Milla Suutari

HELSINGIN YLIOPISTON
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN
TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA
28

Kasviplanktonin ravinnerajoitteisuus Lahden Vesijärvessä kesällä 2000

KASVIPLANKTONIN RAVINNERAJOITTEISUUS LAHDEN VESIJÄRVESSÄ KESÄLLÄ 2000

MILLA SUUTARI

56.9
SUU
TKC

PRO GRADU -TUTKIELMA
HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN
LAITOS
22.3.2004

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion	Laitos – Institution
Biotieteellinen tiedekunta	Ympäristöekologian laitos

Tekijä – Författare
Milla Suutari

Työn nimi – Arbetets titel
Kasviplanktonin ravinnerajoitteisuus Lahden Vesijärvessä kesällä 2000

Oppiaine – Läroämne
Ympäristöekologia

Työn laji – Arbetets art	Aika – Datum	Sivumäärä – Sidoantal
Pro gradu -tutkielma	22.3.2004	48

Tiivistelmä – Referat

Vesijärvessä levien kasvua rajoittavaa ravinnetta ei ole koskaan kunnolla selvitetty. Minimiravinteen tunteminen auttaisi kuitenkin valitsemaan oikeanlaiset järven hoitotoimenpiteet, jotka myös voitaisiin kohdistaa siten, että saavutettaisiin mahdollisimman suuri kokonaishyöty. Tässä tutkimuksessa selvitetään typen ja fosforin osalta rajoittava ravinne Enonselällä kasvukaudella 2000.

Ravinnetestit tehtiin sekä *Pseudokirchneriella subcapitata* Prinz –levän puhdasviljelmää että Vesijärven luonnonyhteisöjä käyttäen. Puhdasviljelmällä tehtävää testiä varten vesinäyte otettiin kerran kuussa toukokuusta syyskuuhun. Luonnonkannoilla suoritettavaan testiin näytteet otettiin heinä- ja elokuussa. Näytteenottopaikka oli Lankiluodon näytepiste, joka on yksi Vesijärven vakituisen seurannan havaintopaikoista. Näytteet otettiin Sormusen noutimella kokoomanäytteenä tuottavasta kerroksesta, jona pidettiin noin kaksi kertaa näkösyvyys olevaa vesikerrosta. Jokaisen näytteenoton yhteydessä otettiin myös ravinne-, kasviplankton- ja klorofyllinäytteet. Näistä saatiin taustatietoa minimiravinnetestiin. Koejärjestely oli viidellä toistolla suoritettu faktorikoe, jossa molemmilla ravinteilla oli kaksi eri pitoisuustasoa. Ravinteiden yhteisvaikutuksen selvittämiseksi käytettiin myös molempien ravinteiden samanaikaista lisäystä. Käytetyt käsittelyt olivat: kontrolli, järvivesi + 25 µg P l^{-1}, järvivesi + 75 µg P l^{-1}, järvivesi + 170 µg N l^{-1}, järvivesi + 500 µg N l^{-1}, järvivesi + 25 µg P l^{-1} + 170 µg N l^{-1}, järvivesi + 25 µg P l^{-1} + 500 µg N l^{-1}, järvivesi + 75 µg P l^{-1} + 170 µg N l^{-1} ja järvivesi + 75 µg P l^{-1} + 500 µg N l^{-1}. Puhdasviljelmällä tehdyssä kokeessa leviä kasvatettiin, kunnes eksponentiaalinen kasvu loppui. Varsinainen testisuure oli maksimisolumäärä. Eri ravinnelisäystasojen maksimisolumäärää kontrolliin vertaamalla saatiin selville rajoittava ravinne. Luonnonyhteisöillä tehdyssä kokeessa koe lopetettiin eksponentiaalisen kasvun oletettavasti loppuessa, eli noin 12 päivän kasvatuksen jälkeen. Biomassaa mitattiin klorofyllinä, joka mitattiin biomassan lisäyksen selville saamiseksi sekä kasvatuksen alussa että lopussa. Tilastolliset testit suoritettiin varianssianalyysiä käyttäen Systat for Windows Version 5 –tilasto-ohjelmalla.

Typen ja fosforin yhteisvaikutus oli selvästi tärkein minimiravinnetekijä, minkä lisäksi myös pelkällä fosforilla oli merkittävä rooli rajoittavana ravinteena. Heinäkuun lopussa rajoittavaa ravinnetta ei ollut lainkaan. Pelkkä typpilisäys johti levien kasvun vähenemiseen touko- ja kesäkuussa, sekä heinä- ja elokuun puolessa välissä. Fosfori vähensi kasvua heinäkuun lopussa ja elokuun puolivälissä. Selvää ravinnerajoitteisuuden ajallista vaihtelua ei havaittu. Fosfori- ja yhteisrajoitteisuuden joukossa ainoat vaihtelut olivat heinäkuun loppu, jolloin siis rajoittavaa ravinnetta ei ollut, ja elokuu, jolloin pelkästään typpi ja fosfori yhdessä rajoittivat kasvua. Tämä vähäinen vaihtelu voisi ainakin osittain johtua ravinteiden saatavuuden vaihtelusta. Luonnonyhteisökokeiden välillä havaittua vaihtelua voisi selittää myös lajistokoostumuksen vaihtelu.

Pelkän typpilisäyksen vaikutus vaatii lisäselvityksiä. Myös järven eri alueiden ravinnerajoitteisuuden tutkiminen olisi paikallaan, sillä järven suuruudesta johtuen ravinnerajoitteisuus saattaa olla erilainen eri osissa järveä.

Avainsanat - Nyckelord
Vesijärvi, rajoittava ravinne, typpi, fosfori, yhdysvaikutus, minimiravinnetesti

Säilytyspaikka - Förvaringställe
Ympäristöekologian laitos, Lahti

Muita tietoja

Sisällysluettelo:

Tiivistelmä 1

1. Johdanto 3

2. Aineisto ja menetelmät 11

2.1 Tutkimuskohde 11

2.2 Näytteenotto 13

2.3 Minimiravinnetesti Pseudokirchneriella subcapitata -levällä 14

2.4 Minimiravinnetesti luonnonyhteisöillä 17

2.5 Klorofyllipitoisuudet 18

2.6 Lajistonäytteet 19

2.7 Ravinnenäytteet 19

3. Tulokset 20

3.1 Minimiravinnetesti P. subcapitata -levällä 20

3.2 Minimiravinnetesti luonnonyhteisöillä 24

3.3 Klorofyllipitoisuudet 26

3.4 Lajistonäytteet 27

3.5 Ravinnenäytteet 29

4. Tulosten tarkastelu 32

5. Kiitokset 39

6. Kirjallisuus 40

Kasvun minimilain mukaan minimitekijä on se tekijä, jota levän tarpeeseen nähden on vähiten saatavilla. Tämä voi olla jokin makro- tai mikroravinne, tai jokin muu eliöiden kasvuun vaikuttava tekijä, kuten lämpötila tai pH (Seppänen 1985). Makroravinteista todennäköisimpinä levien kasvun rajoittajina pidetään fosforia ja typpeä (Harper 1992, Pietiläinen & Kauppi 1993), ja mikroravinteista seleeniä, sinkkiä, molybdeeniä ja mangaania (Harper 1992). Minimitekijöillä voi olla myös synergistisiä vaikutuksia. Esimerkiksi Shapiro ja Glass (1975) osoittivat kokeillaan fosforin ja mangaanin yhteisvaikutuksen.

Leväsolun stoikiometria eli alkuainekoostumus heijastaa ympäröivän veden ravinnesuhteita, joten kasviplanktonyhteisön stoikiometriasta voidaan päätellä ravinteiden saatavuuden ja puutoksen laatua ja intensiteettiä. Esimerkiksi kasviplanktonin N:P –suhde korreloi voimakkaasti järveen tulevan kuormituksen N:P –suhteen kanssa. Fosforin ja typen puute voi puolestaan johtaa muutoksiin solun hiili-typpi –suhteessa, samoin kuin lipidien, hiilihydraattien ja proteiinien suhteessa (Wetzel 2001). Vesistöön saapuvien liukoisten ravinteiden suhteet vaikuttavat myös kasviplanktonin lajistokoostumukseen (Tilman 1982). Vaikka leväbiomassan määrään kokonaisuudessaan eivät vaikuttaisikaan vaihtelut esimerkiksi piin (Si) pitoisuudessa, voivat ne kuitenkin vaikuttaa lajistokoostumukseen, lajien väliseen kilpailuun ja sukkessioon (Wetzel 2001).

Fosforirajoitteisuus on todettu etenkin Pohjois-Amerikan (Edmondson 1972, Schindler 1974) ja Euroopan sisävesissä niin usein, että siitä on varsinkin näille leveysasteille tullut jonkinlainen perussääntö (Wetzel 2001, Hecky & Kilham 1988, Ilmavirta ym. 1990). On myös havaittu, että useimmissa pohjoisen lauhkean vyöhykkeen järvissä fosforia esiintyy ravinteista suhteessa vähiten levien tarpeeseen nähden (Ekholm 1998), ja monissa tutkimuksissa fosforirajoitteisuutta onkin havaittu siinä määrin, että fosforipäästöjen

rajoittamista alettiin 1970-luvun lopulla suositella Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa järvien rehevöitymisen estämiseksi (Rast & Lee 1978, Janus & Vollenweider 1981). Fosforin merkittävyyttä rehevöitymisen kannalta lisää vielä se seikka, että osa prokaryoottisista sinibakteereista pystyy sitomaan kaasumaista ilmasta veteen liuennutta typpeä. Tällöin, vaikka epäorgaanisen typen pitoisuus esimerkiksi runsaan kasviplanktontuotannon vuoksi laskisikin vedessä niin alhaiseksi, että se rajoittaisi eukaryoottisen kasviplanktonin kasvua, sinibakteerit jatkaisivat kasvuaan (Ilmavirta ym. 1990, Lappalainen & Matinvesi 1990).

Yli 90% sisävesien fosforista on normaalisti sitoutuneena orgaaniseen ja epäorgaaniseen materiaaliin. Ainoan leville suoraan käyttökelpoisen fosforimuodon, ortofosfaatin (PO_4^{3-}), määrä vedessä on hyvin pieni, alle 5% fosforin kokonaismäärästä (Wetzel 2001). Kasviplankton tarvitsee fosforia lähes kaikkeen aineenvaihduntaansa, mutta erityisesti energiansiirtojärjestelmässään fotosynteesin aikana tapahtuviin reaktioihin. Fosforia tarvitaan muunmuassa nukleotidien, fosfolipidien ja sokerifosfaattien synteesiin. Fosfaattia sitoutuu edelleen aineenvaihdunnalle tärkeisiin entsyymeihin ja vitamiineihin (Wetzel 2001). Koska liukoinen epäorgaaninen fosfori sitoutuu leviin hyvin nopeasti ja monet levät assimiloivat sitä jopa nopeammin kuin kasvuunsa tarvitsisivat (Wetzel 2001), ei vesistön rehevöitymistä voi välttämättä havaita veden liukoisen fosforin pitoisuudesta. Tästä johtuen on minimiravinnetta määritettäessä tärkeää mitata levien kasvuvastetta ravinnelisäykseen.

Typpirajoitteisuutta tunnetaan laajemmalti lähinnä tropiikista, subtropiikista ja lauhkealta vyöhykkeeltä (Talling 1966, Lewis 1974, Coulter 1977, Zaret ym. 1981, White 1982, Canfield 1983, Henry ym. 1984, Vincent ym. 1984, White ym. 1985). Trooppisissa järvissä on suhteellisen korkea C:N –suhde, mikä on potentiaalisen typpirajoitteisuuden indikaattori (Hecky ym. 1993). Kuitenkin myös monissa pohjoisempien alueiden hypereutrofisissa ja eutrofisissa järvissä voi typpi rajoittaa kasviplanktonin kasvua (Gerloff & Skoog 1957, Kanninen

ym. 1982, Løvstad 1988). Eutrofisissa oloissa esiintyy usein runsaasta bakteeritoiminnasta aiheutuvaa hapettomuutta (Brönmark & Hansson 2004). Hapettomissa oloissa tapahtuva denitrifikaatio voi puolestaan johtaa typen puutteeseen, kun typpi muuttuu kaasumaiseen muotoon ja haihtuu ilmaan (Harper 1992, Moss 1998).

Ilman typen suuren osapaineen vuoksi vedessä on normaalisti aina typpeä (Lappalainen & Matinvesi 1990). Sitä esiintyy epäorgaanisissa muodoissa veteen liuenneena kaasuna (N^2), ammoniumtyppenä (NH_4^+), sekä nitriitti- (NO_2) ja nitraattimuodoissa (NO_3^-). Orgaanisista yhdisteistä typpeä on muunmuassa aminohapoissa, amiineissa ja nukleotideissa. Kuten aiemmin on jo todettu, typen merkitys rehevöitymisessä tulee esiin lähinnä hyvin eutrofisissa oloissa (Wetzel 2001).

Ihmisen aiheuttama rehevöityminen on tällä hetkellä maailmanlaajuisesti yksi suurimmista järviä koskevista ongelmista (Kairesalo ym. 1998: 10). Rehevöitymisellä tarkoitetaan liiallista kasviplanktontuotantoa ja -biomassaa, jota voidaan mitata kasviplanktonin nettotuotannon, a-klorofyllipitoisuuden tai kokonaisfosforipitoisuuden avulla (Lappalainen 1990c). Tärkein rehevöitymiseen johtava syy on liiallinen ulkoinen ravinnekuormitus (Wetzel 2001, Lappalainen 1990c). Esimerkiksi kun fosforia lisätään hetkellisesti vähätuottoiseen järveen, tavanomaisin vaste on hyvin nopea kasviplanktontuotannon kasvu (Wetzel 2001: 288), ja yleensä fosforilisäyksen lopettaminen johtaa nopeaan kasviplanktonmäärän vähenemiseen (Edmondson 1972, Edmondson & Lehman 1981).

Se, milloin järvi on rehevöitynyt riippuu kuitenkin paljolti järven ominaisuuksista ja järvessä tapahtuvista prosesseista, sillä runsastuottoinenkin järvi voi olla hyväkuntoinen (Lappalainen 1990c). Esimerkiksi Lahden Vesijärven tuottavuus on jo luonnostaan korkea (Keto & Sammalkorpi 1988), ja järven varsinainen rehevöityminen alkoi vasta ihmisen toiminnan myötä

(Sammalkorpi ym. 1995) 1920-luvulla (Keto ym. 1992). Korkeiden sedimentin rauta (Fe)-, mangaani (Mn)- ja alumiini (Al)-oksidipitoisuuksien takia Vesijärven fosforinsitomiskyky on suuri (Hartikainen ym. 1996), mutta jo toisen maailmansodan jälkeen etenkin Enonselkä, järven eteläisin osa, rehevöityi pahasti. Ensimmäiset sinibakteerien massaesiintymät havaittiin 1960-luvun alussa, kun nopeasti kasvaneen Lahden kaupungin jätevedet johdettiin puhdistamattomina suoraan järveen. Pahimmillaan Vesijärvi oli yksi Suomen rehevöityneimmistä suurista järvistä (Keto ym. 1992), ja Enonselän fosforikuormitus oli 1,9 – 2,3 g m^{-2} vuodessa (Keto & Sammalkorpi 1988). Tämä oli noin seitsemän kertaa korkeampi kuin fosforin ja veden viipymien määrityksiin perustuva järvien rehevöitymiseen johtava kriittinen fosforitaso, 0,3 g m^{-2} vuodessa (Vollenweider 1976, Keto & Sammalkorpi 1988).

