arvioitu kokonaisfosforipitoisuuden kehitys Vesijärven sekä piilevälajiyyhteisöjen Shannonin diversiteetti-indeksin arvot syvyyskerroksittain 95 %:n bootstrap-luottamusvälineen. Vuosiluku ilmaisee näyteeniipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

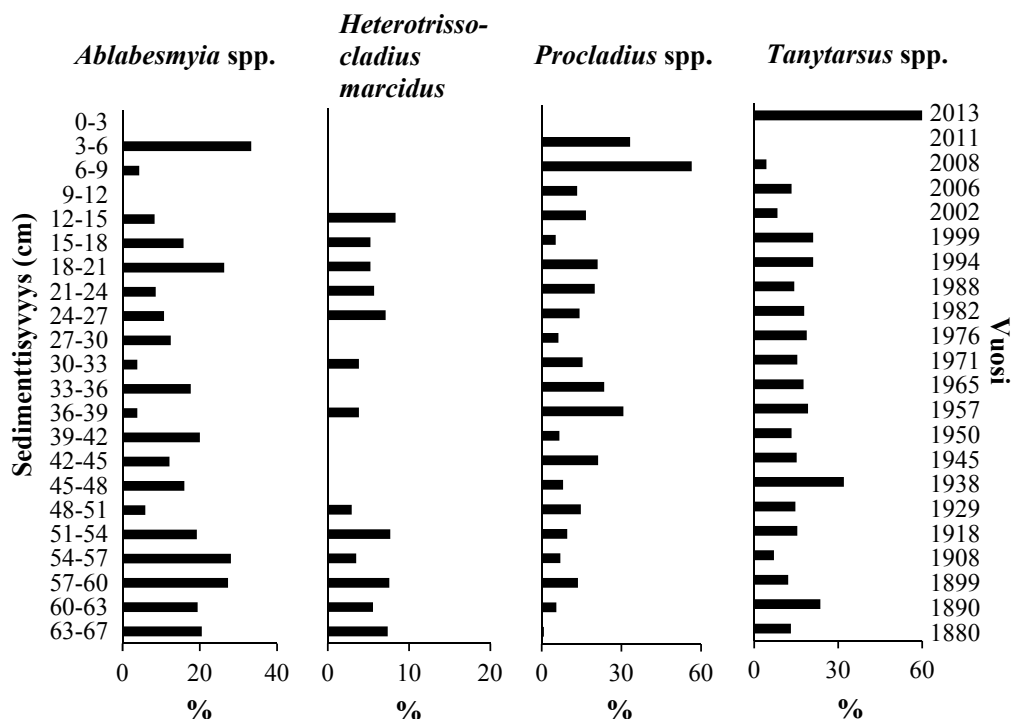
### 3.3. Surviaissääsket

Surviaissääskitaksoneita havaittiin yhteensä 40 (Liite 2). Kahdessa ylimmässä näytteessä yksilömäärä oli hyvin niukka (3 ja 5 yksilöä/näyte). Muissa kerrostumissa keskimääräinen yksilömäärä oli 36 yksilöä/näyte. Runsaimpina esiintyivät suvut *Ablabesmyia*, *Procladius* ja *Tanytarsus* sekä *Heterotrissocladius marcidus* (Kuva 19). *Procladius*-suvun runsaus oli suurinta tuoreimmista sedimenttikerrostumista, kun taas *H. marcidus* -lajeja ei havaittu pintakerroksista.

Orthoclaadiinae- ja Tanypodinae-lajeja havaittiin jonkin verran koko sedimenttiprofiilin syvyydeltä muutamia yksittäisiä näytteitä lukuun ottamatta. *Chironomus anthracinus* ja *C. plumosus* esiintyivät muutamissa näytteissä pintakerroksissa sekä 45–54 cm:n syvyydessä (vuodet 1915–1945). Yksittäisissä näytesyvyyksissä esiintyivät runsaina (yli 10 %) myös suvut *Parakiefferella*, *Corynoneura*, *Harnischia* ja

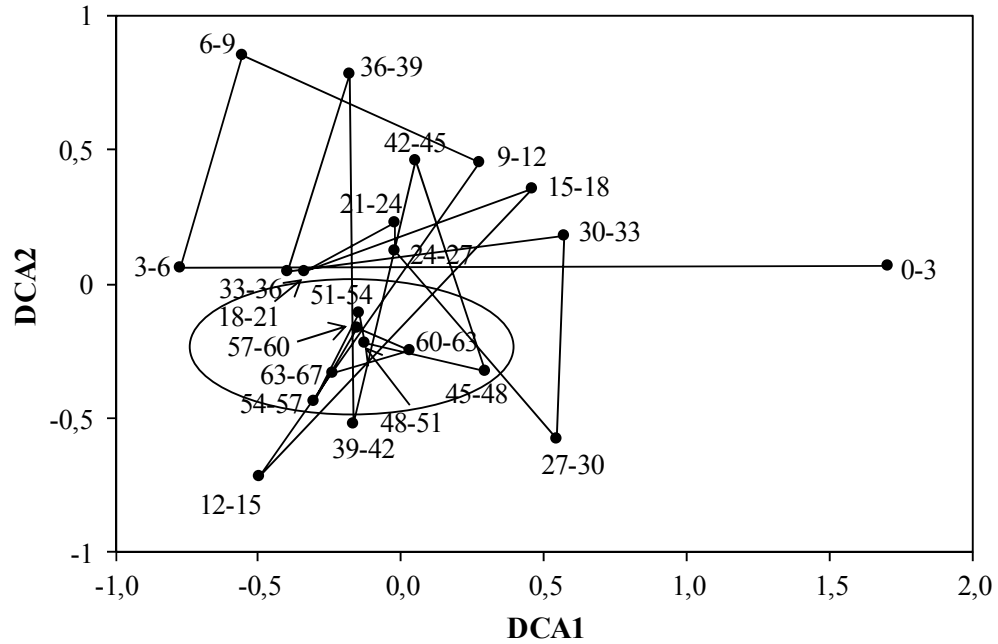


*Stempellinella* sekä *Stichtochironomus rosenschoeldii* ja *Polypedilum nubeculosum*. Lisäksi havaittiin jonkin verran litoraalilajeja.



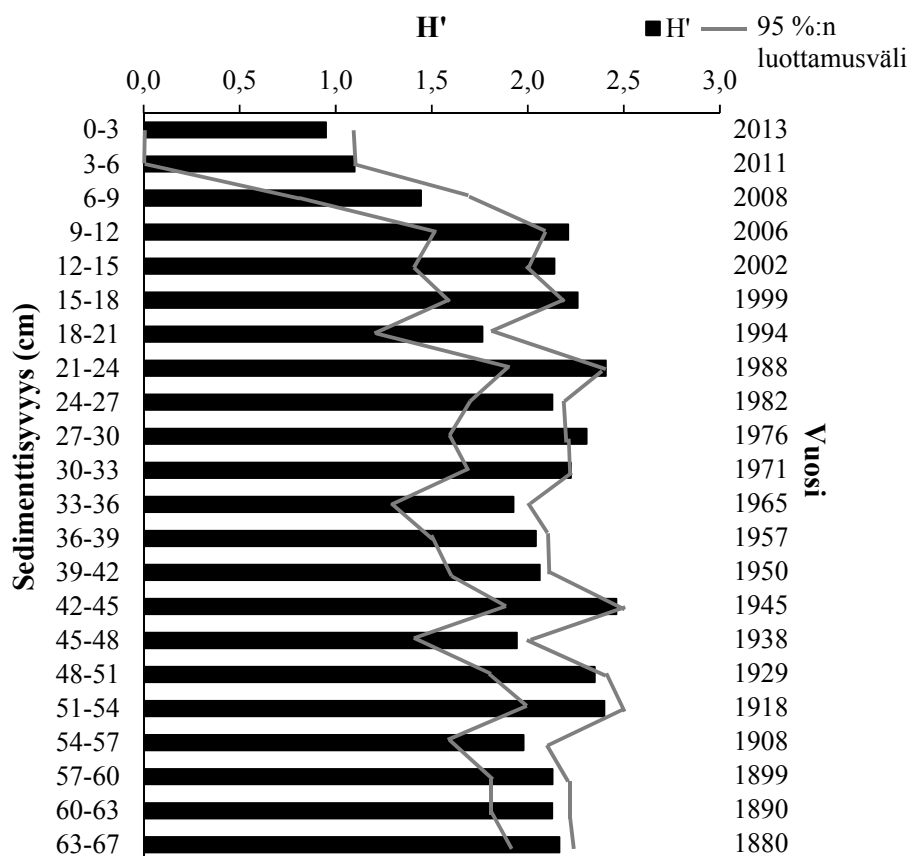
Kuva 19. Runsaimpien surviaissääskilajiryhmien stratigrafiat prosentteina näytteen kokonaisyksilömäärästä (lukumäärät liitteessä 2). Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

