Vesijärven Enonselän ulapan eläinplankton ja vedenlaatu 2020

Kirsi Kuoppamäki
Helsingin yliopisto ja Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö

Tiivistelmä: Alku- ja keskikesällä 2020 Enonselällä kasviplanktonbiomassa oli alhainen, kun eläinplanktonin, etenkin *Daphnia*-vesikirppujen tehokas laidunnus sääteli levämääriä biomassahuipun ollessa suurimmillaan kesä-heinäkuun vaihteessa. Heinäkuun mittaan vesikirppujen biomassa väheni, päällysvedessä elävien yksilöiden koko pieneni ja laidunnus heikkeni, mikä johti levien runsastumiseen. Yksilökoon pieneneminen viittaa voimistuneeseen kalojen saalistukseen. Eläinplanktonilla oli toinen biomassahuippu elokuussa, jolloin runsastuivat myös Cyclopoida-hankajalkaiset, pienikokoinen *Chydorus sphaericus* –vesikirppu ja pienet rataseläimet, mikä myös viittaa planktonia syövien kalojen saalistuksen voimistumiseen. Pienikokoinen eläinplankton kierrättää vesipatsaassa tehokkaammin ravinteita takaisin levien käyttöön kuin suurikokoinen eläinplankton, etenkin *Daphnia*-vesikirput, jotka sitovat biomassaansa suhteessa huomattavasti fosforia, joka on siten poissa levien käytöstä. Alusvedessä esiintyi kuitenkin keskikokoisia vesikirppuja, joten ilmeisesti vähähappiset vesikerrokset tarjosivat piilopaikan, jonne ainakin osa populaatiosta pystyi suojautumaan kalojen saalistukselta. Niinpä myös *Daphnia* pystyi kasvattamaan biomassaansa elokuussa, mutta se jäi kuitenkin alle puoleen keskikesän huipusta. Loppukesällä ravintoarvoltaan heikkolaatuisen ja suurelta osin syötäväksi kelpaamattoman kasviplanktonin, varsinkin kookkaiden, rihmamaisten sinilevien runsaus heikensi suurikokoisten vesikirppujen elämisen edellytyksiä yhdessä kalojen saalistuksen kanssa. Laiduntavien vesikirppujen biomassan ja kasviplanktonbiomassan välinen suhde putosi 2010-luvun alussa noin puoleen aiemmasta, lähinnä *Daphnia*-biomassan vähenemisen vuoksi. Aikuiset *Daphnia*-yksilöt ovat 2010-luvulla olleet myös aiempaa pienikokoisempia, joten planktonia syövää kalaa on Enonselällä ilmeisen paljon. Vuosi 2020 ei tässä suhteessa eronnut olennaisesti edellisestä, kuluneen vuosikymmenen tilanteesta.

Daphnia longiremis –vesikirppu Vesijärven Enonselältä 2.7.2020 otetussa näytteessä

Johdanto

Eläinplanktonilla on merkittävä strateginen asema järviekosysteemin ravintoverkossa perustuottajien ja petojen välissä, missä se siirtää energiaa alemmilta tasoilta kasvi- ja bakteeriplanktonista ylemmille tasoille, kuten kaloihin. Kasviplanktonia eli järven tärkeintä perustuottajaryhmää laiduntamalla ja ravinteita eri suhteissa kierrättämällä/sitomalla planktiset eläimet säätelevät leväyhteisön määrää ja koostumusta. Ne ovat planktonia syövien kalojen ja poikasvaiheessa kaikkien kalalajien tärkeä ravinnonlähde. Valikoimalla suurikokoisimpia vesikirppuja ravinnokseen planktonia syövät kalat säätelevät eläinplanktonyhteisön rakennetta. Kun kaloja on vähän ja suurikokoiset laiduntajat vallitsevat eläinplanktonyhteisössä, kasviplanktonin biomassa on ravinnetasoon nähden pienempi kuin jos vallitsevina ovat pienikokoinen äyriäisplankton ja rataseläimet (Mazumder 1994). Kun kalojen määrä kasvaa, pienikokoinen eläinplankton runsastuu saatuaan ravintokilpailussa paremmat asemat suhteessa suurikokoisiin. Samansuuntainen vaikutus on myös ravinteisuuden lisääntymisellä (Hietala ym. 2004, Vakkilainen ym. 2004; Hulot ym. 2014). *Daphnia*-suvun suurikokoiset vesikirput ovat tehokkaina laiduntajina ns. avainlajeja järviekosysteemissä, koska ne suodattavat suhteellisen valikoimattomasti monen kokoisia leviä (Gliwicz 2003). Niiden runsastuminen onkin yksi rehevöityneiden järvien kunnostuksen keskeisistä tavoitteista, johon pyritään säätelemällä kalaston rakennetta mm. hoitokalastuksella.

Eläinplanktonyhteisöä tutkimalla voidaan arvioida järvien hoitotoimenpiteiden vaikuttavuutta. Sen perusteella pystytään kustannustehokkaasti tekemään päätelmiä järven kalastosta, ravinteikkuudesta ja ekologisesta tilasta. Huolimatta näin merkityksellisestä roolistaan järven ”avainyhteisönä” eläinplankton ei kuulu vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilaluokittelun laatukriteereihin (Jeppesen ym. 2011). Vesijärven Enonselällä eläinplanktonyhteisöä on kuitenkin vaihtelevasti seurattu vuodesta 1991 (Luokkanen 1995) ja lisäksi sitä edeltävien 6 vuoden ajalta on saatu tietoa tutkimalla vesikirppujen jäänteitä sedimentissä (Nykänen ym. 2010). Pitkät aikasarjat ovat korvaamattoman arvokkaita, jotta voidaan tutkia ekosysteemien vasteita paitsi kunnostustoimenpiteisiin myös erilaisiin häiriöihin kuten ravinnekuormitukseen ja ilmastonmuutokseen (Lindenmayer & Likens 2009). Tässä raportissa keskitytään tarkastelemaan Vesijärven eläinplanktonyhteisön tilaa erityisesti vuonna 2020 mutta samalla tehdään katsaus myös pitkäaikaiseen kehitykseen ja vedenlaatuun.

Aineisto ja menetelmät

Eläinplanktonaineisto on kerätty Enonselän Lankiluodon syvännepisteeltä vuosina 1991-2020, paitsi vuonna 2014, jolloin ei ollut näytteenottoa. Vettä on nostettu metrin pituisella Limnos-noutimella (tilavuus 6.94 l) kokoomanäytteiksi 0-5, 5-10, 10-20 ja 20-30 m syvyyksiltä. Ensin 0-5 m ja 5-10 m näytteistä on otettu 1 litran osanäyte klorofylli a –pitoisuuden (chl a) määrittämistä varten. Sen jälkeen eläinplankton on kerätty 50 µm planktonhaaville, mistä se on huuhdottu 250 ml näytepurkkiin ja säilötty etanoliin (lopullinen konsentraatio 70 %). Klorofyllinäytettä varten otettua vettä on suodatettu GF/C-lasikuitusuodattimen läpi 300-1000 ml. Suodattimet on säilötty pakastimessa ja niistä on 2 kk kuluessa näytteenotosta uutettu kasviplanktonin sisältämä chl a etanoliin lämpöhauteessa ja määritetty spektrofotometrisesti (SFS 5772). Saatuja chl a -tuloksia on täydennetty ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta saaduilla tuloksilla. Samasta lähteestä on haettu myös muut kasviplanktontulokset. Näytteenoton yhteydessä mitataan myös näkösyvyys secchi-levyllä sekä veden happipitoisuus ja lämpötila metrin välein pinnasta pohjaan (optinen YSI Pro ODO vuodesta 2011). Näkösyvyyden perusteella lasketaan tuottavan kerroksen syvyys yhtälöllä: $Z_{EU} = 3.22 * Z_{SD}^{0.83}$, jossa Z_{EU} = tuottava kerros ja Z_{SD} = näkösyvyys (French ym. 1982). Eläinplanktonnäytteenoton yhteydessä otettiin näytteet myös kokonaisfosforin ja –typen pitoisuuksien mittaamiseksi vuoteen 2009 asti ja tuloksia täydennettiin Hertta-tietokannasta. Vuodesta 2010 kaikki ravinnetulokset ovat peräisin sieltä.