Kun järveen tuleva kuormitus ylittää kulutuksen ja hajotuksen, osa ravinteista jää liuenneeseen muotoon. Tällöin tuotanto yleensä ensin lisääntyy, mutta alusveden alhaisen lämpötilan ja happipitoisuuden takia hajottajat ja muut kuluttajat eivät pysty käyttämään kaikkea orgaanista materiaalia, jolloin sitä alkaa kertyä pohjalle. Tämän kertyneen orgaanisen aineksen hajotus voi kuluttaa kerrostuneessa vedessä lopulta kaiken hapen pohjan läheltä. Ensimmäiset rehevöitymiseen viittaavat merkit voidaankin havaita kemiallisin analyysimenetelmin. Tällaisia ovat alusveden ja pohjan läheisyyden happivajaus ja nitraattitypen väheneminen, sekä ammoniumtyppipitoisuuden, fosforipitoisuuden, mangaanipitoisuuden ja rautapitoisuuden lisääntyminen. Mikäli pohjasedimentissä kuitenkin on vähän rautaa ja mangaania, niiden pitoisuudet eivät vielä rehevöitymisen alkuvaiheessa kohoa. Pidemmälle edenneen rehevöitymisen merkkejä ovat muunmuassa kalojen makuvirheet, runsaat sinibakteeriesiintymät, verkkojen ja rantakivien limoittuminen, kalojen nopea kuoleminen verkoissa, arvokalojen väheneminen ja särkikalojen lisääntyminen, sekä pohjasedimentin tummuminen ja rikkivedyn haju. Näitä aistein havaittavia muutoksia on todettu Vesijärvelläkin (Sammalkorpi ym. 1995). Kuormituksen jatkuessa vaarana on kasvukauden aikana kiihtynyt

perustuotanto, joka johtaa hapen ylikyllästystilaan (Kolunen & Tuominen 1992) ja hiilidioksidipitoisuuden alenemiseen vedessä. Tällöin voi esiintyä haitallisen korkeita pH-arvoja, jolloin myös alumiinisidonnaisia fosforifraktioita liukenee veteen (Lappalainen 1990c). Vesijärvestäkin mitattiin 1980-luvun jälkipuoliskolla yleisesti yli 8,5 pH-arvoja. Korkeimmillaan pH oli jopa 11,2 (Sammalkorpi ym. 1995). Yleisenä piirteenä voidaan sanoa, että rehevöitymisen seurauksena eliöiden lajirikkaus vähenee, mutta joidenkin yksittäisten lajien yksilömäärät saattavat kasvaa voimakkaastikin (Lappalainen 1990c).

Luonnontilaisessa järvessä fosforia voi varastoitua sedimenttiin pysyvästi pois kierrosta. Rehevöitymisestä aiheutuva hapettomuus, korkea pH, kalojen aiheuttama pohja-aineksen sekoittuminen ja pohjaravintoa syövien kalojen ulosteet saavat kuitenkin aikaan sisäistä kuormitusta, joka vapauttaa fosforia sedimentistä veteen (Lappalainen & Matinvesi 1990).

Rehevöityneen järven kunnostus- ja hoitomenetelminä mahdollisia ovat ulkoisen kuormituksen vähentäminen, veden ja sedimentin kemikaalikäsittely, veden ja sedimentin hapettaminen, pilaantuneen sedimentin poisto, sedimentin peittäminen, järviveden laimentaminen ja järvialtaan huuhteleminen, alusveden juoksutus ja biomanipulaatio (Matinvesi & Wahlgren 1990, Wahlgren ym. 1990, Oravainen 1990, Wahlgren 1990, Lappalainen 1990a,b, Kairesalo ym. 1990, Sammalkorpi ym. 1995). Ensimmäinen toimenpide on aina ulkoisen kuormituksen vähentäminen niin pieneksi kuin mahdollista (Matinvesi & Wahlgren 1990). Matalassa eutrofisessa järvessä, jonka pohja on hapeton, tämä ei kuitenkaan riitä. Sisäinen kuormitus nimittäin ylläpitää korkeaa kasviplanktontuotantoa (Wetzel 2001), ja voi johtaa laajoihin sinibakteeriesiintymiin (Sammalkorpi ym. 1995). Vesijärvelläkin tilanne oli niin paha, että vaikka 1976-78 Enonselän jätevesikuormituksen lopettaminen alensi alueelle kohdistuvaa ulkoista fosforikuormitusta 85 %, ei järven tila pysyvästi parantunut, vaan voimakkaat sinibakteerikukinnat jatkuivat sisäisen kuormituksen ylläpitäminä. Niinpä järven hoidossa oli kokeiltava muita

toimenpiteitä. Aluksi, vuosina 1979-1984, Enonselkää hapetettiin sisäisen fosforikuormituksen estämiseksi, mutta saadut tulokset eivät olleet tyydyttäviä (Kairesalo ym. 1990).

Todenteolla järven kunnostukseen paneuduttiin vuonna 1987 aloitetun Vesijärviprojektin myötä. Projektin tavoitteiksi asetettiin muunmuassa sinibakteerien massaesiintymien torjuminen ja ulkoisen kuormituksen vähentäminen edelleen (Sammalkorpi ym. 1995). Vesijärven kunnostusmenetelmäksi valittiin biomanipulaatio, jota tukivat eri kunnostusvaihtoehtojen välillä suoritetut kustannusvertailut ja järvellä tehdyt tutkimukset (Kairesalo ym. 1990). Biomanipulaatio kohdistuu järven ravintoverkkoon, jota muokkaamalla pyritään vähentämään mm. sisäistä kuormitusta. Rehevissä järvissä tavallista ylitiheää särkikalakantaa harvennetaan, jolloin vesistöstä poistuu myös huomattava määrä kaloihin sitoutuneita ravinteita. Samalla särkikaloille tyypillinen, eläinplanktonin niukkuudesta johtuva pohjan tonkiminen vähenee. Vesijärveä koskeneissa laboratoriokokeissa havaittiinkin, että suurinta pohjan sekoittuminen ja fosforin vapautuminen oli, kun eläinplanktonia ei ollut saatavilla (Horppila & Kairesalo 1992). Ennen biomanipulaatiota kalojen ravinnonhaku pohjaa kaivelemalla oli Vesijärvessä sisäisen kuormituksen kannalta keskeisessä asemassa (Kairesalo ym. 1990). Allaskokeissa tiheän särkikannan (*Rutilus rutilus* L.) havaittiinkin ylläpitävän korkeaa levätuotantoa ja -biomassaa (Horppila & Kairesalo 1990).

Biomanipulaatio perustuu teoriaan, että kun eläinplanktonia syövien kalojen määrää vähennetään, niin suurikokoinen eläinplankton pääsee runsastumaan, mikä puolestaan vähentää kalojen ravinnon etsimiseen liittyvää pohjan kaivelua. Tällöin pohjan ravinteiden vapautuminen hidastuu merkittävästi. Suurikokoinen eläinplankton puolestaan syö tehokkaasti leviä ja vesi kirkastuu. Kun samalla vähennetään ulkoista kuormitusta, rajoittavan ravinteen määrä vedessä vähenee, ja ravinteet sitoutuvat nopeakasvuiseen pienikokoiseen kasviplanktoniin. Koska eläinplankton käyttää nopeasti hyväkseen kasviplanktonin, ravinteiden

kiertonopeus kasvaa. Tällöin suurikokoisille haitallisille leville ei riitä ravinteita, eivätkä ne pääse runsastumaan (Sammalkorpi ym. 1995). Vesijärvessä tosin biomanipulaation aikana vesikirppujen tuotanto ja biomassa vähenivät samanaikaisesti kasviplanktonmäärän kanssa (Kairesalo ym. 1999), mikä osoitti sinibakteerien vähenemisen olevan ennemminkin kytköksissä pohjaa kaivelevien kalojen ylläpitämään ravinnedynamiikkaan kuin muutoksiin eläinplanktonin laidunnuspaineessa (Horppila ym. 1998, Kairesalo ym. 1999). Vuosina 1987-1994 toteutetun kunnostuksen ansiosta Enonselän tila parani selvästi, ja sinibakteerikukinnatkin loppuivat vuoteen 1989 (Sammalkorpi ym. 1995, Suoraniemi ym. 1998).

Ennen Vesijärviprojektia ja biomanipulaatiota Enonselän särkikalakanta oli tiheä ja kokonaisfosforipitoisuus kaksinkertaistui kesän aikana ollen korkeimmillaan jopa 160 $\mu g\ l^{-1}$ (Sammalkorpi ym. 1995). Biomanipulaation aikana särkikaloja pyydettiin nuottaamalla, troolaamalla, sekä isorysällä ja paunetilla. Suurin osa Enonselän hoitokalastussaaliista saatiin kesätroolauksella, joka kohdistui särkeen ja kuoreeseen. Vuosien 1989-1994 aikana saalis oli yli 1,1 miljoonaa kiloa. Petokalaistutuksilla lisättiin särkikaloihin kohdistuvaa saalistusta. Järveen istutettiin haukea, toutainta, järvilohta ja taimenta, sekä kuhaa, joka oli hävinnyt järvestä jo 1800-luvun lopulla. Osana kunnostusta niitettiin myös laajoiksi levinneitä ruovikoita muunmuassa hauenpoikasille sopivien reuna-alueiden (Grimm 1989) lisäämiseksi (Sammalkorpi ym. 1995).

Vesijärven veden laatua on seurattu yhtenäisin Vesi- ja ympäristöhallituksen hyväksymin standardimenetelmin vuodesta 1976 lähtien. Biomanipulaation ansiosta Enonselän veden fysikaalis-kemiallinen laatu parani 1970-luvun alun tasolle, kasviplanktonhavaintojen perusteella vieläkin paremmaksi eli vastaamaan aikaa 1960-luvun alussa ennen sinibakteerien massaesiintymiä (Sammalkorpi ym. 1995). Nykyisin sinibakteerien kesän aikainen maksimibiomassa onkin vain noin kymmenesosa biomanipulaatiota edeltäneen ajan tasosta (Suoraniemi ym. 2000). Aivan viime vuosina

kokonaistyppipitoisuuden lasku on pysähtynyt, ja kasvukauden keskimääräinen kasviplanktonbiomassa hieman kohonnut vuodesta 1995 alkaen (Malin 2001). Järven eteläisimmän alueen, Enonselän, keskimääräinen näkösyvyys kaksinkertaistui vuosina 1989-1994. Järven keskiosaan kuuluvalla Komonselällä kehitys on ollut lähes vastaava, mutta ei niin nopea kuin Enonselällä (Sammalkorpi ym. 1995). Myös Komon- ja Enonselän välistä itäänpäin työntyvällä Vähäselän-Paimelanlahden alueella vedenlaatu parani biomanipulaation ansiosta (Keto & Sammalkorpi 1993). Järven pohjoisimmalla alueella, Kajaanselällä, kehitys ei ole ollut yhtä hyvä. Kokonaisfosforipitoisuus on pysynyt jatkuvasti lähes vuoden 1975 tasolla, ja sekä alus- että väliveden happitilanne on ollut viime vuosina aiempaa huonompi. Myös keskimääräinen kasviplanktonbiomassa on kohonnut oligotrofiaa ilmentävältä tasolta mesotrofiselle tasolle (Malin 2001).

Jotta Vesijärven tila pysyisi jatkossakin hyvänä ja jopa paranisi entisestään, olisi tärkeää tuntea muunmuassa järven planktonravintoketjun toiminta; tällöin keskeiseksi kysymykseksi nousee se, mikä ravinne tai mitkä ravinteet kulloinkin rajoittavat levien kasvua. Minimiravinnedynamiikan tunteminen on myös hyödyllistä valittaessa ja kohdistettaessa järven suojelutoimenpiteitä. Näin voitaneen saavuttaa kustannussäästöjäkin.

Ravinnerajoitteisuutta ei ole Vesijärvestä koskaan kunnolla selvitetty, vaikkakin joitakin asiaan viittaavia, osin ristiriitaisiakin havaintoja on tehty. Kanninen ym. (1982) havaitsivat vuosia 1979-80 koskeneessa tutkimuksessaan typen rajoittavan testilevän (*Selenastrum capricornutum*, nykyiseltä nimeltään *Pseudokirchneriella subcapitata* Prinz) kasvua Vesijärven vedessä. *Anabaena* - sinibakteerin kasvua puolestaan rajoitti fosfori. Ojala ym. (2003) havaitsivat fosforin merkitystä levien kasvuun selvittäneissä luonnonkannoilla suorittamissaan kokeissa, että fosfori ei ole tärkein kasviplanktonin kasvua sääntelevä tekijä Enonselällä. Keto ym. (1992) havaitsivat allaskokeissaan, että pelkällä fosforilla oli vain vähän vaikutusta luonnonkantojen

kasviplanktonbiomassaan ja lajikoostumukseen, mutta typen ja fosforin yhteislisäys kasvatti sekä kasviplanktonbiomassaa että sinibakteerien määrää systeemeissä. Kesäiseen typpirajoitteisuuteen viittaavat vuoden 2000 velvoitetarkkailun havainnot Kajaanselältä (Malin 2001). Myös Enonselällä typen arvellaan rajoittavan ainakin ajoittain kasviplanktonin kasvua alhaisen typpi-fosfori –suhteen perusteella (Kairesalo ym. 1999, Malin 2001). Typpirajoitteisuutta tukevia tuloksia saivat Enonselältä myös Ojala ym. (2003).

Tässä tutkimuksessa selvitetään typen ja fosforin osalta rajoittavaa ravinnetta Vesijärven Enonselällä kasvukaudella 2000. Tutkimusmenetelmä on täysfaktoriaalinen (2×3) kokeellinen minimiravinnetesti käyttäen *Pseudokirchneriella subcapitata* –levää (Miller ym. 1978), sekä Vesijärven luonnollisia leväyhteisöjä. Luonnonyhteisökokeilla saadaan selville, miten järven todellinen leväyhteisö reagoi erilaisiin ravinnepitoisuuksiin ja –yhdistelmiin. Samalla voidaan varmistua siitä, että laboratoriokantaa olevan levän käyttäminen antaa todenmukaisia vasteita ravinnelisäyksiin. Tämä koe on siis osittainen toisto 20 vuotta sitten tehdystä kokeesta (Kanninen ym. 1982) ja täydentää tietämystämme Vesijärven biomanipulaation jälkeisestä tilasta.

2. *Aineisto ja menetelmät*

2.1 *Tutkimuskohde*

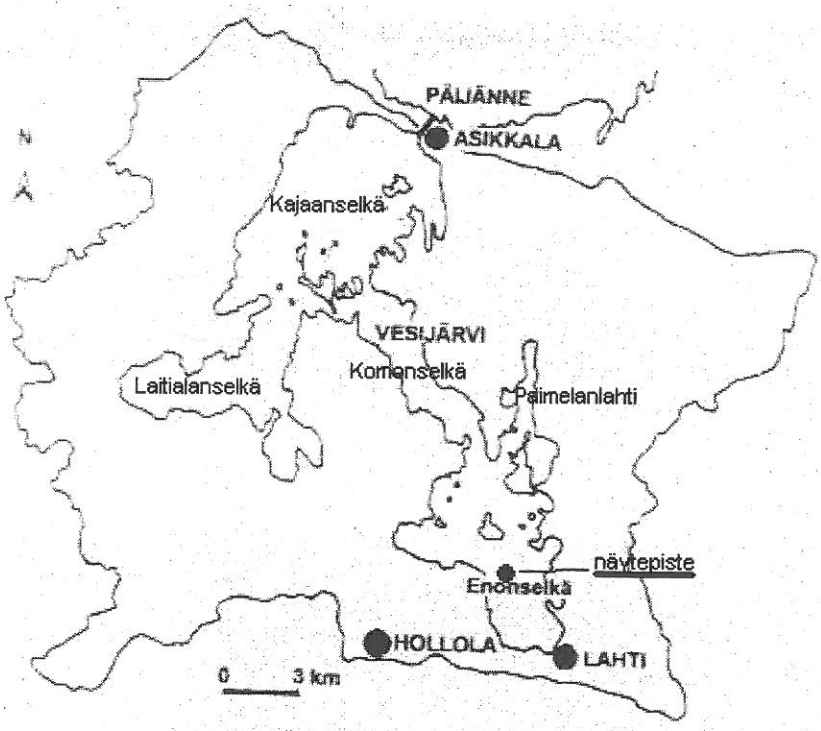
Kymijoen vesistöön kuuluva Vesijärvi sijaitsee Etelä-Suomessa (61°00'N, 25°30'E), Päijät-Hämeessä Hollolan lehtokeskuksessa. Järvi on kasvilajistoltaan hyvin rikas (Kolunen & Tuominen 1992), ja sille on luonnostaan ominaista kirkasvetisyys ja suhteellisen korkea bikarbonaattipitoisuus (Keto & Sammalkorpi 1988). Sen vesi onkin lievästi emäksistä, pH keskimäärin 7,3.