Surviaissääskilajiyhteisöjen koostumuksen perusteella sedimenttikerrokset 45–67 cm (1880-luvulta 1940-luvulle) muodostivat oman ryhmänsä (Kuva 20). Tämän jälkeen yhteisöjen muutokset olivat laajuudeltaan ja suunnaltaan vaihtelevia. Pintakerrokset (0–9 cm, vuodet 2007–2013) sijoituivat erilleen muista ja toisistaan. Surviaissääskilajikoostumuksen vaihtelusta syvyyskerrosten suhteen DCA:n ensimmäinen akseli kokosi 25,9 % ja toinen akseli 17,5 %. Akselien pituudet olivat 2,48 ja 1,57. Ensimmäisen akselin pituuden ollessa yli 1,5 DCA oli soveltuva ordinaatiomenetelmä aineistolle (Ter Braak & Prentice 1988).



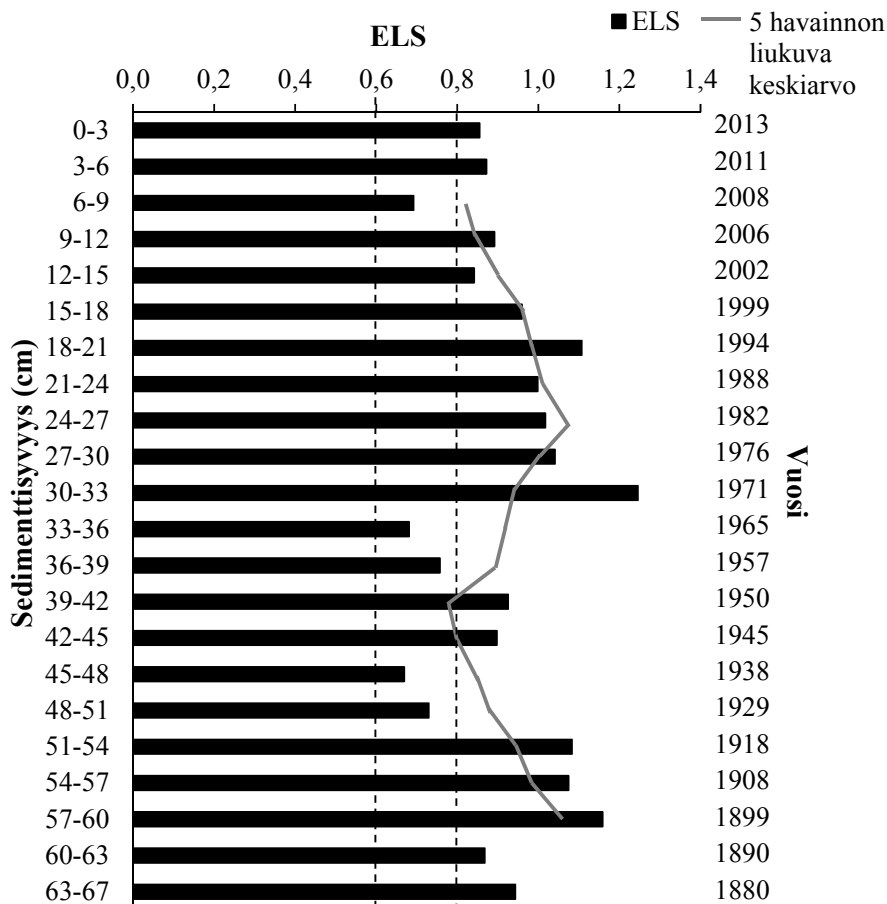
Kuva 20. Surviaissääskiaineiston DCA-ordinaatio. Numerointi ilmaisee näyteviipaleen sedimenttisyvyyden (cm).

Surviaissääskien Shannon-diversiteetti vaihteli 1800-luvulta 2000-luvun lopulle välillä 1,8–2,5. Se alkoi laskea 2000-luvun lopulla päätyen arvoon 1 vuonna 2013 (Kuva 21). Indeksiarvon vaihtelu oli 95 %:n luottamusvälin leveyden luokkaa, joten vaihtelu oli suurelta osin otannasta johtuvaa satunnaisvirhettä.



Kuva 21. Surviaissääskilajiyhteisöjen Shannonin diversiteetti-indeksin arvot sedimenttisyvyyskerroksittain 95 %:n bootstrap-luottamusväleinen. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon.

PICM- ja PMA-indeksien keskiarvon mukaan Vesijärven ekologisen laatusuhteen arvo oli 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa yli 0,8 eli tilaluokassa erinomainen (Kuva 22). Tämän jälkeen järven ekologinen tila heikentyi n. 1930, jolloin se putosi tilaluokkaan hyvä, ja heikompi kausi jatkui 1960-luvun loppuun saakka. Järven tila kohosi 1970-luvulla takaisin luokkaan erinomainen, mutta alkoi heikentyä uudelleen vuoden 2000 tienoilla. Ekologisen laatusuhteen vaihteluun saattoi vaikuttaa pääkapselien määrän vähäisyydestä ja näytteiden välisestä yksilömäärän vaihtelusta johtuva satunnaisuus. Laatusuhteen vaihtelun päälinjat erottuivat kuitenkin myös vaihtelua tasoittavasta liukuvasta keskiarvosta.



Kuva 22. Ekologisen laatusuhteen arvot yhteismitallisiksi skaalattuina Profundal Invertebrate Community Metric- (Jyväsjärvi ym. 2014) ja prosentuaalinen mallinkaltaisuus -indeksien (Tolonen ym. 2005) keskiarvoina sedimenttisyvyyskerroksittain sekä viiden havainnon liukuva keskiarvo. Vuosiluku ilmaisee näyteviipaleen sedimentoitumisvuosien keskiarvon. Ympäristöhallinnon ohjeiden mukaiset tilaluokkarajat: erinomainen/hyvä 0,8, hyvä/tydyttävä 0,6, tyydyttävä/välttävä 0,4, välttävä/huono 0,2 (Anonyymi 2012). Erinomaisen ja hyvän sekä hyvän ja tyydyttävän luokan rajat merkitty katkoviivoin.

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Sedimentin fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

Vesijärven sedimentin vuosilistorakenteen on havaittu täsmäävän lyijyjajoituksen ( $^{210}\text{Pb}$ ) kanssa (Reinikainen ym. 1997), joten ajoitustulosta (Kuva 6) voidaan pitää luotettavana. Savi- ja silttipitoinen maa-aines valuma-alueella sekä maankäytöstä johtuva eroosio aiheuttavat Vesijärveen runsaan sedimentaation, jota havaintopaikan suppilomainen, sedimenttiä keräävä muoto korostavat (Meriläinen ym. 1994). Sedimentaation on entisestään havaittu runsastuneen 1950-luvulla, mikä johtuu valuma-alueen tehostuneesta maankäytöstä. Sedimentin pintakerrosten vuosilustojen paksuuteen vaikuttaa myös pintasedimentin suuremmasta huokoisen orgaanisen aineksen määrästä johtuva suurempi vesipitoisuus (Pihlaja 2001). Vanhemmissa sedimenttikerroksissa vesipitoisuus on vähäisempi, sillä ne ovat ajan kuluessa tiivistyneet (Shelley 1976).

Sedimentaationopeus ei ole oleellisesti muuttunut 1990-luvun jälkeen siitä mitä se oli aiemmin (Meriläinen ym. 1994).