Laboratoriossa eläinplanktonnäytteet on yhdistetty kokoomanäytteiksi kahdesta vesikerroksesta: 0-10 m ja 10-30 m, jotka molemmat puolitettiin. Toinen puolikas näyte on analysoitu ja sen jälkeen heitetty pois, toinen puolikas on arkistoitu talteen. Näytteitä laimennetaan tarvittaessa osittamalla ne 1/8-, 1/16- ja/tai 1/32-osanäytteiksi. Lähinnä leväkukinnat ovat syynä suureen ositusten tarpeeseen. Laimentaminen on välttämätöntä, jotta näytteet pystytään analysoimaan käänteismikroskoopilla. Runsaimpina esiintyviä vesikirppuja pyritään laskemaan vähintään 100 yksilöä/laji, mikä käytännössä tarkoittaa useiden osanäytteiden käsittelyä. Eläimet laskeutetaan planktonkyvetteihin ja lasketaan koko kyvetin alalta. Hankajalkaisia mitataan 3 yksilöä/kehitysvaihe (erikseen keiju- ja kykloopihankajalkaiset) ja aikuisista lajikohtaisesti 3 koirasta ja 3 naarasta. Runsaimpina esiintyvien vesikirppulajien pituudet mitataan 30 yksilöstä ja muita, vähälukuisempia lajeja mitataan niin monta kuin niitä on kaikissa laskeutetuissa osanäytteissä. *Leptodora kindtii*- ja *Bythotrepes longimanus* –petovesikirput lasketaan ja mitataan preparointimikroskoopilla koko puolikkaasta näytteestä.

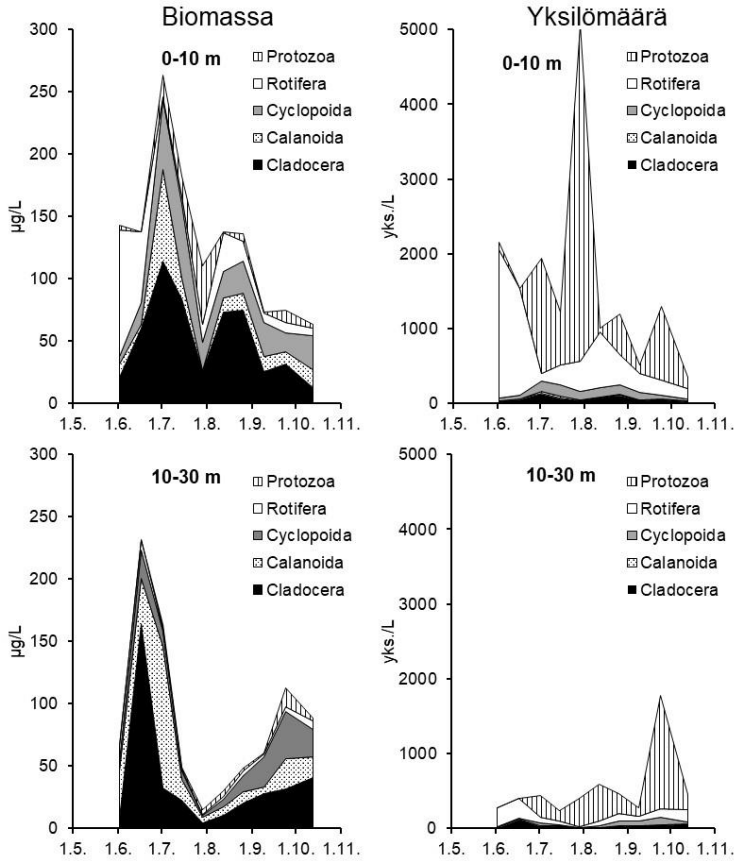
Äyriäiseläinplanktonin lajikohtaiset biomassat lasketaan lajikohtaisilla pituus:hiilisisältö -regressioyhtälöillä huomioiden mahdolliset munat ja embryot (Vasama & Kankaala 1990, Luokkanen 1995, Anja Lehtovaaran julkaisematon aineisto). Rataseläinten hiilisisältö otetaan kirjallisuudesta (Latja & Salonen 1978, Telesh ym. 1998) ja alkueläinten biomassa arvioidaan tilavuuden perusteella. Tulokset lasketaan erikseen 0-10 m ja 10-30 m syvyyksiltä koko vesipatsaasta kahden vesikerroksen tilavuuksilla painottaen.

Äyriäisplanktonin ja laiduntavan vesikirppuyhteisön keskikoko lasketaan lajikohtaista yksilömäärää painottaen (ns. tiheyspainotettu keskipituus). Vesikirppujen laidunnusteho lasketaan yhtälöllä: $F = 11.695 * L^{2.48}$, jossa F = suodatusteho ml/eläin/päivä ja L = eläimen pituus, mm (Knoechel & Holtby 1986).

Näytteitä on analysoitu vuosilta 1991, 1993, 1994 (jolloin poikkeuksellisesti vain 5 näytettä kesäkuun puolivälistä lokakuun puoliväliin), 1997, 1999, 2001-2006, 2009, 2011, 2013 ja 2015-2020.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

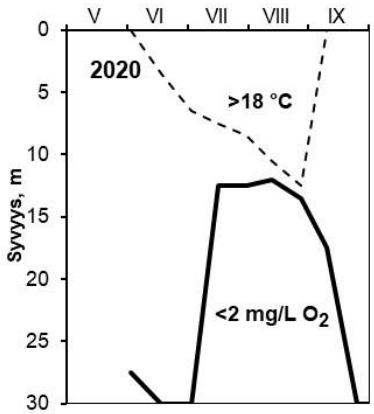
Kasvukaudella 2020 eläinplanktonin biomassa koostui enimmäkseen äyriäisistä. Biomassahuippu ajoittui kesäkuun puolivälistä heinäkuun alkuun ja sen muodosti suurimmaksi osaksi leviä laiduntavat vesikirput (Cladocera) ja keijuhankajalkaiset (Calanoida) (Kuva 1). Jälkimmäisestä ryhmästä niin ikään leviä ravinnokseen käyttävä *Eudiaptomus gracilis* elää pääasiassa päällysvedessä (0-10 m) ja isokokoinen, aikuisena (n. 1.5 mm) muuta eläinplanktonia saalistava mutta myös leväravintoa käyttävä *Limnocalanus macrurus* elää ainoastaan alusvedessä (10-30 m). Heinäkuun lopulla eläinplanktonbiomassa notkahti mutta kasvoi uudestaan elokuussa, jolloin päällysvedessä havaittiin toinen, keskikesän huippua alhaisempi biomassapiikki. Tuolloin yhteisössä oli kohtalaisesti lähinnä vesikirppuja ja kykloopihankajalkaisia (Cyclopoida). Toukkavaiheessa leviä laiduntavat mutta aikuisina muuta eläinplanktonia saalistavat kykloopihankajalkaiset (Cyclopoida) olivat runsaita keskikesästä syksyyn aina viimeiseen näytteenottoajankohtaan lokakuun puolivälissä (Kuva 1). Rataseläimet (Rotifera) keskittyivät päällysveteen ja niiden suurimmat biomassat ajoittuivat kesäkuun alkuun ja elokuuhun. Kaksihuippuinen eläinplanktonbiomassan vuodenaikaiskehitys eli ns. sukkessio on järviekosysteemien ulappayhteisölle hyvin tyypillinen (Sommer 1989) ja se on dokumentoitu Enonselällä useina aiempinakin vuosina, mutta pintaveden pumppaaminen pohjanläheisiin vesikerroksiin, ns. hapetus, osin sekoitti tätä kehityskulkua (Kuoppamäki 2020).



