SÄRJEN RAVINNON KÄYTÖN VAIKUTUS VEDENLAATUUN JA KASVIPLANKTONIIN

HANNA KUUKKA

HELSINGIN YLIOPISTON
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN
RAPORTTEJA JA SELVITYKSIÄ 13.

SÄRJEN RAVINNON KÄYTÖN VAIKUTUS VEDENLAATUUN JA KASVIPLANKTONIIN

HANNA KUUKKA

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOS
PRO GRADU -TUTKIELMA
1.3.2003

LAHDEN
KORKEAKOULUKIRJASTO

HELSINGIN YLIOPISTO ▯ HELSINGFORS UNIVERSITET

Tiedekunta/Osasto ▯ Fakultet/Sektion	Laitos ▯ Institution
Matemaattis-luonnontieteellinen	Ympäristöekologian laitos

Tekijä▯▯Författare
Hanna Eliisa Kuukka

Työn nimi▯▯ Arbetets titel
Särjen ravintokäyttäytymisen vaikutus veden laatuun ja kasviplanktoniin

Oppiaine ▯ Läroämne
Ympäristöekologia

Työn laji▯▯ Arbetets art	Aika▯▯ Datum	Sivumäärä▯▯ Sidoantal
Pro gradu -tutkielma	Maaliskuu 2003	51

Tiivistelmä▯▯ Referat

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, miten särkien (*Rutilus rutilus*) eritteet vaikuttavat veden laatuun ja ravinnepitoisuuteen ja miten särkien käyttämä ravinto vaikuttaa niiden erityksen. Näitä seikkoja tutkittiin laboratoriokokein. Särkien ravintona käytettiin *Chironomus* -toukkia ja *Daphnia* -vesikirppuja. Lisäksi tutkittiin, miten särkien eritteet vaikuttavat levien (Anabaena sp., *Microcystis* sp. ja *Scenedesmus* sp.) kasvuun. Leväkasvatuksissa käytettiin kalakokeiden vesiä ja kontrolleina vettä, johon lisättiin kalakokeiden vesiä vastaavat määrät synteettisiä ravinteita.

Tulosten mukaan särjen eritys ja ulostus nostavat veden ravinnepitoisuutta. Särkien ulosteet ja eritteet lisäävät erityisesti typen ja sen fraktioista ammoniumin määrää vedessä. Kalojen ravinnolla oli vaikutusta ravinteiden erityksen. Pohjaeläinravinnolla (*Chironomus* sp.) ruokitut särjet erittivät kaikkia mitattuja ravinteita enemmän kuin eläinplanktonilla (*Daphnia* sp.) ruokitut särjet. Kalojen eritteiden havaittiin lisäävän erityisesti *Scenedesmus* sp. -levän kasvua. Lisäksi kalaveden ravinnetulosten (matala N:P-suhde, korkea NH_4^+ -pitoisuus) perusteella voidaan olettaa, että luonnon olosuhteissa särkien eritteet lisäisivät myös haitallisten syanobakteerien kasvua.

Ekosysteemitasolla särkien ravintokäyttäytymisen vaikutus järven ravinnetaseeseen ja kasviplanktoniin riippuu järven kalaston lajisuhteista ja kalaston biomassasta. Biomanipulaation alkuperäinen lähtökohta, kalabiomassan vähentäminen, jotta vesikirput runsastuisivat ja kasviplanktonin laidunnus lisääntyisi on saanut rinnalleen uusia teorioita siitä, miksi kalabiomassan vähentäminen vähentää leväkukintoja rehevöityneissä järvissä. Planktonia syövien kalojen vaikutuksen ohella pohjaravintoa käyttävien kalojen vaikutusta sedimentoituneen fosforin siirtämisessä takaisin vesipatsaaseen on pidetty merkittävinä rehevöitymiskehityksen edistäjinä. Tutkimuksilla on osoitettu, että pelkästään kalojen erittämät ravinteet aiheuttavat muutoksia kasviplanktonissa ilman eläinplanktonin laidunnuksen tai eläinplanktonin erittämien ravinteiden vaikutusta.

Avainsanat - Nyckelord
biomanipulaatio, *Rutilus rutilus*, särjen ravinnon käyttö, veden laatu

Säilytyspaikka – Förvaringställe

Muita tietoja

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO 1
1.1. Kalojen merkitys järvien ravinnekierroissa 1
1.2. Kalojen erittämien ravinteiden vaikutus kasviplanktoniin 2
1.3. Tutkimuksen tarkoitus 3

2. AINEISTO JA MENETELMÄT 4
2.1. Kalakokeet 4
2.1.1. Kalakokeiden koeasetelmat 5
2.1.2. Kalakoe 1 6
2.1.3. Kalakokeet 2 ja 3 7
2.1.4. Vesinäytteet 7
2.2. Leväkokeet 8
2.2.1. Esikoe 8
2.2.2. Kalavesissä tehdyt leväkokeet 9
2.2.2.1.Syanobakteerikoe 10
2.2.2.2.*Scenedesmus* –koe 10
2.3. Tulosten käsittely 11

3. TULOKSET 12
3.1. Kalakokeet 12
3.1.1. Kalakoe 1 12
3.1.2. Kalakoe 2 15
3.1.3. Kalakoe 3 17
3.2. Leväkasvatukset 19
3.2.1. Esikoe 19
3.2.2. *Anabaena* -kasvatus 21
3.2.3. *Microcystis* -kasvatus 22
3.2.4. *Scenedesmus* -kasvatus 24

4. MENETELMIEN TARKASTELU 26

5. TULOSTEN TARKASTELU 29
5.1. Särkien erittämät ravinteet 29
5.2. Särkien erityksen vaikutus leväyhteisöjen runsauteen ja rakenteeseen 31
5.3. Ruokinnan vaikutus särkien eritykseen 33
5.4. Särkien erittämien ravinteiden vaikutus syanobakteereihin 34
5.5. Typpi : fosfori – suhteen vaikutus syanobakteereihin 35
5.6. Hivenaineiden vaikutus syanobakteereihin 36
5.7. Särkien erittämien ravinteiden vaikutus *Scenedesmus* -viherlevän kasvuun 37
5.8. Biomanipulaatio järvien kunnostuksessa 38

6. YHTEENVETO 39

7. KIITOKSET 40

8. LÄHTEET 41

LIITTEET 48

1. Johdanto

1.1. Kalojen merkitys järvien ravinnekierroissa

Kalojen osuutta järven ravinnekierrossa on tutkittu paljon biomanipulaation yleistymisen myötä. Biomanipulaation alkuperäinen lähtökohta, vesikirppujen määrän ja kasviplanktonin laidunnuksen lisääminen kalabiomassaa vähentämällä (Shapiro, ym., 1975) on saanut rinnalleen uusia tutkimustuloksia siitä, miksi kalabiomassan lasku vähentää leväkukintoja rehevöityneissä järvissä. Shapiro ym. (1975), Hessen ja Nilssen (1986), Horppila, (1994), Kurmayer ja Wanzenböck (1996) ja Gliwicz (2002) mukaan planktonia ravintonaan käyttävät kalat vähentävät kasviplanktonin herbivoriaa ja muuttavat eläinplanktonin lajisuhteita. Muuttamalla herbivorien määrää ja lajistoa kalat vaikuttavat myös niiden erittämiin ravinteisiin (Vanni ja Layne, 1997). Myös pohjaravintoa käyttävien kalojen vaikutusta sedimentoituneen fosforin siirtämisessä takaisin vesipatsaaseen on pidetty merkittävinä rehevöitymiskehityksen edistäjinä (Lamarra, 1975; Schaus ja Vanni, 2000). Vanni ja Findlay (1990) osoittivat, että pelkästään kalojen erittämät ravinteet aiheuttavat muutoksia kasviplanktonissa ilman eläinplanktonin laidunnuksen tai eläinplanktonin erittämien ravinteiden vaikutusta. Kuluttajien vaikutus tuotantoportaaseen ei siten riipu ainoastaan kulutuksen voimakkuudesta vaan myös kuluttajien aikaansaamasta ravinteiden kierrosta takaisin tuottajien käyttöön. Toisin sanoen kuluttajien ns. "top-down" -vaikutus alempiin trofiatasoihin ei ole yksiselitteinen, vaan vaikutusta tapahtuu myös "bottom-up" -mekanismien kautta (Oksanen ym., 1981; Attayde ja Hansson, 1999).

Kasviplanktonbiomassa on yleensä suurin pikkukalavaltaisissa järvissä (Vanni ja Layne, 1997). Pikkukalavaltaisia järviä ovat esimerkiksi monet Etelä-Suomen rehevistä järvistä (Olin, ym., 2002) ja tällaisissa järvissä jopa 50–75 % järven kokonaisfosforista voi olla sitoutuneena kalabiomassaan (Sarvala ja Jumppanen,

1988). Biomanipulaatiolla saadaan parhaat tulokset, kun ulkoista fosforin kuormitusta on ensin vähennetty. Pelkkä ulkoisen kuormituksen vähentämisen ei usein kuitenkaan riitä alentamaan järven fosforipitoisuutta, koska järven sisäinen fosforin kierrätys voi ylläpitää järven fosforipitoisuutta eutrofisella tasolla (Mehner ym., 1998).

Lahden Vesijärven kunnostushankkeen (v. 1987–1994) yhteydessä huomattiin, ettei suurienkaan kalabiomassojen poisto vaikuttanut merkittävästi eläinplanktonin koostumukseen (Horppila ym., 1998; Kairesalo ym., 1999). Biomanipulaatio on kuitenkin vähentänyt merkittävästi järven fosforipitoisuutta ja syanobakteerien kukintoja. Kunnostushankkeen aikana järviveden fosforikonsentraatio putosi 45 $\mu g\ l^{-1}$:sta 30 $\mu g\ l^{-1}$:aan ja syanobakteerien määrä väheni 1,4 $g\ m^{-3}$:sta alle 0,4 $g\ m^{-3}$:n. Järven ravintoverkkokunnostuksella saavutetut hyvät tulokset eivät siis välttämättä riipu eläinplanktonin laiduntamisvoimakkuudesta (Horppila ym., 1998).

1.2. Kalojen erittämien ravinteiden vaikutus kasviplanktoniin

Kalojen erittämien ravinteiden on todettu olevan merkittävä ravinteiden lähde kasviplanktonille (Lehman ja Sandgren, 1985; Reinertsen, ym., 1986; Brabrand, ym., 1990; Vanni ja Findlay, 1990; Brönmark ym., 1992; Kraft, 1992; Schindler, 1992; Brönmark, 1994; Vanni ja Layne, 1997). Useissa tutkimuksissa kalojen eritteiden on todettu suosivan tiettyjä levälajeja ja vähentävät kasviplanktonin monimuotoisuutta (Kurtmayer ja Wanzenböck, 1996; Attayde ja Hansson, 1999).

Tässä tutkimuksessa selvitettiin myös eri ravinnon vaikutusta särkien erittämiin ravinteisiin. Schindler ja Eby (1997) mukaan kalojen erityksen vaikuttaa ravinnon laatua enemmän siitä saatavan energian määrä ja eritteiden N:P -suhde on yleensä matala ja tasainen. Lisäksi pikkukalavaltaisissa järvissä kalat muokkaavat eläinplanktonin rakennetta siten, että eläinplanktonin eritteiden N:P

-suhde laskee (Vanni ja Layne, 1997). Hyenstrand ym. (1998) mukaan matala N:P -suhde järvivedessä parantaa syanobakteerien kilpailukykyä muuhun kasviplanktoniin nähden. Toinen tässä tutkimuksessa selvitetty syanobakteereja hyödyttävä tekijä on raudan määrä särkien eritteissä. Rauta on tärkeä syanobakteereille lähinnä typen sidontaan liittyvissä tehtävissä (Hyenstrand ym., 1998).

1.3. Tutkimuksen tarkoitus

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään laboratoriokokeiden avulla, miten särkien eritteet vaikuttavat veden ravinnepitoisuuteen ja ravinteiden (N:P) suhteeseen. Kokeilla haluttiin selvittää, miten kalojen ravinto (pohjaeläimet tai eläinplankton) vaikuttaa kalojen eritykseen. Lisäksi tehtiin leväkasvatuksia, joilla pyrittiin saamaan lisätietoa kalojen eritteiden vaikutuksesta levien kasvuun. Onko kysymys yksinkertaisesti leville saatavilla olevan fosforin ja typen lisääntymisestä vai suosiiko joku muu seikka kalojen eritteissä leväkasvua? Tähän kysymykseen haettiin vastausta leväkasvatuksilla, joissa leviä kasvatettiin kalaravinnevesissä ja kontrolleissa, joihin lisättiin kalaravinnevesiä vastaavat määrät ammoniumia, nitraattia ja fosfaattia. Tutkimuksen lähtökohtana olivat Vesijärven kunnostushankkeen aikana saadut tulokset, joissa järviveden fosforipitoisuus ja klorofyllin määrä laskivat huomattavasti kalabiomassan vähentyessä, mutta eläinplanktonpopulaatioissa ei havaittu muutoksia.

2. *Aineisto ja menetelmät*

Tutkimus jakautui kahteen osaan:

1. Särkien ravintokäyttäytymisen vaikutusta veden kemiaan tutkittiin kolmessa laboratoriokokeessa (kalakokeet 1, 2 ja 3).
2. Leväkokeissa tutkittiin kolmen planktisen levän (*Scenedesmus* sp., *Microcystis* sp. ja *Anabaena* sp.) kasvua kalakokeiden 1, 2 ja 3 vesissä. Näitä tuloksia verrattiin kontrollikasvatuksiin, joihin lisättiin kalavesiä vastaavat määrät keinotekoisia ravinteita: ammoniumia, nitraattia ja fosfaattia.

2.1. *Kalakokeet*

Kalakokeissa käytettiin Lahden Vesijärvestä (pinta-ala 110 km^2, keskisyvyys 6 m) (N 61°00', E 25°30') pyydettyjä särkiä (pituus: 13,13 cm ±SD 0,78; massa: 15,99 g ±SD 3,07). Särjet pyydettiin kalakokeita 1 ja 2 varten maaliskuussa talvinuotalla ja kalakoetta 3 varten toukokuussa rysillä. Särjet kuljetettiin suljetuissa astioissa mahdollisimman varovaisesti laboratorioon ja siirrettiin kahteen 250 l altaaseen (n. 50 särkeä / allas). Altaiden vesi oli vesijohtovettä, johon oli lisätty vedenparannusainetta (King British: safe guard). Vedenparannusaine neutraloi vesijohtovedessä käytettävää klooria ja sisältää kalojen ihoa ja limakalvoja hoitavaa Aloe vera -yhdistettä. Lisäksi särjet kylvetettiin formaldehydiä sisältävässä liuoksessa (King British: bacterial control; 1 ml 9 l:n vettä), joka vähensi bakteerien, homeiden ja sienten kasvua kalojen iholla ja limakalvoilla.

