

Pro Gradu -tutkielma

**Rehevöityneen järven ekologisen tilan parantaminen –
Hauhonselän ongelmakohtien selvitys**

Hanna Alajoki



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

6.4.2015

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Alajoki H.: Rehevöityneen järven ekologisen tilan parantaminen –
Hauhonselän ongelmakohtien selvitys
Pro Gradu –tutkielma: 34 s.
Työn ohjaajat: FT Anita Pätynen, FT Heikki Hämäläinen, MMM Jukka
Mattila, Prof. Janne Kotiaho
Tarkastajat: Dos. Atte Komonen, Dos. Timo Marjomäki
Huhtikuu 2015

Hakusanat: ekologinen luokittelu, järvikunnostus, Lake Load Response -työkalu, ravinnekuormitus, rehevöityminen, VPD

TIIVISTELMÄ

Ihmistoiminnan aiheuttama pintavesien rehevöityminen on maailmanlaajuisesti yksi suurimmista vesiensuojelullisista ongelmista. Rehevöityminen johtuu kasvulle tärkeimpien ravinteiden pitoisuuksien kasvusta, mikä mahdollistaa perustuotannon lisääntymisen. Rehevöitymisen vaikutukset näkyvät lopulta ravintoverkon kaikilla trofiatasoilla. Rehevöitymisen seurauksena järven ekosysteemin rakenne ja toiminta muuttuvat niin, että järven kyky tarjota ekosysteemipalveluja heikkenee. Pintavesien rehevöitymisen ja muiden vesiensuojelullisten ongelmien hallitsemiseksi Euroopan Unioni on luonut yhtenäisen vesipolitiikan jäsenvaltioiden kesken. Vuonna 2000 voimaan tulleen EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) tavoitteena on estää pintavesien tilan huononeminen ja saavuttaa niiden hyvä ekologinen tila. Direktiivin toimeenpanemiseksi on toteutettu järvien ekologisen tilan luokittelu, jonka tarkoituksena on arvioida, kuinka paljon ihmistoiminta on muuttanut niiden tilaa. Mikäli tarkasteltavan järven tila todetaan hyvää huonommaksi, edellytetään toimenpiteitä hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi. Tämän tutkimuksen kohteena olevan järven, Hauhonselän, ekologinen tila on tyydyttävä. Hauhonselällä havaittuja ongelmia ovat mm. sinileväkukinnat ja runsas särkikalakanta. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli I) selvittää Hauhonselän ekologinen ja fysikaalis-kemiallinen nykytila sekä sen kehitys viime vuosikymmeninä, II) tarkastella järveen kohdistuvan ulkoisen ravinnekuormituksen määrää sekä selvittää järveä eniten kuormittavat alueet ja III) asettaa tavoite järven kunnostukselle ja lähtökohdat tavoitteen saavuttamiselle. Hauhonselän fysikaalis-kemiallinen tila heikentyi äkillisesti 1990-luvun lopulla. Merkittävimmät Hauhonselkää kuormittavat alueet olivat Vuolujoen, Kirrisen ja Vuorenselän valuma-alueet. Ulkoiselle kuormitukselle määriteltiin tavoitetaso Lake Load Response (LLR) -työkalun avulla. Työkalun perusteella hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi Hauhonselkään tulevaa ravinnekuormitusta on vähennettävä vähintään 10 % kokonaisfosforin osalta ja 20 % kokonaistypen osalta. Kun tavoitetasoksi asetettiin järven tilamuutosta edeltänyt ravinnepitoisuustaso, kuormitusta on vähennettävä noin 40 % sekä kokonaistypen että kokonaisfosforin osalta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Evolutionary Biology

Alajoki H.: Improving the ecological status of an eutrophic lake and restoring ecosystem services – problematics of lake Hauhonselkä
 Master of Science Thesis: 34 p.
 Supervisors: PhD Anita Pätynen, PhD Heikki Hämäläinen, MSc Jukka Mattila, Prof. Janne Kotiaho
 Inspectors: Dos. Atte Komonen, Dos. Timo Marjomäki
 April 2015