Yksilömäärillä mitattuna eläinplankton-yhteisön vallitsevat ryhmät olivat rataseläimet ja alkueläimet, mutta pienen yksilökokonsa vuoksi niiden biomassa oli vaatimaton verrattuna äyriäiseläin-planktoniin. Heinäkuun lopussa *Tintinnopsis lacustris* –ripsieläin oli erittäin runsas (43 yks./L) pintavedessä, mikä näkyi myös huomattavana alkueläinten osuutena biomassoissa (Kuva 1). Alkueläimiä on todennäköisesti paljon tässä tutkimuksessa havaittua enemmän, koska osa lajistosta menee pienikokoisena näytteenotossa käytetyn 50 µm haavikankaan läpi.

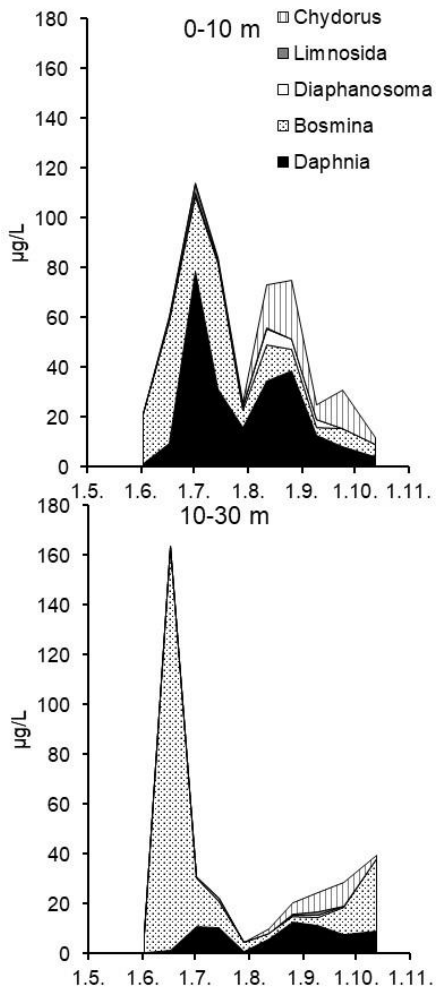
← **Kuva 1.** Vesikirppujen (Cladocera), keijuhankajalkaisten (Calanoida), kyklooppihankajalkaisten (Cyclopoida), Rataseläinten (Rotifera) ja alkueläinten (Protozoa) biomassat ja yksilömäärät 0-10 m (ylhäällä) ja 10-30 m (alhaalla) syvyyksillä vuonna 2020.

Heinä-elokuun taitteessa alusvedessä oli tuskin lainkaan eläinplanktonia (Kuva 1), mikä selittynee ainakin osittain heikentyneellä happitilanteella. Vähähappisen/hapettoman pohjanläheisen vesikerroksen paksuus kohosi heinä-elokuussa 12 m syvyyteen ja samalla ylimmät vesikerrokset lämpenivät niin että elokuussa 18 °C tai sitä lämpimämpi vesi ulottui lähelle vähähappista vesikerrosta (Kuva 2). Tällainen lämmin ja vähähappinen ympäristö voi aiheuttaa Enonselällä runsaalle, eläinplanktonia ravinnokseen käyttävälle kuoreelle stressiä ja lisätä kuolevuutta (Malinen & Vinni 2018), minkä ansiosta kuoreen eläinplanktoniin kohdistama saalistus on saattanut heikentyä. Vaikka *Daphnia*-vesikirput ovat kuoreelle ja monelle muullekin planktonia syövälle kalalle mieluista ravintoa, ne pystyivät kasvattamaan biomassaa päällysvedessä elokuussa (Kuva 3) huolimatta siitä, että kalat ja eläinplankton joutuivat pakkautumaan samaan n. 12 m paksuun vesikerrokseen. Todennäköisesti sen alla vesikirpuille löytyi niukkahappinen suojapaikka, jonne piiloutua kalojen saalistukselta. Monet vesikirput kykenevät selviytymään ainakin lyhytaikaisesti vedessä, johon on liuennut vain alle 2 mg/L happea, mikä kaloille on kuitenkin liian vähän. Vuonna 2020 happitilanne oli hieman heikompi kuin vuotta aiemmin, jolloin vähähappinen vesikerros ulottui ylimmillään 15 m syvyydelle (Kuoppamäki 2020).



Kuva 2. Lämpötila ja liuenneen hapen pitoisuus kasvukaudella 2020 isopleettikuvana, jossa katkoviivan yläpuolella lämpötila on korkeampi kuin 18 °C ja paksun mustan viivan alapuoliset vesikerrokset ovat vähähappisia (happea <2 mg/l) tai hapettomia.

Loppukesän vesikirppumaksimin muodosti valtaosin *Daphnia*-lajit (Kuva 3), etenkin *D. cucullata*. Ne olivat alusvedessä selvästi suurempia kuin päällysvedessä (Kuva 4), mitä voidaan myös pitää osoituksena alusveden vähähappisen vesikerroksen tarjoaman piilopaikan merkityksestä vesikirpuille. Planktonia syövien kalojen saalistus heijastuu varsinkin vesikirppujen yksilökokoon, koska kalat valikoivat ravinnokseen suurimpia vesikirppuja. Tällöin pienet lajit lisääntyvät, kuten Enonselällä 0.2-0.3 mm mittainen *Chydorus sphaericus*, joka runsastuu yleensä elokuussa, niin myös vuonna 2020 (Kuva 3). Syyskuussa se oli vesikirppubiomassan vallitseva laji.

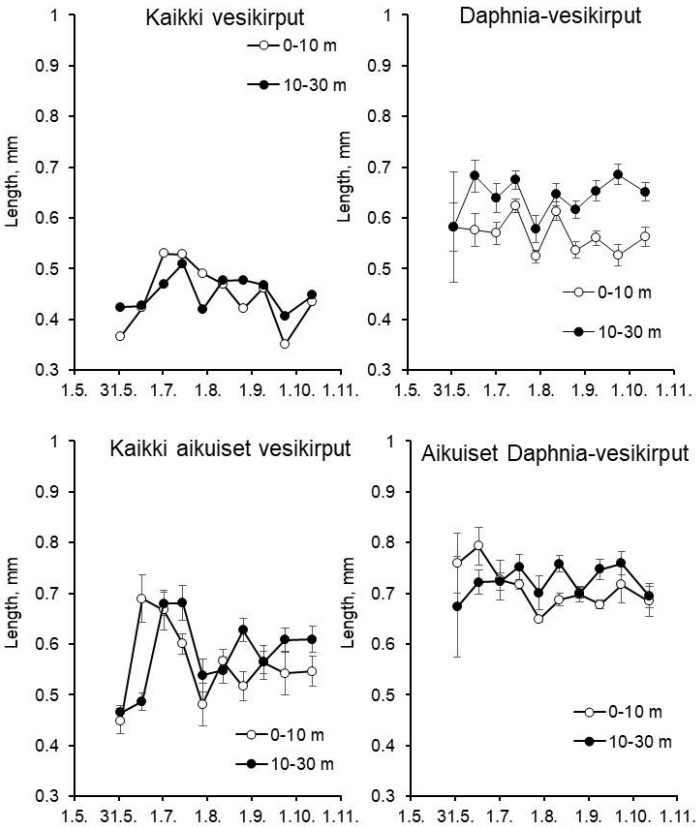


Alusvedessä *Bosmina*-vesikirput olivat runsaimpia, etenkin kesäkuun alussa, jolloin niillä oli biomassahuippu lähinnä *B. longispina* –lajin ansiosta, joita oli peräti 98 yks./L. Suku oli runsas alkukesällä runsas myös päällysvedessä, missä lähes kaikki yksilöt kuuluviat *B. crassicornis* –lajiin (enimmillään 42 yks./L). Keväällä lepomunista kuoriutuneet *Bosmina*-vesikirput runsastuvat nopeasti lyhyen lisääntymissyklinsä ansiosta. Niitä seuraa hitaammin lisääntyvät lajit kuten *Daphnia*-suvun vesikirput.