Tuotantokautena pH nousee uposkasvien ja levien yhteytyksestä johtuen tasolle 8 ja ylikin (Sammalkorpi ym. 1995). Mataluutensa (keskisyvyys 6 metriä), valuma-alueen hedelmällisen maaperän ja järveen purkautuvien pohjavesien runsasravinteisuuden vuoksi Vesijärven vesi on luonnostaan myös ravinteikasta, ja järven tuottavuus on korkea (Keto & Sammalkorpi 1988). Järvelle on ominaista myös hidas vedenvaihto (Keto & Sammalkorpi 1988), sillä keskiviipymä on 5,4 vuotta (Kolunen & Tuominen 1992). Vesijärven pinta-ala on 110 km^2 ja valuma-alueen pinta-ala 515 km^2 (Taulukko 1). Valuma-alueen pinta-alasta 57% on metsää, ja 17% viljelysmaata. Alueella asuu noin 150 000 ihmistä (Suoraniemi ym. 2000). Järvi jakautuu viiteen osa-alueeseen, jotka ovat Kajaan-, Komon-, Laitialan- ja Enonselkä, sekä Paimelanlahti (Kuva 1).

Tässä tutkimuksessa näytteet otettiin Enonselältä, Lankiluodon havaintopisteestä, joka on yksi jatkuvan seurannan näytepisteistä (Malin 2001) (Kuva 1). Enonselän keskisyvyys on 6,8 m ja pinta-ala 26 km^2 (Taulukko 1). Tämä on myös vesialue, joka taannoin on eniten kärsinyt sinibakteerien massaesiintymisistä (Ojala ym. 2003).

Taulukko 1. Vesijärven hydrologisia tietoja (Valvonta- ja ympäristökeskuksen tiedonantoja 1993).

	Vesijärvi	Enonselkä	Paimelanlahti—Vähäselkä	Komonselkä	Laitialanselkä	Kajaanselkä
Valuma-alue, km^2	515	84	97	37	159	138
Pinta-ala, km^2	109	26	6	12,5	21,5	44
Keskitilavuus, milj. m^3	663	176	17	50	120	300
Keskiviipymä, a	5,4	5,6	0,7	0,8	3,5	2,4
Keskisyvyys, m	6,0	6,8	2,8	4	5,6	6,8
Suurin syvyys, m	42	33	14,5	10,5	18,5	42



Kuva 1. Vesijärvi ja sen valuma-alue. Karttaan on merkitty myös Enonselän Lankiluodon näytteenottopiste.

2.2 *Näytteenotto*

Näytteet otettiin aina aamupäivän kuluessa (7.30 –11.30, UTC +2h) kokoomanäytteenä metrin mittaisella ja tilavuudeltaan 7,7 dm^3 olevalla Sormusen noutimella. Ennen näytteenottoa määritettiin näkösyvyys Limnos-noutimen valkoisen kannen tai Secchi- levyn avulla. Näin saatiin selville näytteenottosyvyys, joka oli noin kaksi kertaa näkösyvyys (Taulukko 2); tämä vastaa karkeasti järven tuottavaa eli eufoottista kerrosta (esim. Moss 1998). Metrin osanäytteet sekoitettiin saavissa kokoomanäytteeksi, jonka lämpötila mitattiin (Taulukko 2), jotta saatiin tietoa lajiston kehittymisestä suhteessa lämpötilaan. Kokoomanäyte suodatettiin 25 µm:n planktonhaavin läpi äyriäisplanktonin ja rataseläinten poistamiseksi. Esisuodatetut näytteet kuljetettiin mahdollisimman nopeasti laboratorioon, jossa näytevesi suodatettiin

vielä kertaalleen 25 µm:n haavilla eläinplanktonin poistamisen varmistamiseksi. Näytteenottopäivät *Pseudokirchneriella subcapitata*- levällä tehtyä ravinnetestiä varten olivat 16.5., 14.6., 12.7., 9.8. ja 14.9.2000. Luonnonyhteisöillä tehtyä testiä varten näytteet otettiin 25.7. ja 22.8.2000.

Näytteet ravinne-, kasviplanktonlajisto- ja klorofyllimäärityksiä varten otettiin aina järvinäytteenoton yhteydessä samasta kokoomanäytteestä kuin mitä minimiravinnetesteihinkin käytettiin. Yhteensä näitä näytteitä otettiin siis seitsemän kertaa. Niistä saatiin tietoa järven senhetkisestä tilasta, mitä käytettiin taustatietona minimiravinnetesteille.

Taulukko 2. Näytteenottopäivät, näkö- ja näytteenottosyvyydet, sekä kokoomanäytteiden lämpötilat. Luonnonkannoilla tehdyn minimiravinnetestin näytteenottopäivät olivat 25.7. ja 22.8.

pvm	Näkösyvyys, m	Näytteenottosyvyys, m	Kokooman T, °C
16.5.	2,4	0 - 5	8,8
14.6.	2	0 - 4	14
12.7.	2	0 - 4	18,7
25.7.	1,9	0 - 4	18,8
9.8.	1,8	0 - 4	18
22.8.	2,6	0 - 5	17,8
14.9.	1,9	0 - 4	13

2.3 *Minimiravinnetesti Pseudokirchneriella subcapitata -levällä*

Testikasvatukset aloitettiin aina näytteenottopäivää (Taulukko 2) seuranneena päivänä, kun järvivesi oli autoklavoitu (30 min, T=121°C, paine 1,21 baaria) ja jäähdytetty. Autoklavoinnin seurauksena levissäkin olleet ravinteet vapautuivat

ja ne tulivat näin ollen mukaan kokeeseen (Miller ym. 1978). Hiukkasmaisen materiaalin poistamiseksi autoklavoitu vesi suodatettiin alipainetta apuna käyttäen lasikuitusuodattimien (Ø 47 mm Whatman® CF/C, GF/C tai Schleicher & Schuell GF 52) läpi.

Testissä käytetty leväkanta oli peräisin Suomen Ympäristökeskuksesta. Leviä kasvatettiin 100 ml:n happopestyissä (10 % suolahappo, HCl) ja kuivasteriloiduissa (2h, 120 °C) Erlenmeyer- pulloissa. Kokeen perustamisessa, näytteenotossa ja viljelmien perustamisessa noudatettiin aseptista työskentelyä. Kokeessa seurattiin panosviljelmien leväyhteisöjen kasvua solujen kappalemäärän lisääntymisenä. Varsinainen testisuure oli kuitenkin solujen maksimimäärä eli saanto. Kun eksponentiaalinen kasvu päättyi ja maksimisolumäärä saavutettiin, oli kasvatus aika lopettaa. Koe tehtiin viidellä toistolla, ja molemmille ravinteille, sekä typelle että fosforille, käytettiin kahta eri pitoisuustasoa (Miller ym. 1978). Yhteisvaikutusten selvittämiseksi kokeissa käytettiin myös molempien ravinteiden samanaikaista lisäystä (Taulukko 3). Typen lisäystaso 170 µg N l^{-1} oli noin kolmasosa järvessä luonnollisesti kesän aikana esiintyvästä typen kokonaismäärästä, lisäystaso 500 µg N l^{-1} oli suunnilleen luonnollisen kesäkeskiarvon tasoa. Tällä lisäystasolla typen määrä kokeessa oli siis suunnilleen kaksinkertainen järven luonnolliseen tasoon verrattuna. Fosforin lisäystaso 25 µg P l^{-1} oli samaa luokkaa kuin järven keskimääräinenkin taso kesällä eli fosforimäärä kokeessa kaksinkertaistui, ja lisäystaso 75 µg P l^{-1} oli noin kolme kertaa lähtötasoa korkeampi. Typen ravinnelisäysliuos valmistettiin kaliumnitraatista (KNO_3) ja fosforin kaliumdivetyfosfaatista (KH_2PO_4). Koska käsittelyjä tuli yhdeksän (Taulukko 3) ja toistoja oli viisi, tarvittiin yhteen kokeeseen 45 kasvatuspulloa. Jokaiseen pulloon laitettiin 60 ml autoklavoitua järvivettä, ravinnelisäykset ja 0,5 ml *P. subcapitata* -levän eksponentiaalisen kasvun vaiheessa ollutta puhdasviljelmää (Miller ym. 1978: 19). Pullot suljettiin pumpulilla kaasunvaihdon turvaamiseksi, ravistettiin ja asetettiin vakio-olosuhteisiin kasvatuskaappiin satunnaiseen järjestykseen.

Taulukko 3. Minimiravinnetestin käsittelyt.

kontrolli (järvivesi ilman ravinnelisäyksiä)
kontrolli + 25 µg P l^{-1}
kontrolli + 75 µg P l^{-1}
kontrolli + 170 µg N l^{-1}
kontrolli + 500 µg N l^{-1}
kontrolli + 25 µg P l^{-1} + 170 µg N l^{-1}
kontrolli + 25 µg P l^{-1} + 500 µg N l^{-1}
kontrolli + 75 µg P l^{-1} + 170 µg N l^{-1}
kontrolli + 75 µg P l^{-1} + 500 µg N l^{-1}

Lämpötila kasvatuksissa oli +18,5 °C eli sama kuin missä *P. subcapitata* - varastoviljelmää kasvatettiin. Tällä pyrittiin estämään lämpötilan äkillisestä muutoksesta mahdollisesti aiheutuva shokkiefekti leville. Myös jatkuva valaistus pyrittiin pitämään vakiona. Sen intensiteetti oli 15.5. 230 µmol m^{-2} s^{-1}, 1.8. 184 µmol m^{-2} s^{-1} ja 31.8. 157 µmol m^{-2} s^{-1}. Intensiteetin väheneminen johtui todennäköisesti loisteputkien vanhenemisesta kokeen kuluessa. Valolähteenä käytettiin kymmentä Philipsin TLD 18W/96 5 9H -loisteputkea. Valaistuksen intensiteetti mitattiin eri kohdista levien kasvatustasoa LI-190SA (LI-COR, inc.) 2π-anturilla, joka oli yhdistetty LI-1400 DataLogger-tiedonkeruuyksikköön.

P. subcapitata on liikuntakyvytön, joten pulloja ravisteltiin käsin kerran tai kaksi päivässä. Levien kasvun seuraamiseksi jokaisesta pullosta otettiin 2-4 päivän välein muutaman ml:n näyte, joka kestävöitiin happamalla Lugolin liuoksella. Koska valon määrä eri osissa kasvatuskaappia hiukan vaihteli, vaihdettiin pullojen paikkaa jokaisen näytteenoton yhteydessä satunnaisesti. Levänäytteet laskettiin Lundin kammioilla 200 kertaisella suurennoksella Olympus CK2-, ja Olympus IX 50- (objektiivit 20x) mikroskoopeilla. Näytteistä laskettiin joko vähintään kolme satunnaisesti valittua näkökenttää ja sata solua

tai 200 solua riippuen siitä, kumpi tavoitteista ensin täyttyi. Kun kasvu oli pysähtynyt kaikissa pulloissa, koe lopetettiin. Kasvatusajat vaihtelivat toukokuun kokeen 20 päivästä syyskuun kokeen 11 päivään siten, että keväästä syksyä kohti kasvatusaika lyheni jatkuvasti.

Tulokset testattiin tilastollisesti varianssianalyysiä käyttäen. Käytetty tilasto-ohjelma oli SYSTAT for Windows, Version 5.

2.4 *Minimiravinnetesti luonnonyhteisöillä*

Minimiravinnetestit kasviplanktonin luonnonyhteisöillä aloitettiin 27.7. ja 23.8., ja ne tehtiin pääpiirteissään samalla tavalla kuin testi *P. subcapitata* - puhdasviljelmällä. Kasviplanktonyhteisöjä kasvatettiin 500 ml:n Erlenmeyer - pulloissa, joissa oli 300 ml autoklavoitua järvivettä ja ravinneliuosta. Ravinnelisäystasot olivat samat kuin puhdasviljelmätesteissä (Taulukko 3). Pulloihin, joita oli 45 kpl, lisättiin ympiksi 30 ml Vesijärven epilimnionin suodattamatonta vettä. Näytteenoton ja kokeen aloituksen välisen ajan (1-2 vrk) järvivettä, josta eläinplankton oli poistettu 25 µm:n haavilla, säilytettiin hämärässä ja viileässä. Valaistus oli vähäinen, jotta kasviplankton ei lisääntyisi kovin paljon, mutta pysyisi kuitenkin hengissä.

Tilantarpeen vuoksi kasvatuspulloja inkuboitiin huoneenlämmössä ja luonnonvalossa. Pullojen paikkaa kasvatuspöydällä vaihdettiin joka päivä, jotta valaistuserojen vaikutus tuloksiin eliminoituisi. Luonnonvalon määrän vaihtelusta johtuen ensimmäisen yhteisökokeen aikana valaistus oli keskimäärin 21 µmol m^{-2} s^{-1} ja toisen kokeen aikana 52 µmol m^{-2} s^{-1}.

Kasviplanktonin biomassan mittana testissä käytettiin a-klorofyllipitoisuutta. Jokaisen käsittelyn aloituksessa oli yksi ylimääräinen pullo, josta aloitusbiomassa määritettiin. Kasvatuksia jatkettiin kunnes oli oletettavaa, että

levät olivat lopettaneet eksponentiaalisen kasvunsa. Tämän päättelemiseen käytettiin apuna *P. subcapitata* -levällä tehtyjen kokeiden tuloksia ja levämassan ulkonäköä pulloissa. Ensimmäisessä kokeessa kasvatus kesti 11,5 päivää ja toisessa kokeessa 12 päivää. Testin loputtua jokaisesta pullosta mitattiin a-klorofyllipitoisuus.

Näytteiden a-klorofyllipitoisuus määritettiin spektrofotometrisesti SFS standardin mukaisesti etanoliuutteista käyttäen Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 2 -spektrofotometriä (SFS –standardi 5772). Mittaukset tehtiin aallonpituuksilla 665 nm ja 750 nm. Laitteessa käytettiin 5 cm:n läpivirtauskyvettiä. Ennen määritystä uutteet kirkastettiin suodattamalla ne Whatman Puradisc 25 AS -ruiskusuodattimen (0,2 µm) läpi.

Tulosten tilastollinen testaus suoritettiin varianssianalyysiä käyttäen. Käytetty tilasto-ohjelma oli SYSTAT for Windows, Version 5.

2.5 *Klorofyllipitoisuudet*

Järviveden a-klorofyllipitoisuuden määritystä varten vesi, josta eläinplankton oli planktonhaavin (25 µm) avulla poistettu, suodatettiin vielä alipainetta apuna käyttäen lasikuitusuodattimen (Ø 47 mm Whatman® CF/C, GF/C tai Schleicher & Schuell GF 52) läpi. Suodatin pakastettiin folioon kääritysssä petrimaljassa odottamaan analysointia. A-klorofyllipitoisuus määritettiin spektrofotometrisesti SFS standardin mukaisesti etanoliuutteista käyttäen Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 2 -spektrofotometriä (SFS –standardi 5772). Mittaukset tehtiin aallonpituuksilla 665 nm ja 750 nm. Laitteessa käytettiin 5 cm:n läpivirtauskyvettiä. Ennen määritystä uutteet kirkastettiin suodattamalla ne Whatman Puradisc 25 AS- ruiskusuodattimen (0,2 µm) läpi.

2.6 *Lajistonäytteet*

Kasviplanktonin lajistonäytteillä selvitettiin, minkälainen lajisto järvessä aina näytteenottohetkellä esiintyi. Lajistonäytteet otettiin planktonhaavin (25 µm) läpi suodatetun kokoomanäytteen vedestä ja kestävöitiin happamalla Lugolin liuoksella. Näytteet mikroskopoitiin Utermöhl-tekniikalla (Utermöhl 1958), mitä varten niitä laskeutettiin 50 ml kyvetissä 24 tuntia. Jokaisesta näytteestä laskettiin satunnaisesti 20 näkökenttää, joista levät määritettiin luokkatasolle. Määritykset tehtiin Olympus IX 50 –mikroskoopilla käyttäen 40x -objektiivia.