Key Words: ecological classification, eutrophication, Lake Load Response -tool, lake restoration, nutrient loading, WFD

ABSTRACT

Globally one of the major problems in controlling water pollution is eutrophication of surface waters by anthropogenic action. Eutrophication is caused by increased concentration of the main nutrients which enables a primary production to increase. Effects of the eutrophication can finally be seen in all trophic levels. As a consequence, the structure and function of the ecosystem change and its ability to offer ecosystem services declines. The European Union has created the policy to control the eutrophication and other water pollution problems. The water framework directive (WFD) came into effect in 2000 and its aim is to prevent pollution of surface waters and achieve at least good ecological state of them. To implement the directive, the classification of lakes has been established. Its aim is to evaluate, how much the state of lakes has been altered by anthropogenic action. If the state is worse than good, it requires action to achieve the good ecological state. The study lake of this investigation was Lake Hauhonselkä, the ecological state of which is only acceptable. The problems observed in Hauhonselkä are cyanobacterial blooms and abundant population of cyprinids, which reduce the recreational use of the lake. The aims of this study were I) to determine the ecological, physical and chemical characteristics of the lake at present state and the changes of those during the past few decades, II) to identify the amount of the external nutrient load and to examine the most important nutrient loading catchments of the lake and III) to set a target for lake restoration and premises to achieve it. The physical and the chemical state of Hauhonselkä worsened suddenly at the end of the 20th century. The most important catchment causing the nutrient load of Hauhonselkä was the catchment of River Vuolujoki and the catchments of Lake Vuorenselkä and Lake Kirrinen. The target level of external nutrient load was set by using Lake Load Response (LLR) -tool. On the grounds of the LLR -tool, the external phosphorus load must be reduced by at least 10 % and nitrogen load at least 20 % to achieve the good ecological state. When the target is to achieve the nutrient level of Hauhonselkä before the sudden worsening, the external load of both nutrients must be reduced by about 40 %.

Sisältö

1. JOHDANTO	4
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	7
2.1. Tutkimusalueen kuvaus	7
2.2. Hauhonselän ekologinen tila	9
2.3. Aineisto ja sen käsittely	10
2.3.1. Hauhonselän ekologisen ja fysikaalis-kemiallisen tilan tarkastelu.....	10
2.3.2. Ulkoisen ravinnekuormituksen määrän ja valuma-alueen ongelmakohtien selvitys	14
2.3.3. Ravinnekuormituksen tavoitetason asettaminen.....	16
3. TULOKSET.....	17
3.1. Hauhonselän veden laadun nykytila	17
3.2. Hauhonselän tilan kehitys vedenlaadun ja kasviplanktonin perusteella.....	20
3.3. Hauhonselän ja Vuolujoen valuma-alueilla sijaitsevien järvien vedenlaatu	24
3.4. Hauhonselkään laskevien ojien veden laatu ja ravinnekuormitus.....	25
3.5. Ravinnekuormituksen tavoitetaso	27
4. TULOSTEN TARKASTELU	28
4.1. Hauhonselän tila ja sen kehitys	28
4.2. Valumavedet ja -kuormitus	28
4.3. Ulkoisen ravinnekuormituksen vähentämistarve	29
5. JOHTOPÄÄTÖKSET.....	30
KIITOKSET.....	31
KIRJALLISUUS	31

1. JOHDANTO

Järvien rehevöitymisellä tarkoitetaan kasvulle tärkeimpien ravinteiden, erityisesti fosforin, pitoisuuksien noususta johtuvaa vesiekosysteemin perustuotannon lisääntymistä (Schindler 1977). Rehevöitymiskehitys on luontainen osa järven elinkaarta. Rehevöitymiskehitys voi tapahtua pioneerivaiheen karusta järvestä kohti erittäin rehevää, umpeen kasvanutta kliimaksivaiheen järveä (Särkkä 1996). Toisaalta kehitystä voi tapahtua myös toiseen suuntaan tai sitä ei havaita lainkaan.