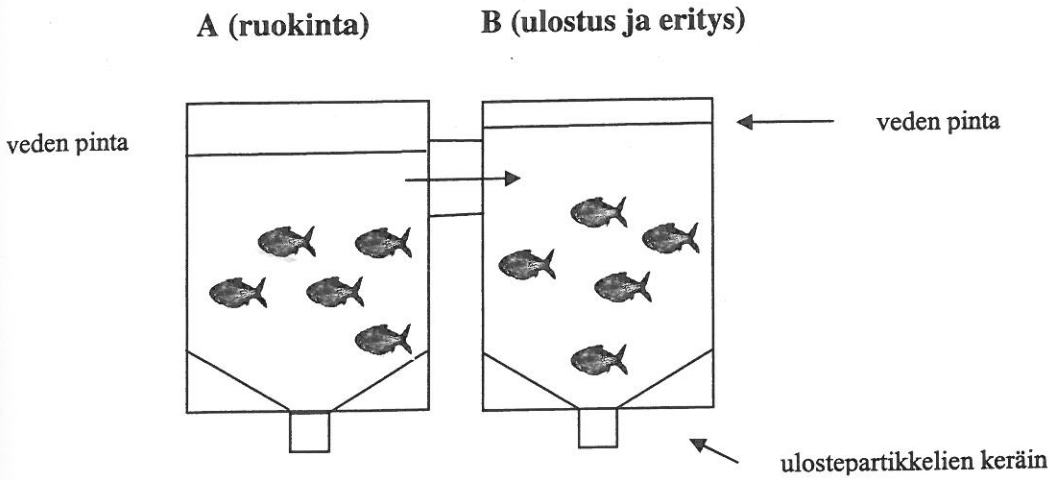
Altaiden veden lämpötila säädettiin sähköisillä lämmittimillä vastaamaan järven alusveden lämpötilaa, joka maaliskuussa oli n. +4-5 °C ja toukokuussa n. +10 °C. Jokaisessa altaassa oli jatkuvasti ilmastuspumppu (Ideal: 150 l h^{-1}) ja veden

kierrätin (Eheim), joka pumppasi vettä pohjalta pintaan (270 l h^{-1}). Altaiden vettä vaihdettiin joka kolmas päivä n. 100 l kerrallaan, riippuen veden lämpötilasta ja sameudesta. Lisätty vesijohtovesi sisälsi aina vedenparannusainetta.

Särkiä totutettiin laboratorion olosuhteisiin 2-3 viikkoa, jonka aikana altaiden lämpötila nostettiin hitaasti +18 °C asteeseen. Särjet ruokittiin kerran päivässä pakastetuilla surviaissääsken toukilla (*Chironomus* sp.). Ravinnon määrää säädeltiin särkien ruokahalun mukaan. Kalat oppivat syömään vähitellen ja ennen koetta ne söivät pakastettuja surviaissääsken toukkia noin 2 g särki $^{-1}$ vrk^{-1}. Ennen kokeiden alkua käytettiin samaa ravintoa kuin kokeissa, eli eläviä surviaissääsken toukkia ja eläviä *Daphnia magna* -vesikirppuja. Surviaissääsken toukat ostettiin kalastustarvikeliikkeestä ja ne olivat peräisin suomalaisesta järvestä. *Daphnia magna* -vesikirppuja kasvatettiin tätä koetta varten Helsingin yliopiston ympäristöekologian laitoksella jo pitkään eläneestä kannasta.

2.1.1. Kalakokeiden koeasetelmat

Särjen ravintokäyttäytymisen vaikutusta veden laatuun tutkittiin 40 l:n muovialtaissa. Ensimmäisessä kokeessa käytettiin kahden altaan kokonaisuutta, jossa altaat (A ja B) oli yhdistetty muoviputkella (halkaisija 20 cm) (kuva 1). Altaat yhdistävä putki tukittiin korkilla kalojen ruokinnan ajaksi. Altaiden B vedenpinta oli ylempänä kuin altaissa A, jotta kaloja siirrettäessä ne uivat vastavirtaan ja niiden pinta huuhtoutui altaiden A vedestä. Altaiden sisään oli pingotettu verkko, jonka avulla kalat siirrettiin putkeen ja sieltä altaisiin B. Altaiden pohja oli kalteva keskiosaan päin ja alimmaiseksi oli kiinnitetty muovinen astia ulostepartikkeleiden keräämistä varten. Kokeissa 2 ja 3 käytettiin vain B-altaita, koska kalat stressaantuivat niitä siirrettäessä altaasta toiseen. Altaat A ja B yhdistävä putki poistettiin ja seinämään jäänyt reikä tukittiin muovilla.



Kuva 1. Kalakokeen 1 altaat (V = 40 l).

2.1.2. Kalakoe 1

Laboratoriossa 2 viikkoa olleita särkiä totutettiin vielä koeolosuhteisiin 8 h ajan erillisessä 20 l stabiliointialtaassa, jossa olosuhteet (vesijohtovesi, pH, lämpötila ja happipitoisuus) olivat samat kuin itse kokeessa. Stabiliointialtaasta särjet siirrettiin haavin avulla koealtaisiin A. Jokaiseen altaaseen laitettiin 3 kalaa ja niiden annettiin sopeutua n. 1 h ennen ruokintaa. Koesysteemejä oli kaikkiaan kuusi: kolme allasyhdistelmää ruokittavia kaloja varten (1AB, 2AB, 3AB) ja kolme kontrollia, joissa särjille ei annettu ruokaa (4AB, 5AB, 6AB).

Altaiden 1A, 2A ja 3A särjet ruokittiin elävillä surviaissääsken toukilla. Särjet ruokittiin pudottamalla altaisiin toukkia yksi kerrallaan. Kalat söivät haluttomasti ja syödyn ravinnon määräksi tuli noin 0,1 g (noin 2 toukkaa) särkeä kohden. Tämä oli noin 0,6 % särkien massasta. Särjet saivat täysin samaa ravintoa myös koetta edeltäneen viikon ajan, jotta ravinnon muutoksella ei olisi vaikutusta särkien eritteisiin ja ulosteisiin. Ruokintaan kului n. 2 h, jonka jälkeen särjet siirrettiin altaiden sisälle pingotetun verkon avulla koealtaisiin B. Vastavirtaus altaiden A ja B välillä esti vesien sekoittumisen. Kalat pidettiin altaissa B 6 h:n ajan.

2.1.3. *Kalakokeet 2 ja 3*

Toisessa ja kolmannessa kalakokeessa särkiä pidettiin stabilointialtaissa yön yli (n. 10 h). Kalat ruokittiin stabilointialtaissa ja siirrettiin tunti ruokinnan jälkeen koealtaisiin pienisilmäistä haavia käyttäen. Ravintoa annettiin särjille niin paljon kuin ne suostuivat syömään, sillä yhden altaan systeemissä ei voitu mitata särkien ruokailun ("sloppy feeding") aiheuttamaa ravinteiden lisääntymistä altaiden vedessä ja mahdollisesti syömättä jäänyt ravinto jäi stabilointialtaaseen, eikä vaikuttanut kalakokeiden vesinäytteisiin. Jokaisessa altaassa oli 5 kalaa. Kokeessa 2 käytettiin ravintona eläviä surviaissääsken toukkia ja kokeessa 3 vesikirppuja (*Daphnia magna*). Särjet söivät surviaissääsken toukkia noin 0,4 g särki $^{-1}$ (noin 8 toukkaa särki $^{-1}$). Syödyn *Daphnia*:n määrää ei pystytty arvioimaan.

2.1.4. *Vesinäytteet*

Altaiden vedestä otettiin akryyliputkella (pituus 30 cm, sisähalkaisija 5 cm) vesipatsaan kemialliset näytteet (pH, kok-N, NH_4-N, NO_3-N, kok-P, PO_4-P, Fe). A-altaista näytteet otettiin kalojen ruokinnan jälkeen (ennen siirtoa) ja B-altaista 6 h kuluttua kalojen siirrosta, kalojen poistamisen jälkeen. Kontrollinäytteet otettiin ennen kalojen siirtämistä altaisiin.

Kokeissa 2 ja 3 vesinäytteet otettiin koealtaista ennen kokeen aloitusta ja 6 h kuluttua ruokinnasta, kalojen poistamisen jälkeen. Kontrollinäytteet otettiin kuten kokeessa 1.

Kokeiden ja vesinäytteenoton jälkeen B-altaiden vesi tyhjennettiin varovasti lappoamalla. Ulostepartikkelit kerääntyivät altaiden pohjiin kiinnitettyihin astioihin, ja ne säilöttiin pakastamalla. Ulostepartikkeleiden kohdalla päädyttiin tarkastelemaan vain niistä kokeen aikana veteen liuenneiden ravinteiden (NH_4-

N, NO_3-N, PO_4-P) yhteisvaikutusta särkien muiden eritteiden kanssa. Kokeessa käytetyt kalat mitattiin (tarkkuus: 1 mm), punnittiin (tarkkuus: 0,01 g) ja pakastettiin.

Veden pH mitattiin Mettler Delta 340 -mittarilla ja happi, hapen kyllästysprosentti ja lämpötila Marvet AJ90 -mittarilla. Liukoiset ravinnenäytteet (NH_4-N, NO_3-N, PO_4-P) suodatettiin ennen mittausta lasikuitusuodattimien (Whatman GF/F) läpi. Veden kokonaistypen ja -fosforin näytteet hapetettiin ennen mittausta. Kaikki näytteet suodatettiin lasikuitumembraanin (0,2 µm, Millipore) läpi. Näytteet analysoi Helsingin yliopiston ympäristöekologian laitoksen laborantti Marianne Nurminen automaattisella ravinneanalysaattorilla (Lachat, flow injection analysis) spektrofotometrisesti. Eri parametreille käytettiin seuraavia menetelmiä: Kokonaisfosfori, SFS 3026; kokonaistyppi, SFS 3031; fosfaattifosfori, SFS 3025; nitraattityppi, SFS 3030; ammoniumtyppi, SFS 3032. Rautanäytteet kestävöitiin 1 %:lla typpihapolla (HNO_3; 1ml 100 ml:n vettä) ja säilöttiin happopestyihin (2 M HCl) muovipulloihin. Näytteiden rautapitoisuus mitattiin Lahden kaupungin ympäristölaboratoriossa atomiabsorbtiospektrofotometrillä (AAS).

2.2. *Leväkokeet*

2.2.1. *Esikoe*

Esikokeen tarkoituksena oli selvittää vesijohtoveden soveltuvuutta leväkasvatuksiin. Esikokeessa kasvatettiin *Scenedesmus* sp. -viherlevää vesijohtovedessä, lasikuitusuodattimen (Whatman GF/F) läpi suodatetussa järvivedessä ja vedessä, jossa oli puolet vesijohtovettä ja puolet suodatettua (Whatman GF/F) järvivettä. Leväkasvatukset tehtiin 250 ml lasisissa Erlenmeyer -pulloissa. Ravinteita, typpeä (KNO_3) ja fosforia (KH_2PO_4), lisättiin pulloihin niin, että pitoisuudeksi saatiin 500 µg NO_3-N l^{-1} ja 75 µg PO_4-P l^{-1}.

Leviä inkuboitiin 4 vrk kasvatuskaapissa, jonka lämpötila oli +18 °C ja valaistus jatkuva. Solujen määrä laskettiin kokeen alussa, eli heti leväympin lisäyksen jälkeen ja 4 vrk:n kuluttua (kokeen lopussa). Jokaisessa vaiheessa laskettiin kolme rinnakkaista näytettä.

2.2.2. *Kalavesissä tehdyt leväkokeet*

Leväkasvatuksissa käytettiin suodatettua (Whatman GF/F) kalakokeiden 2 ja 3 vettä ja vesijohtovettä (kontrollikasvatus). Kalaveden liukoiset ravinteet (NH_4-N, NO_3-N ja PO_4-P) määritettiin ennen koetta. Näin kontrolleihin voitiin lisätä täsmälleen kalavesiä vastaavat ravinnemäärät ammoniumia ($(NH_4)_2)SO_4$), nitraattia (KNO_3) ja fosfaattia (KH_2PO_4). Leväkokeissa käytettiin Lahden Vesijärvestä peräisin olevia syanobakteerikasvustoja (*Microcystis* sp. ja *Anabaena* sp.) ja *Scenedesmus* sp. -viherlevän laboratoriokantaa. Syanobakteerit otettiin järvestä kauhalla. Levistä otettiin näyte ja todettiin kasvuston olevan lähes puhdasta *Microcystis* sp. ja *Anabaena* sp. kasvustoa.

Jokaisen kalakokeen altaan vedestä tehtiin oma leväkasvatus, eli kalakokeen 2 kaikista kuudesta altaasta otettua vettä käytettiin kutakin yhteen leväkasvatukseen. Lisäksi jokaiselle kalavesikasvatukselle tehtiin oma kontrollikasvatus synteettisiä ravinteita käyttäen. Samoin tehtiin kalakokeen 3 vesillä. Leväkasvatus tehtiin ensin syanobakteerikasvustoa käyttäen ja toistettiin sitten *Scenedesmus* -levällä. Leviä inkuboitiin 250 ml Erlenmeyer -pulloissa, joiden suu täytettiin pumpulilla. Kasvatus tehtiin kasvatuskaapissa, jonka lämpötila oli +18 °C ja valaistus jatkuva. Kasvatuksia sekoitettiin voimakkaasti päivittäin.

2.2.2.1. *Syanobakteerikoe*

Syanobakteerikasvatus aloitettiin lisäämällä leväympit kalaravinne- ja kontrollivesiin (1 ml: 100 ml). Leväympit otettiin huolellisesti sekoitetusta näytteestä pipetillä. Syanobakteerikasvatuksista (*Microcystis* ja *Anabaena*) otettiin näytteet alkutilanteessa, eli heti bakteeriympin lisäyksen jälkeen, 3 vrk:n kuluttua ja kokeen lopussa (5 vrk:n kuluttua). Näytteet säilöttiin Lugolin liuoksella ja laskettiin käänteismikroskoopilla (Olympus IX50, faasikontrasti). Solut laskettiin 400 kertaisella suurennuksella Lundin kammioissa koko kammion alalta. Syanobakteerirykelmät ja -rihmat laskettiin ja mitattiin yksittäin, koska solurykelmät olivat erikokoisia. *Microcystis* -rykelmät mitattiin halkaisijan ja *Anabaena* -rihmat pituuden mukaan. Syanobakteerien määrä näytteissä muunnettiin levätiheydeksi Helsingin yliopiston ympäristöekologian laitoksella Vesijärven levistä aiemmin tehtyjen mittausten perusteella.