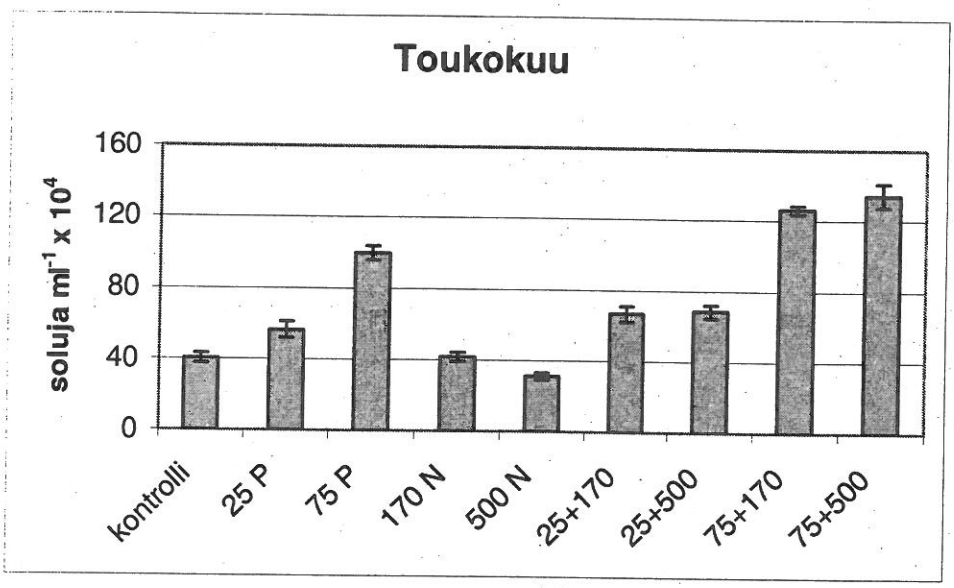
2.7 *Ravinnenäytteet*

Liukoisten ravinteiden eli nitraattitypen, ammoniumtypen ja fosfaattifosforin määritystä varten järvivesi, josta eläinplankton oli poistettu, suodatettiin lasikuitusuodattimen läpi (ø 47 mm, Whatman® CF/C, GF/C tai Schleicher & Schuell GF 52) ja suodos pakastettiin odottamaan analysointia. Kokonaistypen ja kokonaisfosforin määritys tapahtui suodattamattomasta vedestä. Myös nämä näytteet pakastettiin myöhempää analysointia varten. Näytteet analysoitiin spektrofotometrisesti Lachat Instruments Quick Chem 8000 -laitteella (Switala 1995, Huberty & Diamond 1996, Wendt & Huberty 1996, Pritzlaff 1998, Prokopy 1998).

3. *Tulokset*

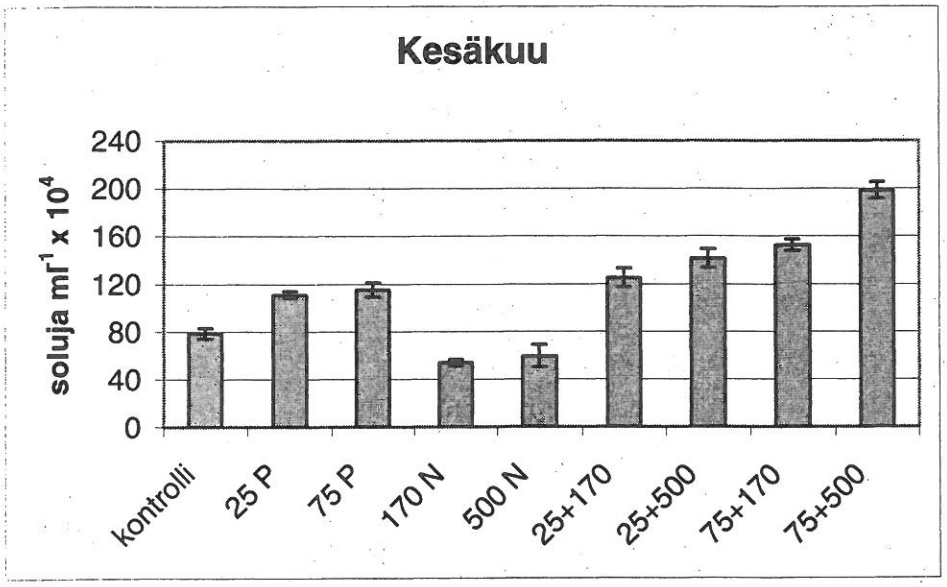
3.1 *Minimiravinnetesti P. subcapitata -levällä*

Toukokuun ravinnetestissä levien kasvua rajoittivat fosfori, sekä typpi ja fosfori yhdessä (ANOVA, P= 0,000) (Taulukko 4). Pelkän typen lisäys vähensi levien kasvua kontrolliin verrattuna noin 10 % (ANOVA, P=0,000) (Kuva 2). Käsittelyssä 170 µg N l^{-1} kasvua ehkäisevää vaikutusta ei vielä näkynyt, mutta kun typpeä lisättiin 500 µg l^{-1}, solumäärä jäi selvästi alle kontrollin tason. Fosforikäsittelyissä solujen määrä kasvoi siten, että lisäystasolla 25 µg P l^{-1} solumäärä oli noin 40 % ja lisäystasolla 75 µg P l^{-1} noin 147 % kontrollia suurempi. Myös ravinteiden yhteiskäsittelyt lisäsivät levien kasvua selvästi, ja suurin, keskimäärin yli kolme kertaa kontrollia suurempi, saanto oli käsittelyissä, joissa typen lisäksi fosforia lisättiin 75 µg l^{-1}.



Kuva 2. Saanto (soluja ml^{-1}) toukokuun testissä eri ravinnetasoilla ja niiden yhdistelmillä. Testiorganismina *P. subcapitata*. Janat pylväiden päissä kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

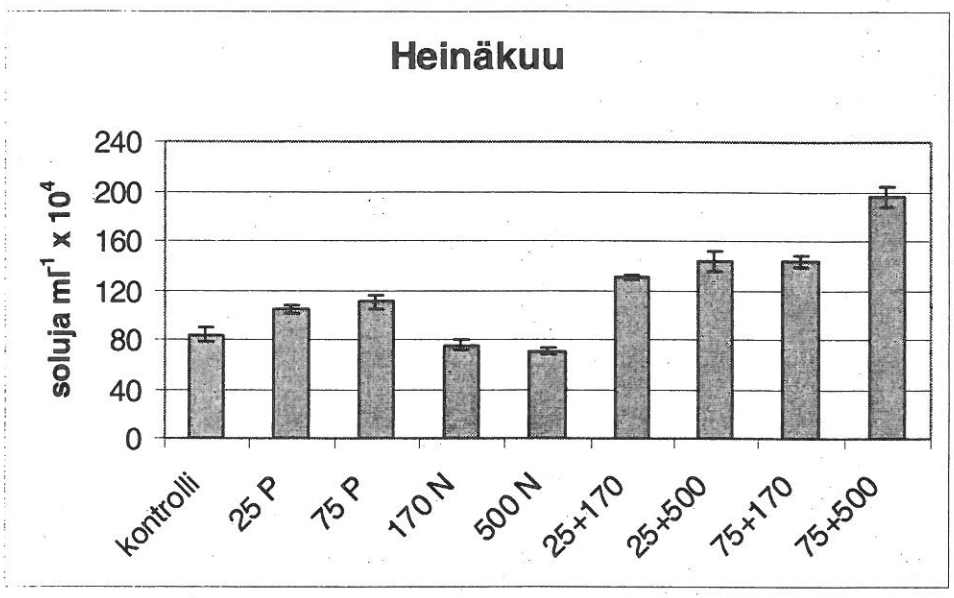
Myös kesäkuun testissä sekä fosfori että typpi ja fosfori yhdessä (ANOVA, P=0,000) (Taulukko 4) (Kuva 3) rajoittivat levien kasvua. Typellä oli jälleen solujen kasvua ehkäisevä vaikutus (ANOVA, P=0,000) (Kuva 3) ja typpikäsittelyissä saannot jäivät noin 28 % kontrollia alhaisemmiksi. Erot pelkkien fosforinlisäyskäsittelyjen välillä eivät olleet nyt niin selkeitä kuin toukokuussa, vaan saannot olivat käytännössä yhtä suuria, noin 44 % kontrollia suurempia. Yhteiskäsittelyissä 75 µg P l^{-1}+170 µg N l^{-1} ja 75 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} päästiin jälleen toukokuun tapaan suurimpiin, keskimäärin yli kaksi kertaa kontrollia suurempiin saantoihin (Kuva 3).



Kuva 3. Saanto (soluja ml^{-1}) kesäkuun testissä eri ravinnetasoilla ja niiden yhdistelmillä. Testiorganismina *P. subcapitata*. Janat pylväiden päissä kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

Heinäkuussakin fosfori (ANOVA, P=0,000) sekä typpi ja fosfori yhdessä (ANOVA, P=0,000) rajoittivat kasvua. Edellisten kuukausien tapaan typpi yksinään ei taaskaan ollut levien kasvua rajoittava tekijä, vaan sen lisäys pienensi saantoa, ja solumäärät jäivät noin 12 % pienemmiksi typpikäsittelyissä kuin kontrollissa (Kuva 4). Käsittelyissä 25 ja 75 µg P l^{-1} saanto oli keskimäärin 28 % kontrollitasoa suurempi. Yhteiskäsittelyistä heikoimmin levät kasvoivat

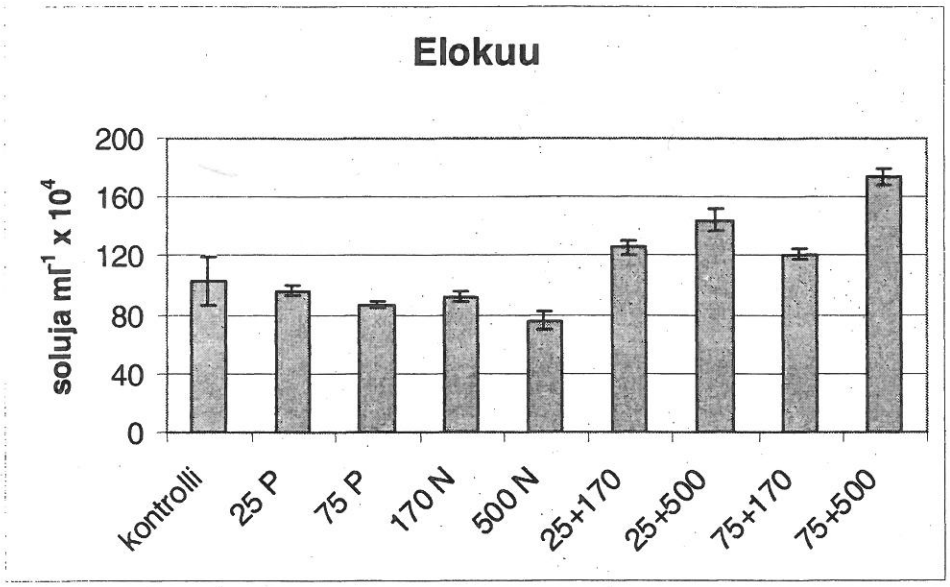
ravinnelisäyksessä 25 µg P l^{-1}+170 µg N l^{-1}. Sekä käsittelyssä 25 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} että 75 µg P l^{-1}+170 µg N l^{-1} saanto oli sama, eli 144×10^4 ($\pm7{,}90\times10^4$ ensimmäisessä, ja $\pm5{,}14\times10^4$ jälkimmäisessä käsittelyssä) solua ml^{-1}. Touko- ja kesäkuun tapaan suurin, yli kaksi kertaa kontrollia suurempi saanto oli käsittelyssä 75 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} solumäärän yltäessä arvoon 196×10^4 ($\pm7{,}93\times10^4$) solua ml^{-1}.



Kuva 4. Saanto (soluja ml^{-1}) heinäkuun testissä eri ravinnetasoilla ja niiden yhdistelmillä. Testiorganismina *P. subcapitata*. Janat pylväiden päissä kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

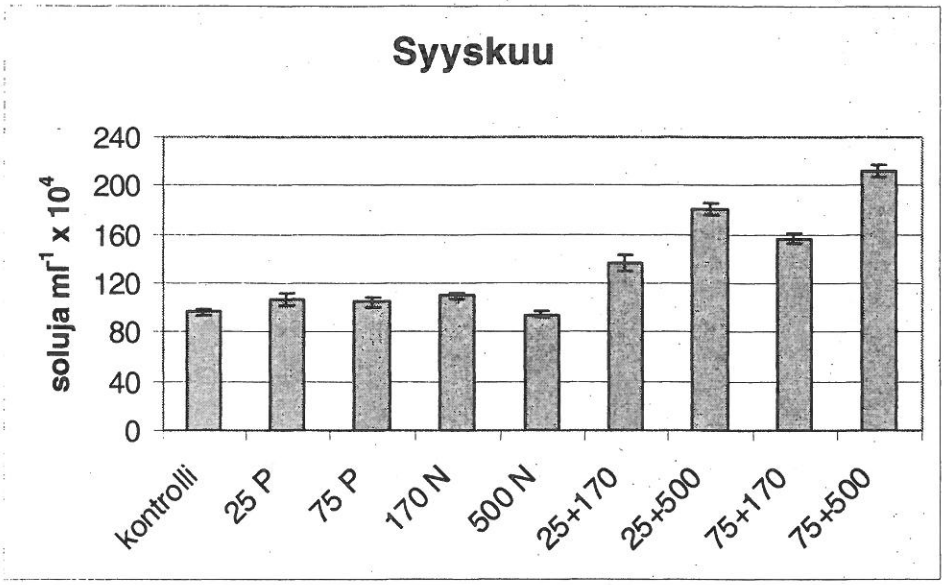
Elokuussa typellä ja fosforilla oli selvä kasvua voimistava yhteisvaikutus (ANOVA, P=0,000) (Kuva 5). Vasteet olivat suurimmat käsittelyissä 25 µg P l^{-1} +500 µg N l^{-1} ja 75 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} (Kuva 5). Suurin ravinnekäsittelystä saatu saanto oli nyt alle kaksi kertaa kontrollia suurempi (Kuva 5). Sekä typpi että aiemmista kuukausista poiketen myös fosfori yksin lisättyinä sen sijaan ehkäisivät levien kasvua (ANOVA, P=0,000) (Taulukko 4), (Kuva 5). Fosforikäsittelyissä saannot jäivät keskimäärin noin 11 % ja typpikäsittelyissä noin 18 % kontrollia pienemmiksi. Kontrollin keskiarvosolumäärä oli 103×10^4

kpl ml^{-1}, mutta keskiarvon keskivirhe oli suuri (St $\pm 169 \times 10^3$), kun se aiemmissa kokeissa ja tämänkin kokeen muissa käsittelyissä oli selvästi pienempi (Kuva 5).



Kuva 5. Saanto (soluja ml^{-1}) elokuun testissä eri ravinnetasoilla ja niiden yhdistelmillä. Testiorganismina *P. subcapitata*. Janat pylväiden päässä kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

Syyskuussa aiemmista kuukausista poiketen sekä fosfori- että typpikäsittelyjen saannot olivat hyvin samantasoiset kuin kontrollissa, mutta erot olivat kuitenkin tilastollisesti merkitseviä (ANOVA, P=0,000) niin, että kasvua rajoittavina ravinteina toimivat nyt sekä typpi että fosfori typen ja fosforin yhdistelmän lisäksi (Taulukko 4), (Kuva 6). Ravinteiden yhteiskäsittelyt kasvattivat jälleen selvästi saantoa, ja samoin kuin elokuussakin, käsittelyt 25 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} ja 75 µg P l^{-1}+500 µg N l^{-1} antoivat suurimmat, noin kaksi kertaa kontrollia suuremmat vasteet.