Syksyllä niin alus- kuin päällysvedessä esiintyneet vesikirput olivat valmistautumassa lepokauteen, mikä näkyi kestomunia kantavien naaraiden ja koiraiden suurena osuutena. Poikkeuksena oli *D. cristata*, jonka populaatiossa ei havaittu koiraita ja lisääntyvillä naarailla oli ns. subitaanisia munia kestomunien sijasta. Todennäköisesti *D. cristata* talvehtii hitaasti lisääntyvänä talvipopulaationa Enonselällä. Vesijärven eläinplanktonyhteisöä on tutkittu talvella tiettävästi vain kerran, syventävän vesistöekologian kurssin yhteydessä helmikuun puolivälissä 2015, jolloin näytteistä löytyi enimmäkseen rataseläimiä. Vesikirpuista havaittiin *D. cristata*, *B. crassicornis*, *B. longispina* ja *C. sphaericus*. Cyclopoida-hankajalkaiset olivat runsaita (jopa useita kymmeniä yks./L), kuten myös *E. gracilis* ja *L. macrurus* (Vari ym. 2015).

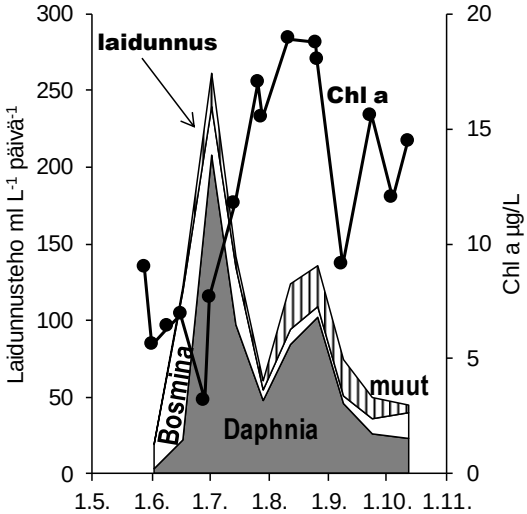
← **Kuva 3**. Kaikkien kasviplanktonia laiduntavien vesikirppujen biomassat 0-10 m (ylhäällä) ja 10-30 m (alhaalla) syvyyksillä vuonna 2020.

Kun vesikirppujen pituusaineistosta jätetään huomiotta juveniilit eli nuoruusvaiheet, joita voi ajoittain olla huomattava osa populaatioista ja jotka aikuisia pienempikokoisina väistämättä alentavat keskimääräistä kokoa, saadaan tarkempi käsitys yhteisön yksilöiden koosta ja siitä kuinka suuriksi ne voivat/ehtivät kasvaa vallitsevissa olosuhteissa.



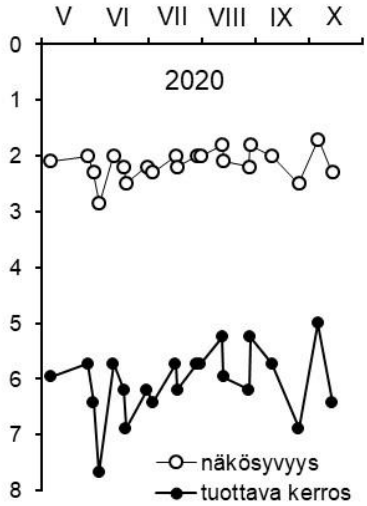
Kuva 4. Ylhäällä kaikkien kasviplanktonia laiduntavien vesikirppujen tiheyspainotettu yksilökoon keskiarvo ja kaikkien *Daphnia*-suvun vesikirppujen yksilökoon keskiarvo ± keskivirhe ja alhaalla kaikkien aikuisten vesikirppujen yksilöiden sekä erikseen aikuisten *Daphnia*-vesikirppujen yksilökoon keskiarvo ± keskivirhe 0-10 m ja 10-30 m syvyyksillä vuonna 2020. Huom! y-akselin pienin arvo on 0.3 mm.

Eläinplanktonyhteisöä säätelee kalojen saalistuksen ohella kasviplanktonyhteisön rakenne ja ravitsemuksellinen laatu. Alkukesällä kasviplanktonyhteisössä esiintyy leviä, joissa on paljon välttämättömiä biomolekyylejä, kuten aminohappoja (Taipale ym. 2020). Tällaisia kevään ja alkukesän leviä ovat esimerkiksi nielu- ja piilevät, joiden ansiosta vesikirput pystyvät niin nopeasti kasvattamaan biomassahuippunsa. Niiden laskennallinen laidunnustehokkuus olikin korkeimmillaan kesä-heinäkuun vaihteessa ja jolloin siitä vastasi lähes yksinomaan *Daphnia*-suvun vesikirput (Kuva 5). Samaan aikaan kasviplanktonin biomassa klorofylli a -pigmentin (chl a) pitoisuudella mitattuna oli alhaisimmillaan. Kesäkuussa mitattiin myös suurin näkösyvyys ja siten paksuin (n. 8 m) kerros, missä on riittävästi valoa kasviplanktonin tuotannolle (Kuva 6). Vesikirppujen koko vaikuttaa suuresti niiden tehokkuuteen suodattaa vedestä kasviplanktonia. Yksilökoon ja suodatustehokkuuden välinen suhde ei ole lineaarinen (ks. sivu 3), joten esimerkiksi siinä missä juveniili, alle 0.5 mm *Daphnia* kykenee laiduntamaan leviä alle 2 ml vesitilavuudesta päivässä, 1 mm mittainen aikuinen vesikirppu kykenee suodattamaan yli 10 ml päivässä. Siksi pienikokoisina *Bosmina*-suvun vesikirppujen laidunnus on vaatimatonta *Daphnia*-sukuun verrattuna. Lisäksi *Bosmina* pystyy valikoivammin suodattamaan ravintoaan verrattuna *Daphnia*an.



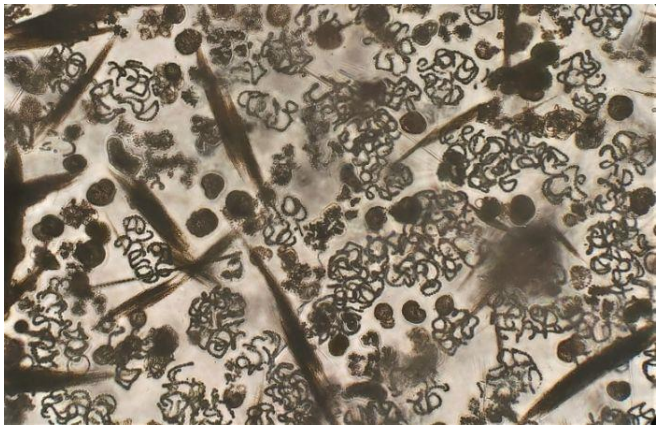
Kuva 5. *Daphnia*- *Bosmina*- ja muiden vesikirppujen laidunnusteho (vasen y-akseli) laskettuna tilavuuspainotetusti koko vesipatsaasta ja kasviplanktonin biomassa klorofylli a –pitoisuutena mitattuna 0-10 m syvyydessä (oikea y-akseli) vuonna 2020.

Keskikesästä syksyyn näkösyvyys pysyi 2 m tuntumassa läpi kesän ja vaihteli vain vähän (Kuva 6) verrattuna kasviplanktonbiomassan vaihteluun (Kuva 5). Levien ohella todennäköisesti myös kiintoaine aiheutti veden samennusta, mikä on tyypillistä Enonselälle, missä laajoilta matalilta alueilta veteen pääsee sekoittumaan pohjasedimenttiä (Niemistö ym. 2012).