2.2.2.2. *Scenedesmus -koe*

Scenedesmus -viherleviä kasvatettiin samoin kuin syanobakteereja. Leväympit (1 ml: 100 ml) otettiin pipetillä huolellisesti sekoitetusta kasvatuksesta. Näytteet otettiin alkutilanteessa, eli heti leväympin lisäyksen jälkeen, 3 vrk:n kuluttua ja kokeen lopussa (5 vrk:n kuluttua). Näytteet säilöttiin Lugolin liuoksella. Solut laskettiin Lundin kammioissa käänteismikroskoopilla (Olympus IX50, faasikontrasti). Kustakin näytteestä laskettiin vähintään 100 solua. *Scenedesmus* -levän kasvatuksen tulokset (solua ml^{-1}) laskettiin seuraavalla kaavalla:

$$\text{solutiheys (solua ml}^{-1}) = \frac{\text{laskettu solulukumäärä}}{\text{laskettujen näkökenttien lukumäärä} * \text{näkökentän nestetilavuus}}$$

2.3. Tulosten käsittely

Ruokittujen ja ruokkimattomien kalojen erittämien ravinteiden eroja testattiin t-testillä (t-test for unequal variances). Leväkasvatusten tulosten tilastollista eroavuutta tutkittiin varianssianalyysillä toistomittauksille.

3. *Tulokset*

3.1. *Kalakokeet*

3.1.1. *Kalakoe 1*

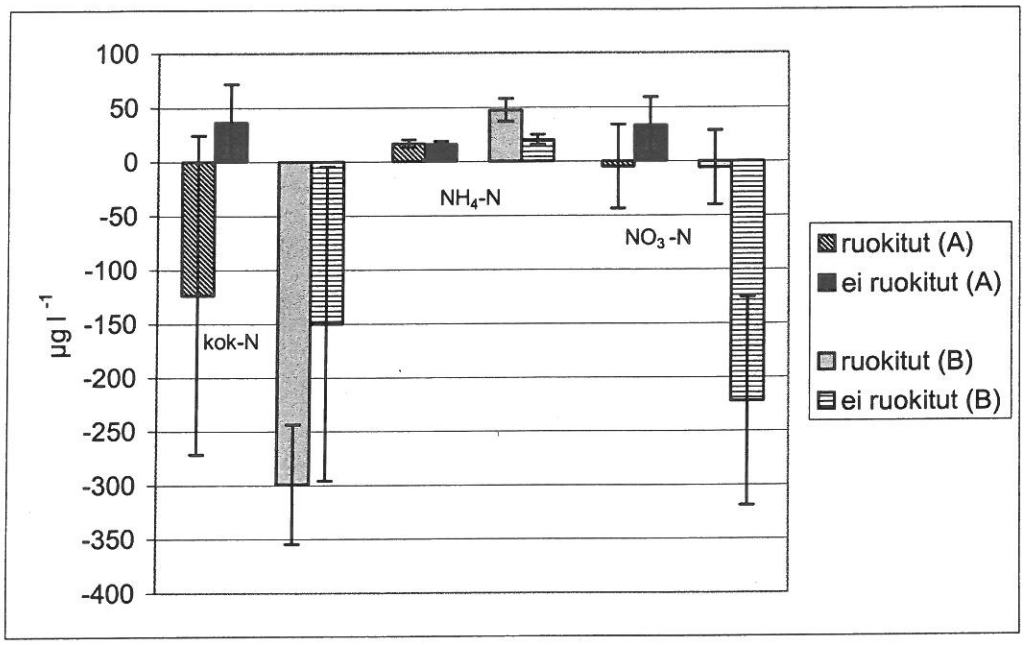
Kalakoe 1 päätettiin jättää esikokeeksi ja sen tuloksia on käsitelty tässä vain vähän. Kalakokeesta 1 saatua kokemusta käytettiin hyödyksi kalakokeissa 2 ja 3. Kalojen määrä lisättiin kolmesta viiteen kalaan, jotta ne erittäisivät enemmän ravinteita koeveteen. Kaloja ei siirretty altaasta toiseen kalakokeissa 2 ja 3, koska siirtäminen kalakokeessa 1 aiheutti kalojen käyttäytymisessä selviä muutoksia. Kalat myös söivät paremmin, kun niitä ei ollut siirretty 10 tuntiin.

Kalakokeessa 1 ruokittujen ja ruokkimattomien kalojen koealtaiden pH, lämpötila ja hapen pitoisuus eivät eronneet toisistaan (taulukko 1). Kokonaistypen määrä oli ruokkimattomien kalojen A- ja B-altaissa korkeampi kuin ruokittujen kalojen altaissa (kuva 2). Veden ammoniumtypen pitoisuus oli korkeampi kalojen erityksen jälkeen B-altaissa ja ammoniumtyppeä oli enemmän ruokittujen kalojen altaissa (kuva 2). Nitraattitypen pitoisuus oli alhaisempi ruokittujen kalojen A-altaissa kuin ruokkimattomien, mutta B-altaissa tilanne oli päinvastoin. Kokonaistypen ja nitraattitypen määrä väheni kokeen aikana (kuva 2).

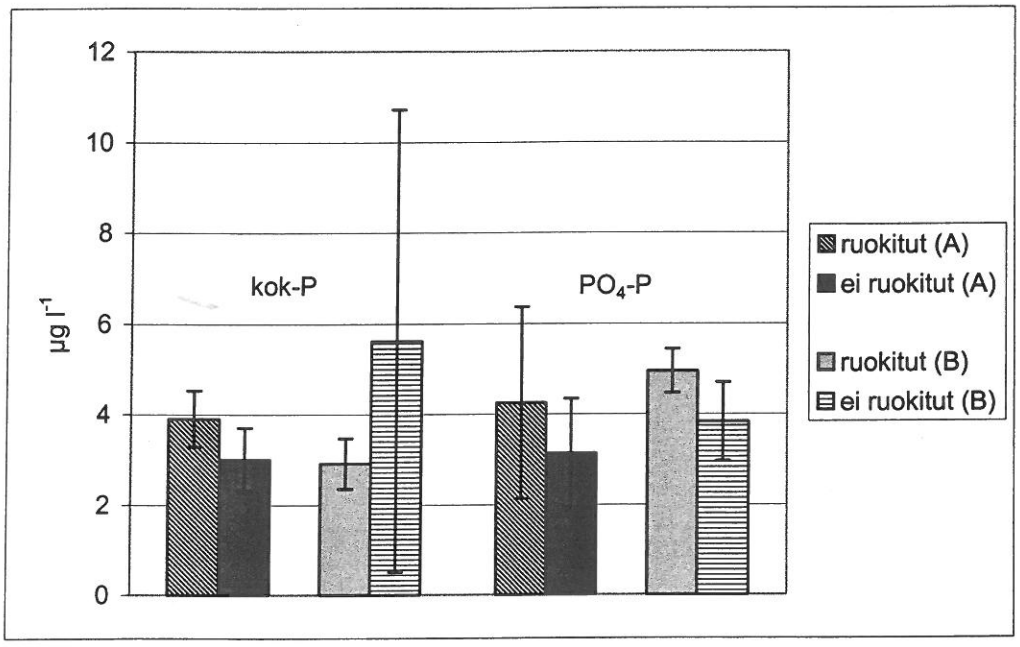
Taulukko 1. Kalakokeen 1 altaiden vesien lämpötilat (°C), happipitoisuus (mg l^{-1}) ja pH -arvot.

	Lämpötila (°C)	Happi (mg l^{-1})	pH
Alkutila	13,7–15,2	7,3–7,9	7,4–7,6
Altaat A	13,9–15,1	6,8–7,8	7,5–7,8
Altaat B	14,9–15,8	6,5–7,2	7,3–7,6

Kokonaisfosforin pitoisuus oli korkeampi ruokittujen kalojen A-altaissa, mutta B-altaissa kokonaisfosforin pitoisuus oli suurempi ruokkimattomien kalojen altaissa (kuva 3). Fosfaatin määrä ruokittujen kalojen altaissa oli korkeampi kuin kontrolleissa, joissa särjet eivät saaneet ravintoa (kuva 3). Tulokset ruokittujen kalojen veden ja kontrollien välillä eroavat toisistaan keskiarvolta, mutta eivät merkitsevästi, koska keskihajonnat olivat suuria.



Kuva 2. Muutokset kokeessa 1 kokonaistypen (kok-N), ammoniumtypen (NH_4-N) ja nitraattitypen (NO_3-N) määrissä. Ruokitut (A) = Ruokittujen särkien altaasta (A-puolilta) otetut näytteet. Ei ruokitut (A) = Ruokkimattomien särkien altaasta (A-puolilta) otetut näytteet. Ruokitut (B) = Ruokittujen kalojen altaista (B-puolilta) otetut näytteet. Ei ruokitut (B) = Ruokkimattomien kalojen altaasta (B-puolilta) otetut näytteet. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä keskihajonnat.



Kuva 3. Kokonaisfosforin (kok-P) ja fosfaattifosforin (PO_4-P) määrät kalakokeessa 1. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat. Ks. selitykset kuva 2.

Kokeessa 1 suurin ero särkien kokonaisbiomassoissa oli altaiden 4AB ja 3AB välillä (15,7 g). Kalakokeessa 1 altaissa oli 3 kalaa (taulukko 1).

Taulukko 2. Kalakokeessa 1 käytettyjen särkien lukumäärät (N), pituudet (cm) ja altaissa olleiden kalojen kokonaisbiomassat (g).

		Lukumäärä (N)	Pituus (cm)	Kok. biomassa (g) / allas
Ruokitut	Allas 1AB	3	12,1–13,7	47,2
	Allas 2AB	3	12,3–14,1	49,5
	Allas 3AB	3	13,1–14,2	55,4
Ruokkimattomat	Allas 4AB	3	11,1–13,0	39,7
	Allas 5AB	3	12,5–13,6	49,3
	Allas 6AB	3	12,9–14,5	50,1

3.1.2. Kalakoe 2

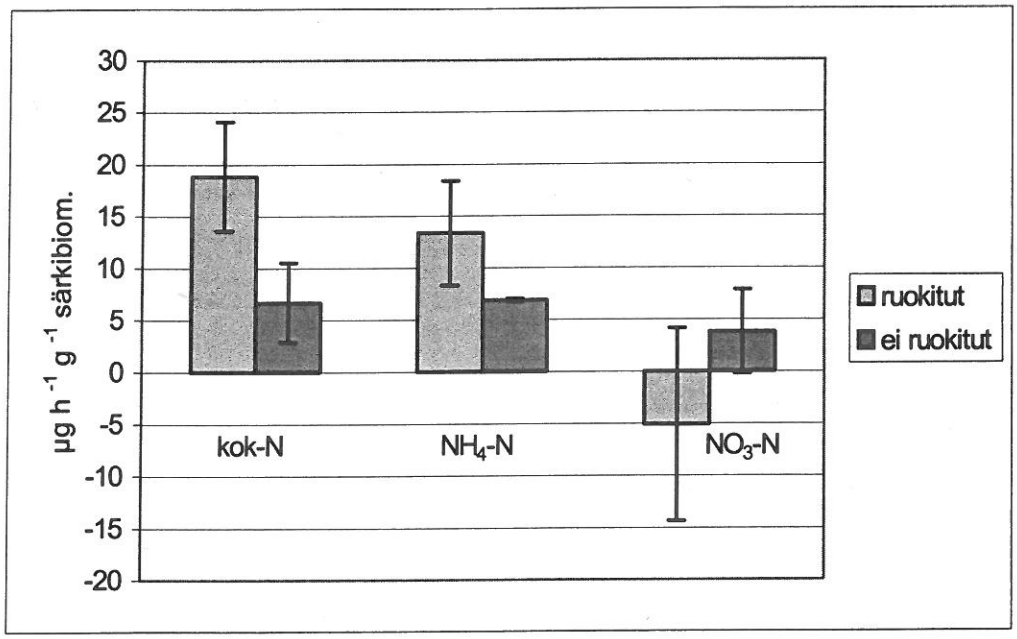
Ruokittujen ja ruokkimattomien särkien altaiden lämpötila, pH ja hapen pitoisuus eivät juuri eronneet toisistaan koealtaiden välillä, lukuun ottamatta pH -arvoa altaiden 4, 5 ja 6 välillä (taulukko 3). Arvot eivät muuttuneet kokeen aikana.

Taulukko 3. Kalakokeen 2 altaiden vesien lämpötilat (°C), happipitoisuus (mg l^{-1}) ja pH-arvot.

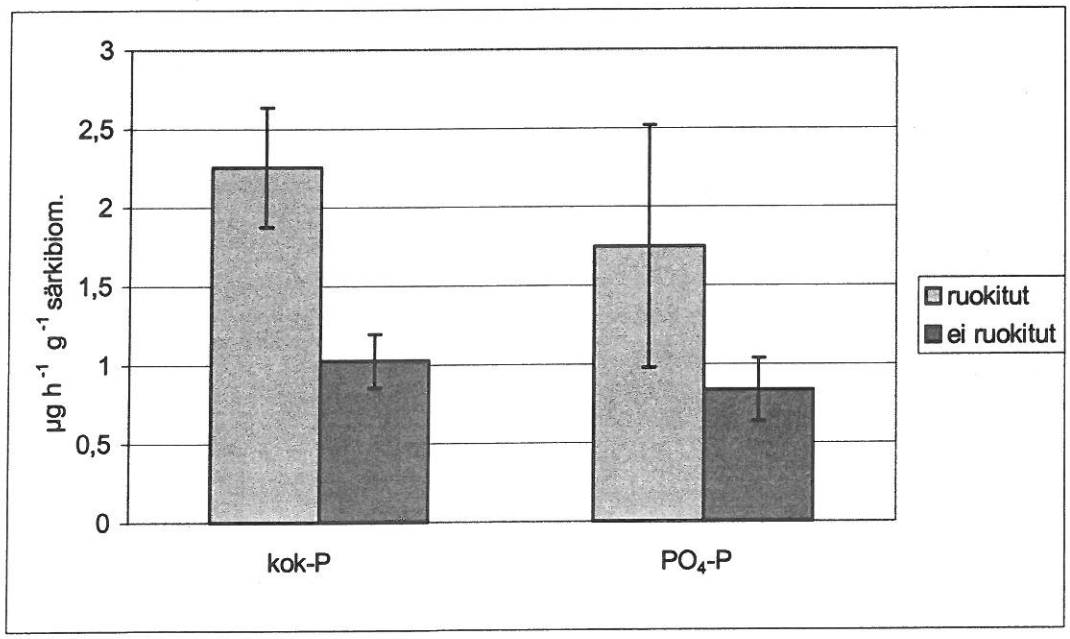
	Lämpötila (°C)	Happi (mg l^{-1})	pH
Alkutila	14,0–15,0	7,8–8,3	7,4–7,6
Altaat 1,2,3 (ruokitut)	14,7–15,1	7,1–7,8	7,0–7,3
Altaat 4,5,6 (ruokkimattomat)	13,9–15,1	6,8–7,5	6,8–7,6

Kalakokeessa 2 surviaissääsken toukilla ruokittujen kalojen erittämä kokonaistypen määrä oli merkitsevästi suurempi kuin ruokkimattomien kalojen ($p = 0,017$) (kuva 4). Ruokitut särjet erittivät ruokkimattomia kaloja enemmän myös ammoniumtyppeä. Tämä tulos oli tilastollisesti melko merkitsevä ($p = 0,073$). Nitraattitypen määrä oli suurempi ruokkimattomien kalojen altaassa kuin ruokittujen kalojen altaassa. Nitraattitypen määrä väheni mittausten mukaan ruokittujen kalojen altaassa kokeen aikana.