Kuva 6. Saanto (soluja ml^{-1}) syyskuun testissä eri ravinnetasoilla ja niiden yhdistelmillä. Testiorganismina *P. subcapitata*. Janat pylväiden päässä kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

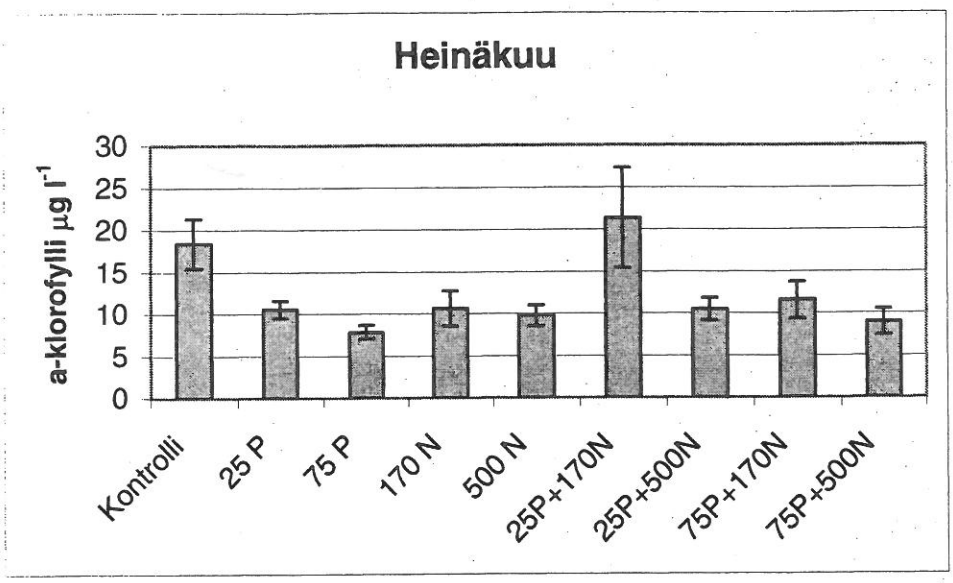
Taulukko 4. Minimiravinnetestien eri käsittelyjen P-arvot. Riskitasoksi on valittu 0,05 (5% riskitaso).

Käsittely	Toukokuu	Kesäkuu	Heinäkuu	Heinäkuu luonnonyht.	Elokuu	Elokuu luonnonyht.	Syyskuu
N	0,000	0,000	0,000	0,060	0,000	0,339	0,000
P	0,000	0,000	0,000	0,035	0,000	0,640	0,000
N+P	0,000	0,000	0,000	0,108	0,000	0,017	0,000

3.2 Minimiravinnetesti luonnonyhteisöillä

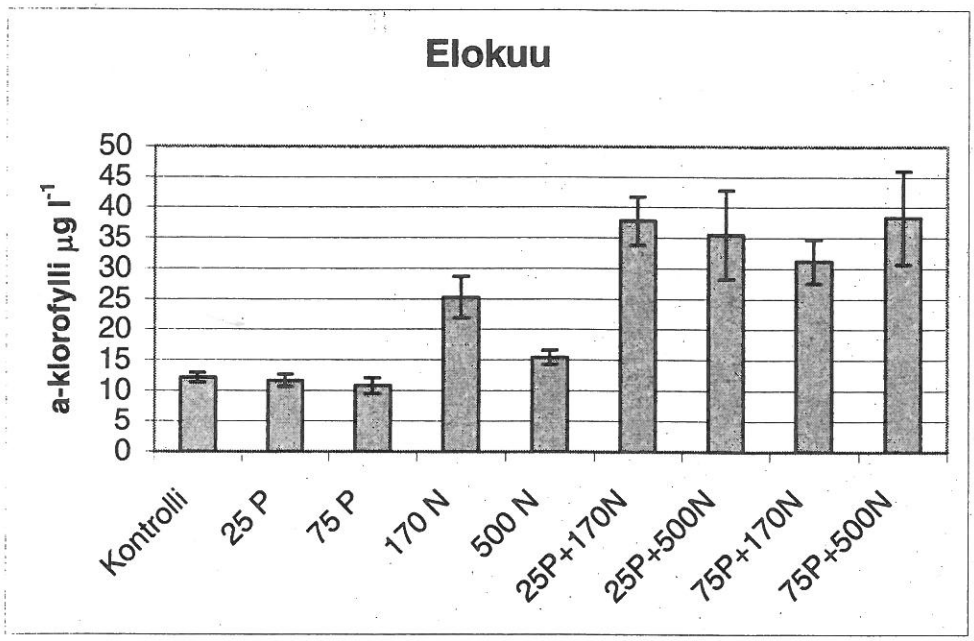
Heinäkuussa rajoittavaa ravinnetta ei luonnonyhteisöllä tehdyssä kokeessa löytynyt (Taulukko 4), (Kuva 7). Ainoastaan fosforikäsittelyjen saanto erosi kontrollista merkitsevästi (ANOVA, P=0,035), mutta negatiivisesti (Kuva 7). Fosfori siis ehkäisi levien kasvua. Pelkän typen lisäys ja typen ja fosforin yhteislisäys eivät vaikuttaneet merkitsevästi levien kasvuun. Typen vaikutus tosin oli lähellä merkitsevää (P=0,060) (Taulukko 4), mutta kuvasta (Kuva 7) nähdään, että vaikutus oli kasvua vähentävään suuntaan. Testiä tehtäessä

runsaslukuisin leväluokka järvessä oli nielulevät, toiseksi runsain viherlevät (Kuva 10).



Kuva 7. Kasviplanktonbiomassat (a-klorofylli, µg l^{-1}) heinäkuun testissä, kun kasvatuksessa käytössä luonnon leväyhteisö.

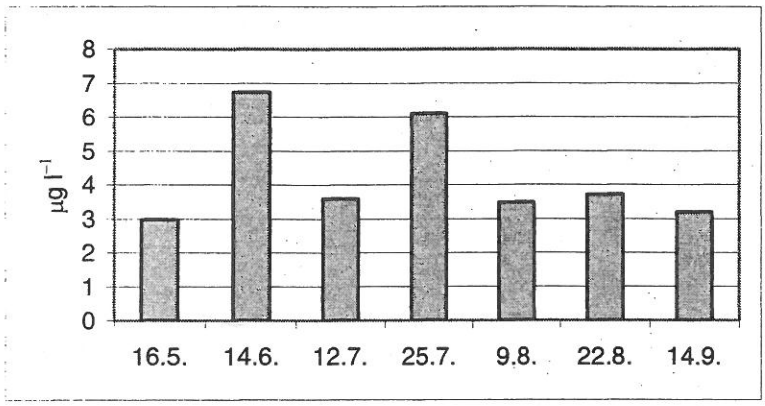
Elokuussa pelkän typen tai pelkän fosforin lisäys ei vaikuttanut merkitsevästi Vesijärvestä kerättyjen leväkantojen kasvuun. Ainoastaan ravinteiden yhdysvaikutus oli merkitsevä (ANOVA, P=0,017) (Taulukko 4) siten, että levien kasvua rajoittivat typpi ja fosfori yhdessä (Kuva 8). Yhteiskäsittelyjen saannot olivat noin kolme kertaa kontrollin suuruisia. Testiä tehtäessä runsaslukuisin leväluokka järvessä oli viherlevät, toiseksi runsain nielulevät (Kuva 10).



Kuva 8. Kasviplanktonbiomassat (a-klorofylli, µg l^{-1}) elokuun testissä, kun kasvatuksessa käytössä luonnon leväyhteisö.

3.3 Klorofyllipitoisuudet

Koko tutkimusjakson a-klorofyllipitoisuuden keskiarvo järvivedessä oli 4,3 µg l^{-1}. Pitoisuus pysytteli koko ajan pienempänä kuin 4 µg l^{-1}, lukuunottamatta kesäkuuta ja heinäkuun loppua, jolloin pitoisuudet olivat 6-7 µg l^{-1} (Kuva 9). Kesäkuussa lajistosta suurin osa oli viherleviä, heinäkuun lopussa nieluleviä (Kuva 10). Kaikkien levälajien yhteenlasketut solumäärät eivät olleet maksimissaan kumpanakaan ajankohtana (Kuva 11).

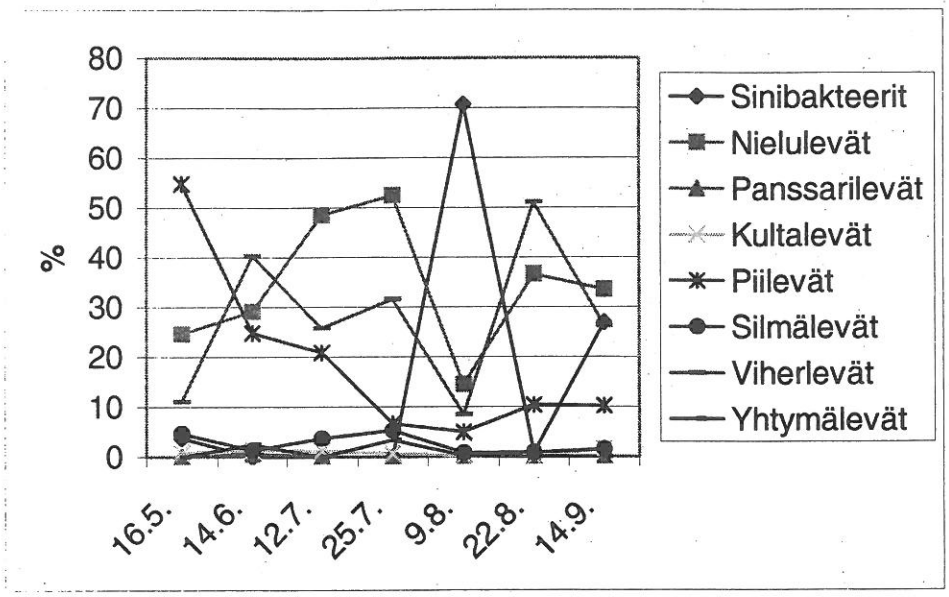


Kuva 9. Järviveden a-klorofyllipitoisuudet kesällä 2000.

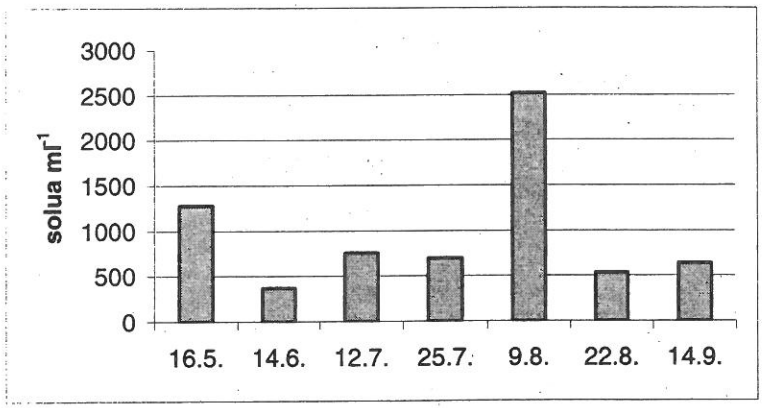
3.4 Lajistonäytteet

Koko tutkimusjakson aikana järvessä esiintyi leviä seuraavista luokista: Cyanophyceae – sinibakteerit, Cryptophyceae – nielulevät, Dinophyceae – panssarilevät, Chrysophyceae – varsinaiset kultalevät, Diatomophyceae – piilevät, Euglenophyceae – silmälevät, Chlorophyceae – varsinaiset viherlevät ja Conjugatophyceae – yhtymälevät. Nielulevien luokka oli koko jakson ajan osuudeltaan joko runsain tai toiseksi runsain (Kuva 10). Panssarileviä esiintyi vain 14.6. ja 9.8. otetuissa näytteissä, ja se oli osuudeltaan tutkimusjakson vähälukuisin luokka. Sinibakteereja ei esiintynyt lainkaan kesä- ja heinäkuun näytteissä. Niitä ilmaantui vasta elokuussa, jolloin veden lämpötila oli ollut jo pitempään korkea (Taulukko 2). Panssarileviä ja sinibakteereja lukuunottamatta kaikkien muiden luokkien leviä esiintyi kaikissa otetuissa näytteissä. Solujen kokonaismäärä oli suurin (2 523 solua ml^{-1}) 9.8. otetussa näytteessä, jolloin myös sinibakteerien määrä oli maksimissaan. Tällöin ei kuitenkaan esiintynyt levien biomassamaksimia (Kuva 9). Levät olivat runsaslukuisia myös toukokuussa, jolloin piileviä oli paljon ja kaikkien levien yhteenlaskettu solumäärä n. 1 280 kpl ml^{-1}. Levien lukumäärät olivat alhaisimmillaan 14.6. ja

22.8. otetuissa näytteissä, jolloin solutiheydet olivat vain 373 ja 531 solua ml^{-1} (Kuva 11).



Kuva 10. Tutkimusjakson aikana havaitut leväluokat, ja niihin kuuluneiden levien osuudet prosentteina solumääristä.



Kuva 11. Kaikkien levälajien yhteenlasketut solumäärät ml^{-1} näytteenottokerroittain.

Piilevät olivat runsaimmillaan touko-kesäkuussa veden ollessa vielä kylmää (Taulukko 2). Toukokuussa kaikista levistä 55 % oli piileviä, kesäkuussa 25 %. Keski- ja loppukesällä piileviä oli selvästi alkukesää vähemmän. Toiseksi eniten

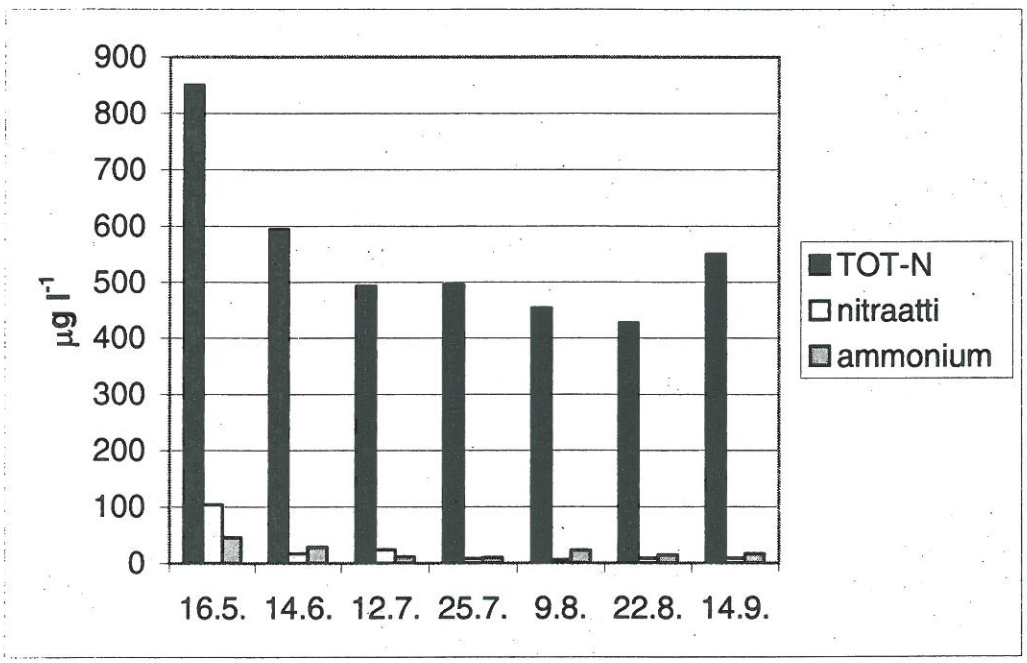
toukokuussa esiintyi nieluleviä (n. 315 solua ml^{-1}). Kesäkuussa runsaslukuisin luokka oli viherlevät, johon kuului 40 % kasviplanktonista (n. 151 solua ml^{-1}). Toiseksi eniten esiintyi jälleen nieluleviä (n. 109 solua ml^{-1}) (Kuva 10). Heinäkuussa 12.7. ja 25.7. otetuissa näytteissä nielulevät oli runsain luokka. Molemmilla kerroilla kyseiseen luokkaan kuuluvia leväsoluja oli n. 366 kpl ml^{-1}. Toiseksi runsaimpia molempina ajankohtina olivat viherlevät, n. 195 ja 220 solua ml^{-1}. Sinibakteereja oli 9.8. 71 % levistä (n. 1 785 solua ml^{-1}); tämä oli ainoa kerta, kun sinibakteerit olivat dominoivina kasviplanktonissa. Nielulevät oli elokuussa toiseksi runsaslukuisin ryhmä (9.8. n. 366 solua ml^{-1} ja 22.8. n. 195 solua ml^{-1}). Viherlevät olivat runsaimmillaan 22.8., jolloin 51 % kasviplanktonista (n. 271 solua ml^{-1}) kuului viherleviin. Syyskuussa, 14.9., runsaslukuisin luokka oli nielulevät, johon kuului 34 % kaikista levistä (n. 213 solua ml^{-1}). Toiseksi runsain ryhmä oli sinibakteerit (n. 172 solua ml^{-1}) (Kuva 10).