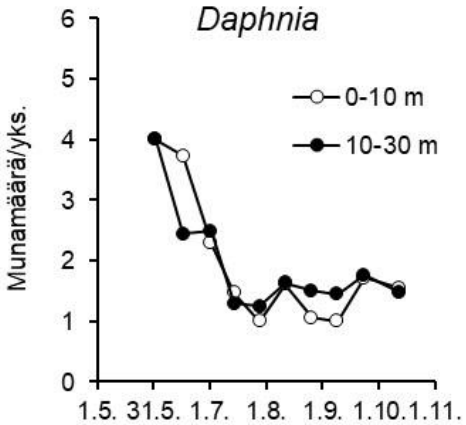


Kuva 6. Näkösyvyys ja sen perusteella laskettu tuottavan kerroksen syvyys Enonselän Lankiluodon syvännepisteellä toukokuusta lokakuuhun 2020. Huom! y-akselien arvot ovat käänteisessä järjestyksessä eli ylinnä arvo 0 vastaa veden pintaa.

Loppukesällä syanobakteerit eli sinilevät usein runsastuvat Enonselällä, joskus suotuisissa olosuhteissa kukinnaksi asti. Sinileviä esiintyi myös mm. elokuun 2020 eläinplanktonnäytteissä (Kuva 7). Vaikka *Daphnia* pystyy ravintoarvoltaan heikkolaatuisten sinilevien kukinnankin seasta löytämään itselleen hyvälaatuista ravintoa, kuten nielu-, pii- ja kultaleviä (Taipale ym. 2019), suurten, koloniaalisten sinilevien runsaus todennäköisesti haittasi *Daphnia*-tuotantoa, mikä näkyi mm. munamäärien huomattavana vähenemisenä kesän mittaan sekä päällys- että alusvedessä (Kuva 8). Levien ravintoarvon heikkenemisen vuoksi vesikirppujen laidunnusteho heikkeni heinäkuun mittaan ja samalla kasviplanktonbiomassa kasvoi (Kuva 5). Myös kalojen saalistus on todennäköisesti heikentänyt laidunnustehoa, koska etenkin *Daphnia*-vesikirppujen yksilökoko pieneni päällysvedessä kesän lopulla (Kuva 4), mikä ilmentää voimistunutta kalojen saalistusta.



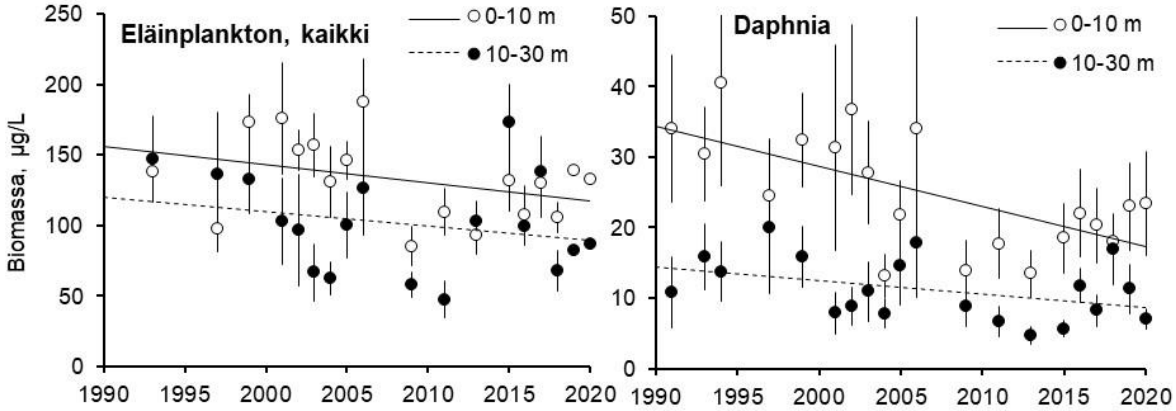
Kuva 7. *Anabaena*- ja *Aphanizomenon*-sukujen syanobakteereja eli sinileviä konsentroituneena eläinplanktonnäytteessä 26.8.2020.



Kuva 8. Aikuisten, lisääntymisvaiheessa olevien *Daphnia*-vesikirppujen sikiökammioissa olevien munien ja embryoiden määrä/yksilö vuonna 2019.

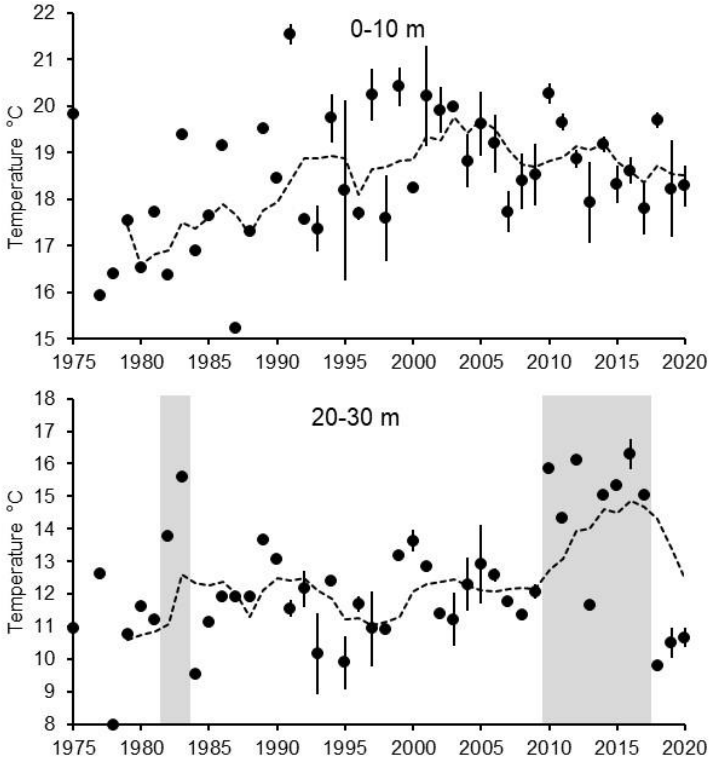
Kuten vuonna 2019 myös 2020 eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli suurempi päällysvedessä (0-10 m) kuin alusvedessä (10-30 m), kuten se on yleensä ollutkin, lukuun ottamatta vuosia 2013 ja 2015-2017, jolloin tätä eroa ei ollut tai tilanne oli jopa päinvastainen (Kuva 16). Tuo poikkeuksellinen jakso johtui ilmeisesti päällysveden pumppaamisesta pohjanläheiseen veteen, mikä sekoitti vesikerroksia. Vaikka planktoneläimet liikkuvat aktiivisesti, pienikokoisina ne kuitenkin kulkeutuvat voimakkaiden virtausten mukana. Turbulenssi

vaikeutti eläinplanktonin hakeutumista haluamaansa syvyyteen, mikä todennäköisesti haittasi planktoneläinten ravinnonsaantia ja siten tuotantoa. Kokonaisbiomassoissa oli 2010-luvun alkuun laskeva suuntaus, mutta viime vuosina ne ovat olleet hieman kohoamaan päin (Kuva 9). Biomassan väheneminen johtui lähinnä suurten ja keskikokoisten, eli yli puolen millin pituisten vesikirppujen vähenemisestä. Etenkin Enonselän tärkeimmän ryhmän, *Daphnia*-suvun biomassa on päällysvedessä pudonnut noin puoleen aiemmasta (Kuva 10). Alusvedessä muutos on kuitenkin ollut vähäisempi.



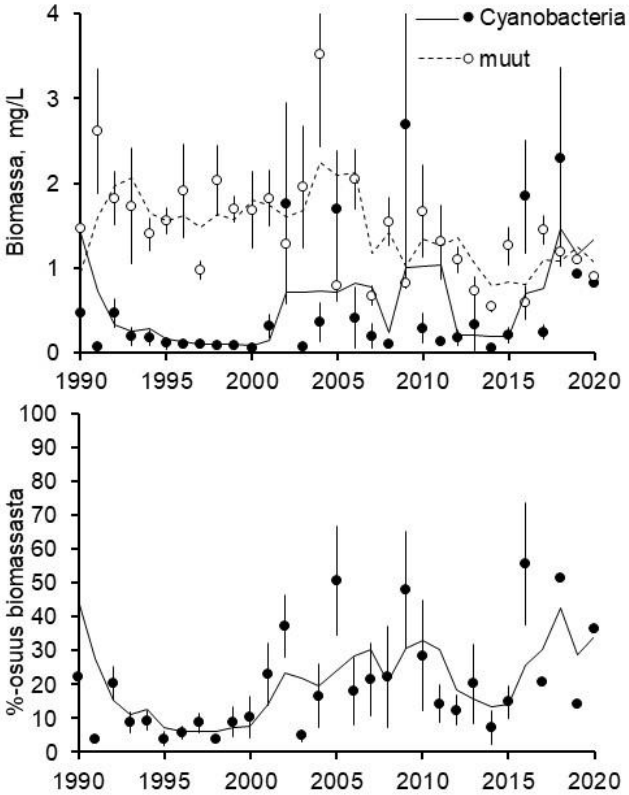
Kuva 9. Eläinplanktonin kokonaisbiomassa (vasemmalla) ja *Daphnia*-suvun vesikirppujen biomassa (oikealla) (kesä-syyskuun keskiarvo ± keskivirhe) 0-10 m ja 10-30 m vesikerroksissa vuosina 1991-2020. Viivat esittävät aineiston lineaarisen trendin.