Ihmistoiminnan aiheuttama pintavesien rehevöitymisen nopeutuminen on maailmanlaajuisesti yksi suurimmista vesiensuojelullisista ongelmista (Smith 2003). Ihmistoiminta kiihdyttää rehevöitymistä lisäämällä pintavesiin kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Kuormitus jaetaan piste- ja hajakuormitukseen (Carpenter ym. 1998). Pistekuormituslähteitä ovat pääasiassa yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedet, mutta niihin voidaan lukea myös turvetuotanto. Maataloudesta, haja-asutusalueilta, metsätaloudesta sekä ilmalaskeumana vesistöihin kulkeutuva kuormitus on hajakuormitusta. Pistekuormitus on kehittyneissä maissa saatu hallintaan, ja sen merkitys rehevöitymisen aiheuttajana on vähentynyt (Carpenter ym. 1998). Lainsäädännön kehittyminen ja säädösten tiukentuminen ovat merkittävästi edesauttaneet pistekuormituksen vähentymistä. Sen sijaan hajakuormituksen hallinta on vaikeampaa, ja se on edelleen merkittävä rehevöitymisen aiheuttaja kaikkialla. Hajakuormitus kertyy laajoilta maa-alueilta, joten sen lähteiden tunnistaminen on haastavaa ja lisäksi kuormitukseen puuttuminen on kallista. Hajakuormituksen vähentäminen lainsäädännön kautta on vaikeaa ja herättää yhteiskunnallista keskustelua. Olemassa olevista ohjauskeinoista, kuten maatalouden ympäristötukijärjestelmästä, huolimatta hajakuormitusta ei ole onnistuttu vähentämään riittävästi.

Rehevöityvän järven fysikaalis-kemiallisessa tilassa tapahtuvien muutosten tuloksena järven eliöyhteisössä tapahtuu merkittäviä muutoksia, jotka näkyvät lopulta ravintoverkon kaikilla trofiatasoilla (Carpenter ym. 1985, Jeppesen ym. 2000). Monimuotoisuus lisääntyy aluksi, mutta lopulta pienenee (mm. Carpenter ym. 1998). Järven rehevöityminen näkyy levämäärän kasvuna ja sinileväongelmien yleistymisenä (Schindler 1977). Tämän seurauksena veden näkösyvyys pienenee ja valaistusolot muuttuvat (Kalff 2002), mikä vaikuttaa esimerkiksi petokalojen saalistustehokkuuteen (Turesson & Brönmark 2007) ja kalalajien väliseen kilpailuun (Diehl 1988). Pohjalle alkaa kertyä aiempaa enemmän orgaanista ainesta, minkä seurauksena hajotustoiminta kiihtyy ja happiolosuhteet heikentyvät (Wetzel 2001). Happiolosuhteiden heikentyminen vaikuttaa suoraan järven eliöyhteisöön: vähähappisuutta sietävä lajisto runsastuu muiden lajien kustannuksella. Rehevöitymisen myötä särkikalakanta kasvaa (Jeppesen ym. 2000, Olin ym. 2002). Särkikalat käyttävät tehokkaasti ravinnokseen kasviplanktonia laiduntavaa eläinplanktonia, jolloin kasviplankton runsastuu entisestään ja rehevöityminen kiihtyy (Jeppesen 1997). Särkikalakanta säilyy runsaana eläinplanktonin määrän vähentymisestä ja suurikokoisen eläinplanktonilajiston häviämisestä huolimatta, sillä sopeutumiskykyisenä särkikalasto kykenee vaihtamaan ravintokohteensa pohjaeläimiin. Järven rehevöityessä vesikasvillisuus (vesimakrofytyt) saattaa runsastua ja biomassa kasvaa yhteisön koostuessa enenevissä määrin lähellä pintaa kasvavista lajeista (Jeppesen ym. 2000). Veden samentumisen vuoksi valoa ei riitä esimerkiksi pohjaversoisille, jolloin vesikasvilajiston monimuotoisuus vähentyy (Kalff 2002). Toisaalta muu vesikasvillisuus on hidaskasvuinen heikompi kilpailemaan valosta nopeakasvuiseen kasviplanktoniin verrattuna, joten vesikasvillisuus voi kokonaisuudessaan myös vähentyä. Vesikasvillisuuden tarjoaman suojan vähentymisen vuoksi eläinplankton altistuu voimakkaammin kalojen saalistukselle eikä enää kykene rajoittamaan kasviplanktonituotantoa (Scheffer 2001). Rehevöityminen voi lopulta johtaa