Ruokittujen kalojen erittämä kokonaisfosforipitoisuus oli kalakokeessa 2 merkitsevästi ruokkimattomien kalojen eritystä suurempi ($p = 0,006$). Myös fosfaattifosforin pitoisuuden keskiarvo oli suurempi ruokittujen kalojen altaissa. Tämä ero oli tilastollisesti vain melko merkitsevä ($p = 0,084$) suurten keskihajontojen takia (kuva 5).



Kuva 4. Särkien erittämät kokonaistypen (kok-N), ammoniumtypen (NH_4-N) ja nitraattitypen (NO_3-N) määrät (µg h^{-1} g^{-1} särkibiom.) kalakokeessa 2. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat.



Kuva 5. Särkien erittämät kokonaisfosforin (kok-P) ja fosfaattifosforin (PO_4-P) määrät (µg h^{-1} g^{-1} särkibiom.) kalakokeessa 2. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat.

Raudan määrä koevesissä jäi kaikissa näytteissä alle määritysrajan, eli alle 0,05 mg l^{-1} Fe.

Kokeessa 2 suurin ero särkien kokonaisbiomassassa oli altaiden 1 ja 2 välillä (9,2 g) (taulukko 4). Tulokset on suhteutettu kalabiomassaan, joten tällä erolla ei ole merkitystä tulosten kannalta.

Taulukko 4. Kokeessa 2 käytettyjen särkien lukumäärät (N), pituudet (cm) ja altaissa olleiden kalojen kokonaisbiomassat (g).

		Lukumäärä (N)	Pituus (cm)	Kok. biomassa (g)/ allas
Ruokitut	Allas 1	5	11,9–13,5	77,3
	Allas 2	5	12,5–14,7	86,5
	Allas 3	5	11,5–14,5	79,5
Ruokkimattomat	Allas 4	5	12,5–14,0	78,9
	Allas 5	5	12,3–14,2	81,0
	Allas 6	5	12,5–13,9	76,5

3.1.3. Kalakoe 3

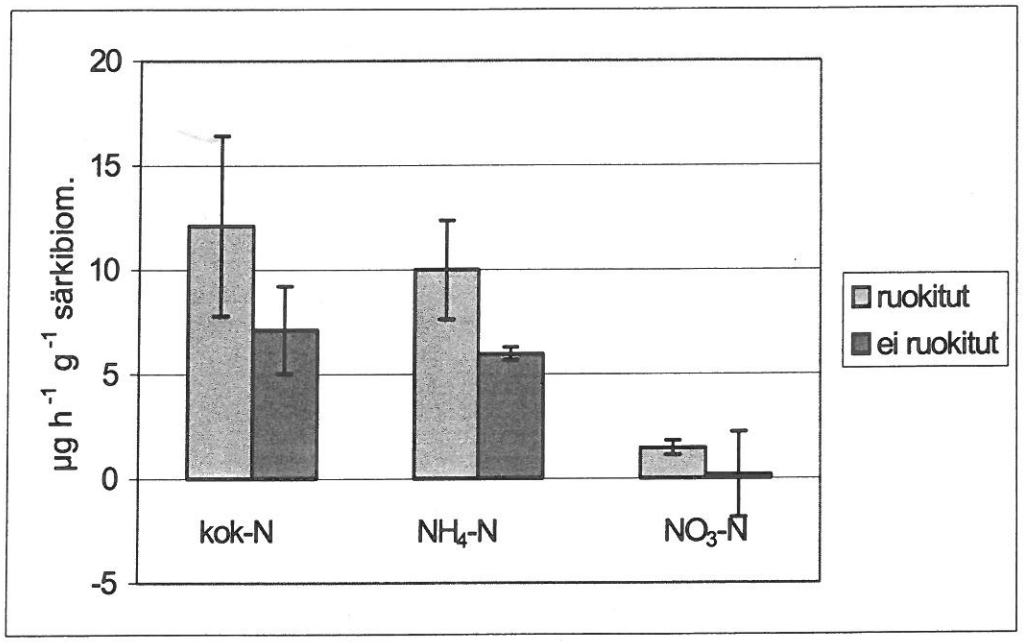
Kokeessa 3 vesikirpuilla ruokittujen ja ruokkimattomien kalojen altaiden veden lämpötilojen, pH:n ja hapen pitoisuuksissa ei ilmennyt selviä eroja lukuun ottamatta korkeampaa happipitoisuutta ennen kokeen alkua (taulukko 5).

Taulukko 5. Kalakokeen 3 altaiden vesien lämpötilat (°C), hapen pitoisuus (mg l^{-1}) ja pH-arvot.

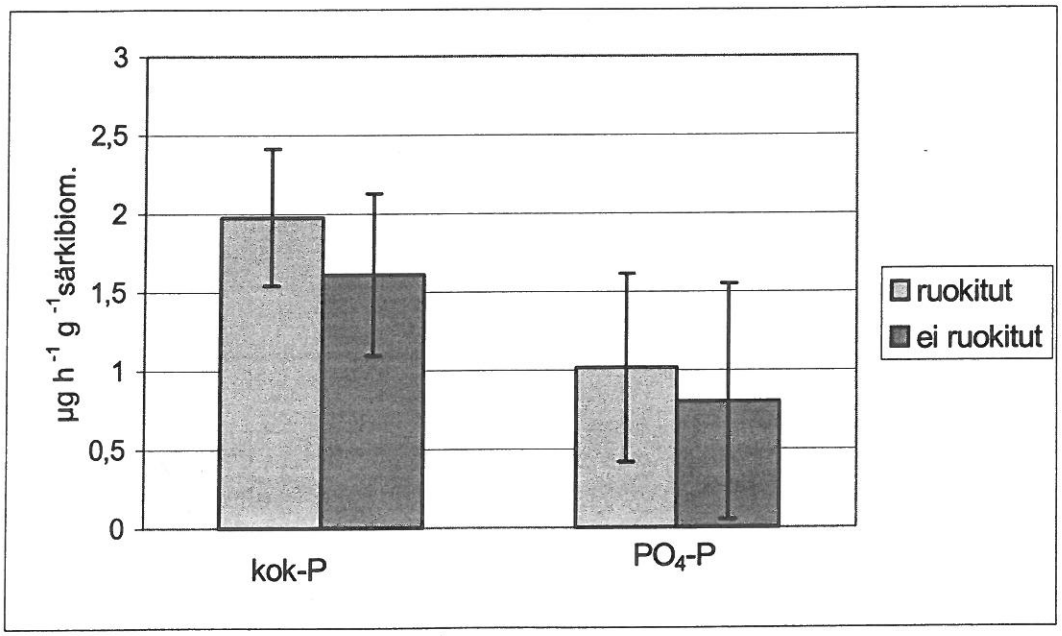
	Lämpötila (°C)	Happi (mg l^{-1})	pH
Alkutila	15,9–16,9	8,4–10,8	7,8–7,9
Altaat 1,2,3 (ruokitut)	16,0–17,0	6,6–6,8	7,6–7,7
Altaat 4,5,6 (ruokkimattomat)	16,7–16,9	7,5–8,1	7,4–7,5

Ruokitut kalat erittivät kaikkia mitattuja ravinteita enemmän kuin ruokkimattomat kalat (kuva 6). Suurista keskihajonnoista johtuen ainoa tilastollisesti merkitsevä ero oli ammoniumtypen (NH_4-N) kohdalla ($p = 0,026$). Kokonaistypen pitoisuus ruokittujen kalojen altaassa oli melko merkitsevästi

suurempi kuin ruokkimattomien kalojen altaassa (p = 0,099). Nitraattitypen kohdalla ero ruokittujen ja ruokkimattomien kalojen välillä oli pieni.



Kuva 6. Särkien erittämän kokonaistypen (kok-N), ammoniumtypen (NH_4-N) ja nitraattitypen (NO_3-N) määrät (µg h^{-1} g^{-1} kalabiomassa) kalakokeessa 3. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat.



Kuva 7. Särkien erittämän kokonaisfosforin (kok-P) ja fosfaattifosforin (PO_4-P) määrät (µg h^{-1} g^{-1} kalabiomassa) kalakokeessa 3. Tuloksiin on merkitty kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat.

Ruokitut kalat lisäsivät selvästi ruokkimattomia kaloja enemmän veden kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin määrää (kuva 7). Tulosten hajonnat olivat kuitenkin niin suuria, etteivät erot olleet tilastollisesti merkitseviä.

Kuten kalakokeessa 2, tulokset suhteutettiin kalabiomassaan (taulukko 6), joten kalojen kokonaisbiomassan eroilla altaiden välillä ei ole merkitystä tulosten kannalta.

Taulukko 6. Kalakokeessa 3 käytettyjen särkien lukumäärät (N), pituudet (cm) ja altaissa olleiden kalojen kokonaisbiomassat (g).

		Lukumäärä (N)	Pituus (cm)	Kok. biomassa (g)/ allas
Ruokitut	allas 1	5	9,3–13,6	74,35
	allas 2	5	12,0–16,0	100,23
	allas 3	5	12,0–13,3	77,53
Ruokkimattomat	allas 4	5	11,0–13,5	71,67
	allas 5	5	11,7–13,5	89,13
	allas 6	5	11,9–14,6	89,56

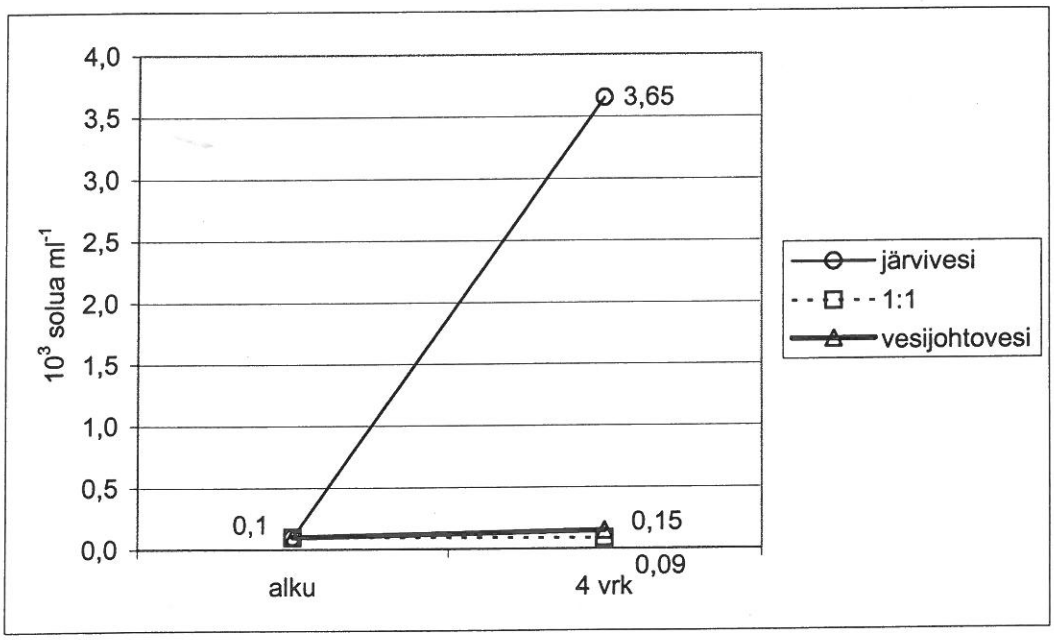
Näiden tulosten mukaan Vesijärvestä poistettu 392 kg ha^{-1} kalabiomassa olisi vuodessa erittänyt fosforia karkeasti arvioiden *Daphnia* -ravinnolla noin 1,31 kg ha^{-1} ja surviaissääskiravinnolla 1,50 kg ha^{-1}. Arviossa ei ole huomioitu eri lämpötilojen tai muiden ulkoisten tekijöiden vaikutusta kalojen erityksen. Samoin osa saaliista oli muita lajeja. 392 kg:n saalis poisti järvestä noin 2,35 kg ha^{-1} fosforia, mikäli arvioidaan särkien fosforipitoisuuden olevan 0,59 % tuorebiomassasta (Penczak ym., 1985).

3.2. Leväkasvatukset

3.2.1. Esikoe

Esikokeen tulosten mukaan *Scenedesmus* -levät kasvoivat selvästi parhaiten järvivedessä (kuva 8). *Scenedesmus* -levät eivät kasvaneet juuri lainkaan vesijohtovedessä tai vesijohtoveden ja järviveden sekoituksessa (suhteessa 1:1).

Pelkässä vesijohtovedessä ja vesijohtoveden ja järviveden sekoituksessa tehtyjen esikokeiden välillä ei ollut selvää eroa.



Kuva 8. *Scenedesmus* -levän kasvu esikokeessa. Järvivedessä, vedessä jossa puolet oli järvivettä ja puolet vesijohtovettä (1:1) ja pelkässä vesijohtovedessä.

Tulosten lukemisen ja kuvien ymmärtämisen helpottamiseksi leväkokeiden selitykset ja koodit on merkitty taulukkoon 7. Kuvien 9-20 vasemmassa ylälaidassa on vastaavat koodit.

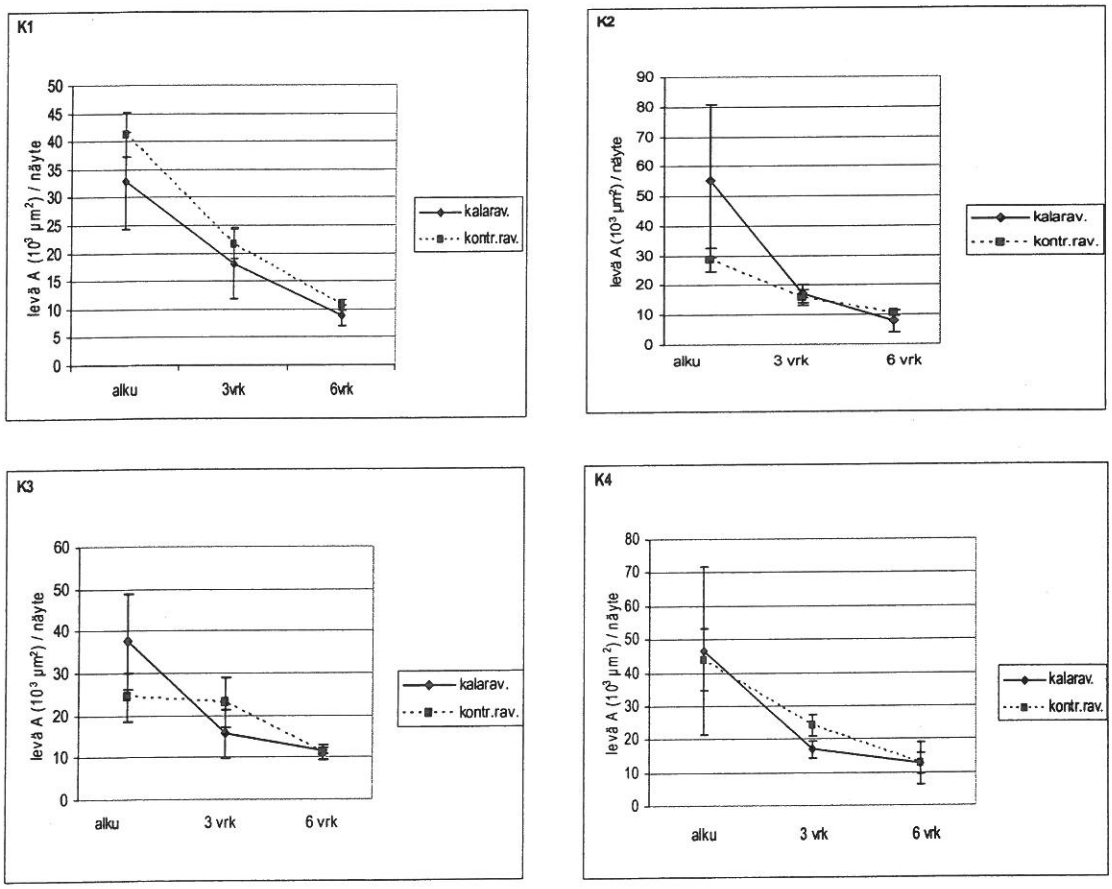
Taulukko 7. Leväkasvatusten koodit ja selitykset.