Vesimassan turbulenssi näkyy myös pohjanläheisen veden lämpötiloissa loppukesän kerrostuneisuusajanjaksoina: kun alusveteen johdettiin pintavettä vuosina 2010-2017, Lankiluodon syvänteen (suurin syvyys 30 m) pohjanläheinen vesi oli huomattavasti lämpimämpää kuin muina vuosina (Kuva 10). Vastaavanlainen lämpötilan nousu on havaittavissa myös vuosina 1982 ja 1983, jolloin Enonselkää niin ikään hapetettiin. Koko Enonselän pinta-alasta 20 m ja sitä syvempiä alueita on vain n. 3 %.

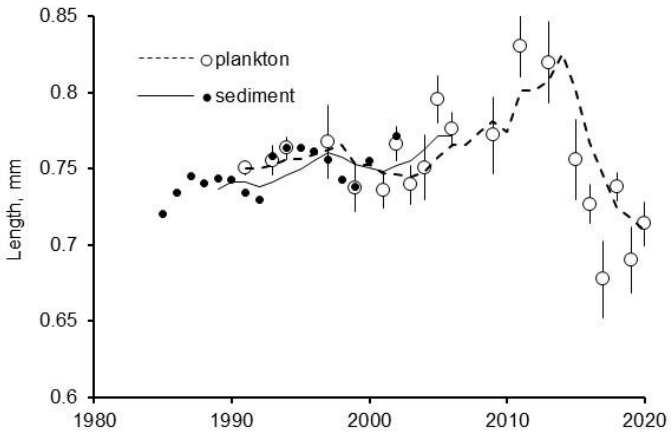


Kuva 10. Veden lämpötila 0-10 m ja 20-30 m syvyydessä (heinä-elokuun keskiarvo ± keskivirhe) vuosina 1991-2020. Katkoviivat esittävät kolmen vuoden juoksevan keskiarvon. Harmaalla värillä merkityt vuodet osoittavat ajankohtia, jolloin pintavettä pumpattiin kesäaikaan pohjanläheiseen veteen (ns. hapetettiin).

Eräs todennäköisistä syistä ”avainlaji” *Daphnia*n vähenemiselle on ollut ravinnon laadun heikkeneminen sinilevien runsastumisen myötä (Taipale ym. 2020). Muiden kasviplanktonryhmien kuin sinilevien biomassoissa on nähtävissä laskeva suuntaus 2000-luvun puolivälistä alkaen ja niinpä sinilevien suhteellinen osuus kasviplankton-biomassasta on voimistunut (Kuva 11). Lisäksi poikkeuksellisen suuret kuoreen nuoret vuosiluokat (Malinen & Vinni 2018) ovat planktonia syödessään säädelleet *Daphnia*-populaatioita Enonselällä, mistä osoituksena on ollut aikuisten yksilöiden koon pieneneminen. Tältä osin tilanne ei olennaisesti ollut muuttunut vuonna 2020 verrattuna viiteen aiempaan vuoteen (Kuva 12).

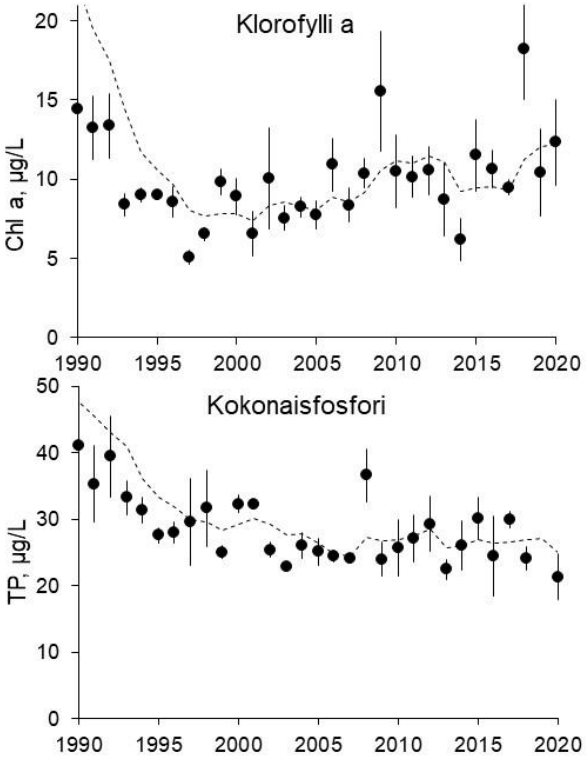


Kuva 11. Sinilevien eli syanobakteerien (Cyanobacteria) ja muun kasviplanktonin biomassan (ylhäällä) ja sinilevien suhteellisen osuuden (alhaalla) keskiarvo (±keskivirhe) kesä-syyskuussa vuosina 1990-2020. Katkoviiva esittää viiden vuoden liukuvaa keskiarvoa.



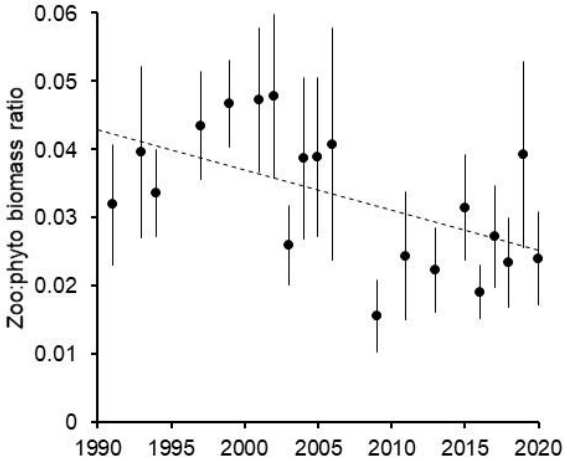
← **Kuva 12**. Aikuisten *Daphnia*-suvun vesikirppujen yksilökoko (kesä-syyskuun keskiarvo ± keskivirhe) 1985-2020. Katkoviivat esittävät viiden vuoden juoksevan keskiarvon (huolimatta siitä, että aikasarjasta puuttuu useiden vuosien tulokset). Pienimmät jo lisääntymis-vaiheessa olevat *Daphnia*-vesikirput ovat 0.6 mm mittaisia ja (huom!) siksi y-akselin pienin arvo on 0.6 eikä 0. Valkoiset ympyrät osoittavat planktonnäytteistä laskettuja tuloksia, mustat pisteet sedimentin jäänteistä laskettuja tuloksia (Kuoppamäki & Ketola, julkaisematon aineisto).

Klorofylli a –pigmentin (chl a) pitoisuuden perusteella arvioituna kasviplanktonin määrä samoin kuin kokonaisfosforin pitoisuus laskivat 1990-luvulla, mutta 2000-luvulla tämä kehityssuuntaus pysähtyi (Kuva 13). Etenkin chl a on vaihdellut vuosien välillä ja korkeimmat pitoisuudet mitattiin vuosina 2009 ja 2018, mikä johtui sinilevien runsaudesta ao. vuosina (Kuva 11). Aivan viime vuosina levämäärissä on ollut havaittavissa hienoista kasvua, vaikka fosforipitoisuus on pysynyt samalla tasolla. Voidaan olettaa, että eläinplanktonin, etenkin ”avainlaji” *Daphnia*n heikentynyt laidunnus pienentyneen yksilökoon ja vähentyneiden biomassojen myötä on yksi tekijöistä, joka osaltaan selittää ajoittain kohoavia levämääriä.