3.5 Ravinnenäytteet

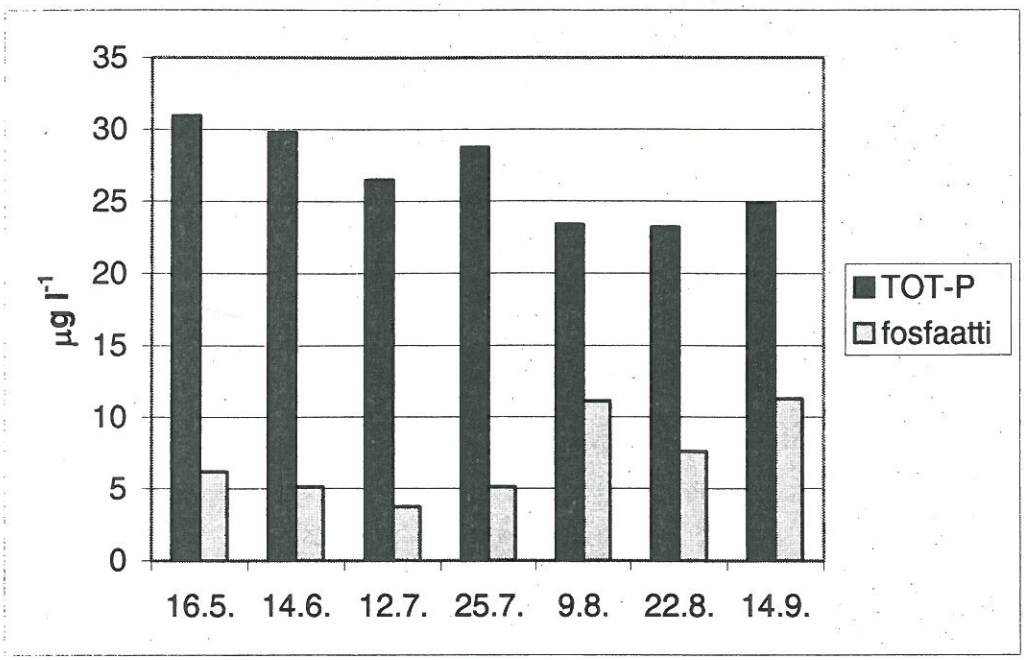
Kokonaistyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet olivat suurimmat 16.5. otetussa näytteessä (Kuvat 12 ja 13). Typpeä oli tuolloin 851 $\mu g\ l^{-1}$ ja fosforia 31 $\mu g\ l^{-1}$. Pienimmillään kokonaistyppi- ja –fosforipitoisuudet olivat 22.8., jolloin typpeä oli ainoastaan 427 $\mu g\ l^{-1}$ ja fosforia 23 $\mu g\ l^{-1}$. Yleisenä trendinä voidaan sanoa, että sekä kokonaistyppi- että kokonaisfosforipitoisuus laskivat toukokuusta elokuun loppuun. Kokonaisfosforipitoisuus pysyi matalana vielä syyskuussakin, mutta kokonaistyppipitoisuus kohosi 550:een $\mu g\ l^{-1}$ eli lähes kesäkuun tasolle.

Myös liuenneista ravinteista nitraattitypen ja ammoniumtypen pitoisuudet olivat suurimmillaan 16.5. Nitraattipitoisuus oli tällöin 104 $\mu g\ l^{-1}$ ja ammoniumpitoisuus 46 $\mu g\ l^{-1}$. Kesäkuuhun tultaessa nitraattipitoisuus laski voimakkaasti 16,9 μg:aan l^{-1}. Heinäkuun puolivälissä pitoisuus hieman kohosi, mutta laski jo kuun lopulla alle 10 $\mu g\ l^{-1}$, ja pysyi tällä tasolla tutkimusjakson

loppuun asti. Nitraatin pienin pitoisuus, 5,4 µg l^{-1}, mitattiin 9.8. Myös ammoniumpitoisuus laski selvästi kesäkuussa, ja lasku jatkui heinäkuun lopulle asti. Elokuun alussa ammoniumpitoisuus kohosi, mutta laski vielä jonkin verran tutkimusjakson lopulla. Ammoniumtypen pienin pitoisuus, 9,2 µg l^{-1}, mitattiin 25.7. Fosfaattifosforilla ei alkukesällä yhtä selvää laskua ollut, vaan pitoisuus pysyi tasaisen matalana heinäkuun loppuun asti. Elokuun alussa fosfaattifosforin, kuten ammoniumtypenkin, määrä selvästi kohosi. Kuun lopussa pitoisuus laski hieman, mutta kohosi taas syyskuussa elokuun alun tasolle. Fosfaattifosforin suurin pitoisuus, 11,3 µg l^{-1}, mitattiin 14.9., kun taas pienin pitoisuus, 3,7 µg l^{-1}, mitattiin 12.7.

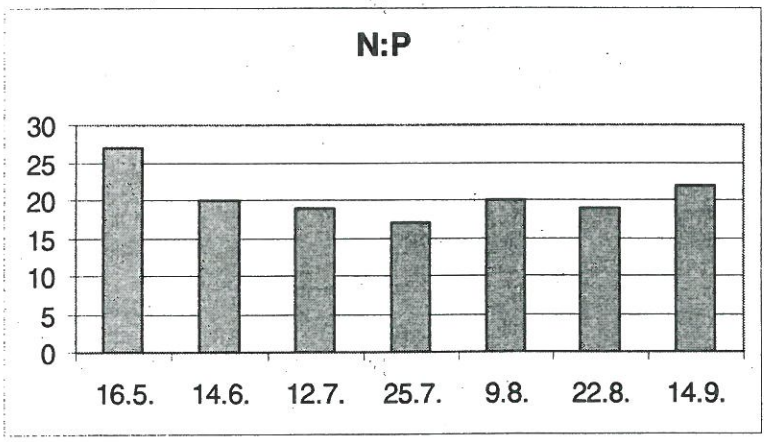


Kuva 12. Järviveden kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtyppipitoisuudet kesällä 2000.



Kuva 13. Järviveden kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuudet kesällä 2000.

Järviveden kokonaistyppi/-fosfori –suhteen voimakkain muutos tapahtui heti alkukesällä, kun suhde putosi toukokuun 27:sta kesäkuun 20:een. Suhde laski edelleen heinäkuun loppuun asti, mutta kohosi elokuussa jälleen kesäkuun ja heinäkuun alun tasoille jatkaen kasvuaan vielä syyskuullekin (Kuva 14).



Kuva 14. Järviveden typpi-fosfori –suhteet kesällä 2000.

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library

Sekä testit *P. subcapitata*- levällä että luonnonyhteisöillä osoittivat selvästi, että lähes koko testijakson ajan toukokuusta syyskuuhun typpi ja fosfori yhdessä toimivat potentiaalisina levien kasvun rajoittajina (Taulukko 5). Ainoastaan 25.7. aloitettu testi luonnonyhteisöillä ei osoittanut typen ja fosforin yhteisvaikutusta, eikä muutakaan ravinteiden niukkuuteen viittaavaa ravinnerajoitteisuutta. Molemmat ravinteet vaikuttivat levien kasvuun myös erikseen, mutta vaikutus vaihteli positiivisesta negatiiviseen.

Taulukko 5. Minimiravinnetesteissä ilmi tulleet potentiaaliset rajoittavat ravinteet kesällä 2000.

16.5.		P	N+P
14.6.		P	N+P
12.7.		P	N+P
25.7.	ei rajoittavaa ravinnetta		
9.8.			N+P
22.8.			N+P
14.9.	N	P	N+P

Morris & Lewis (1988) jakavat ravinteiden yhteisvaikutuksen vielä kahteen kategoriaan, molemminpuoliseen ja samanaikaiseen. Molemminpuolisesta ravinnerajoitteisuudesta on heidän mukaansa kyse silloin, kun typen ja fosforin yhteisvaikutuksen lisäksi rajoittavana ravinteena toimivat samanaikaisesti myös joko typpi tai fosfori yksinään (Morris & Lewis 1988). Vesijärvessä tällainen tilanne vallitsi toukokuusta heinäkuun puoleen väliin ja jälleen syyskuussa (Taulukko 5). Alkukesästä oli havaittavissa viitteitä fosforirajoitteisuudesta, sillä yhteisvaikutuksen lisäksi pelkkä fosfori rajoitti levien kasvua toukokuusta heinäkuun puoleen väliin (Kuvat 2-4). Heikkoja viitteitä alkukesän fosforirajoitteisuudesta Vesijärvessä havaitsivat myös Ojala ym. (2003)

luonnonyhteisöillä suorittamissaan ravinnelisäyskokeissa ja ravinnesuhdemittauksissa. Syyskuussa fosforin ja yhteisvaikutuksen lisäksi myös pelkkä typpi toimi rajoittavana tekijänä. Pelkkää typen ja fosforin yhteisvaikutusta Morris & Lewis (1988) kutsuvat samanaikaiseksi rajoitteisuudeksi. Tällainen tilanne vallitsi Vesijärvessä elokuussa sekä *P. subcapitata* -levällä että luonnonyhteisöllä tehdyn kokeen perusteella. Ravinteiden yhteisvaikutuksesta kertovia tuloksia on saatu useista aiemmistakin kokeista eri puolilta maailmaa sekä pohjoiselta (esim. Morris & Lewis 1988, Elser ym. 1990, Keto ym. 1992) että eteläiseltä (esim. White ym. 1985, Järvinen ym. 1999) pallonpuoliskolta, mikä oman kokeeni ohella osoittaa typen ja fosforin yhteisrajoitteisuuden olevan järvissä suhteellisen yleistä.

Muunmuassa pohjoisamerikkalaisia järviä koskevassa lukuisia tutkimuksia vertailevassa selonteossa (Elser ym. 1990) typen ja fosforin havaittiin yhdessä antavan huomattavasti selvemmän levien kasvuvasteen kuin typen tai fosforin yksinään. Syyksi tähän tekijät esittivät typen ja fosforin suhteellisen niukkaa pitoisuutta järvissä. Kun lisätään jompaa kumpaa ravinnetta yksinään, levien kasvu kiihtyy hetkeksi, kunnes toinen ravinne alkaa rajoittaa kasvua. Kun taas lisätään molempia ravinteita, levien kasvu kiihtyy huomattavassa määrin, kun rajoittavaa ravinnetta ei ole. Vesijärvessä ravinteiden yhteislisäyksillä saatiin aikaan kaikissa yhteisrajoitteisuutta ilmentävissä tapauksissa korkeimmat kasvuvasteet. Ainoa poikkeus oli toukokuu, jolloin pelkän fosforinkin suuri, 75 $\mu g\ l^{-1}$, lisäys aikaansai samaa suuruusluokkaa yhteiskäsittelyjen kanssa olevan vasteen.

Pohjoisamerikkalaisista havainnoista (Elser ym. 1990) poikkeavaa Vesijärvessä on se, että pelkän typen tai fosforin lisäykset nostivat saantoa vain syyskuussa. Muina yhteisrajoitteisuutta osoittavina aikoina toukokuusta heinäkuuhun kasvu kiihtyi merkitsevästi vain fosforin lisäyksestä, ja väheni typen lisäyksestä. Elokuun *P. subcapitata* –levällä tehdyssä kokeessa sekä typpi että fosfori yksin lisättyinä vähensivät kasvua. Elokuun luonnonyhteisökokeessa kumpikaan

ravinne yksinään ei vaikuttanut levien kasvuun. Edellä esitetyn teorian mukaan Vesijärvessä olisi pitänyt olla pulaa sekä typestä että fosforista ainakin syyskuussa. Ainoan leville suoraan käyttökelpoisen fosforimuodon, liukoisen fosfaattifosforin (Wetzel 2001), määrä oli kuitenkin syyskuussa tutkimusjakson korkein. Nitraattityppipitoisuus oli kyllä suhteellisen matala verrattuna alkukesän mittauksiin, mutta ammoniumtyppipitoisuus ei ollut erityisen matala. Matalimmillaan fosfaattifosfori- ja ammoniumtyppipitoisuudet olivat heinäkuussa. Aiemmissa tutkimuksissa (White ym. 1980, White ym. 1985) on havaittu, että kun nitraattityppipitoisuudet ovat alle 2 mg m^{-3} (White ym. 1985), niin ammoniumtyppipitoisuudet ovat niitä korkeampia. Vastaavasti nitraattityppipitoisuuksien ollessa korkeita, ammoniumtyppipitoisuudet ovat niitä matalampia. Vesijärvessä tilanne oli samansuuntainen.

Leväsolun fosforin varastointikapasiteetti on merkittävästi suurempi kuin typen (Rhee & Gotham 1980). White ym. (1985) esittävät, että ravinteiden yhteisvaikutusta ylipäätään voisi selittää erolla ravinteiden varastointikapasiteetissa yhdistettynä tietoon, että levien kasvua rajoittaa se ravinne, jota solun sisällä on vähiten suhteessa tarvittavaan määrään (Droop 1977). Tämä johtaisi siihen, että jos fosforin varastointikapasiteetti on merkittävästi suurempi kuin typen, niin silloin fosforivarastojen pitää vähentyä 10 % maksimistaan ennen kuin fosforirajoitteisuus tulee mahdolliseksi (White ym. 1985). Tämä selittää tilanteen, jossa esiintyy typen puute yhdessä massiivisen fosforintarpeen kanssa (White ym. 1985). Ravinteiden puutosteorian kannalta ristiriitaista ja ylipäätään odottamatonta on kuitenkin se, että elokuun *P. subcapitata* -levällä tehdyssä kokeessa typen ja fosforin yksittäislisäykset vähensivät kasvua.

Keto ym. (1992) huomasivat Vesijärvellä suorittamissaan allaskokeissa, että fosforilisäyksellä yksin oli vain vähän merkitystä levien biomassaan ja lajikoostumukseen, kun taas yhdessä typpilisäyksen kanssa biomassa ja sinibakteerien määrä nousi selvästi. Yllä olevista ja tämän tutkimuksen

tuloksista voidaan vetää se johtopäätös, että fosfori on selvästi merkittävässä osassa Vesijärvessä. Tässä tutkimuksessa nimittäin fosfori yhdessä typen kanssa toimi läpi koko tutkimusjakson rajoittavana ravinteena, heinäkuun luonnonkannoilla tehtyä koetta lukuunottamatta, jolloin rajoittavaa ravinnetta ei havaittu lainkaan. Havaittujen yhteisrajoitteisuustapausten lisäksi fosfori rajoitti kasvua myös yksinään toukokuusta heinäkuun puoleen väliin ja syyskuussa ollen näin useimmin ilmi tullut rajoittava ravinne (Taulukko 5). Se, miksi fosfori yksinään vähensi levien kasvua heinäkuun lopussa ja elokuun alussa, jäi selvittämättä.