KOODI	KOE	RUOKITUT/ RUOKKIMATTOMAT	LEVÄ
K1	KALAKOE 2	RUOKITUT	*Anabaena*
K2	KALAKOE 2	RUOKKIMATTOMAT	*Anabaena*
K3	KALAKOE 3	RUOKITUT	*Anabaena*
K4	KALAKOE 3	RUOKKIMATTOMAT	*Anabaena*
K5	KALAKOE 2	RUOKITUT	*Microcystis*
K6	KALAKOE 2	RUOKKIMATTOMAT	*Microcystis*
K7	KALAKOE 3	RUOKITUT	*Microcystis*
K8	KALAKOE 3	RUOKKIMATTOMAT	*Microcystis*
K9	KALAKOE 2	RUOKITUT	*Scenedesmus*
K10	KALAKOE 2	RUOKKIMATTOMAT	*Scenedesmus*
K11	KALAKOE 3	RUOKITUT	*Scenedesmus*
K12	KALAKOE 3	RUOKKIMATTOMAT	*Scenedesmus*

3.2.2. *Anabaena* -kasvatus

Kalakokeen 2 vesi ei vaikuttanut *Anabaena* -levään (kuva 9 ja 10). *Anabaena* -levien solutilavuus väheni sekä kalakokeen 2 vesissä että kontrolliravinnevesissä kokeen aikana.

Kalakokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä leväsolumäärät olivat alkutilanteessa erisuuruiset. Tämä johtuu todennäköisesti pipetointivirheestä. Solutiheys väheni kaikissa näytteissä. Solutiheyden lasku oli jyrkempi kalaravinnevedessä kuin kontrollissa.



Kuvat 9-12. *Anabaena* -levän solutilavuudet (10^3 µm^2) kalakokeen 2 ja 3 vesissä tehdyissä kasvatuksissa. K1 = kalakokeen 2 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K2 = kalakokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K3 = kalakokeen 3 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K4 = kalakokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus. Tulokset ovat kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvoja ja kuviin on merkitty keskihajonnat.

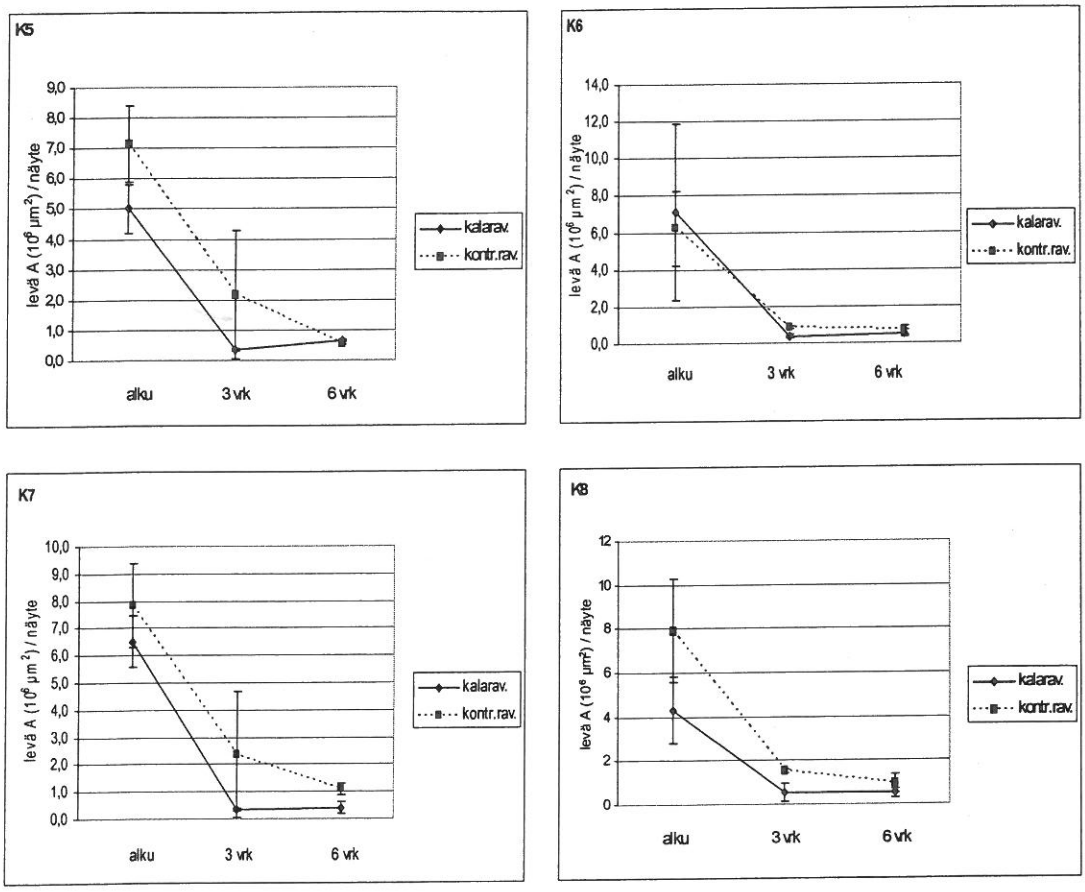
Kalakokeessa 3 *Anabaena* -levä selvisi paremmin kolmannen vuorokauden kohdalle kontrolliravinnevedessä kuin kalaravinnevedessä (kuva 11). Kokeen lopussa, kuuden vuorokauden kasvatuksen jälkeen, levätiheys kuitenkin tasoittui ollen lähes samanlainen kalavesissä ja kontrolleissa. Levätiheyden lasku oli jyrkempää kalaravinnevedessä.

Kalakokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä solumäärä oli ensimmäiset 3 vrk korkeampi kontrolleissa kuin kalaravinnevedessä. Kokeen loppuun mennessä solumäärä tasoittui jälleen.

Ainoat tilastollisesti merkitsevät tulokset *Anabaena* -levän kasvatuksissa saatiin kalaravinnekasvatusten ja kontrolliravinnekasvatusten solutiheyksien eroavuudessa ajan suhteen. Kaikkien kasvatusten levätiheydet pienenivät merkitsevästi kokeen loppua kohden.

3.2.3. Microcystis -kasvatus

Microcystis -kasvatuksissa levätiheydet romahtivat kolmen ensimmäisen vuorokauden aikana kaikissa kasvatuksissa. Kalakokeen 2 ruokittujen kalojen vedessä sekä kontrollivedessä levätiheys laski selvästi alkutilanteesta toiseen näytteenottoon (3 vrk) (kuva 13). Kalaravinnevedessä levätiheys kasvoi hieman 3 vrk:n näytteenotosta kokeen lopetukseen (6 vrk).



Kuvat 13-16. *Microcystis* -levän solutilavuudet (10^6 µm^2) kalakokeen 2 ja 3 vesissä tehdyissä kasvatuksissa. K5 = kalakokeen 2 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K6 = kalakokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K7 = kalakokeen 3 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K8 = kalakokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus. Tulokset ovat kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvoja ja kuviin on merkitty keskihajonnat.

Kokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä tehdyssä kokeessa *Microcystis* -levien määrä romahti alkutilanteen ja 3 vrk:n välillä (kuva 14), kuten kaikissa kasvatuksissa. Myös tässä kokeessa levätiheys nousi kuitenkin hieman 3 vrk näytteenotosta kokeen lopetukseen (6 vrk).

Kokeen 3 ruokittujen kalojen vedessä *Microcystis* -levän määrä väheni suunnilleen samoin kuin ruokkimattomien kalojen vedessä (kuva 15). Kokeen 3 ruokkimattomien kalojen veden kontrollissa levätiheys oli alkutilassa huomattavasti kalaravinnevettä suurempi (kuva 16). *Microcystis* -kasvatusten

tulokset olivat tilastollisesti merkitseviä ainoastaan ajan suhteen, eli levätiheydet pienenivät merkitsevästi ajan kuluessa.

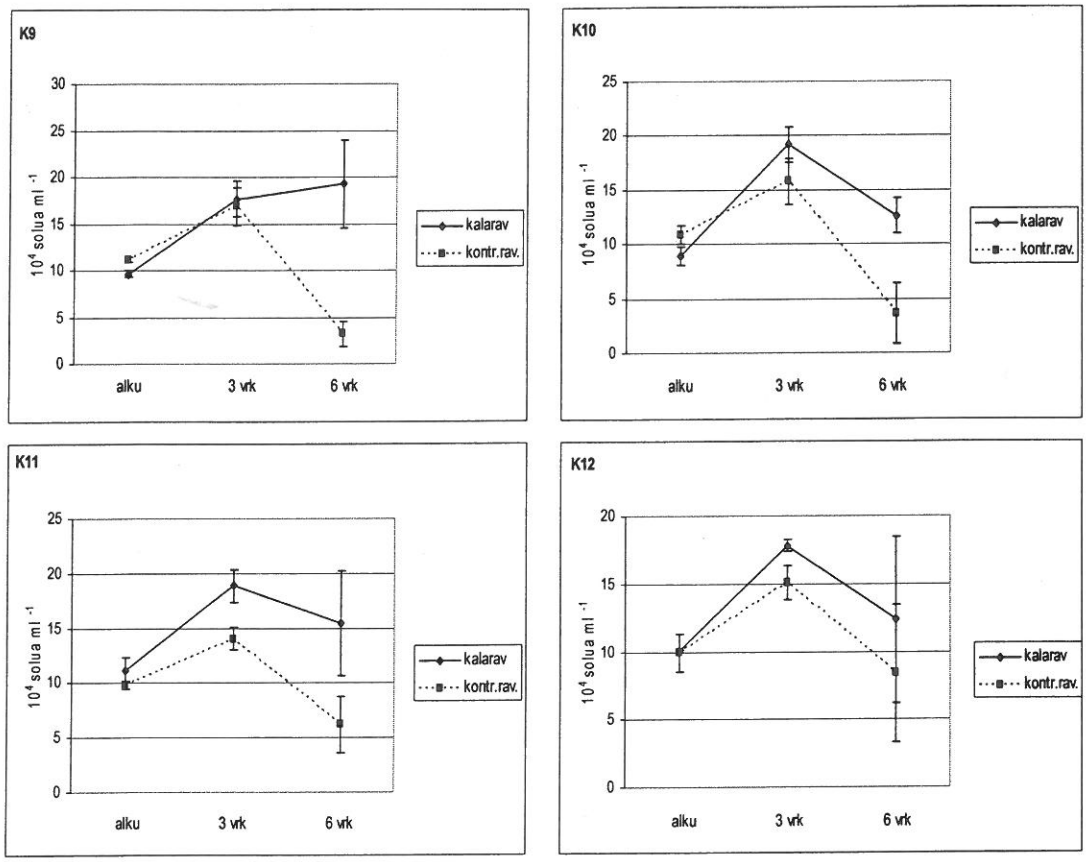
3.2.4. Scenedesmus -kasvatus

Scenedesmus -levien kasvatuksissa levien solumäärät nousivat selvästi kaikissa näytteissä ensimmäisen 3 vrk:n kasvatuksen aikana. Kalakokeen 2 ruokittujen kalojen vedessä kasvatetut *Scenedesmus* -viherlevät kasvoivat merkitsevästi ($p = 0,001$) paremmin kuin kontrolliravinnevesissä (kuva 17).

Myös kalakokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä kasvatettujen *Scenedesmus* -levien kasvukäyrä poikkesi merkitsevästi ($p = 0,005$) kontrolliravinnevedessä kasvatetuista levistä (kuva 18).

Kalakokeen 3 ruokittujen kalojen vedessä *Scenedesmus* -levä kasvoi merkitsevästi kontrollia paremmin. Levien kasvukäyrien ero kalaravinneveden ja kontrolliravinneveden välillä oli merkitsevä ($p = 0,015$) (kuva 19).

Kalakokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä ja sen kontrolliravinnevesissä ei kolmannessa näytteenotossa (5 vrk) olleiden suurten hajontojen vuoksi saatu tilastollisesti merkitsevää eroa ($p = 0,651$). Ainoa tilastollisesti merkitsevä ero oli solumäärissä näytteenottokertojen välillä ($p = 0,023$) (kuva 20).



Kuvat 17-20. *Scenedesmus* -levän solulukumäärät kalakokeen 2 ja 3 vesissä tehdyissä kasvatuksissa. K9 = kalakokeen 2 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K10 = kalakokeen 2 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K11 = kalakokeen 3 ruokittujen kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus (kontr.rav.). K12 = kalakokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä tehty kasvatus (kalarav.) ja kontrollikasvatus. Tulokset ovat kolmen rinnakkaisen tuloksen keskiarvoja ja kuviin on merkitty keskihajonnat.

4. Menetelmien tarkastelu

Selvitettäessä erityisesti särjen erityksen vaikutusta veden ravinnepitoisuuteen ja levien kasvuun, on voitava sulkea pois muut tekijät. Ravinteiden erityksen mittaaminen on kuitenkin vaikeaa, koska kalojen erittämät ravinteet ovat usein bioaktiivisessa muodossa ja levät ja bakteerit voivat ottaa niitä vedestä nopeasti erityksen jälkeen (Attayde ja Hansson, 1999). Tässä tutkimuksessa käytetty koeasetelma ja laboratorion kontrolloidut olosuhteet mahdollistivat tutkimuksen, jolla selvitettiin särjen erityksen osuutta biomanipulaation avulla saavutetuissa muutoksissa järven ravinne- ja klorofyllipitoisuudessa.