Kuva 13. Kasviplanktonin biomassa klorofylli a –pitoisuutena (chl a; ylhäällä) ja kokonaisfosforin pitoisuus (alhaalla) Enonselän pintavedessä (kesä-syyskuun keskiarvo ± keskivirhe) vuosina 1990-2020. Katkoviiva esittää viiden vuoden liukuvaa keskiarvoa.

Laiduntavien vesikirppujen biomassan ja kasviplanktonbiomassan välinen suhde kasvoi 1990-luvulla, mikä osoitti, että eläinplankton pystyi lisääntyvässä määrin säätelemään leväbiomassaa. 2010-luvun alussa tämä suhdeluku putosi noin puoleen, lähinnä *Daphnia*-biomassan vähenemisen vuoksi eikä ole palannut 1990-luvun ja 2000-luvun alun tasolle (Kuva 14).



Kuva 14. Leviä laiduntavien vesikirppujen biomassan suhde kasviplanktonin biomassaan (kesä-syyskuun keskiarvo ± keskivirhe) ajanjaksolla 1991-2020. Katkoviiva esittää lineaarisen kehityksen ajan suhteen.

Alhainen biomassasuhde selittynee ainakin osittain ravintoarvoltaan heikkolaatuisten ja suurelta osin syötäväksi kelpaamattomien sinilevien runsastumisella (Kuva 11). Esimerkiksi *Planktothrix agardhii* oli runsas loppukesällä ja syksyllä 2020, kuten se on ollut useina aiempinakin vuosina Enonselällä (ympäristöhallinnon Hertta-tietokanta). Elokuun lopussa se oli biomassaltaan runsain laji: 2110 µg/L hiilisisältönä mitattuna, kun samaan aikaan *Daphnia*-vesikirppujen biomassa oli 40 µg/L (myös hiilisisältönä

mitattuna), mikä osaltaan selittää huomattavan pieniä biomassan suhdelukuja (Kuva 14). *P. agardhii* kasvattaa pitkiä rihmoja, jopa pidempiä kuin *Daphnia*-yksilöiden pituus (Kuva 15), joten käytännössä eläinplankton ei kykene tällaista sinilevää laiduntamaan.

Kuva 15. Kaksi 0.4-0.5 mm pituista *Daphnia*-vesikirppua ja rihmamaisia *Planktothrix agardhii* –sinileviä Enonselältä 9.9.2020 otetussa eläinplanktonnäytteessä. Huom! näyte on konsentroitu.

Jotkin sinilevälajit voivat runsastuessaan vaikuttaa suuresti ravinnedynamiikkaan sellaisissakin järvissä, joiden fosforipitoisuus on vain kohtalainen, ja sitä kautta niillä voi olla merkittävä osuus järviekosysteemin trofiatasoon ja resilienssiin etenkin jos veden viipymäaika on pitkä (Cottingham ym. 2015), kuten Enonselällä on. Ilmastonmuutoksen myötä lämpenemisen on entisestään ennustettu lisäävän sinilevien dominanssia etenkin matalissa järvissä (Kosten ym. 2012). Enonselän pintalämpötilassa oli havaittavissa nousujohteinen suuntaus vuosisadan taitteeseen asti, mutta sen jälkeen lämpötila ei ole kuitenkaan selkeästi noussut (Kuva 10). Jos järven matalien alueiden osuus on huomattava ja siten sedimenttiin pääsee ulottumaan valoa ja lämpöä, sinilevät, kuten *P. agardhii* ja *Aphanizomenon*, voivat siirtää sedimentin fosforia vesipatsaaseen. Siten sinilevävaltaistuva kasviplanktonyhteisö voi ylläpitää rehevää tilaa, joka on resilientti* kunnostustoimille, jolloin tulee kiinnittää erityistä huomiota ulkoisen kuormituksen vähentämiseen (Cottingham ym. 2015) ja erityisesti hajakuormituksen hallintaan, myös urbaaneilla alueilla (Thronton ym. 2013). Enonselällä tuottavan kerroksen paksuus oli kesällä 2020 noin 6 m. Tämän syvyisiä alueita sen pinta-alasta on noin 12 km^2 eli lähes puolet (46 %), joten edellytykset resilientin sinilevävaltaisen tilan syntymiselle ovat periaatteessa olemassa. Sinilevät ovatkin vahvistaneet suhteellista osuuttaan kasviplanktonbiomassasta (Kuva 11), mitä vuosina 2010-2017 suoritettu hapetus ilmeisesti edesauttoi (Ruuhijärvi ym. 2020, Taipale ym. 2020). Myös muualla on raportoitu ilmastuksen lisänneen leväbiomassaa ja muuttaneen kalastoa (Thornton ym. 2013). Vesijärvellä hapetus myös muokkasi kalayhteisöä siten että kuorepopulaatio kasvoi poikkeuksellisen runsaaksi, mikä oli ilmeisesti suurin syy *Daphnia*-yksilöiden koon pienenemiseen (Ruuhijärvi ym. 2020).

*) Resilienssillä tarkoitetaan tässä (eko)systeemin kykyä vastaanottaa ulkoisia häiriöitä ja ylläpitää vallitseva rakenne, toiminta ja takaisinkytkennät. Systeemissä voi tapahtua jonkin verran muutoksia mutta kynnys, jossa se heilahtaa toiseen tilaan, ei ylity (sensu Walker & Salt 2006). Tällainen heilahdus Enonselällä tapahtui 1990-luvun alussa (Anttila ym. 2013).

Vesijärveen johdetaan kymmenissä viemäriputkissa hulevettä, jonka mukana kaupunkialueelta kulkeutuu paljon paitsi ravinteita ja metalleja (Valtanen ym. 2014), todennäköisesti myös muovia, jota löytyy nykyään kaikkialta ympäristössä (Andrady 2017). Biosuodatusrakenteiden avulla huleveden mikromuovia, samoin kuin monia muita haitta-aineita saataisiin kuitenkin otettua talteen niin etteivät ne päätyisi läheisiin vesistöihin (Kuoppamäki ym. 2021). Kun muovi hajoaa pieniksi hiukkasiksi, jotka vastaavat eläinplanktonin ravinnokseen käyttämien ravintopartikkelien kokoa, vesikirput voivat syödä mikromuovia sitä enemmän mitä enemmän sitä on vedessä (Canniff & Hoang 2018). Esimerkiksi *Daphnia galeata*, jota on esiintynyt Vesijärvessäkin vähäisessä määrin (tosin ei vuoden 2020 näytteissä), kykenee lisääntymään heikommin jos se saa ravintonsa mukana mikromuovia (Cui ym. 2017). Jopa ravintoaan valikoivasti suodattavien hankajalkaisäyriäisten on osoitettu nielevän mikromuovia, joka voi lisäksi siirtyä eläinplanktonin välityksellä ylemmille ravintoverkon tasoille (Setälä ym. 2014). Muovihiukkaset tuovat kylläisyyden tunteen mutta eivät anna energiaa kasvuun ja lisääntymiseen. Erityisesti nälkiintyneiden *Daphnia*-vesikirppujen kuolevuuden on osoitettu kasvavan silloin kun ne altistuvat mikromuoville (Jemec ym. 2016). Vuoden 2020 eläinplanktonnäytteissäkin näkyi usein ilmeisiä muovihiukkasia (Kuva 16) ja Scopetani ym. (2019) osoitti Enonselkää ympäröivien urbaanien alueiden olevan merkittävä mikromuovin lähde ja riski järven eliöstölle. Asiaa olisi syytä tutkia tarkemmin Vesijärvellä.