kasviplanktonin dominanssiin vesikasvillisuuden kustannuksella, ja pienistä ja matalista järvistä vesikasvillisuus voi kadota jopa täysin. Vaihtoehtoisesti runsas vesikasvillisuus voi ylläpitää kirkkaan veden tilaa rehevässä järvessä, sillä vesikasvillisuus ehkäisee sedimentin fysikaalista resuspensiota, eli sedimentin sekoittumista veteen (Scheffer 2001). Lisäksi se sitoo ravinteita ja tarjoaa suojaa eläinplanktonille.

Voimakkaan ravinnekuormituksen ja muiden stressitekijöiden aikaansaama ekosysteemin tilan muuttuminen voi tapahtua äkillisesti järven sietokyvyn ylityttyä, jolloin puhutaan ns. regime-shift-tyyppisestä voimakkaasta muutoksesta (Ludwig ym. 1997). Sietokyvyn alentuminen tekee järvestä haavoittuvan, jolloin pienempikin ulkoinen tekijä voi aikaansaada muutoksen (Folke ym. 2004). Esimerkki tällaisesta on pienikokoisen kirkasvetisen ja vesikasvillisuuden valtaaman järven äkillinen muutos kasviplanktonin ja orgaanisen aineen samentamaan tilaan, josta vesikasvillisuus voi puuttua täysin (Scheffer 2001). Järvi ei välttämättä palaudu aiempaan tilaansa, vaikka muutoksen aikaansaanut tekijä poistettaisiin (Scheffer ym. 2001), sillä järven sisäiset prosessit ja erilaiset itsesäätelymekanismit voivat hidastaa palautumista muutosta edeltäneeseen tilaan.

Hyväkuntoisen järven pohjasedimentti toimii puskurina rehevöitymistä vastaan varastoimalla fosforia (Mortimer 1941), sillä hapekkaissa olosuhteissa vesipatsaassa liukoisessa muodossa oleva fosfori sitoutuu raudan kanssa järven pohjasedimenttiin. Sedimentin fosforinpidätyskykyyn vaikuttavat happi- ja rautapitoisuuden lisäksi monet muut tekijät, kuten sedimentin lämpötila, hapetus-pelkistysaste, pH sekä sedimentissä tapahtuvat monimutkaiset biogeokemialliset prosessit (Hupfer & Lewadowski 2008).

Rehevöitymisen myötä pohjalle kertyvän orgaanisen aineksen määrän lisääntyminen ja happea kuluttavan hajotustoiminnan kiihtyminen madaltavat pohjasedimentin ravinteiden pidätyskykyä, kun sedimentoituvan fosforin ja pohjasedimentin fosforin pidätyskyvyn välille muodostuu epätasapaino (Correll 1998, Hupfer & Lewadowski 2008). Hapen loppuessa fosfori saattaa, sedimentin muista ominaisuuksista riippuen, muuttua jälleen liukoiseen muotoon ja vapautua veteen. Tätä kutsutaan fosforin sisäiseksi kuormitukseksi, joka kiihdyttää ja ylläpitää järven rehevöitymiskehitystä. Fosforin sisäistä kuormitusta voi tapahtua esimerkiksi kerrostuvan järven syvän veden vyöhykkeellä, eli profundaalissa, kun se ei saa happitäydennystä vesipatsaan ylemmistä kerroksista (Wetzel 2001).

Fosforin vapautumista sedimentistä voi tapahtua myös järven matalammilla alueilla, eli littoraalivyöhykkeellä (Lee ym. 1977). Tuulten aikaansaamat veden liikkeet aiheuttavat sedimentin resuspensiota (Scheffer 1998, Jeppesen ym. 1997). Resuspensiossa sedimentissä olevaa fosforia voi liueta veteen. Resuspensiota aiheuttavat myös pohjalla elävien selkärangattomien aktiivisuus sekä niitä ravinnokeeseen etsivät kalat (mm. Fukura ja Sakamoto 1987, Scheffer 1998, Jeppesen ym. 1997).