On kuitenkin muistettava, että tässä tutkimuksessa oli kyseessä laboratoriossa tehty koe, joten särkien olosuhteet eivät olleet luonnonmukaiset. Vetenä kokeissa käytettiin vesijohtovettä. Koealtaissa ei ollut kasveja, sedimenttiä tai muita eliöyhteisöön kuuluvaa kuten luonnonolosuhteissa. Särkiä totutettiin kahden viikon ajan laboratorion olosuhteisiin, mutta ne stressaantuivat selvästi etenkin ensimmäisen kokeen aikana. On oletettavaa, että tuloksiin vaikuttavat kokeen luonnosta poikkeavat fysikaalis-kemialliset olosuhteet, kuten veden pH, metallipitoisuus tms. tai särkien normaalista poikkeava fysiologia stressin ja muiden tekijöiden takia.

Kalakokeessa 1 kalat stressaantuivat huomattavasti koeasetelman monimutkaisuuden ja kalojen siirtelyn vuoksi. Tämä vaikutti oletettavasti kokeen tuloksiin. Lisäksi kokonaistypen pitoisuuden lasku kokeen aikana johtuu mahdollisesti näytteenotossa tai mittauksessa tapahtuneesta virheestä. Kokeen aikana kuoli 3 kalaa. Kuolleet kalat poistettiin ja tilalle laitettiin samalla tavoin ruokitut kalat säilytysaltaasta. Kalakokeen 1 antamaa kokemusta hyödynnettiin kalakokeiden 2 ja 3 koeasetelmia suunniteltaessa. Kalakokeen 1 vesistä ei tehty leväkasvatuksia.

Kalojen ulosteiden ravinteita ei voitu mitata ulostepartikkelien vähäisyyden takia. Pidempi koeaika olisi luultavasti paitsi vähentänyt kalojen stressin vaikutusta tuloksiin, myös mahdollistanut ulostepartikkelien ravinnepitoisuuksien mittaamisen.

Lisäksi leväkasvatuksissa käytetty vesijohtovesi vaikutti erityisesti syanobakteerien (*Anabaena*, *Microcystis*) kasvuun. Syanobakteerit otettiin suoraan Lahden Vesijärvestä ja siten kasvuympäristön äkillinen muutos oli niille suuri. *Scenedesmus* -levät olivat laboratoriokantaa, joka normaalioloissakin kasvoi vesijohtoveteen tehdyssä ravinneliuoksessa. Vesijohtovesi valittiin kalakokeisiin siksi, että järviveden kuljetus laboratorioon ja suodatus olisi ollut liian suuri työ, koska vettä tarvittiin satoja litroja viikoittain. Jälkeenpäin ajatellen kalat olisi voitu siirtää järviveteen totutteluajan jälkeen ja siten kalakokeita varten olisi tarvittu vähemmän vettä. Koealtaat olisivat myös voineet olla pienemmät. Yksi tutkimuksen idean lähteistä oli ruotsalaistutkimus (Attayde ja Hansson, 1999), jonka kalakokeissa käytettiin vesijohtovettä. Levätesteissä käytettiin vettä, joka oli valmistettu yhdistämällä kalakokeiden vettä ja kasviplanktonin synteettisesti valmistettua kasvatusliuosta. Kokeessa leväbiomassa kasvoi merkitsevästi paremmin, verrattuna kokeisiin, jossa levät kasvatettiin synteettisessä kasvatusliuoksessa ja lisäykset tehtiin vesikirppujen eritteitä sisältävällä vedellä tai tislatulla vedellä. Kalaravinnevesi paransi siis leväkasvua siitä huolimatta, että se oli alun perin vesijohtovettä. Kyseessä olevassa tutkimuksessa käytettiin luontaista leväymppiä, joka kerättiin järvestä haavimalla. Lajistoon ei kuulunut syanobakteereja.

Esikokeessa pelkän vesijohtoveden ja veden, jossa oli puolet vesijohtovettä ja puolet järvivettä, välillä ei ollut juurikaan eroa leväsolumäärissä. Varsinaiset kokeet päätettiin tehdä vesijohtovettä (ja kalaravinnevettä) käyttäen siitä huolimatta, että vesijohtovedellä näytti olevan selvä inhibitiovaikutus levien kasvuun. Pelkän järviveden käyttö ei ollut mahdollista, koska kalaravinnevesi oli alun perin vesijohtovettä.

Scenedesmus -kokeen osalta kasvatusliuosta olisi pitänyt laimentaa ennen levien siirtoa kalaravinneveteen. Nyt levät jakautuivat todennäköisesti kasvatusliuoksesta saamiensa ravinteiden turvin vielä kokeen aikana. Toisaalta *Scenedesmus* -levät kasvoivat kuitenkin merkitsevästi paremmin kalaravinnevesissä kuin kontrollikasvatuksissa. Pidentämällä levien kasvatusaikaa kalojen eritteiden vaikutus leväkasvuun olisi saattanut olla selvempi. Lisäksi kasvatuksiin olisi voitu tehdä lisäyksiä kalaravinnevedellä, jolloin levien kasvu olisi voinut tehostua.

5. *Tulosten tarkastelu*

5.1. *Särkien erittämät ravinteet*

Tämän kokeen tulosten mukaan Vesijärvestä poistettu 392 kg ha^{-1} kalabiomassa olisi vuodessa erittänyt fosforia karkeasti arvioiden *Daphnia* -ravinnolla noin 1,31 kg ha^{-1} ja surviaissääskiravinnolla 1,50 kg ha^{-1}. Arviossa ei ole huomioitu eri lämpötilojen tai muiden ulkoisten tekijöiden vaikutusta kalojen erityksen. Samoin osa saaliista oli muita lajeja. 392 kg:n saalis poisti järvestä noin 2,35 kg ha^{-1} fosforia, mikäli arvioidaan särkien fosforipitoisuuden olevan 0,59 % tuorebiomassasta (Penczak ym., 1985). Lahden Vesijärven ulkoinen fosforikuormitus väheni 80-luvulla 150 kg ha^{-1} a^{-1} (Horppila ym., 1998). Ulkoisen kuormituksen tuomaan fosforin määrään nähden särkien oletettu eritys on näiden tulosten mukaan pieni, mutta verrattaessa särkien mukana poistunutta fosforimäärää särkien erityksen, on erityksen merkitys järven fosforitaseeseen jo huomattava. Näitä lukuja vertaamalla ulkoinen kuormitus on ylivoimaisesti suurin fosforin määrää järvivedessä lisäävä tekijä.

Nakashima ja Legget (1980) mukaan kalojen erityksen vaikutus järven fosforitaseeseen oli suhteellisen merkityksetön kelta-ahvenilla (*Perca flavences*) tehdyssä tutkimuksessa, jossa kalojen fosfaattifosforin eritys kattoi maksimissaan vain 0.03–0.11 % sestonin tarpeesta kyseisessä järvessä kesäaikana. Mehner ym. (1998) tutkimuksissa särjet erittivät fosforia enimmillään 0,1 mg m^{-3} vrk^{-1} ja Tarvainen, ym. (2002) tulosten mukaan 0,7–2,7 mg m^{-3}. Nämä tulokset olivat myös suhteellisen merkityksettömiä verrattuna järven ulkoiseen kuormitukseen, eläinplanktonin erittämän fosforin määrään tai yleisesti fosforin määrään pelagiaalissa kesäaikana. Vastakkaisia tuloksia ovat saaneet mm. Carpenter, ym. (1992). Heidän tulostensa mukaan kalojen ruokailu litoraalialueella aiheutti suurimman fosforin lisäyksen pelagiaalialueelle. Myös Brabrand ym. (1990) tulosten mukaan kalojen ruokailu litoraalissa oli

merkittävää järven fosforitaseen kannalta, vaikkakin särkien eritys oli vain kymmenyksen eläinplanktonin erityksestä. Heidän mukaansa kalojen litoraalista siirtämä fosfori oli kuitenkin järven ravinnekierrosta jo poistunutta fosforia ja siksi merkittävää fosforitaseen kannalta. Tämän kokeen tulosten mukaan särjet erittivät fosforia maksimissaan 0,3 mg P g^{-1} vrk^{-1}. Tarvainen ym. (2002) kokeissa >1+ ikäiset särjet erittivät maksimissaan 0,07 mg P g^{-1} vrk^{-1}. Aikaisempien tutkimusten mukaan eläinplanktonia syövien kalojen fosforin eritys oli suurempi Köyliönjärvellä (Tarvainen, ym., 2002), kuin Lahden Vesijärvellä (Horppila, 1998). Kuitenkin särkien merkitys järven fosforitaseen kannalta oli suurempi Vesijärvellä pienemmän ulkoisen kuormituksen takia (Tarvainen, ym., 2002).

Vesijärvessä tehdyissä allaskokeissa veden ravinne- ja klorofyllipitoisuuden nousu oli suoraan verrannollinen särkien määrään nähden (Horppila ja Kairesalo, 1990). Kalojen erityksen ja ulostuksen todettiin olevan pääasiallinen syy ravinnepitoisuuden nousuun kala-altaissa, kun taas kalojen aiheuttaman sedimentin bioturbaation todettiin olevan riippuvainen planktonravinnon saatavuudesta. Särjet aiheuttivat suurimman fosforin lisäyksen ja bioturbaation koealtaiden vedessä silloin, kun altaissa ei ollut tarjolla eläinplanktonravintoa.

Yhtenä järven fosforitaseeseen vaikuttavana tekijänä voidaan pitää kuolleiden kalojen hajotessa veteen vapautuvaa fosforia. Andersson ym. (1998) mukaan kalojen kuollessa kiertoon vapautuva fosfori on järven ravinnepitoisuuden kannalta merkittävämpi tekijä kuin kalojen eritys. Myös Nagashima ja Legget (1980) arvioivat, että kalojen raadoista aiheutuva kuormitus on merkittävä tekijä järven fosforin kierrossa. He arvioivat kalojen raadoista vapautuvien ravinteiden muodostavan jopa 20 % tutkimusjärven autoktonisesta fosforista. Toisaalta Vanni ja Findlay (1990) eivät havainneet kuolleiden kalojen vaikuttavan kasviplanktoniin lainkaan.

5.2. Särkien erityksen vaikutus leväyhteisöjen runsauteen ja rakenteeseen

Eläinplanktonin eritteet ovat tärkeä ravinteiden lähde kasviplanktonille ja usein niiden merkitys on suurempi kuin kalojen eritteiden (Attayde ja Hansson, 1999; Nakashima ja Legget, 1980; Tarvainen, ym., 2002). Planktonia syövien kalojen biomassa järvessä ei voi ylittää eläinplanktonin biomassaa. Useissa järvissä pikkukalat käyttävät ravintonaan pohjaeläimiä, jolloin kalabiomassa saattaa olla eläinplanktonbiomassaa suurempi (Kitchell ym., 1975). Tällaisissa järvissä kalojen erittämät ravinteet voivat olla leville tärkeämpiä kuin eläinplanktonin erittämät ravinteet.

Kalojen vaikutukset kohdistuvat eri tavoin eri leväryhmiin. Vaikka kalojen erittämät ravinteet ovat useissa tutkimuksissa vähentäneet kasviplanktonin lajirunsautta ja diversiteettiä, on levien kokonaisbiomassa lisääntynyt (Attayde ja Hansson, 1999; Kurtmayer ja Wanzenböck, 1996). Esimerkiksi Schaus ja Vanni (2000) huomasivat, että pohjaravintoa syövät kalat (gizzad shad) lisäävät syanobakteerien, viherlevien ja nielu- ja ruskolevien biomassoja koealtaissa, mutta vaikutusta piileviin tai silmäleviin ei havaittu.

Kurtmayer ja Wanzenböck (1996) tutkivat puolestaan alle vuoden vanhojen ahventen, särkien ja lahnojen vaikutusta kasviplanktoniin. Tulosten mukaan kasviplanktonyhteisö oli monimuotoisempi ilman kaloja. Viherlevät dominoivat leväbiomassaa kala-altaissa, mutta eivät kalattomissa kontrolleissa. Nielu-, pii- ja yhtymäleviä, sekä määrittämätöntä pikoplanktonia oli kutakin yli 5 % kokeen kokonaisleväbiomassasta (kala-altaat ja kalattomat altaat). Panssarileviä ja syanobakteereja tavattiin sekä kala-altaissa, että kontrolleissa, mutta kummassakaan ne eivät muodostaneet merkittävää (>5 %) osuutta leväbiomassasta. Piilevät esiintyivät merkittävissä määrin ainoastaan kontrolleissa.

LAHDEN
KORKEAKOULUKIRJASTO

Särkien erittämät ravinteet ovat tämän tutkimuksen mukaan leville helposti saatavassa muodossa ja paransivat *Scenedesmus* -levän kasvua kontrolliravinnekasvatuksiin verrattuna. Teoria, joka selittäisi syanobakteerien menestymisen kattavasti ja ymmärrettävästi puuttuu kuitenkin vielä (Hyenstrand ym., 1998).

Suurin osa kalojen erittämästä liukoisesta typestä ja fosforista on ammoniumtyppeä tai fosfaattifosforia. Nämä typen ja fosforin muodot ovat suoraan kasviplanktonin käytettävissä. Tämän vuoksi kalojen erittämät ravinteet ovat mahdollisesti tärkeitä ravinnelähteitä kasviplanktonille (Attayde ja Hansson, 1999). Kalakokeessa 2 (ravintona surviaissääsken toukat) ruokittujen särkien erittämästä kokonaisfosforista 77 % oli fosfaattia. Kalakokeessa 3 (ravintona *Daphnia*) ruokittujen kalojen erittämästä fosforista 51 % oli fosfaattia, eli vähemmän kuin kalakokeessa 2. Pohjaeläinravinnolla ruokitut särjet (kalakoe 2) erittivät enemmän fosforia, kuin planktonravinnolla ruokitut särjet (kalakoe 3) ja fosforista suurempi osa oli fosfaattia. Ero eri ravintoa syöneiden kalojen kokonaisfosforin erityksessä oli 0,46 µg $särki^{-1}$ h^{-1}. Perssonin (1997) suorittamassa laboratoriokokeessa, jossa kalojen ravintona käytettiin surviaissääsken toukkia ja koe suoritettiin vesijohtovedessä, särkien erittämästä fosforista 80 % oli fosfaattia, eli suunnilleen saman verran kuin kalakokeessa 2.

Kalojen kasvua säätelee yleensä ravinnosta saatava energian määrä (Shindler ja Eby, 1997) ja vain harvoin ravinnosta saatava typen tai fosforin määrä. Esimerkiksi *Daphnia*:n eritteiden N:P -suhteeseen taas vaikuttaa ravinnon määrää enemmän ravinnon laatu ja sen N:P -suhde. Yleisesti typen vähyys herbivorien ravinnossa vähentää eritetyn typen määrää (Sterner ja Hessen, 1994). Kaloilla typen ja fosforin eritykseen vaikuttaa kuitenkin ravinnon energiamäärä ja siten eritteiden N:P -suhde on usein matala ja tasainen (Shindler ja Eby, 1997). Luonnon järvissä kalojen erityksen N:P -suhde on keskimäärin 12:1 (Brabrand ym., 1990). Myös Attayde ja Hansson (1999) saivat tätä teoriaa tukevia tuloksia laboratoriokokeissaan. Tässä tutkimuksessa kalojen erittämien ravinteiden typpi:fosfori -suhde (N:P-suhde) oli kokeessa 2 keskimäärin 8:1

ruokailleilla kaloilla ja 6:1 ruokkimattomilla kaloilla. Kokeessa 3 vastaavat N:P -suhteet olivat ruokituilla särjillä 6:1 ja ruokkimattomilla 5:1. Tämän kokeen tulosten mukaan kalojen eritteissä oli typpeä vähemmän suhteessa fosforiin nähden kuin aiemmissa tutkimuksissa. Tämä voi johtua kokeen lyhytaikaisuudesta ja kalojen stressin vaikutuksesta ravinnon käyttöön ja erityksen.