← **Kuva 16**. *Holopedium gibberum*-vesikirppu (pituus 1 mm), jota ympäröivään hyytelövaippaan on takertunut ilmeisesti mikromuovin kappale (ks. valkoinen partikkeli vasemmalla ylhäällä).

Järven sisäisen ravinteiden kierron kannalta ei ole yhdentekevää mistä eläinplanktonbiomassa muodostuu, sillä suurikokoisiin vesikirppuihin sitoutuu etenkin fosforia (Hessen ym. 2013), joka on silloin poissa levien käytöstä. Pienikokoinen eläinplankton, kuten rataseläimet, alkueläimet ja pienet vesikirput kierrättävät vesipatsaassa tehokkaammin ravinteita takaisin levien käyttöön ja sellaisessa systeemissä energia kanavoituu heikommin ravintoketjussa eteenpäin kuin järvessä, jossa eläinplankton koostuu enemmässä määrin suurista leviä suodattavista vesikirpuista, kuten isoista *Daphnia*-suvun edustajista. Enonselällä, kuten järviekosysteemeissä yleensäkin, eläinplankton on kalojen ja kasviplanktonin välissä oleva ”pihvi”, ns. hampurilaismetaforaa lainaten (vrt. Jeppesen ym. 2011). Niinpä toimet, joilla hampurilaisen puolikkaisiin vaikutetaan, heijastuvat myös eläinplanktoniin ja edelleen monimutkaisten vuorovaikutussuhteiden ja ekosysteemin takaisinkytkentöjen kautta järven tilaan.

Kirjallisuus

Andrady, A.L. 2017. The plastic in microplastics: A review. Marine Pollution Bulletin 119: 12-22.

Anttila, S., Ketola, M., Kuoppamäki, K. & Kairesalo, T. 2013. Identification of a biomanipulation-driven regime shift in Lake Vesijärvi: implications for lake management. Freshw. Biol. 58: 1494-1502.

Canniff, P.M. & Hoang, T.C. 2018. Microplastic ingestion by Daphnia magna and its enhancement on algal growth. Sci. Tot. Env. 633: 500-507.

Cottingham, K.L., Ewing, H.A., Greer, M.L., Carey, C.C. & Weathers, K.C. 2015. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. Ecosphere 6: 1-19.

Cui, R., Kim, S.W. & An, Y-J. 2017. Polystyrene nanoplastics inhibit reproduction and induce abnormal embryonic development in the freshwater crustacean Daphnia galeata. Nature Scientific Reports 7: 12095.

French, R.H., Cooper, J.J. & Vigg, S. 1982. Secchi disc relationships. Water Res. Bull. 18: 121-123.

Gliwicz, M. 2003. Between hazards of starvation and risk of predation: the ecology of offshore animals. Excellence in Ecology 12, International Ecology Institute, Germany.

Hessen, D.O., Elser, J.J., Sterner, R.W. & Urabe, J. 2013. Ecological stoichiometry: an elementary approach using basic principles. Limnol. Oceanogr. 58: 2219-2236.

Hietala, J., Vakkilainen, K. & Kairesalo, T. 2004. Community resistance and change to nutrient

enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. Freshw. Biol. 49: 1525-1537.

Hulot, F.D., Lacroix, G. & Loreau, M. 2014. Differential responses of size-based functional groups to bottom-up and top-down perturbations in pelagic food webs: a meta-analysis. Oikos 123: 1291-1300.

Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M. & Krzan, A. 2016. Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean Daphnia magna. Env. Poll. 219: 201-209.

Jeppesen, E., Noges, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Noges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R. & Amsinck, S.L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia 676: 279–297.

Knoechel, R. & Holtby, B.L. 1986. Construction and validation of a body-length-based model for the prediction of cladoceran community filtering rates. Limnol. Oceanogr. 31: 1-16.

Kosten, S., Huszar, V.L.M., Bécares, E., Costa, L.S., van Donk, E., Hansson, L.-A., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeio, N., de Meester, L., Moss, B., Lurling, M., Noges, T., Romo, S. & Scheffer, M. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. Global Change Biology 18: 118-126.

Kuoppamäki, K. 2020. Vesijärven Enonselän ulappa-alueen eläinplanktontutkimus 2019. 15 s.

Kuoppamäki, K., Pflugmacher Lima, S., Scopetani, C. & Setälä, H. 2021. The ability of selected filter materials in removing nutrients, metals and microplastics from stormwater in biofilter structures. Journal of Environmental Quality https://doi.org/10.1002/jeq2.20201

Latja R. & Salonen K. 1978. Carbon analysis for the determination of individual biomasses of planktonic animals. Verh. Int. Verein. Limnol 20: 2556-2560.

Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. TREE 24: 482-486.

Luokkanen, E. 1995. Vesikirppuyhteisön lajisto, biomassa ja tuotanto Vesijärven Enonselällä. Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskuksen raportteja ja selvityksiä 25.

Malinen, T. & Vinni, M. 2018. Vesijärven Enonselän ulapan kalayhteisön kehitys vuosina 2017 ja 2018. Tutkimusraportti, Helsingin yliopisto, Ekosysteemit ja ympäristö -tutkimusohjelma.

Mazumder A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. Can. J. Aquat. Sci. 51: 390-400.

Niemistö, J., Tamminen, P., Ekholm, P. & Horppila, J. 2012. Sediment resuspension: rescue or downfall of a thermally stratified eutrophic lake? Hydrobiologia 686: 267-276.

Nykänen, M., Malinen, T., Vakkilainen, K., Liukkonen, M. & Kairesalo, T. 2010. Cladoceran community responses to biomanipulation and re-oligotrophication in Lake Vesijärvi, Finland, as inferred from remains in annually laminated sediment. Freshw. Biol. 55: 1164-1181.

Scopetani, C., Chelazzi, D., Cincinelli, A. & Esterhuizen-Londt, M. 2019. Environ. Monit. Assess. 191: 652.

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. Env. Poll. 185: 77-83.

Sommer, U. 1989. Toward a Darwinian ecology of plankton, s. 1-8 teoksessa: Sommer, U. (toim.) Plankton ecology – succession in plankton communities. Springer-Verlag.

Taipale, S.J., Aalto, S.L., Galloway, A.W.E., Kuoppamäki, K., Nzobeuh, P. & Peltomaa, E. 2019. Eutrophication and browning influence Daphnia nutritional ecology. Inland Waters https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1574177

Taipale, S., Kuoppamäki, K., Strandberg, U., Peltomaa, E. & Vuorio, K. 2020. Lake restoration influences nutritional quality of algae and consequently Daphnia biomass. Hydrobiologia 847: 4539-4557.

Telesh I.V., Rahkola M. & Viljanen M. 1998. Carbon content of some freshwater rotifers. Hydrobiologia, 387/388: 355-360.

Thornton, J.A., Harding, W.R., Dent, M., Hart, R.C., Lin, H., Rast, C.L., Rast, W., Ryding, S-O. & Slawski, M. 2013. Eutrophication as w 'wicked' problem. Lakes & Reservoirs: Research and Management 18: 298-316.

Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, J., Balayla, D., Bécares, E., van de Bund, W., van Donk, E., Fernández-Aláez, M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Miracle, M. R., Moss, B., Romo, S., Rueda, J. & Stephen, D. 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. Freshw. Biol. 49: 1619-1632.

Valtanen, M., Sillanpää, N., Setälä, H., 2014. The effects of urbanisation on runoff pollutant concentrations, loadings and their seasonal patterns under cold climate. Water Air Soil Pollut. 225:1977.

Vari, H., Tirroniemi, J. & Pirhonen, P. 2015. Vesijärven eläinplankton: talviyhteisön rakenne ja lepomunien kuoriutuminen sedimentistä. Helsingin yliopisto, kurssiraportti.

Vasama A. & Kankaala P. 1990. Carbon-length regressions of planktonic crustaceans in Lake Ala-Kitka (NE Finland). Aqua Fennica, 20: 95–102.

Walker, B. & Salt, D. 2006: Resilience thinking. Sustaining Ecosystems and people in a changing world. Island Press, 174 s