Vesijärven sedimentissä nokihiukkasmäärä alkoi kasvaa 1940-luvulla (Kuva 7). Suomessa fossiilisten polttoaineiden käyttö runsastui 1960-luvulla (Anonyymi 2007), ja Vesijärven sedimentistä havaittujen nokihiukkasten määrä oli runsaimmillaan 1970-luvulla. Tehostuneiden ilmansuojelutoimien (Anonyymi 1981, Anonyymi 1988) ansiosta savukaasujen nokihiukkaspitoisuudet vähenivät 1990-luvulla. Havaitut nokihiukkasmäärän muutokset täsmäivät yleisen kehityksen kanssa, joten myös nokihiukkasanalyysi tukee hyvin Vesijärven sedimentistä tehtyä ajoitusta.

Vesijärven sedimentin suurimmat lyijypitoisuudet sijoittuvat vuosiin 1955–1985 (Kuva 9). Autoilu alkoi Suomessa 1900-luvun alussa, ja sotavuosien jälkeen 1945 autojen määrä alkoi kasvaa (Anonyymi 2007). Lyijypitoisen bensiinin käyttö alkoi vähentyä Suomessa 1980-luvulla, ja vuonna 1985 Euroopan yhteisöjen neuvosto antoi direktiivin bensiinien lyijypitoisuuksien alentamisesta (Anonyymi 1985). 1990-luvulla lyijypitoista bensiiniä ei enää juurikaan myyty, ja tällöin myös sedimentin lyijypitoisuus alkoi pienentyä. Myös lyijyn sedimentaation runsastuminen n. 1945–1985 (Kuva 11) täsmää tunnetun lyijyn käytön kehityksen kanssa.

Suurimmat rikkipitoisuudet sedimentistä löytyvät aikaväliltä 1960–1985 (Kuva 9). Kohonnut rikkipitoisuus voi johtua rikkiä pelkistävästä mikrobitoiminnasta pohjanläheisissä hapettomissa olosuhteissa (Jones & Bowser 1978), ja Vesijärven alusvedestä onkin ajoittain mitattu niukkoja happipitoisuuksia näinä vuosikymmeninä. Rikin sedimentaation runsastuminen 1940-luvulla (Kuva 11) kertoo jo tällöin esiintyneen heikkoja happiolosuhteita, kun runsastunut orgaaninen sedimentaatio on lisännyt hajotustoimintaa ja hapenkulutusta alusvedessä. Myös helposti valuma-alueen maaperästä uuttuvan, veteen liukenevan natriumin sedimentaatio ilmentää eroosion runsastumista. Piikit natriumin sedimentaatioissa jo 1800–1900-lukujen vaihteessa voivat kuvastaa Vesijärven 1860-luvulla tehdyn pinnanlaskun (Anttila 1967) ja 1900-luvun alussa peratun laskujoen (Kiukas ym. 1996) eroosiota lisäävää vaikutusta.

Mangaanipitoisuudet ovat usein sedimentin hapettuneessa pintakerroksessa korkeampia kuin pelkistyneissä syvemmissä kerroksissa (Gorham & Swaine 1965), kuten Vesijärvenkin sedimentissä. Rautapitoisuus sen sijaan on pysynyt tasaisena (Kuva 10). Orgaanisen aineksen määrä sedimentissä voi vaikuttaa eloperäiseen ainekseen sitoutuneena esiintyvien mangaanin ja raudan pitoisuuksiin (Pihlaja 2001), ja mangaanin ja raudan dynamiikkaan vaikuttavat myös mm. pohjanläheiset hapetus-pelkistysolosuhteet, eroosion määrä (Mackereth 1966) ja siihen vaikuttavat vedenkorkeus (Schütt 1998) sekä maankäyttö yhdessä kosteuden ja lämpötilan vaihtelujen kanssa (Schmidt ym. 2002, 2006). Hapettuneessa ympäristössä rauta ja mangaani eivät liukene helposti, mutta hapettomissa olosuhteissa mangaani liukenee rautaa helpommin. Raudan ja mangaanin suhteen avulla voidaan arvioida muutoksia redox-potentiaalissa. Fe–Mn-suhde pienenee pohjan läheisen happipitoisuuden kasvaessa (Naeyer ym. 2013), ja Vesijärven sedimentin Fe–Mn-suhteen stratigrafian perusteella näytteenottosyvänneessä on esiintynyt hapettomuutta jo ennen 1930-lukua sekä n. 1955–1997 (Kuva 13). Myös eroosion lisääntyminen voi aiheuttaa Fe–Mn-suhteen kasvua (Schütt 1998, Schmidt ym. 2002, 2006). Vesijärven pinnanlaskusta seurannut eroosion kasvu näkyy sedimenttiprofiilin syvimpien kerrostumien suurempana Fe–Mn-suhteena. Myös 1950-luvulla, jolloin sedimentaatio runsastui, Fe–Mn-suhde alkoi kasvaa. Fe–Mn-suhteen tulkinta ei kuitenkaan ole yksiselitteistä, sillä stratigrafioihin vaikuttavat useat tekijät, jotka eivät välttämättä ole suoranaisesti seurausta järven tilassa tapahtuneista muutoksista (Cohen 2003). Raudan

pitoisuus (Petticrew & Arocena 2001, Bortleson & Lee 1974) ja happiolosuhteet (Lee ym. 1977) vaikuttavat myös fosforin säilymiseen sedimentissä, joten sedimentistä mitattu fosforipitoisuus ei kerro suoraan järvessä sedimentin kertymisaikaan vallinneista pitoisuuksista. Vesijärven sedimentin kokonaisfosforipitoisuudessa ei sedimenttikerrostumien välillä ole suurta vaihtelua (Kuva 10).

Kemiallisten ominaisuuksien perusteella Vesijärven sedimenttiprofiili voidaan jakaa kahteen jaksoon, joita erottaa eroosion runsastuminen 1950-luvulla (Kuva 12). Lisääntyneen sedimentaation myötä valuma-alueen maaperästä rapautuvien alkuaineiden pitoisuudet ovat pintasedimenttikerroksissa runsaampia kuin vanhemmissa kerrostumissa.

#### 4.2. Järven tilan kehitys

Vesijärven kehityshistoria 1800-luvulta nykypäivään voidaan jakaa surviaissääskijäänteiden perusteella arvioidun ekologisen tilan (Kuva 22) sekä DCA-ordinaatioiden (Kuvat 17 & 20) mukaan karkeasti neljään jaksoon. 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa järven tila oli Euroopan unionin vesipuidedirektiivin luokittelun mukaisesti erinomainen. Piileväjäänteiden ilmentämä ravinnetason kohoaminen (Kuva 18) oli alkanut jo tällöin, mutta tilan heikentyminen erinomaisesta luokkaan hyvä tapahtui 1920-luvun loppupuolella, jolloin myös piileväyhteisön lajikoostumus alkoi muuttua. Heikompaa kautta kesti 1960-luvun lopulle. Kohentuminen tapahtui 1960–1970-lukujen vaihteessa, jonka jälkeen järven tila ja piileväyhteisön koostumus vakiintuivat. Vuosituhannen lopulla järven tila heikentyi jälleen hieman.

Surviaissääskien perusteella arvioitu järvisyvänteen ekologinen laatusuhde (ELS) ja piileväyhteisöjen avulla arvioitu kokonaisfosforipitoisuus (DI-TP) kertovat molemmat samansuuntaisesta järven kunnan kehityksestä. Syvänteen kunto on ollut välillä parempi ja välillä heikompi, kun fosforipitoisuuden kehitys on ollut nouseva 1970-luvulle asti. Surviaissääsket ja piilevät ilmentävätkin hieman eri tavoin järven tilan muutoksia, sillä pohjan läheisyydessä elävät surviaissääsket kuvaavat erityisesti syvänteen olosuhteita ja planktiset piilevät kertovat vesimassassa tapahtuneista muutoksista (Smol 2008). Syvänteen voi kuitenkin kuvastaa myös koko altaan olosuhteita, sillä se kerää vajoavaa materiaalia laajalta alueelta.