Kalat voivat vaikuttaa kasviplanktonin käytössä olevien ravinteiden N:P -suhteeseen myös epäsuorasti eläinplanktonin kautta. Esimerkiksi *Daphnia*:n kudosten N:P -suhde on matala (Sterner, ym., 1992) ja ne ylläpitävät ravinnetasapainon erittämällä fosforiin nähden suhteessa enemmän typpeä (Sterner ja Smith, 1993). Vastaavasti esimerkiksi *Calanoida* -hankajalkaisten ja *Bosmina*:n kudosten N:P -suhde on korkea ja niiden voidaan olettaa erittävän *Daphnia*:a enemmän fosforia suhteessa typen erityksen. *Dahnia*:t dominoivat usein silloin kuin eläinplanktonia ravinnokseen käyttäviä kaloja on vähän. *Calanoida* -hankajalkaiset ja *Bosmina* ovat usein valtalajeja kun eläinplanktonia syöviä kaloja on runsaasti (Vanni ja Layne, 1997; Romare, ym., 1999). Näin ollen pikkukalavaltaisissa järvissä eläinplanktonin eritys alentaa järviveden N:P -suhdetta.

5.3. Ruokinnan vaikutus särkien erityksen

Ruokitut särjet erittivät kalakokeissa 2 ja 3 kaikkia ravinteita enemmän kuin ruokkimattomat särjet. Poikkeuksena tähän oli kalakokeen 2 nitraattitypen määrä, joka väheni ruokittujen kalojen vedessä kokeen aikana. Ero ruokittujen ja ruokkimattomien särkien välillä oli merkitsevin fosforin erityksessä. Kuten edellä jo mainittiin, kalojen eritystä säätelee ravinnosta saatavan energian määrä ja vain harvoin typen tai fosforin määrä ravinnossa (Shindler ja Eby, 1997). Täten voidaan olettaa, että mitä enemmän kalat syövät, sitä enemmän ne erittävät ravinteita ravinteiden suhteiden (N:P) kuitenkaan muuttumatta. Eri ravinnoilla oli tässä kokeessa kuitenkin merkitystä särjen eritteiden N:P -

suhteeseen. Surviaissääsken toukilla ruokitut särjet erittivät typpeä ja fosforia suhteessa 8:1 ja *Daphnia*:lla ruokitut suhteessa 6:1, eli ruokkimattomien kalojen eritteissä N:P -suhde oli alhaisempi kuin ruokituilla kaloilla.

Näiden tulosten yhteenvetona voidaan sanoa, että särjen eritys nostaa järviveden ravinnepitoisuutta. Kalojen raadoista vapautuvien ravinteiden merkitys on kyseenalainen. Ravinnepitoisuuden muutos on kuitenkin riippuvainen järven särkibiomassasta ja siten ravinnepitoisuuden kasvu ei aina ole merkittävä verrattuna ulkoisen kuormituksen tuomiin ravinnepitoisuuksiin. Suuret särkikalabiomassat aiheuttavat ravinteiden lisääntymistä vedessä ja alentavat järviveden N:P -suhdetta. Kasvanut ravinnepitoisuus lisää yleisesti levien määrää, sedimentoitumista ja hapen kulutusta sedimentin pinnalla. Pohjan hapettomuus puolestaan aiheuttaa kemiallisia reaktioita, joissa ravinteita vapautuu sedimentistä veteen. Tuloksena on järven autoktonisen ravinnetason kohoaminen ja syy-seuraussuhteet, jotka lisäävät rehevöitymistä.

5.4. Särkien erittämien ravinteiden vaikutus syanobakteereihin

Useissa laboratorio- ja allaskokeissa on todettu kalojen läsnäolon lisäävän levien kasvua (Hessen ja Nilssen, 1986; Reinertsen, ym., 1986; Horppila ja Kairesalo, 1990; Vanni ja Findlay, 1990; Vanni ja Layne, 1997; Bertolo ja Lacroix 1999). Vanni ja Layne (1997) totesivat kalojen eritteiden olevan tärkeitä myös leväpopulaatioiden rakenteille. Heidän tutkimuksissaan erot leväbiomassoissa tutkimusjärven ja siellä kaloja sisältävien ja kalattomien altaiden välillä johtuivat pääosin syanobakteerien ja viherlevien eroista. Syanobakteerien ja viherlevien tiheys kala-altaissa oli 4-5 kertaa korkeampi kuin kalattomassa altaassa (Vanni ja Findlay, 1990).

Syanobakteerien on todettu hyötyvän kalojen läsnäolosta myös Reinertsen ym. (1986) tulosten mukaan. *Anabaena* -syanobakteerit hyötyivät kalojen läsnäolosta oletettavasti muita leviä paremman fosforin ja epäorgaanisen hiilen

ottokyvyn takia. Laikuittaisessa ympäristössä, jossa kalojen eritteestä vapautuu fosforia ympäröivään veteen, *Anabaena* -syanobakteerit pystyivät ottamaan fosforia jopa 20 kertaa nopeammin kuin esimerkiksi *Staurastrum* -viherlevä. Eläinplanktonin läsnäololla ei heidän mukaansa ollut merkitystä *Anabaena*:n kannalta. Myös *Microcystis* -syanobakteerilla tehdyissä kilpailukokeissa saatiin samankaltainen tulos. Reinertsen ym. (1986) olettivat myös muiden syanobakteerien hyötyvän kalaparvien laikuittain erittämistä ravinteista. Toisaalta Hessen ja Nilssen (1986) eivät havainneet kaloilla olevan merkitsevää ($p > 0,05$) vaikutusta *Planktothrix agardhii* -syanobakteeriin, joten kaikkiin syanobakteereihin tätä oletusta ei voida yhdistää.

Tässä kokeessa syanobakteerikasvatusten tiheydet romahtivat alkutilasta seuraavaan näytteenottoon (3 vrk). Syanobakteerit selvisivät hieman paremmin kokeen 3 ravinnepitoisuuksilla, mutta tuloksista ei silti voi päätellä mitään kalojen erittämien ravinteiden vaikutuksesta syanobakteerien kasvun lisääjänä. Vesijohtovesi oli liian erilainen kasvuympäristö suoraan järvivedestä otetuille syanobakteereille.

5.5. Typpi : fosfori -suhteen vaikutus syanobakteereihin

Kalojen eritteiden typpi : fosfori -suhde on tutkimusten mukaan aina lähellä levien optimia (Attayde ja Hansson, 1999). Brabrand ym. (1990) mukaan särkien erittämä N:P -suhde on järvessä noin 12:1. Myös Attayde ja Hansson (1999) saivat laboratoriokokeissaan särjen eritteiden N:P suhteeksi aina yli 10:1 (TDN:TDP 11,5–14,3). Schindler ja Eby (1997) testasivat 18 kalalajia ja saivat tulokseksi N:P-suhteen olevan petokalojen eritteissä 6:1 ja muilla kaloilla 13:1. Tämän kokeen tulosten mukaan särkien eritteiden N:P -suhde oli matalampi verrattuna aikaisempiin tutkimuksiin. Tuloksiin saattaa vaikuttaa kokeen lyhyt kesto ja särkien stressin vaikutus ravinnon käyttöön ja erityksen. Hyenstrand ym. (1998) mukaan matala N:P -suhde suosii syanobakteereja kilpailussa muiden levien kanssa.

Suurten särkikalabiomassojen voidaan olettaa laskevan typpi:fosfori -suhdetta ja siten suosivan syanobakteereja kilpailussa eukaryoottilevien kanssa (Schindler, 1977). Smith (1983) tutkimuksessa selvitettiin, miten N:P -suhde vaikuttaa sekä typpeä sitoviin syanobakteereihin että syanobakteereihin, jotka eivät pysty sitomaan typpeä. Tulokset osoittavat sekä heterosyytillisten että heterosyytittömien syanobakteerien osuuden olevan alhainen, mikäli N:P -suhde oli suurempi kuin 29:1. Toisaalta typen puute (N:P -suhteen ollessa alle 29:1) ei yksin selittänyt syanobakteerien dominassia. Mm. Levine ja Schindler (1999) tulosten mukaan heterosyytittömät syanobakteerit (mm. *Microcystis* sp.) eivät hyödy matalasta N:P -suhteesta kuten heterosyytilliset syanobakteerit (mm. *Anabaena* sp.)

5.6. Hivenaineiden vaikutus syanobakteereihin

Hyenstrand ym. (1998) mukaan yksi syanobakteereiden kasvuun vaikuttava tekijä on hivenaineiden määrä järvivedessä. Tässä tutkimuksessa mitattiin kalakokeiden veden rautapitoisuus. Brabrand (1984) mukaan särkien suolen sisällön rauta lisäsi levien kasvua huomattavasti enemmän kuin esimerkiksi ahventen. Hänen mukaansa ahventen ulosteiden rauta on leville käyttökelpoisessa muodossa vasta bakteerihajotuksen jälkeen, koska ahventen ruuansulatuskanavan lima kelatoi raudan käyttökelvottomaksi useimmille leville. Lisäksi tutkimuksessa havaittiin että, särkien suolen sisältö vaikutti levien kasvuun suunnilleen yhtä paljon kuin kasvatusliuokseen lisätty helppoliukoinen rauta-EDTA.

Brabrand ym. (1990) totesivat raudan lisäyksen parantavan merkittävästi *Selenastrum capricornutum* -viherlevän kasvua. Toisaalta taas Lehman ja Sandgren (1985) eivät havainneet allaskokeissaan tilastollisesti merkitsevää vastetta leväpopulaatioissa hivenaineiden lisäyksen jälkeen. Tässä kokeessa raudan pitoisuudet jäivät alle määritysrajan. Pidempi koeaika olisi todennäköisesti lisännyt särkien erittämän raudan määrää vedessä.

5.7. Särkien erittämien ravinteiden vaikutus Scenedesmus -viherlevän kasvuun

Attayde ja Hansson (1999) tutkivat särjen ja *Daphnia*:n vaikutusta leväyhteisöjen rakenteeseen ja runsauteen. Tutkimuksissa *Scenedesmus* sp. syrjäytti kilpailussa muut levälajit. *Scenedesmus* syrjäytti kilpailijansa myös kontrollivedessä, johon lisättiin särkien tai *Daphnia*:n eritteitä sisältävän veden sijasta tislattua vettä. Syrjäyttäminen tapahtui kontrollissa kuitenkin selvästi hitaammin kuin särki- tai *Daphnia* -eritevedessä. Nopeimmin (14 vrk) *Scenedesmus* voitti kilpailijansa *Daphnia* -vedessä. Tutkimuksessa käytettiin useaa levälajia sisältävää ymppiä. Samassa tutkimuksessa särkivesi suosi kaksi kertaa suurempaa levälajimäärää kuin *Daphnia* -vesi. Tämä johtunee särjen erittämien ravinteiden leville helppokäyttöisemmästä muodosta. Typpi-fosfori - suhde särkien eritteissä oli aina lähellä levien optimia.

Tämän tutkimuksen, kuten edellä mainitussa (Attayde ja Hansson, 1999) ruotsalaistutkimuksessakin, leväkasvatuksissa käytettiin vettä, joka sisälsi kalojen erittämiä ravinteita. Lisäksi tässä tutkimuksessa leviä kasvatettiin vesijohtovedessä (kontrollit), johon oli lisätty kalavettä vastaavat määrät keinotekoisia ravinteita. Kokeissa käytetyt levät olivat valikoituja lajeja. Tämän tutkimuksen tarkoituksena olikin selvittää kalojen erittämien ravinteiden vaikutusta levien kasvuun, ei lajistorakenteeseen. Levätiheys lisääntyi kaikissa kasvatuksissa merkitsevästi ensimmäisen 3 vrk:n kasvatuksen aikana. Lisäksi tuloksista havaittiin, että levät kasvoivat merkitsevästi paremmin kalavedessä kuin kontrolliravinnevedessä, lukuun ottamatta kokeen 3 ruokkimattomien kalojen vedessä kasvaneita leviä. Tilastolliset merkitsevyydet olivat kokeessa 2 (*Chironomus* -toukat ravintona) korkeita: ruokittujen kalojen vedessä kasvaneilla levillä $p = 0{,}001$ ja ruokkimattomien $p = 0{,}005$. Kokeessa 3 (*Daphnia* ravintona) vastaavat merkitsevyydet olivat ruokituilla $p = 0{,}015$ ja ruokkimattomien kalojen vedessä kasvaneilla levillä $p = 0{,}651$. Typpi : fosfori - suhde oli sama sekä kalavesi- että kontrollikasvatuksissa, joten sillä ei voida selittää kalaveden myönteistä vaikutusta levien kasvuun.

Nämä tulokset osoittavat selvästi, että kalojen eritteessä jokin seikka suosi *Scenedesmus* -viherlevän kasvua verrattaessa kontrollikasvatuksiin, joihin lisättiin epäorgaanista typpeä (ammonium- ja nitraattityppeä) ja fosforia (fosfaattina) kalavesiä vastaavat määrät. Kalaravinnevesissä hivenaineet saattoivat vaikuttaa leväkasvuun, mutta toisaalta bakteerihajotuksen merkitys laboratoriokokeessa ei ole samanlainen kuin luonnonolosuhteissa.

5.8. Biomanipulaatio järvien kunnostuksessa

Biomanipulaatioon liittyviä tekijöitä on tutkittu paljon. Vaikka monet seikat vaativat lisätutkimusta, voidaan useissa tapauksissa olemassa olevan tiedon perusteella tehdä oletuksia veden laadun paranemisesta biomanipulaation ansiosta (Kasprzak, ym., 2002). Biomanipulaatiolla on saatu hyviä tuloksia veden laadun paranemisessa esimerkiksi matalissa järvissä, joissa makrofyytit menestyvät biomanipulaatiolla aikaansaadun veden kirkastumisen takia (Perrow, ym., 1997; Benndorf, ym., 2002; Van de Bund ja Van Donk, 2002). Kalojen merkitys ravinteiden kierrättäjinä on merkittävää ainakin joissain järvissä (Carpenter, ym., 1992; Horppila ym., 1998; Tarvainen, ym., 2002). Tutkimusten mukaan fosforikuormituksen pienentäminen on tarpeen ainakin eutrofisissa ja hypereutrofisissa järvissä pitkäaikaisten tulosten saavuttamiseksi. Syvissä järvissä, joiden ulkoinen fosforikuormitus on pieni, biomanipulaatiolla voidaan saada aikaan huomattavia pysyviä muutoksia järvien ravinnetasoissa (Benndorf, ym., 2002).