Typen on sekä Suomessa (Kanninen ym. 1982) että ulkomailla (esim. De Vries ym. 1983, Løvstad 1988) selkeästi osoitettu toimivan minimiravinteena ja rehevöittävän vesistöjä (esim. Pietiläinen & Kauppi 1993, Uotila ym. 2002). Tätä tietoa vasten tulokset Enonselältä ovat mielenkiintoisia ja vaatinevat lisää selvityksiä. Toukokuusta elokuun alkuun pelkän typen lisäys nimittäin ehkäisi levien kasvua, kun taas typen ja fosforin yhteislisäys lisäsi kasvua heinäkuun loppua lukuunottamatta. Sitä, että typpi yksinään ei ollut merkittävässä asemassa levien kasvun rajoittamisessa, tukee OECD:n rehevöitymistä koskevan yhteistyöohjelman (OECD 1982) yhteenveto. Siinä fosfori todetaan rajoittavaksi ravinteeksi, kun kokonaistypen suhde kokonaisfosforiin on yli 15. Enonselän tilanne vastaa tutkimuksien tuloksia, sillä kokonaisravinnesuhde vaihteli välillä 17 – 27 (Kuva 14). Vuonna 1996 Enonselän N:P –suhde oli enimmäkseen alhaisempi kuin nyt (Ojala ym. 2003). Tämä saattaisi selittää sen, että tuolloin havaittiin läpi kasvukauden merkkejä typpirajoitteisuudesta, mutta nyt ainoastaan syyskuussa pelkkä typpikin rajoitti kasvua. Tulokseni ovat kuitenkin siinä mielessä samansuuntaisia vuoden 1996 kanssa, että N:P –suhde oli toukokuun puolta väliä lukuunottamatta < 26. Tällainen suhdeluku on tavallinen joille (Hecky ym. 1993) ja merille (Redfield 1958).

Luonnonkantatestillä haettiin varmuutta sille, että tulokset yksinkertaistetulla puhdasviljelmätestillä ovat käyttökelpoisia ja kertovat todennäköisesti

tilanteesta järvessä. Testi luonnonkannoilla antoikin selkeästi samansuuntaisia tuloksia kuin testi *P. subcapitata* -levälläkin. Testien tulokset siis tukivat toisiaan. Tästä ja aiemmista samantapaista koetta koskevista havainnoista (Kanninen ym. 1982) voidaan päätellä, että testi laboratoriokannoillakin oli luotettava.

Valumavesien mukana ja ilman kautta järveen tulevat ravinnemäärät voivat vaihdella vuodenaikojen mukaan, mikä voi johtaa huomattaviin kokonaistypen ja –fosforin pitoisuuksien, ja näiden eri muotojen suhteiden vaihteluihin (Hecky ym. 1993, Howarth ym. 1996, Guildford & Hecky 2000). Tutkimusjakson aikana ei kuitenkaan havaittu selvää ravinnerajoitteisuuden ajallista vaihtelua typen ja fosforin välillä. Jos ravinnerajoitteisuus jaetaan molemminpuoliseen ja samanaikaiseen, kuten tekivät Morris & Lewis (1988), niin ainoat vaihtelut molemminpuolisesta rajoitteisuudesta olivat heinäkuun lopussa, jolloin mistään ravinteesta ei ollut pulaa, ja elokuu, jolloin esiintyi samanaikaista rajoitteisuutta. Havainto selvän ajallisen vaihtelun puuttumisesta on samansuuntainen muiden Vesijärveä koskeneiden tutkimusten kanssa, joissa verrattiin kasviplanktonyhteisön kasvuvastetta fosforilisäyksiin ja määritettiin järviveden ravinnesuhteita (Ojala ym. 2003). Useissa muita järviä koskeneissa tutkimuksissa sensijaan selvääkin ajallista vaihtelua on esiintynyt (Setaro & Melack 1984, White ym. 1985, Morris & Lewis 1988). Setaro & Melack (1984) selittävät havaitsemansa ajallisen vaihtelun johtuvan ravinteiden saatavuuden vaihtelusta tulvien ja matalan veden aikana. Korkean veden aikaan fosfaatti-ionit sitoutuisivat muunmuassa sedimentoituviin savihiukkasiin, minkä johdosta eufoottisen kerroksen kasviplankton kärsisi fosforin puutteesta. Matalan veden aikaan taas pohja-aineksen fosforipitoiset hiukkaset pääsevät sekoittumaan pintaveteen, jolloin fosfori on jälleen kasviplanktonin käytössä. Kun kasviplankton saa käyttöönsä fosforin ja lisääntyy sen johdosta, syntyykin typpirajoitteisuus. Sekin lievä ajallinen vaihtelu, mikä Vesijärvessä havaittiin, voisi ainakin osittain johtua ravinteiden saatavuuden vaihtelusta, sillä fosforille on järvessä runsaasti sitoutumispaikkoja (Hartikainen ym. 1996). Ja fosforihan

myös oli rajoittava tekijä joko yksin tai yhdessä typen kanssa koko tutkimuksen ajan, mikä saattoi johtua kesäkerrostuneisuudesta, kun pohjalle painuneet ravinteet eivät päässeet siirtymään pintakerrokseen (esim. Wetzel 2001, Matinvesi ym. 1990). Tosin jostain syystä heinäkuun lopussa luonnonkantatestissä kasviplanktonilla oli niin paljon kaikkia ravinteita käytettävissään, että ravinnerajoitteisuutta ei tuolloin esiintynyt lainkaan, mutta fosfori yksinään toimi yllättävällä tavalla vähentämällä levien kasvua. Lisäksi eri lajit voivat olla eri ravinteen rajoittamia (Setaro & Melack 1984, Pietiläinen & Kauppi 1993). Lajistokoostumuksen vaihtelu luonnonyhteisökokeissa heinäkuun ja elokuun lopulla voisi siis myös selittää näiden kokeiden välillä havaittua vaihtelua. Elokuun lopussa tavattiin 23 % enemmän viherleviä ja 47 % vähemmän nieluleviä kuin heinäkuussa.

Keväisen täyskierron aikaan monissa järvissä on havaittavissa piilevämaksimi (Wetzel 2001, s.327), jota seuraa viherlevien runsastuminen kesällä ja sinilevien runsastuminen loppukesällä (Harper 1992). Vesijärvessä täyskierto tapahtui vuonna 2000 toukokuun puolivälissä (Malin 2001), ja toukokuussa ja alkukesällä piilevien määrä koko lajistosta olikin selvästi muita kuukausia suurempi (Kuva 10). Tilman ym. (1986) havaitsivat laboratoriokokeissaan, että piilevät dominoivat matalissa lämpötiloissa, kun fosfori rajoitti kasvua, ja piitä oli riittävästi saatavilla (Tilman ym. 1986). Alkukesällä Vesijärven lämpötila oli vielä matala ja fosfori rajoittikin kasvua sekä yksinään että yhdessä typen kanssa. Fosforin lisääntyminen järvessä voi olla joissain tapauksissa yhteydessä piilevien runsauteen. Tallberg (2000) nimittäin havaitsi reheviä järviä (mm. Vesijärvi) tutkiessaan, että piilevistä peräisin oleva silikaatti voi tietyissä oloissa syrjäyttää sedimentin kiinnittymispaikoilta fosforin. Toukokuun kokonaisfosforipitoisuus olikin tutkimusjakson korkein, ja kesäkuun toiseksi korkein. Toisaalta kevään ja alkukesän muita kuukausia korkeammat ravinnepitoisuudet ovat normaali ja yleinen ilmiö järvissä, kun eliöt eivät vielä ole ehtineet käyttää sulamisvesien mukana tulleita ravinteita (Harper 1992).

Kokkosen (1998) tutkimuksessa vuonna 1996 sinibakteerit eivät kohonneet Vesijärvessä kasviplanktonin valtaryhmäksi yhdessäkään kasvatussarjassa. Enonselkää vuonna 1992 koskeneessa tutkimuksessa sinibakteerit saavuttivat valta-aseman ainoastaan heinäkuussa, ja silloinkin niitä oli vain 28 % kokonaisbiomassasta (Keto & Sammalkorpi 1993). Näiden tutkimusten valossa Enonselän tila ei vaikuta viime vuosina muuttuneen paremmaksi, sillä sinibakteereita oli elokuussa reilusti yli puolet lajistosta. Kasviplanktonin a-klorofyllinä mitattu biomassa tosin oli tuolloin aika matala, 3,5 µg l^{-1}. Vuotta 2000 koskevassa Vesijärviraportissa todetaan Enonselän keskimääräisen kasviplanktonbiomassan hieman kohonneen vuodesta 1995 lähtien (Malin 2001). Järvi kuuluu kuitenkin virkistyskäyttöluokituksessa hyvään (II) luokkaan (Liimatainen 2002), ja a-klorofyllipitoisuudet olivat koko koejakson ajan alle 7 µg l^{-1}, mikä viittaa ainoastaan mesotrofiaan (Wetzel 2001). Keskimääräinen klorofyllipitoisuuskin, 4,3 µg l^{-1}, oli samalla tasolla kuin vuonna 1996 (Ojala ym. 2003). Se, että suurin klorofyllipitoisuus mitattiin kesäkuussa ja matalin toukokuussa (Kuva 9), poikkeaa aiemmista Vesijärveä koskeneista tutkimuksista, joissa klorofyllipitoisuudet olivat korkeimmillaan elokuun alussa (Kanninen ym. 1982) ja syyskuussa (Kokkonen 1998), ja matalin pitoisuus mitattiin elokuun lopussa (Kokkonen 1998). Vesijärven kehitystä vuoteen 1994 seuraavassa yhteenvedossa todetaan, että Enonselän kasviplanktonbiomassa on ollut suurimmillaan loppukesällä ja alkusyksyllä, johtuen suurista sinibakteeriesiintymistä, kun taas Enonselkää puhtaammalla Kajaanselällä biomassat ovat olleet suurimmillaan keväällä (Sammalkorpi ym. 1995).

Tässä tutkimuksessa kasviplanktonin määrää mitattiin solulukumääränä ja a-klorofyllipitoisuutena. Solulukumäärä oli suurimmillaan elokuun alussa, jolloin sinibakteerit ainoan kerran tutkimusaikana olivat runsaslukuisin luokka. Elokuun lopussa ja syyskuussa kasviplanktonin solumäärä kuitenkin putosi jo noin viidennekseen maksimiarvostaan. Sinibakteerien runsastumiseen johtavina tekijöinä pidetään muunmuassa korkeaa lämpötilaa ja matalaa typpi-fosfori – suhdetta (Dokulil & Teubner 2000). Elokuun alkuun mennessä Vesijärven

lämpötila olikin jo pitkään ollut korkea (Taulukko 2). Typpi-fosfori –suhde oli laskenut jatkuvasti toukokuusta heinäkuun loppuun asti, jolloin se oli matalimmillaan. Elokuun alussa typen määrä fosforiin nähden oli kuitenkin jo vähän lisääntynyt (Kuva 14). Klorofyllipitoisuutena mitattuna kasviplanktonin määrä oli suurimmillaan kesäkuussa ja heinäkuun lopussa. Elokuun alussa a-klorofyllipitoisuus oli pudonnut jo melkein puoleen heinäkuun lopun tasosta, vaikka lukumääräisesti soluja olikin tällöin eniten. Tässä on huomioitava, että biomassa ja solulukumäärä kuvaavat hieman eri asioita, sillä levälajit poikkeavat toisistaan koon suhteen (Tikkanen 1986, Moss 1998). Yleisenä suuntauksena oli havaittavissa, että sinibakteerien osuuden ollessa korkea muiden levien osuus oli matala, ja päinvastoin. Samansuuntaisen havainnon tekivät myös Ojala ym. (2003) levien kokonaisbiomassan ja sinibakteerien osuuden suhteen.

Kaikenkaikkiaan Enonselällä typen ja fosforin yhteisvaikutus oli selvästi tärkein kasvua säätelevä ravinnetekijä. Hämeen järvien kunnostustarvekartoituksessa (2002) Vesijärvelle suositellaan ulkoisen kuormituksen vähentämisen lisäksi hoitokalastusta ja kasvillisuuden niittoa ja poistoa (Liimatainen 2002: 101). Näitä toimenpiteitä voi suositella myös tämän tutkimuksen perusteella. Pelkän typpilisäyksen kasvua vähentävän vaikutuksen voidaan vain todeta vaativan lisäselvityksiä. Lopuksi on vielä huomioitava, että tämä Vesijärvellä tehty tutkimus koski vain yhtä järven osa-aluetta, Enonselkää. Vesijärvi on kuitenkin niin suuri, että muissa järven osissa ravinnerajoitteisuus saattaa olla erilainen.

5. *Kiitokset*

Haluan kiittää ohjaajaani yliopistonlehtori Anne Ojalaa kannustuksesta ja innostuneesta suhtautumisesta työhöni, Lahden kaupungin valvonta- ja ympäristökeskuksen työntekijöitä venekuljetuksista ja avusta klorofyllinäytteiden analysoinnissa, sekä laborantti Marianne Lundqvistia

ravinnenäytteiden määrityksestä. Lisäksi haluan kiittää Matti Suutaria ja koiriani Nickyä ja Teppoa. Työn toteutuksen mahdollisti Lahden kaupungin taloudellinen tuki.

6. *Kirjallisuus*

Brönmark, C. & Hansson, L.-A. 2004: The Biology of Lakes and Ponds. — Oxford University Press. Great Britain. 216 s.

Canfield, D. 1983: Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: The importance of phosphorus and nitrogen. — Water Resources Bulletin 19: 225-262.

Coulter, G. W. 1977: Approaches to estimating fish biomass and potential yield in Lake Tanganyika. — Journal of Fishery Biology 11:393-408.

De Vries, P. J. R., Torenbeek, M. & Hillebrand, H. 1983: Bioassays with Stigeoclonium Kütz. (Chlorophyceae) to identify nitrogen and phosphorus limitations. — Aquatic Botany 17: 95-106.

Dokulil, M. T. & Teubner, K. 2000: Cyanobacterial dominance in lakes. — Hydrobiologia 438: 1-12.

Droop, M. R. 1977: An approach to quantitative nutrition of phytoplankton. — J. Protozool. 24: 528-532.

Edmondson, W. T. 1972: Nutrients and phytoplankton in Lake Washington. — Julkaisussa: Likens, G. E. (toim.), Nutrients and Eutrophication: The Limiting-Nutrient Controversy. Special Symposium, Amer. Soc. Limnol. Oceanogr. 1: 172-193.

Edmondson, W. T. & Lehman, J. T. 1981: The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. — Limnol. Oceanogr. 26: 1-29.

Elser, J. J., Marzolf, E. R. & Goldman, C. R. 1990: Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the fresh waters of North

America: A review and critique of experimental enrichments. — Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1468-1477.

Gerloff, G. C. & Skoog, F. 1957: Availability of iron and manganese in southern Wisconsin lakes for the growth of Microcystis aeruginosa. — Ecology 38: 551-556.

Grimm, M.P. 1989: Northern pike (Esox lucius) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. — Hydrobiol. Bull. 23: 59-67.

Guildford, S. J. & Hecky, R. E. 2000: Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? — Limnol. Oceanogr. 45(6): 1213-1223.

Harper, D. 1992: Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. — Chapman & Hall. Lontoo. 327 s.

Hartikainen, H., Pitkänen, M., Kairesalo, T. & Tuominen, L. 1996: Co-occurrence and potential chemical competition of phosphorus and silicon in lake sediment. — Wat. Res. 30: 2472-2478.

Hecky, R. E. & Kilham, P. 1988: Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. — Limnol. Oceanogr. 33: 796-822.

Hecky, R. E., Campbell, P. & Hendzel, L.L. 1993: The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. — Limnol. Oceanogr. 38: 709-724.

Henry, R., Tundisi, J. G. & Curie, P. R. 1984: Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). — Hydrobiologia 118: 177-185.

Horppila, J. & Kairesalo, T. 1990: A fading recovery: the role of roach (Rutilus rutilus L.) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. — Hydrobiologia 200/201: 153-165.

Horppila, J. & Kairesalo, T. 1992: Impacts of bleak (Alburnus alburnus) and roach (Rutilus rutilus) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. — Hydrobiologia 243/244: 323-331.