Fosforipitoisuuden kehitystä ennustava DI-TP-funktio kertoo enemmän pitoisuustason muutoksista kuin absoluuttisista arvoista, ja tulos on suuntaa-antava. Vaikka piilevien avulla ennustetut fosforipitoisuudet ovat jopa 26 µg/l, mitatut arvot ovat pääosin alle 20 µg/l. DI-TP-funktion ennustama pitoisuustason muutos on kuitenkin suunnaltaan oikea, ja tästä nousevasta kehityssuunnasta kertovat myös piilevälajiston muutokset. Piileviin perustuvia analyysejä voidaan pitää luotettavina, sillä niiden yksilömäärä oli suuri (Liite 1). Surviaissääskiin perustuvan ekologisen laatusuhteen vaihtelu voi puolestaan osaksi johtua niukasta aineistosta. Erittäin runsaan sedimentaation vuoksi erityisesti pintasedimenttinäytteissä surviaissääskitoukkien pääkapselien määrä oli melko vähäinen (Liite 2) ja havaittu vaihtelu saattoi olla satunnaista.

Piilevien lajidiversiteetin laskeva kokonaiskehitys (Kuva 18) johtunee rehevyytason noususta. Ravinnetason lievä nousu voi aluksi lisätä piilevien diversiteettiä, kuten Vesijärvessä tapahtui 1900-luvun alussa, mutta rehevöitymiskehityksen jatkuessa lajidiversiteetti yleensä pienenee (Jeppesen ym. 2000). Surviaissääskien diversiteetin havaittu vaihtelu (Kuva 21) on vähäisen yksilömäärän vuoksi pääosin satunnaista.

#### 4.2.1. Esikoneellisen maatalouden aika

Vielä 1800-luvun lopulla, kun maatalous oli koneellistumatonta ja asutus harvaa, Vesijärven tila oli erinomainen (Kuva 22). Ravinnekuormitus ja sedimentaatio olivat tällöin nykyaikaa vähäisempiä. Vaikutusta järven senaikalaiseen tilaan on kuitenkin voinut olla 1860-luvulla tehdyllä pinnanlaskulla. Maanviljelysalueilla järvien rehevöitymiskehityksen on havaittu alkaneen jo 1800-luvulla viljelytoiminnan myötä (Kukkonen & Tynni 1970), ja vuosien 1880 ja 1910 välillä peltoalan määrä Suomessa kasvoi kaksinkertaiseksi (Katajamäki 2002). Vesijärven kokonaisfosforipitoisuus onkin DI-TP-siirtofunktion perusteella arvioituna noussut 1900-luvun alusta lähtien (Kuva 18). Järven erinomaista tilaa luonnehtivat havainnot oligotrofisia oloja suosivasta (mm. Luoto 2011) *Heterotrissocladius marcidus* -surviaissääskestä sekä *Cyclotella rossii* -levän esiintyminen runsaimmillaan. Useat *Cyclotella*-suvun lajit esiintyvät kirkasvetisissä ja vähäravinteisissä järvissä (Hall & Smol 1996, Miettinen ym. 2005).

#### 4.2.2. Järven tilan muutos

1920-luvun loppupuolelle sijoittuva muutos järven tilassa (Kuvat 17 ja 22) selittyy pääosin maanviljelyn lisääntymisellä ja valuma-alueen maankäytön muutoksilla. Toisen maailmansodan jälkeen tapahtui maaseudun modernisaatio, jonka seurauksena maatalous koneellistui (Granberg 2004) ja lannoitteiden käyttö lisääntyi (Junttila 1991). Vesijärven lähivaluma-alueella pellot sijaitsevat rantojen läheisyydessä, mikä lisää järven alttiutta kuormitukselle (Kiukas ym. 1996). Maatalouden aiheuttama kuormitus on pelloilta vesistöihin lähinnä valunnan mukana kulkeutuvaa kiintoainesta ja ravinteita. Myös karjatalouden päästöt rehevöittävät vesistöjä.

Maatalouden aiheuttamista muutoksista piileväyhteisössä kertovat mm. *C. rossii* -lajin korvautuminen lajilla *C. radiosa* ja lajin *Asterionella formosa* runsastuminen (Miettinen ym. 2002). *A. formosa* viihtyy melko rehevissä olosuhteissa (Lotter 1998, Bennion ym. 2004), ja sen on havaittu runsastuvan valuma-alueella tapahtuneen muutoksen, kuten metsänhakkuun, seurauksena (Anderson ym. 1995). Vesijärven sedimentaatio on runsastunut 1950-luvulla valuma-alueen maankäytön muutoksista johtuen (Meriläinen ym. 1994). Seurausta runsastuneesta eroosiosta voi lisäksi olla piilevälajiston asidofiilisten lajien osuuden pieneneminen (Kuva 15). Renberg ym. (1993) havaitsivat järveden pH:n nousseen maatalousyhteiskunnan kehittymisestä johtuvan maaperän kohonneen pH:n sekä emässaturaation ja eroosion myötä. Runsastuneesta sedimentaatiosta ja ravinnekuormituksesta kertovat myös rehevien ja sameiden vesien lajin (mm. Reynolds 2002) *C. pseudostelligera* runsastuminen sekä *Stephanodiscus hantzschii* -lajin ilmaantuminen piileväyhteisöön. Pieniä *Stephanodiscus*-suvun lajeja esiintyy rehevöityneissä olosuhteissa (Bennion ym. 2004).

Surviaissääskiyhteisöissä lajien *Chironomus anthracinus* ja *C. plumosus* on havaittu runsastuvan lisääntyneen ravinnekuormituksen myötä (Meriläinen ym. 2000, Meriläinen ym. 2001). *Chironomus*-lajeilla on kyky tuottaa hemoglobiinia, joten ne kestävät myös vähähappisia olosuhteita (Cranston 1995). Vesijärven sedimentissä näitä lajeja esiintyy muutamissa pintasedimenttikerroksissa sekä 1920- ja 1940-luvuilla (Liite 2), jolloin näytteenotto syvänteen happiolosuhteet ovat olleet heikot. Syvänteen surviaissääskiyhteisöön ovat voineet vaikuttaa mm. syvänteen läheisyyteen 1930-luvulla rakennetun Pikonlinnan sairaalan jätevedet, jotka laskettiin Vesijärveen (Kiukas ym. 1996). Sairaalalle valmistui jätevedenpuhdistamo jo 1953 (Anttila 1987), mutta sen merkitys ravinnekuormitukseen on oletettavasti ollut vähäinen. Myös haja-asutuksen jätevesien käsittelyssä käytetty maahanimeytys voi aiheuttaa ongelmia, mikäli maaperän suodattavuus ei ole riittävä (Kiukas ym. 1996). Vesijärven lähivaluma-alueella maaperä on

savi- ja silttipitoista, ja loma-asuntojen rakentaminen ranta-alueilla on lisääntynyt 1950–1960-luvuilta alkaen.

#### 4.2.3. Kohentumisen jakso

1970-luvulla tapahtunutta järven tilan kohentumista kuvaavat *A. formosa*- ja *C. pseudostelligera* -levien vähentyminen (Kuva 14) sekä havainnot *H. marcidus* -surviaissääskestä (Kuva 19). Tietoisuus vesiensuojelusta lisääntyi 1960–1970-lukujen vaihteessa (Leino-Kaukiainen 1999), ja 1970-luvulla jätevesien puhdistustekniikan kehittymisestä johtuen päästöt vesistöihin vähenivät (Hakala & Välimäki 2003). Jo 1960-luvun lopulla Kangasalle rakennettiin kemiallinen jätevedenpuhdistuslaitos, johon pumpattiin jätevesiä Vesijärven rannoilta mm. Vesaniemestä ja Huutijärveltä (Anttila 1987). Puhdistetut vedet johdettiin Kirkkojärveen. Kohentunut syvänteen tila Vesijärvessä voi olla seurausta tästä. 1980-luvun alkuun mennessä viimeisetkin Vesijärveen kuormitusta tuottavat toimijat liittyivät viemäriverkostoon, jolloin kuormitus väheni entisestään (Kiukas ym. 1996).