6. Yhteenveto

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, miten särkien eritteet vaikuttavat veden laatuun ja ravinnepitoisuuteen. Lisäksi tutkittiin, miten särkien eritteet vaikuttavat levien (*Anabaena, Microcystis* ja *Scenedesmus*) kasvuun laboratorio-olosuhteissa. Tulosten mukaan särjen eritys nostaa järviveden ravinnepitoisuutta. Särkien eritteet lisäävät erityisesti typen ja sen fraktioista ammoniumin määrää järvivedessä. Kalojen ravinnolla oli vaikutusta ravinteiden erityksen. Pohjaeläinravinnolla (*Chironomus*) ruokitut särjet erittivät kaikkia mitattuja ravinteita enemmän kuin eläinplanktonilla (*Daphnia*) ruokitut särjet. Kalojen eritteiden havaittiin lisäävän erityisesti *Scenedesmus* -levän kasvua (ks. kuva 22). Lisäksi kalaveden ravinnetulosten (matala N:P -suhde, korkea NH_4-N pitoisuus) perusteella voidaan olettaa, että luonnon olosuhteissa särkien eritteet lisäisivät myös haitallisten syanobakteerien kasvua.

Särkien eritteiden kautta järviin vapautuva ravinnemäärä on kuitenkin usein alhainen verrattuna ulkoisen kuormituksen tuomiin ravinnepitoisuuksiin. Tämän vuoksi kalabiomassan vähentäminen on vain yksi keino hallita järvien rehevöitymistä. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on ensisijaisen tärkeää rehevöityneiden järvien tilan parantamiseksi.

7. Kiitokset

Haluan kiittää professori Timo Kairesaloa tämän pro gradu -työn ideoinnista ja ohjauksesta. Haluan kiittää myös Jaana Hietasta opastuksesta levien laskennassa, Janne Salmista neuvoista tilastollisessa testauksessa ja Marianne Nurmista vesinäytteiden analysoinnista. Lämmin kiitos Riina Turpeiselle tekstin muokkaamisessa saamastani avusta ja Tuukka Ryynäselle altaiden rakennuksesta ja kokeiden suorituksessa saamastani avusta. Kiitos laitoksen henkilökunnalle ja ystävilleni, jotka autoitte minua tämän työn toteutuksessa. Kiitos Sakulle ainaisesta kiinnostuksesta tekemisiäni kohtaan.

8. Lähteet

Andersson, G., Graneli, W. & Stenson, J., 1988: The influence of animals on phosphorous cycling in lake ecosystems. --- Hydrobiologia 170: 267-284

Attayde, J.L. & Hansson, L-A. 1999: Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. --- Oecologia 121: 47-54.

Beklioglu, M. & Moss, B. 1996: Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. --- Freshwater Biology 36: 315-325.

Benndorf, J., Böing, W., Koop, J. & Neubauer, I. 2002: Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. --- Freshwater Biology 47: 2282-2295.

Bertolo, A., Lacroix, G. & Lescher-Moutoué 1999: Scaling food chains in aquatic mesocosms: do the effects of depth override the effects of planktivory? --- Oecologia 121:55-65.

Brabrand, Å. 1984: Can iron defecation from fish influence phytoplankton production and biomass in eutrophic lakes. --- Limnol. Oceanogr. 29(6): 1330-1334.

Brabrand, Å., Faaeng, B.A. & Nilssen, J.P.M. 1987: Pelagic predators and interfering algae: Stabilizing factors in temperate eutrophic lakes. --- Arch. Hydrobiol. 110(4): 533-552.

Brabrand, Å., Faaeng, B.A. & Nilssen, J.P.M. 1990: Relative importance of phosphorous supply to phytoplankton production: Fish excretion versus external loading. --- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 364-372.

Brönmark, C. 1994: Effects of tench and perch in interactions in a freshwater, benthic food chain. --- Ecology 75(6): 1818-1828.

Brönmark, C., Klosiewski, S.P. & Stein, R. 1992: Indirect effects of predation in a freshwater, benthic food chain. --- Ecology 73(5): 1662-1674.

Carpenter, S. R., Kraft, C.E., Wright, R., Xi He, Soranno, P.A. & Hodgson, J.R. 1992: Resilience and resistance of a lake phosphorous cycle before and after food web manipulation. --- Am. Nat. 140(5): 781-798.

Gliwicz, Z.M. 2002: On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. --- Freshwater Biology 47: 2296-2312

Hansson, L-A. & Carpenter, S.R. 1993: Relative importance of nutrient availability and food chain for size and community composition in phytoplankton. --- Oikos 67: 257-263.

Hessen, D.O. & Nilssen, J.P. 1986: From phytoplankton to detritus and bacteria: effects of short-term nutrient and fish perturbations in a eutrophic lake. --- Arch. Hydrobiol. 105(3): 273-284.

Hjerne, O. & Hansson, S. 2002: The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrien dynamics. --- Limnol. Oceanogr. 47(4): 1023-1032.

Horppila, J. 1998: Effects of mass removal and variable recruitment on nutrient excretion by a planktivorous roach stock. --- Journal of Fish Biology 52: 951-961.

Horppila, J. 1994: The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in lake Vesijärvi and possible changes in the course of biomanipulation. --- Hydrobiologia 294: 35-41.

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

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(1): 20-28.

Hyenstrand, P., Blomqvist, P. & Pettersson, A. 1998: Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – literature reviw. --- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 51: 41-62.

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

Kasprzak, P., Benndorf, J., Mehner, T. & Koschel, R. 2002: Biomanipulation of lake ecosystems: an introduction. --- Freshwater Biology 47: 2277-2281.

Kitchell, J.F., Koonze, J.F. & Tennis, P.S. 1975: Phosphorous flux through fishes. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 19: 2478-2484.

Kraft, C.E. 1992: Estimates of phosphorous cycling by fishes using a bioenergetics model. --- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2596-2604.

Kurtmayer, R & Wanzenböck, J. 1996: Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. --- Freshwater Biology 36: 599-609.

Lehman, J.T. & Sandgren, C.D. 1985: Species-spesific rates of growth and grazing loss among freshwater algae. --- Limnology and Oceanography 30(1): 34-36.

Levine, S.N. & Schindler, D.W. 1999: Influence of nitrogen to phosphorous supply ratios and physiochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lake Area, Canada. --- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 451-466.

Mehner, T., Mattukat, F., Bauer, D., Voigt, H. & Benndorf, J. 1998: Influence of diet shifts in underyearling fish on phosphorous recycling in a hypertrophic biomanipulated reservoir. --- Freshwater Biology 40: 759-769.

Meijer, M.L., Nes, E.H., Lammens, E.H.R.R., Gulati, R.D., Grimm. M.P., Backx, J., Hollebeek, P., Blaauw, E.M. & Breukelaar, A.W. 1994: The consequences of a drastic fish stock reduction in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Neatherlands. Can we understand what happened? --- Hydrobiologia 275/276: 31-42.

Nagashima, B.S. & Legget, W.C. 1980: The role of fishes in the regulation of phosphorous availability in lakes. --- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1540-1549.

Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemelä, P. 1981: Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. --- American Naturalist. 118: 240-261.

Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. & Ylönen, O. 2002: Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. --- Journal of Fish Biology 60: 593-612.

Penczak, T., Molinski, M., Galicka, W. & Prejs, A. 1985: Factors affecting nutrient budget in lakes of the R. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). VII. Input and removal of nutrients with fish. --- Ekologia polska 33: 301-309.

Perrow, M.R., Meijer, M-L., Dawidowicz, P. & Coops, H. 1997: Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. --- Hydrobiologia 342/343: 355-365.

Persson, A. 1997: Phosphorous release by fish in relation to external and internal load in eutrophic lake. --- Limnology and Oceanography 42(3): 577-583.

Persson, L., Johansson, L., Andersson, G., Diehl, S. & Hamrin, S.F. 1993: Density dependent interactions in lake ecosystems: whole lake perturbation experiments. --- Oikos 66: 193-208.

Reinertsen, H., Jensen, A. & Olsen, Y. 1986: Algal Competition for Phosphorous The Influence of Zooplankton and Fish. --- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(6): 1135-1141.

Romare, P., Bergman, E. & Hansson, L.-A. 1999: The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. --- Limnol. Oceanogr. 44(7): 1655-1666.

Sarvala, J., Aulio, K., Mölsä, H., Rajasilta, M., Salo, J. & Vuorinen, I. 1984: Factors behind the exceptionally high fish yield in lake Pyhäjärvi, southwestern Finland – hypothesis on the biological regulation of fish production. --- Aqua Fenn. 14: 49-57.

Sarvala, J. & Jumppanen, K. 1988: Nutrients and planktivorous fish as regulators of productivity in lake Pyhäjärvi, SW Finland. --- Aqua Fennica 18: 137-155.

Schaus, M.H. & Vanni, M.J. 2000: Effects of gizzard shad on phytoplankton and nutrient dynamics: Role of sediment feeding and fish size. --- Ecology 81(6): 1701-1719.

Schindler, D.E. 1977: Evolution of phosphorous limitation in lakes. --- Science 195: 260-262.

Shindler, D.E. 1992: Nutrient regeneration by sockeye salmon (Oncorhynchus nerka) fry and subsequent effects on zooplankton and phytoplankton. --- Can. J. Fish Aquat. Sci. 49: 2498-2506.

Schindler, D.E. & Eby, L.A. 1997: Stoichiometry of fishes and their prey: Implications for nutrient recycling. --- Ecology 78(6): 1816-1831.

Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M. 1975: Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. --- Kirjassa: Brezonit, P.L. & Fox, J.L. (toim.), Water quality management through biological control: 85--96. University of Florida, Gainesville.

Smith, V.H. 1983: Low nitrogen to phosphorous ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. --- Science 221: 669-671.

Sterner, R.W., Elser, J.J. & Hessen, D.O. 1992: Stoichiometric relationships among producers, consumers and nutrient cycling in plegic ecosystems. --- Biogeochemistry 17: 49-67.

Sterner, R.W. & Hessen, D.O. 1994: Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. --- Annu. Rev. Ecol. Syst. 25: 1-29.

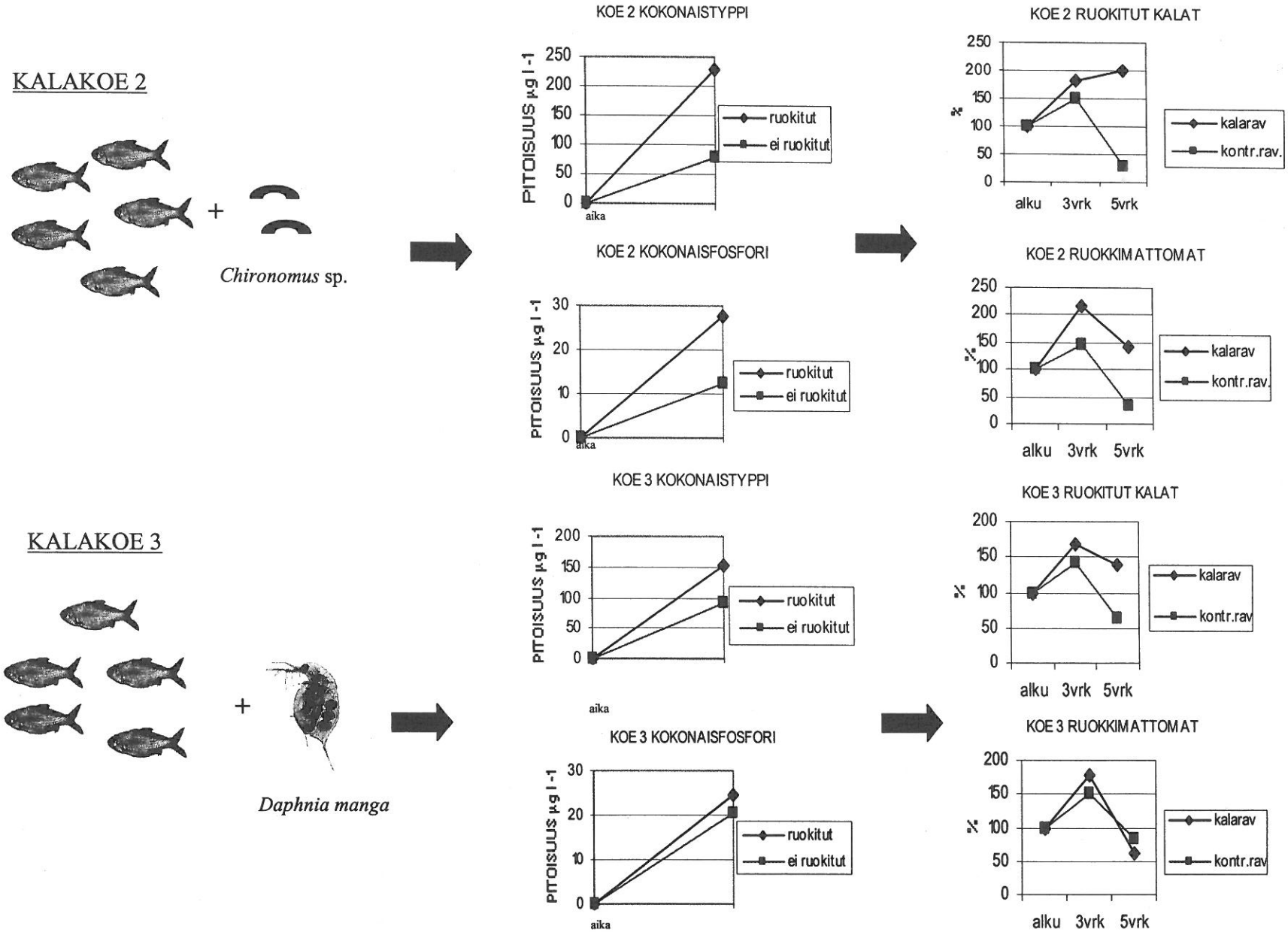
Sterner, R.W. & Smith, R. 1993: Clearance, ingestion and release of N and P by *Daphnia pulex* feeding on *Scenedesmus acutus* of varying quality. --- Bulletin of Marine Science 53: 228-239.

Tarvainen, M., Sarvala, J. & Helminen, H. 2002: The role of phpsphorous release by roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in the water quality changes of a biomanipulated lake. --- Freshwater Biology 47: 2325-2336.

Van de Bund, W.J. & Van Donk, E. 2002: Shotr-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from lake Zwemlust. --- Freshwater Biology 47: 2380-2387.

Vanni, M.J. & Findlay, D.L. 1990: Trophic cascades and phytoplankton community structure. --- Ecology 71(3): 921-937.

Vanni, M.J. & Layne, C.D. 1997: Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on algae in lakes. --- Ecology 78(1): 21-40.

Vanni, M.J., Layne, G.D. & Arnott, S.E. 1997: "Top-down" trophinc interactions in lakes: Effects of fish on nutrient dynamics. --- Ecology 78(1): 1-20.

LIITE 1 Kaaviokuva särkien erityksen vaikutuksesta veden ravinnepitoisuuteen ja *Scenedesmus* sp. -levän kasvuun.