Rehevöitymisen seurauksena järven rakenne ja toiminta muuttuvat niin, että järven kyky tarjota ekosysteemipalveluja heikkenee (Postel ja Carpenter 1997, Dudgeon ym. 2005). Tämän myötä rehevöityminen muodostuu ongelmaksi ihmisen kannalta, sillä kastelu-, peseytymis- ja raakaveden otto sekä kalastus ja muu virkistyskäyttö hankaloituvat (Postel ja Carpenter 1997). Sinileväpitoisen veden käyttö on haitallista, sillä osa sinilevälajeista erittää ihoärsytystä aiheuttavia sekä maksaa ja hermostoa vaurioittavia myrkyjä (Chorus & Bartram 1999). Muutokset kalayhteisössä, kuten särkikalaston runsastuminen, petokalojen vähentyminen ja hapettomuudesta johtuvat kalakuolemat, vaikuttavat kalastuksen kannattavuuteen (Tammi ym. 1999). Järven tilan ja järven tarjoamien ekosysteemipalvelujen määrän välillä onkin havaittu olevan yhteys. Esimerkiksi Tolosen ym. (2014) tutkimuksessa rehevöittävän ravinnekuormituksen vähentymisellä ja järven tilan kohentumisella oli positiivinen vaikutus mm. kalansaaliin

määrään ja arvokalojen lisääntymiseen Päijänteellä. Toistaiseksi aihepiiristä on kuitenkin olemassa hyvin niukasti tutkimustietoa.

Euroopassa rehevöityminen on ollut suurin pintavesiin kohdistuva uhka jopa vuosisadan ajan (Jeppesen 2007). Euroopan Unioni on luonut yhtenäisen vesipolitiikan jäsenvaltioiden kesken, jotta pintavesien rehevöityminen ja muut vesiensuojelulliset ongelmat saataisiin hallintaan. Vuonna 2000 voimaan tulleen EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteena on estää pintavesien tilan huononeminen ja saavuttaa niiden hyvä ekologinen tila (Euroopan parlamentti ja neuvosto 2000). Direktiivin toimeenpanemiseksi on toteutettu järvien tilan ekologinen luokittelu, jonka tarkoituksena on arvioida, kuinka paljon ihmistoiminta on muuttanut niiden tilaa. Luokittelua varten järvet on ryhmitelty eri tyyppisiin niiden luontaisten ominaisuuksien perusteella, joiden tiedetään vaikuttavan esimerkiksi järven rehevöitymisherkyyteen (Vuori ym. 2006). Luokittelutekijöille on määritelty tyypikohtaiset luonnontilaa vastaavat vertailuolosuhteet, ja luokittelu tapahtuu vertaamalla järvessä havaittuja olosuhteita vertailuolosuhteisiin. Vastaavaa menetelmää käytetään myös jokien luokitteluun. Luokittelu tapahtuu vesistön eliöyhteisön perusteella, ja siinä käytetään kasviplanktonia, päällyksyviä, vesikasvillisuutta, kalastoa ja pohjaeläimiä (Euroopan parlamentti ja neuvosto 2000). Havaintoja veden fysikaalis-kemiallisista olosuhteista hyödynnetään luokittelussa biologisten tekijöiden tukena. Ekologisessa luokittelussa järven tila jaotellaan johonkin viidestä kategoriasta: erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono. Mikäli tarkasteltavan järven tila todetaan hyvää huonommaksi, se edellyttää toimenpiteitä hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi.

Rehevöityneen järven ekologisen tilan parantaminen edellyttää ennen kaikkea ulkoisen kuormituksen vähentämistä (Lee ym. 1977). Sisäisen kuormituksen häiritessä järven toipumiskehitystä järven tila ei välttämättä kohennu ja rehevöitymiskehitys voi jopa jatkua ulkoisen kuormituksen vähentymisestä huolimatta (mm. Søndergaard ym. 2001). Rehevöitymisestä toipumista voidaan nopeuttaa sisäistä kuormitusta vähentävillä, järveen kohdennettavilla kunnostustoimenpiteillä.