#### 4.2.4. Vuosituhannen vaihde ja uusi heikentymisen kausi

Useiden eliöhavaintojen perusteella järven ekologinen tila muuttui vuosituhannen vaihteessa (Kuvat 14, 17, 19 & 20). Tällaista kehitystä ilmaisevat reheviä vesiä suosivien lajien (*A. formosa* ja *C. pseudostelligera*) runsastuminen ja niukkaravinteisille järville tyypillisen lajin (*H. marcidus*) häviäminen. Viime vuosina humoosisuuden lisääntymistä ja näkösyvyyden vähenemistä on havaittu Vesijärven lisäksi monissa muissa järvissä (Meriläinen ym. 2014). Rehevöitymisen sijaan tämä tummumisilmiö johtuu olennaisesti huuhtouman lisääntymisestä. Siihen eivät vaikuta pelkästään maankäytön muutokset vaan myös, ja mahdollisesti ensisijaisesti, ilmaston lämpenemisestä johtuva sateiden lisääntyminen sekä roudattoman syksyn pidentyminen. Myös happaman laskeuman vähentyminen lisäänee humuksen huuhtoutumista ja järvien tummumista.

Huolimatta havaitusta rehevöitymiskehityksestä Vesijärven ekologinen tila voidaan edelleen luokitella hyväksi, kun tilannetta tarkastellaan Euroopan unionin vesipuitedirektiivin (Anonyymi 2000) vaatimusten mukaan. Tässä tutkitun sedimenttiprofiilin syvimät kerrokset ovat peräisin 1800-luvun lopulta, jolloin ihmistoiminta alueella oli vähäisempää kuin nykyisin. Sen aikaisen tilan saavuttaminen tuskin on enää mahdollista, mutta Vesijärven nykyisen tilan säilyttämiseen tai kohentamiseen voidaan pyrkiä vaikuttamalla valuma-alueelta tulevaan kuormitukseen.

### KIITOKSET

Ohjaajilleni Jarmo Meriläiselle ja Timo Marjomäelle sekä opastuksesta piilevien maailmaan Arja Palomäelle, nokihiukkasohjeista Juhani Hynyselle, DI–TP-siirtofunktion tuloksista Tommi Kauppilalle, DCA-avusta Anssi Lensulle, vertaistuesta piilevien kanssa Leena Nikolajev-Wikströmille ja näytteenotto- sekä laboratorioavusta Nina Honkaselle, Olli Nousiaiselle ja Ahti Karusalmelle. Kiitos. Lisäksi kiitän Olvi-säätiötä sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä työskentelyäni tukeneista apurahoista ja Jyväskylän yliopistoa Konnevesi-apurahan mahdollistamasta tilaisuudesta viimeistellä graduni Konneveden tutkimusaseman rauhassa. Kangasalan Välkkyvä Vesijärvi ry:lle kiitos mielenkiintoisesta graduaiheesta.



## KIRJALLISUUS

- Anderson N.J. & Batterbee R.W. 1994. Aquatic community persistence and variability: a palaeolimnological perspective. Teoksessa: Giller P.S., Hildrew A.G. & Raffaelli D.G. (toim.), *Aquatic Ecology*, Blackwell Science, Cambridge, s. 233–259.
- Anderson N.J., Renberg I. & Segerström U. 1995. Diatom production responses to the development of early agriculture in a boreal forest lake-catchment (Kassjön, northern Sweden). *J. Ecol.* 83: 809–822.
- Anttila O. 1987. *110 kehityksen ja kasvun vuotta: Kangasalan historia III, 1865-1975*. Kangasalan kunta, Kangasala.
- Anttila V. 1967. *Järvenlaskuyhtiöt Suomessa: kansatieteellinen tutkimus*. Suomen Muinaismuistoyhdistys, Helsinki.
- Anonyymi 1981. *Neuvoston päätös 81/462/ETY, tehty 11. päivänä kesäkuuta 1981, valtiosta toiseen tapahtuvaa ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumista koskevan yleissopimuksen tekemisestä*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:31981D0462>. Luettu 25.11.2014.
- Anonyymi 1985. *Neuvoston direktiivi 85/210/ETY, annettu 20. päivänä maaliskuuta 1985, bensiniin lyijypitoisuutta koskevan jäsenvaltioiden lainsäädännön lähentämisestä*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/?uri=CELEX:31985L0210>. Luettu 6.10.2014.
- Anonyymi 1988. *Euroopan neuvoston direktiivi 88/609/ETY, annettu 24. päivänä marraskuuta 1988, tiettyjen suurista polttolaitoksista ilmaan pääsevien epäpuhtauspäästöjen rajoittamisesta*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:31988L0609>. Luettu 25.11.2014.
- Anonyymi 2000. *Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23. lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista*. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>. Luettu 19.11.2014.
- Anonyymi 2007. *Energian käyttö ja lähteet 1917–2007*. <http://www.stat.fi/tup/suomi90/maaliskuu.html>. Luettu 6.10.2014.
- Anonyymi 2009. *Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Anonyymi 2012. *Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Anonyymi 2013. *OIVA – Ympäristö ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille*. <http://www.p2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>. Luettu 23.3.2013.
- Anonyymi 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Armitage P.D. 1995. Behaviour and ecology of adults. Teoksessa: Armitage P.D., Cranston P.S. & Pinder L.C.V. (toim.), *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*, Chapman & Hall, London, s. 194–224.
- Bennion H., Fluin J. & Simpson G.L. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J. Appl. Ecol.* 41: 124–138.
- Bortleson G.C. & Lee G.F. 1974. Phosphorus, iron, and manganese distribution in sediment cores of six Wisconsin lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 794–801.
- Brooks S.J. & Birks H.J.B. 2000. Chironomid-inferred late-glacial and early-Holocene mean July air temperatures for Kråkenes Lake, western Norway. *J. Paleolimnol.* 23: 77–89.
- Brooks S.J., Langdon P.G. & Heiri O. 2007. *The identification and use of Palearctic Chironomidae larvae in palaeoecology*. Quaternary Research Association, London.
- Cohen A.S. 2003. *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems*. Oxford University Press, New York.

- Cranston P.S. 1995. Introduction. Teoksessa: Armitage P.D., Cranston P.S. & Pinder L.C.V. (toim.), *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*, Chapman & Hall, London, s. 1–7.
- Ginn B.K., Cumming B.F. & Smol J.P. 2007. Long-term lake acidification trends in high- and low-sulphate deposition regions from Nova Scotia, Canada. *Hydrobiologia* 586: 261–275.
- Gardener M. 2014. *Community Ecology: Analytical Methods Using R and Excel*. Pelagic Publishing, Exeter.
- Gorham E. & Swaine D.J. 1965. The influence of oxidizing and reducing conditions upon the distribution of some elements in lake sediments. *ASLO* 10: 268–278.
- Granberg K. 1992. *Kangasalan Vesijärven kasviplanktontutkimus*. Kangasalan Vesijärven biologiset tutkimukset vuosina 1990–1992. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus. Moniste.
- Granberg L. 2004. Maatalouden tulojärjestelmien synty. Teoksessa: Markkola P. (toim.), *Suomen maatalouden historia III: suurten muutosten aika. Jälleenrakennuskaudesta EU-Suomeen.*, SKS, Helsinki, s. 91–140.
- Hakala H. & Välimäki J. 2003. *Ympäristön tila ja suojele Suomessa*. Gaudeamus, Helsinki.
- Hall R.I. & Smol J.P. 1996. Paleolimnological assessment of long-term water-quality changes in south-central Ontario lakes affected by cottage development and acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1–17.
- Heinrichs M.L., Walker I.R. & Mathewes R.W. 2001. Chironomid-based paleosalinity records in southern British Columbia, Canada: a comparison of transfer functions. *J. Paleolimnol.* 26: 147–159.
- Hill M.O. & Gauch H.G. Jr. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47–58.
- Hofmann W. 1971. Zur Taxonomie und Palökologie subfossiler Chironomiden (Dipt.) in Seesedimenten. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 6: 1–50.
- Hofmann W. 1986. Chironomid analysis. Teoksessa: Berglund B.E. (toim.), *Handbook of holocene palaeoecology and palaeohydrology*, Wiley, Chichester, s. 715–727.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwat. Biol.* 45: 201–218.
- Jolliffe I.T. 2002. *Principal Component Analysis*, Springer-Verlag, New York.
- Jones B.F. & Bowser C.J. 1978. The mineralogy and related chemistry of lake sediments. Teoksessa: Lerman A. (toim.), *Lakes: Chemistry, Geology, Physics*, Springer, New York, s. 179–235.
- Junttila T. 1991. Maatalouden alueellinen työnjako Suomessa. *Raportteja ja artikkeleita nro 15*. Helsingin yliopisto, Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, Seinäjoki.
- Jyväsjärvi J., Aroviita J. & Hämäläinen H. 2014. An extended Benthic Quality Index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshw. Sci.* 33: 995–1007.
- Kansanen P.H., Paasivirta L. & Väyrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 202: 153–170.
- Kaplan M.R., Wolfe A.P. & Miller G.H. 2002. Holocene environmental variability in southern Greenland inferred from lake sediments. *Quaternary Res.* 58: 149–159.