Horppila, J., Peltonen, H., Malinen, T., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. 1998: Top-down or bottom-up effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. — Restoration Ecology 6: 20-28.

Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. & Zhao-Liang, Z. 1996: Regional nirogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. — Biogeochemistry 35: 75-139.

Huberty, A. & Diamond, D. Aplications Group 1996: Determination of phosphorus in waters by flow injection analysis colorimetry (alkaline persulfate digest method) low flow method. — QuikChem Method 10-115-01-1-S.

Ilmavirta, V., Persson, P.-E. & Kettunen, J. 1990: Haitallisten levien ja leväkukintojen hallinta. — Julkaisussa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 440-456. Helsinki, Yliopistopaino. 479 s.

Janus, L.L. & Vollenweider, R.A. 1981: Summary report. The OECD cooperative programme on eutrophication: Canadian contribution. — Inland Waters Directorate Sci. Ser. 131-S.

Järvinen, M., Salonen, K., Sarvala, J., Vuorio, K. & Virtanen, A. 1999: The stoichiometry of particulate nutrients in Lake Tanganyika – implications for nutrient limitation of phytoplankton. — Hydrobiologia 407: 81-88.

Kairesalo, T., Keto, J., Laine, S., Malinen, T. & Suoraniemi, M. 1998: Life of Lake Vesijärvi. From successful biomanipulation to sustainable management. — Markprint Oy. Lahti. 92 s.

Kairesalo, T., Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1990: Biomanipulaatio (ravintoketjukunnostus). — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 310-326. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Kairesalo, T., Laine, S., Luokkanen, E., Malinen, T. & Keto, J. 1999: Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. — Hydrobiologia 395/396: 99-106.

Kanninen, J., Kauppi, L. & Yrjänä, E.-R. 1982: The role of nitrogen as a growth limiting factor in the eutrophic Lake Vesijärvi, southern Finland. — Hydrobiologia 86: 81-85.

Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1988: A fading recovery: A conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. — Aqua fennica 18,2: 193-204.

Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1993: Vesijärven veden laatu vuoden 1992 tutkimusten perusteella ja veden laadun kehitys vv. 1989-1992. — Valvonta- ja ympäristökeskuksen tiedonantoja/Lahden kaupunki, Sarja A; 3/93. 27 s.

Keto, J., Horppila, J. & Kairesalo, T. 1992: Regulation of the development and species dominance of summer phytoplankton in Lake Vesijärvi: predictability of enclosure experiments. — Hydrobiologia 243/244: 303-310.

Kokkonen, S. 1998: Fosforin merkitys kasviplanktonin, erityisesti syanobakteerien (Cyanophyceae) runsastumisessa Lahden Vesijärvessä. — Pro gradu. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 61 s.

Kolunen, H. & Tuominen, L. 1992: Vesijärvi. Luontoa — tutkimusta — maisemia. — Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 139 s.

Lappalainen, K. M. 1990 a: Alusveden juoksutus. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 304-309. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Lappalainen, K. M. 1990 b: Laimentaminen ja huuhteleminen. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 296-303. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Lappalainen, K. M. 1990 c: Rehevöityminen seurausilmiöineen. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 108-133. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Lappalainen, K. M. & Matinvesi, J. 1990: Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 54-84. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Lewis, W. M. 1974: Primary production in the plankton community of a tropical lake. — Ecol. Monogr. 44: 377-409.

Liimatainen, H.-M. 2002: Hämeen järvien kunnostustarvekartoitus. – Hämeen ympäristökeskuksen moniste 18/2002. Hämeen ympäristökeskus, Hämeenlinna. 108 s.

Løvstad, Ø. 1988: Biotests with phytoplankton populations. Nutrient grovth limitation for Oscillatoria spp. and diatoms in lakes. — Väitöskirja. University of Oslo, Department of limnology. 115 s.

Malin, I. 2001: Vesijärven tila vuoden 2000 havaintojen perusteella. — Velvoitetarkkailun vuosiraportti, Lahden tutkimuslaboratorio. 36 s.

Matinvesi, J., Hellsten, S. & Ilmavirta, V. 1990: Järvien erityispiirteet. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 5-16. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Matinvesi, J., & Wahlgren, A. 1990: Ulkoisen kuormituksen vähentäminen. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 202-223. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Miller, W., Greene, J. & Shiroyama, T. 1978: The Selenastrum Capricornutum Printz algal assay bottle test. Experimental Design, Application, and Data Interpretation Protocol. — United States Environmental Protection Agency. EPA-600/9-78-018. 126 s.

Morris, D.P. & Lewis, W.M. 1988: Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. — Freshwater Biology 20: 315-327.

Moss, B. 1998: Ecology of Fresh Waters. — Blackwell Science. Oxford. 557 s.

Ojala, A., Kokkonen, S. & Kairesalo, T. 2003: The role of phosphorus in growth of phytoplankton in Lake Vesijärvi, southern Finland — a multitechnique approach. — Aquatic Sciences 65: 287-296.

Oravainen, R. 1990: Veden ja sedimentin kemikaalikäsittely. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 258-271. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Organisation for Economic Co-operation and Development 1982: Eutrophication of waters — monitoring, assessment and control. Paris, OECD. 154 s.

Pietiläinen, O-P. & Kauppi, L. 1993: Suomen sisävesistöjen typpi/fosfori – suhteista — käyttökelpoista tietoa vesiensuojelun kannalta? — Vesitalous 6: 1-7.

Pritzlaff, D. Aplications Group 1998: Determination of nitrate/nitrite in surface and wastewaters by flow injection analysis. — QuikChem Method 10-107-04-1-B.

Prokopy, W. R. Aplications Group 1998: Determination of orthophosphate by flow injection analysis colorimetry. — QuikChem Method 10-115-01-1-B.

Rast, W. & Lee, G. F. 1978: Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. — U.S. Environm. Protection Agency Rept. EPA-600/3-78-008. 455 s.

Redfield, A. C. 1958: The biological control of chemical factors in the environment. Am. Sci. 46: 205-222.

Rhee, G.-Y. & Gotham, I. J. 1980: Optimum N:P ratios and coexistence of planktonic algae. — J. Phycol. 16: 486-489.

Sammalkorpi, I., Keto, J., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Mäkelä, M., Vääriskoski, J. & Lammi, E. 1995: Vesijärviprojekti 1987- 1994. Ravintoketjukunnostus, tutkimukset ja toimenpidekokeilut. — Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A. 131 s.

Schindler, D. W. 1974: Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. — Science 184: 897-899.

Seppänen, H. 1985: Sovellettu limnologia II. — Otakustantamo, Espoo. 224 s.

Setaro, F. & Melack, J. 1984: Responses of phytoplankton to experimental nutrient enrichment in an Amazon floodplane lake. — Limnology and Oceanography 29: 972-984.

SFS –standardi 5772: Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen, etanoliuutto, spektrofotometrinen menetelmä. 1993.

Shapiro, J. & Glass, G. E. 1975: Synergistic effects of phosphate and manganese on growth of Lake Superior algae. — Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 395-404.

Suoraniemi, M., Törmänen, A., Laine, S. & Kairesalo, T. 1998: Kunnostetun järven hoitomalli. LIFE-hanke aktivoi asukkaita pitämään huolta Vesijärvestä. — Vesitalous 3: 16-20.

Suoraniemi, M., Laine, S., Malinen, T., Törmänen, A-I., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. 2000: Comprehensive approach to the rehabilitation and management of Vesijärvi, a lake in southern Finland. — Boreal environment research 5: 1-13.

Switala, K. Aplications Group 1995: Determination of total nitrogen by flow injektion analysis colorimetry (alkaline persulfate oxidation method). — QuikChem Method 10-107-04-1-I.

Tallberg, P. 2000: Silicon and its impacts on phosphorus in eutrophic freshwater lakes. — Väitöskirja. Yliopistopaino. Helsinki 2000. 57 s.

Talling, J. F. 1966: The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). — Int. Revue Ges. Hydrobiol. 51: 545-621.

Tikkanen, T. 1986: Kasviplanktonopas. — Forssan kirjapaino Oy. Forssa. 278 s.

Tilman, D. 1982: Resource competition and community structure. Princeton University Press. Princeton, NJ. 296 s.

Tilman, D., Kiesling, R., Sterner, R., Kilham, S. S. & Johnson, F. A. 1986: Green, blue-green and diatom algae: taxonomic differences in

competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. — Archiv für Hydrobiologie 106: 473-485.

Uotila, J., Ruokanen, L., Zaitsev, G., Kallio, J. & Rantanen, P. 2002: Typenpoisto täsmäbakteereilla biosuotimessa. – Vesitalous 2: 21-25.

Utermöhl, H. 1958: Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. — Mitt. Int. Ver. Limnol. 9: 1-38

Valvonta- ja ympäristökeskuksen tiedonantoja, Sarja A 1993: Vesijärven veden laatu vuoden 1992 tutkimusten perusteella ja veden laadun kehitys vv. 1989-92. — Lahden kaupunki. Valvonta- ja ympäristökeskus. 3/93.

Vincent, W. F., Wurtsbaugh, W., Vincent, C. L. & Richerson, P. J. 1984: Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Peru—Bolivia): application of physiological bioassays. — Limnol. Oceanogr. 29: 540-552.

Vollenweider, R.A. 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. — Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Wahlgren, A. 1990: Pilaantuneen sedimentin poisto. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 272-295. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Wahlgren, A., Lappalainen, K. M. & Lakso, E. 1990: Veden ja pohjasedimentin hapettaminen. — Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet: 224-257. Yliopistopaino, Helsinki. 479 s.

Wendt, K. & Huberty, A. Aplications Group 1996: Determination of ammonia by flow injection analysis (low flow, phenolate method). — QuikChem Method 10-107-06-1-F.

Wetzel, R. G. 2001: Limnology. Lake and River Ecosystems. — Academic Press. USA. 1006 s.

White, E. 1982: Factors influencing orthophosphorus turnover times: a comparison of Canadian and New Zealand lakes. — Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 38: 469-474.

White, E., Downes, M., Gibbs, M., Kemp, L., Mackenzie, L. & Payne, G. 1980: Aspects of the physics, chemistry, and phytoplankton biology of Lake Taupo. — New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 14(2): 139-148.

White, E., Law, K., Payne, G. & Pickmere, S. 1985: Nutrient demand and availability among planktonic communities—an attempt to assess nutrient limitation to plant growth in 12 central volcanic plateau lakes. — New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 19: 49-62.

Zaret,T. M., Devol, A. H. & Dos Santos, A. 1981: Nutrient addition experiments in Lake Jacaretinga, Central Amazon Basin, Brazil. — Verhandlungen Internationale Vereinigung für Teoretische und Angewandte Limnologie 21: 721-724.

HELSINGIN YLIOPISTON YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA (1.-17. RAPORTTEJA JA SELVITYKSIÄ)

No. 1 1999 TURPEINEN RIINA: Mikrobiston vaikutus arseenin metylaatioon ja liikkuvuuteen maaperässä sekä mikrobiston arseeniresistenttiys. (pro gradu)

No. 2 2000 RAILO HELENA: Kaatopaikkojen ympäristövaikutukset, esimerkkinä Pasilan kaatopaikka. (pro gradu)

No. 3 2001 ONKILA HANNU: Tuhkan ja sen sisältämän kadmiumin vaikutukset metsämaan änkyrimato-populaatioihin. (pro gradu)

No. 4 2001 TÖRN ANNE: Kohotetun hiilidioksidipitoisuuden ja typpilannoituksen vaikutukset ombrotrofiseen suokasvillisuuteen. (pro gradu)
Effects of elevanted CO2 and increased N deposition on ombrotrofic bog vegetation

No. 5 2001 HOVI SANNA: Valuma-alueen metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset pieniin järviin - paleo-limnologinen selvitys. (pro gradu)

No. 6 2001 ANTTILA SAKU: Päällyslevästön biomassan kertyminen eri ravinnetasoilla sekä vaikutukset veden ravinnepitoisuuksiin. (pro gradu)

No. 7 2002 KOSKINEN SARI: Hiilidioksidialtistuksen vaikutukset järvikortteen (Equisetum fluviatile) ja järvikaislan (Schoeneplectus lacustris) aerobiseen ja anaerobiseen hajoamiseen. (pro gradu)

No. 8 2002 KORKAMA TIINA: Maaperän hajottajaeliöyhteisön vuorovaikutussuhteet ja hajotustoiminta lyijyllä saastuneessa maassa. (pro gradu)

No. 9 2002 LEHTIMÄKI ELENA: Auringonkukan vaikutus atratsiinin ja simantsiinin hajoamiseen kaupunkimaaperässä. (pro gradu)

No. 10 2003 KAJALA SAIJA: Rihmamaisten syanobakteerien ja niiden toksiinien ravintoketjuvaikutukset. (pro gradu)

No. 11 2003 TAHVANAINEN JUULIA: Elisa-konsernin ympäristökuormitustekijöiden nykytilan kartoitus.. (pro gradu)

No. 12 2003 SUSILUOTO SANNAMAIJA: Comparison of drought avoidance and tolerance strategies in Eucalyptus microtheca. (pro gradu)

No. 13 2003 KUUKKA HANNA: Särjen ravinnon käytön vaikutus vedenlaatuun ja kasviplanktoniin. (pro gradu)

No. 14 2003 FLYKT ENNI: Mineraaliöljy- ja bioöljypohjaisten hydrauliikkaöljyjen vaikutukset boreaalisen metsämaan hajottajaravintoverkkoon. (pro gradu)

No. 15 2003 HOLMA ANNE: Tuhkan ja typen vaikutukset kuusen (Picea abies L. Karst) ektomykorritsaan. (pro gradu)

No. 16 2003 LATTUNEN PETRA: Yritysten ympäristöjärjestelmät – erilaisten indikaattorimenetelmien vertailu. (pro gradu)

No. 17 2003 TAIPALE SAMI: Lipidimarkkerit kompostin mikrobisukkession määrityksessä. (pro gradu)

No. 18 2003 KÄKI TIINA: Boreaalisen järven rantavyöhykkeen metaaniemissiot sekä niiden suhde ympäristöoloihin ja kasvillisuuden kehitykseen. (lis.tutkimus)

No. 19 2004 JÄRVI ANNE: Populaatiotiheyden vaikutus pentakloorifenolin myrkyllisyyteen änkyrimadolla. (pro gradu)

No. 20 2004 HÖLSÄ JENNI: Kompostin sieniyhteisön kehittyminen ja karakterisointi molekyylibiologisin menetelmin (pro gradu)

No. 21 2004 MÄKINEN JUSSI: Vesijärven kilpiäistenpohjan ekologinen tila ja hoitosuunnitelma (pro gradu)

No. 22 2004 LÖNNGREN HANNA: Ympäristöasioiden hallinta kaupunkikuntien toimintayksiköissä – Tapaustutkimuksena Hyvinkään kaupungin tilapalvelu (pro gradu)

No. 23 2004 HUOTARI JUSSI : *DAPHNIA LONGISPINA* ja *D. PULEX*- vesikirppujen lisääntyminen simuloiduissa ilmastonmuutos olosuhteissa: ekosysteemitason co_2-altistus (pro gradu)

No. 24 2004 SAARINEN TUOMAS: Petoäyriäisen merkitys Vesijärven ulappavyöhykkeen eläinplanktonyhteisössä (pro gradu)

No. 25 2004 VAKKILAINEN KIRSI: The role of zooplankton in controlling phytoplankton biomass in lake littoral (lis.tutkimus)

No. 26 2004 HAGNER MARLEENA: Koivutisle torjunta-aineena: vaikutukset lehtokotiloon (Arianta arbustorum) ja maaperään (pro gradu)

No. 27 2004 JÄRVINEN KIRSI: Vesikasvien pintojen ja pehmeiden pohjien päällys- ja pohjaeläimistöt matalien järvien tilan kuvaajina (pro gradu)

No. 28 2004 SUUTARI MILLA: Kasviplanktonin ravinnerajoitteisuus Lahden Vesijärvessä kesällä 2000 (pro gradu)

LAHDEN TIEDEKIRJASTO
Lahti Science Library