- Katajamäki H. 2002. Suomen maaseudun evoluutio. Teoksessa: Hyyryläinen T. & Katajamäki H. (toim.), *Muutoksen maaseutu*, Helsingin yliopisto, Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, Mikkeli, s. 11–18.
- Kauppila T., Moisio T. & Salonen V.-P. 2002. A diatom based inference model for autumn epilimnetic total phosphorus concentration and its application to a presently eutrophic boreal lake. *J. Paleolimnol.* 27: 261–273.
- Kiukas R., Pakula S., Lahtinen M. & Viteli T. 1996. *Vesijärven suojeleminen toimenpideohjelmalla*. Kangasalan kunnan ympäristönsuojelu. Moniste.
- Korhola A., Olander H. & Blom T. 2000. Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *J. Paleolimnol.* 24: 43–54.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1986. Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae. Teoksessa: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (toim.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 2/1*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, s. 1–876.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1988. Bacillariophyceae, Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Teoksessa: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (toim.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 2/2*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, s. 1–596.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991a. Bacillariophyceae, Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Teoksessa: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (toim.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 2/3*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, s. 1–576.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991b. Bacillariophyceae, Teil 4: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1–4. Teoksessa: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (toim.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 2/4*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, s. 1–437.
- Krogerus K. 1996. *Vesijärven kuormituselvitys: Kangasala*. Hämeen ympäristökeskus.
- Kukkonen E. & Tynni R. 1970. Die Entwicklung des Sees Pyhäjärvi in Südfinnland im Lichte von Sediment- und Diatomeenuntersuchungen. *Acta. Bot. Fennica* 90: 1–30.
- Lecointe C., Coste M. & Prygiel J. 1993. “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509–513.
- Lee G.F., Sonzogni W.C. & Spear R.D. 1977. Significance of oxic vs anoxic conditions for lake Mendota sediment phosphorus release. Teoksessa: Golterman H.L. (toim.), *Proceedings of an international symposium on interactions between sediments and fresh water, Amsterdam, 1976*, Junk & Purdoc, The Hague, s. 294–306.
- Leino-Kaukiainen P. 1999. Vesistöistä viemäreiksi: vesiensuojelu Suomessa 1945–1970. Teoksessa: Laakkonen S., Laurila S. & Rahikainen M. (toim.), *Harmaat aallot: ympäristönsuojelun tulo Suomeen*, Suomen Historiallinen Seura, Vammala, s. 33–67.
- Little J.L. & Smol J.P. 2001. A chironomid-based model for inferring late-summer hypolimnetic oxygen in southeastern Ontario lakes. *J. Paleolimnol.* 26: 259–270.
- Lotter A.F. 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. 1998. *Holocene* 8: 395–405.
- Luoto T.P. 2011. The relationship between water quality and chironomid distribution in Finland – A new assemblage-based tool for assessments of long-term nutrient dynamics. *Ecol. Indic.* 11: 255–262.
- Mackereth F.J.H. 1966. Some chemical observations on post-glacial lake sediment. *Philos. T. Roy. Soc. B.* 250: 165–213.
- Meriläinen J.J., Hynynen J., Witick A. & Reinikainen P. 1994. *Kangasalan Vesijärven ympäristöhistoria: paleolimnologinen tutkimus*. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.

- Meriläinen J.J., Hynynen J., Teppo A., Palomäki A., Granberg K. & Reinikainen P. 2000. Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: a palaeolimnological diatom and chironomid analysis. *J. Paleolimnol.* 24: 251–270.
- Meriläinen J.J., Hynynen J., Palomäki A., Veijola H., Witick A., Mäntykoski K., Granberg K. & Lehtinen K. 2001. Pulp and paper mill pollution and subsequent ecosystem recovery of a large boreal lake in Finland: a palaeolimnological analysis. *J. Paleolimnol.* 26: 11–35.
- Meriläinen J.J., Hynynen J., Palomäki A., Mäntykoski K. & Witick A. 2003. Environmental history of an urban lake: a palaeolimnological study of Lake Jyväsjärvi, Finland. *J. Paleolimnol.* 30: 387–406.
- Meriläinen J.J., Kustula V., Witick A., Haltia-Hovi E. & Saarinen T. 2010. Pollution history from 256 BC to AD 2005 inferred from the accumulation of elements in a varve record of Lake Korttajärvi in Finland. *J. Paleolimnol.* 44: 531–545.
- Meriläinen J.J., Marjomäki T., Karjalainen J. & Forsius M. 2014. Suomen järvet ruskettuvat. *Suomen Luonto* 73 (4): 42–45.
- Miettinen J., Grönlund E., Simola H. & Huttunen P. 2002. Palaeolimnology of Lake Pieni-Kuuppalanlampi (Kurkijoki, Karelian Republic, Russia): isolation history, lake ecosystem development and long-term agricultural impact. *J. Paleolimnol.* 27: 29–44.
- Miettinen J.O., Kukkonen M. & Simola H. 2005. Hindcasting baseline values for water colour and total phosphorus concentration in lakes using sedimentary diatoms – implications for lake typology in Finland. *Boreal Environ. Res.* 10: 31–43.
- Naeher S., Gilli A., North R.P., Hamann Y. & Schubert C.J. 2013. Tracing bottom water oxygenation with sedimentary Mn/Fe ratios in Lake Zurich, Switzerland. *Chem. Geol.* 352: 125–133.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Wagner H. 2013. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10*. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Palomäki A. 2013. *Kangasalan Välkkyvä Vesijärvi ry: Kangasalan Vesijärven veden laadun kehitys, kuormitus ja suosituksat seurantaohjelmaksi*. Tutkimusraportti 224/2013. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Palomäki A & Bibiceanu S. 1992. *Kangasalan Vesijärven eläinplanktonitutkimus*. Kangasalan Vesijärven biologiset tutkimukset vuosina 1990–1992. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Moniste.
- Petticrew E.L. & Arocena J.M. 2001. Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings. *Sci. Tot. Environ.* 266: 87–93.
- Pihlaja J. 2001. *Sedimenttien fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista 31 Suomen järvessä*. Geologian tutkimuskeskus, Kuopio.
- Reinikainen P., Meriläinen J.J., Virtanen A., Veijola H. & Äystö J. 1997. Accuracy of <sup>210</sup>Pb dating in two annually laminated lake sediments with high Cs background. *Appl. Radiat. Isot.* 48: 1009–1019.
- Renberg I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *J. Paleolimnol.* 4: 87–90.
- Renberg I., Korsman T. & Birks H.J.B. 1993. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362: 824–827.
- Renberg I. & Wik M. 1984. Dating recent lake sediments by soot particle counting. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 712–718.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417–428.

- Rose N.L. & Appleby P.G. 2005. Regional applications of lake sediment dating by spheroidal carbonaceous particle analysis I: United Kingdom. *J. Paleolimnol.* 34: 349–361.
- Saether O.A. 1975. Nearctic and Palearctic Heterotrissocladius (Diptera, Chironomidae). *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 367–388.
- Salo H. 1991. *Kangasalan Vesijärven kalastotutkimus*. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus. Moniste.
- Sarmaja-Korjonen K. & Alhonen P. 1999. Cladoceran and diatom evidence of lake-level fluctuations from a Finnish lake and the effect of aquatic-moss layers on microfossil assemblages. *J. Paleolimnol.* 22: 277–290.
- Schmidt R., Koinig K.A., Thompson R. & Kamenik C. 2002. A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). *Palaeogeogr. Palaeocl.* 187: 101–120.
- Schmidt R., Kamenik C., Tessadri R. & Koinig K.A. 2006. Climatic changes from 12000 to 4000 years ago in the Austrian Central Alps tracked by sedimentological and biological proxies of a lake sediment core. *J. Paleolimnol.* 35: 491–505.
- Schütt B. 1998. Reconstruction of Holocene paleoenvironments in the endorheic basin of Laguna de Gallocanta, Central Spain by investigation of mineralogical and geochemical characters from lacustrine sediments. *J. Paleolimnol.* 20: 217–234.
- Seppä H., Nyman M., Korhola A. & Weckström J. 2002. Changes of treelines and alpine vegetation in relation to post-glacial climate dynamics in northern Fennoscandia based on pollen and chironomid records. *J. Quaternary Sci.* 17: 287–301.
- Shannon C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell. Syst. Tech. J.* 27: 379–423, 623–656.
- Shelley R.C. 1976. *An introduction to sedimentology*. Academic Press, London.
- Smol J.P. 2008. *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective (2nd Edition)*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Stoermer E.F. & Smol J.P. 1999. Applications and uses of diatoms: prologue. Teoksessa: Stoermer E.F. & Smol J.P. (toim.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, Cambridge University Press, Cambridge, s. 3–8.
- Ter Braak C.J.F. & Prentice I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18: 271–317.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H. & Vuoristo H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. *Pohjois-Savon ympäristökeskus & Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut* 395: 6–27.
- Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994: 117–133.
- Verbruggen F., Heiri O., Meriläinen J.J. & Lotter A. 2011. Subfossil chironomid assemblages in deep, stratified European lakes: relationships with temperature, trophic state and oxygen. *Freshwat. Biol.* 56: 407–423.
- Walker I.R. 2001. Midges: Chironomidae and related Diptera. Teoksessa: Smol J.P., Birks H.J.B. & Last W.M. (toim.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 4: Zoological Indicators*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 43–66.
- Weckström J., Korhola A. & Blom T. 1997. Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. *Hydrobiologia* 347: 171–184.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Water. Pollut. Con. F.* 52: 537–547.
- Wiederholm T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region: keys and diagnoses. Part 1, Larvae. *Entomol. Scand. Suppl.* 19: 1–457.

## Liite 1. Piileväjäänneaineisto (kpl/näyte).

Laji	Sedimenttisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Achnanthes cf. stolid</i> Krasske	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes chlidanos</i> Hohn & Helleman	-	1	-	-	3	-	1	-	-	1	1	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes didyma</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	1	1	4
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes helvetica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	3	1	-	2	1	1	1	3	6	-
<i>Achnanthes ingratiiformis</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Achnanthes kryophila</i> Petersen	-	3	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes kuelbsii</i> Lange-Bertalot	1	2	4	1	-	-	-	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes laevis</i> Schimanski	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	2
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson in Kützing) Grunow	2	2	2	4	8	-	2	5	6	-	4	4	3	9	3	-	8	-	1	1	-
<i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt	1	1	2	3	1	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes levanderi</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	1	1	-	1	-	-
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	9	8	5	4	4	1	7	9	17	12	8	17	10	30	34	18	28	21	19	16	22
<i>Achnanthes nitidiformis</i> Lange-Bertalot	-	-	1	1	2	1	-	-	1	3	-	-	-	3	3	1	5	2	3	-	-
<i>Achnanthes nodosa</i> A. Cleve	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	2	1	-	-	-
<i>Achnanthes oblongella</i> Oestrup	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes oestrupii</i> (Cleve-Euler) Hustedt var. <i>oestrupii</i>	1	3	2	2	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes peragalli</i> Brun & Héribaud	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes petersenii</i> Hustedt	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	2	2	1	-	-	-	-	1	1
<i>Achnanthes pusilla</i> (Grunow) De Toni	1	1	1	1	1	1	1	-	2	-	-	2	1	4	1	5	10	3	7	7	12
<i>Achnanthes rossii</i> Hustedt	-	-	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-

Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Achnanthes</i> spp. Bory	2	4	7	8	3	5	4	3	11	1	2	9	9	16	4	11	14	7	2	-	-
<i>Achnanthes subatomoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Archibald	1	-	-	1	-	-	1	1	-	1	-	2	1	5	8	4	2	4	4	-	-
<i>Achnanthes suchlandtii</i> Hustedt	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	5	2	-	-	2	3	3	2	-	-	-
<i>Achnanthes ventralis</i> (Krasske) Lange-Bertalot	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	1	-	3	-	1	-	1
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphora fogediana</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Amphora normanii</i> Rabenhorst	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex A. Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Amphora</i> spp. Ehrenberg ex Kützing	-	1	1	2	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	3	-	-	-	1	2	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	15	11	16	3	10	76	12	13	11	7	23	29	43	49	41	13	30	24	15	12	10
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer	2	-	1	4	3	12	3	4	3	3	3	1	4	-	3	6	9	31	-	17	20
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	77	87	99	74	110	93	61	77	79	80	110	59	80	10	29	72	35	68	48	72	71
<i>Aulacoseira cf. crenulata</i> (Ehrenberg) Thwaites	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	6	-	-	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	5	2	1	4	2	1	6	12	12	6	9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müller) Simonsen	166	102	28	74	57	127	161	102	85	82	81	94	55	9	10	81	52	53	52	92	71
<i>Aulacoseira</i> spp. Thwaites	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	64	69	55	67	47	10	43	48	15	11	79	10	32	15	26	38	23	36	44	26	66
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cocconeis</i> spp. Ehrenberg	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	11	11	6	14	13	7	7	13	24	17	7	7	13	2	2	12	5	14	3	4	4

Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Cyclotella cf. atomus</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella cf. glabriuscula</i> (Grunow) Håkansson	-	-	-	-	3	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	1	2	2	8	10	5	3	6	6	-	7	-	-	1	-	2	-	2	-	-	-
<i>Cyclotella meneghiana</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	-	-	-	-	-	-	-	3	5	-	1	1	1	-	1	2	-	1	1	1	3
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	43	30	51	70	45	15	33	16	38	16	13	59	43	14 5	142	38	76	15	10	9	3
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	7	10	18	9	18	8	11	16	19	23	2	5	8	-	3	5	4	10	9	13	14
<i>Cyclotella rossii</i> Håkansson	4	15	15	15	18	5	9	7	13	21	4	12	22	5	11	11	19	30	40	53	56
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Håkansson	-	1	3	1	5	3	2	3	3	-	2	1	3	1	1	2	-	2	4	6	5
<i>Cyclotella</i> spp. (Kützing) Brébisson	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow	-	2	1	4	3	-	1	-	2	1	-	2	3	-	4	4	2	-	-	-	-
<i>Cymbella caespitosa</i> Brun	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-
<i>Cymbella cf. affinis</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Cymbella cf. amphicephala</i> Näegeli	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1
<i>Cymbella cf. leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Cymbella descripta</i> (Hustedt) Krammer & Lange-Bertalot	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	-	-	1	1	-	1	-	1	2	-	-	-	1	-	1	5	-	2	5	-	-
<i>Cymbella</i> spp. Agardh	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	1	1	5	-	-
<i>Denticula</i> sp. Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
<i>Diploneis cf. boldtiana</i> Cleve	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	1	1	-	1	4	1	-
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	-	-	2	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-



Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	-	-	2	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-
<i>Diploneis finnica</i> (Ehrenberg) Cleve	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diploneis marginestriata</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diploneis</i> sp. Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
<i>Eunotia cf. minor</i> (Kützing) Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Eunotia</i> sp. Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Fragilaria berlinensis</i> (Lemmermann) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	3	2	3	1	2	1	2	4	4	7	3	-	-	10	9	6	8	2	9	4	2
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	2	3	4	3	3	3	4	6	3	2	1	3	6	9	3	2	12	9	6	3	6
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Fragilaria cf. neoproducta</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-
<i>Fragilaria cf. virescens</i> Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	-	-	3	2	-	-	-	-	-	1	3	3	1	2	3	7	2	5	5	-	6
<i>Fragilaria consturens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	-	-	1	-	-	1	-	-	-	5	9	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria elliptica</i> Schumann	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Fragilaria exigua</i> Grunow	1	2	2	-	-	-	-	1	4	-	2	3	1	1	-	-	2	3	2	1	-
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	3	-	1	-	-	1	4
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	-	1	-	1	1	-	-	1	3	-	1	1	2	-	1	-	2	2	4	1	2

Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg var. <i>pinata</i>	-	-	-	2	1	-	2	-	2	5	4	2	5	3	4	3	4	2	1	4	-
<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>intercedens</i> (Grunow) Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Fragilaria pseudoconstruens</i> Marciniak	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-	-	2	1	1	1	1	-
<i>Fragilaria</i> spp. Lyngbye	1	3	2	-	2	2	-	1	-	-	-	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	1	1	1	2	-	-	-	6	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	1	-	5	1
<i>Fragilaria zeileri</i> Héribaldi	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	2	1	3	2	-	-
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Gomphonema</i> spp. Ehrenberg	-	-	-	-	-	1	-	2	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Gyrosigma</i> spp. Hassall	-	1	-	-	-	-	-	1	-	2	-	1	2	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Melosira</i> spp. Agardh	2	-	-	2	-	2	-	2	1	4	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula aboensis</i> (Cleve) Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg	-	-	-	1	-	-	1	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula capitoradiata</i> Germain	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Navicula cf. detenta</i> Hustedt	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula cf. viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	-	1	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory ex Greville	1	-	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	1	3	3	1	2	1	6	1	4

Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	1	-	1	2	1	-	-	-	6	2	1	1	-	7	2	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	-	3	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	2	1	-	6	5	11
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Navicula jaernefeltii</i> Hustedt	-	1	-	3	2	-	-	-	-	-	1	-	2	4	3	1	1	1	1	4	-
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula pseudoscutiformis</i> Hustedt	1	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	1	-	2	-	-	1	1	-	1	2
<i>Navicula rhyncocephala</i> Kützing	-	-	-	-	2	-	-	2	2	-	1	2	-	-	1	4	-	4	-	1	1
<i>Navicula scutiformis</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
<i>Navicula</i> spp. Bory	-	-	2	4	2	-	-	-	3	3	-	6	2	3	3	10	4	2	10	1	1
<i>Navicula subhamulata</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neidium productum</i> (W. Smith) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neidium</i> sp. Pfitzer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia archibaldii</i> Lange-Bertalot	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> cf. <i>agnita</i> Hustedt	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> cf. <i>angustata</i> (W. Smith) Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Nitzschia</i> cf. <i>lacuum</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> cf. <i>sociabilis</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	4	2	-
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	1	-	2	2	-	-	1	2	1	4	-	-	3	6	4	2	5	1	-	-	-
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	-	-	1	-	1	-	-	-	1	1	2	1	1	2	3	-	1	-	-	-	-
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	-	1	-	-	-	-	-	1	3	-	1	-	1	4	-	-	2	-	1	1	2
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow	-	-	1	1	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	1	2	3
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	5	1	-	-	-	-	-	-

Laji	Sedimentisyvyys (cm)																				
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) Peragallo	1	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	2	1	3	1	3	1	1	5	3	4
<i>Nitzschia</i> spp. Hassall	3	2	-	4	2	-	-	1	-	2	1	1	3	3	-	-	1	3	2	1	-
<i>Nitzschia valdestrata</i> Aleem & Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	2	-	2
<i>Opephora olsenii</i> Møller	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Pinnularia karelica</i> Cleve	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Pinnularia</i> spp. Ehrenberg	-	-	1	1	2	-	-	2	1	2	-	-	-	-	-	-	-	2	1	2	1
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	2	3	2	-
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
<i>Stauroneis</i> sp. Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	1	4	14	6	16	3	5	6	10	3	5	17	-	25	1	-	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i> Håkansson	2	7	7	2	4	2	4	6	4	6	-	6	-	1	1	1	-	6	3	-	5
<i>Surirella lapponica</i> A. Cleve	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Surirella minuta</i> Brébisson in Kützing	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	1
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing	2	5	11	8	9	8	9	33	27	35	5	4	14	3	13	7	7	14	16	14	10
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	-	1	-	-	1	-	-	1	-	9	2	2	3	3	1	1	2	5	11	1	6
<i>Tetracyclus glans</i> (Ehrenberg) Mills	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Yhteensä	439	415	401	433	431	402	411	444	464	399	415	403	405	420	406	406	414	427	401	414	447

## Liite 2. Surviaissääskijäänneaineisto (kpl/näyte).

Lajit	Sedimenttisyvyys (cm)																					
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63	63-67
<i>Ablabesmyia</i> spp. Johannsen	-	1	1	-	1	3	5	3	3	2	1	3	1	6	4	4	2	10	16	18	14	25
<i>Apsectrotanypus</i> spp. Fittkau	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Chironomini	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Chironomus anthracinus</i> Zetterstedt	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Chironomus plumosus</i> Linnaeus	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Cladopelma</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	3	-
<i>Corynocera</i> spp. Zetterstedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Corynoneura</i> spp. Winnertz	-	-	-	1	-	-	-	2	2	-	4	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-
<i>Cryptochironomus</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Demicryptochironomus</i> <i>vulneratus</i> Zetterstedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Dicrotendipes</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	2	-	1	1	3	2
<i>Einfeldia carbonaria</i> Meigen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Einfeldia</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glyptotendipes pallens</i> Meigen	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harnischia</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-	-	-	1	3	2	-	-
<i>Heterotrissocladius</i> <i>marcidus</i> Walker	-	-	-	-	1	1	1	2	2	-	1	-	1	-	-	-	1	4	2	5	4	9
<i>Microchironomus tener</i> Kieffer	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micropsectra</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	3
<i>Monodiamesa bathyphila</i> Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Orthoclaadiinae	-	1	4	1	2	1	3	4	6	2	3	3	4	7	2	2	9	8	18	12	14	24
<i>Paracladopelma</i> spp. Harnisch	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-

Lajit	Sedimentisyvyys (cm)																					
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	45-48	48-51	51-54	54-57	57-60	60-63	63-67
<i>Parakiefferella</i> spp. Thienemann	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	-	-	1	1	1	1	-	1	-
<i>Phaenopsectra</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Polypedilum nubeculosum</i> Meigen	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	3	1	2	1	-	1	-	-	-
<i>Polypedilum sordens</i> van der Wulp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Polypedilum</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Procladius</i> spp. Skuse	-	1	13	2	2	1	4	7	4	1	4	4	8	2	7	2	5	5	4	9	4	1
<i>Protanypus</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
<i>Psectrocladius</i> spp. Kieffer	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	1	6
<i>Pseudochironomus</i> <i>prasinatus</i> Staeger	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saetheria</i> spp. Jackson	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sergentia</i> spp. Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	1	-
<i>Stempellina</i> spp. Thienemann & Bause	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-
<i>Stempellinella</i> spp. Brundin	-	-	-	2	-	2	-	2	-	1	-	-	1	-	2	1	-	-	-	1	-	-
<i>Stichtochironomus</i> <i>rosenschoeldi</i> Zetterstedt	1	-	1	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	4	-	-
<i>Synorthocladius</i> spp. Thienemann	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Tanypodinae	-	-	1	3	1	2	1	4	3	-	2	1	1	4	2	4	1	5	4	2	7	24
<i>Tanytarsus chinyensis</i> Goetghebuer	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	1
<i>Tanytarsus lactescens</i> Edwards	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Tanytarsus</i> spp. van der Wulp	3	-	1	2	1	4	4	5	5	3	4	3	5	4	5	8	5	8	4	8	17	16
Yhteensä	5	3	23	15	12	19	19	35	28	16	26	17	26	30	33	25	34	52	57	66	72	122