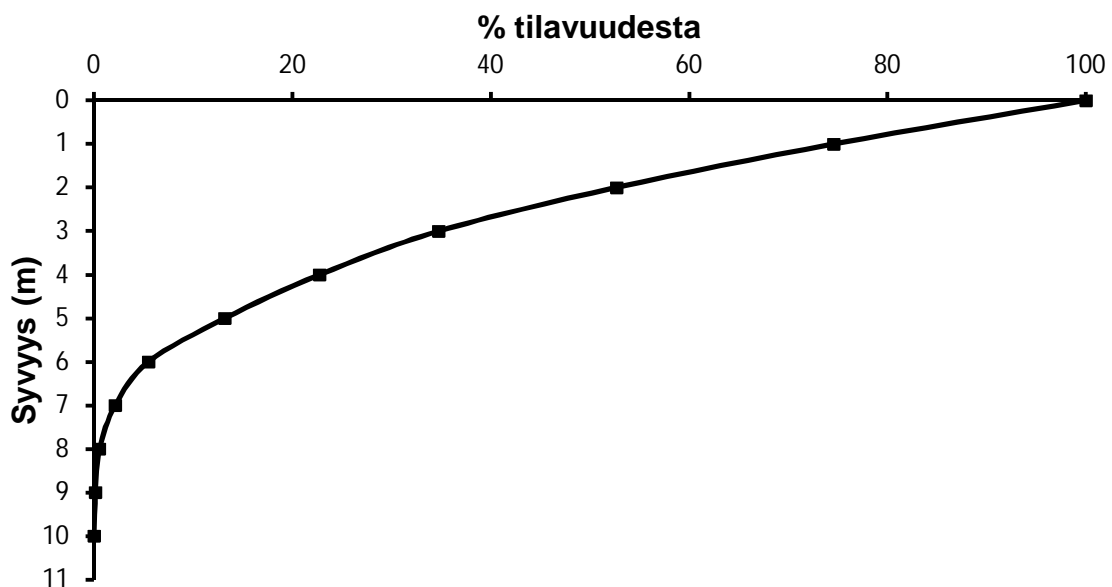
Tämän tutkimuksen kohteena oli Hämeenlinnassa Hauhon taajamassa sijaitseva rehevöitynyt järvi, Hauhonselkä, jonka ekologinen tila on tyydyttävä. Hauhonselällä havaittuja ongelmia ovat mm. sinileväkukinnat ja runsas särkikalakanta, jotka heikentävät järven virkistyskäyttömahdollisuuksia. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli I) selvittää Hauhonselän ekologinen ja fysikaalis-kemiallinen nykytila sekä sen kehitys viime vuosikymmenien aikana, II) tarkastella järveen kohdistuvan ulkoisen kuormituksen määrää sekä selvittää järveä eniten kuormittavat alueet ja III) asettaa tavoite järven kunnostukselle ja lähtökohdat tavoitteen saavuttamiselle. Järven tilan kehityksen tarkastelussa (I) oltiin kiinnostuneita mahdollisesta regime-shift-tyyppisestä muutoksesta. Oletuksena oli, että Hauhonselän veden laadussa ei ole tapahtunut pitkäaikaisia muutoksia ja siinä esiintyvä vaihtelu on satunnaista. Tavoitteenasettelussa (III) ulkoiselle kuormitukselle määriteltiin tavoitetaso, jolla saavutetaan paitsi vähintään hyvä ekologinen tila, myös tila, jossa järven tarjoamat ekosysteemipalvelut on paremmin turvattu. Tutkimuksen tuloksia hyödynnetään järvelle laadittavassa kunnostussuunnitelmassa, jossa esitetyt toimenpiteet toteuttamalla kuormituksen tavoitetaso saavutetaan. Kun järveä eniten kuormittavat alueet, järven ongelmat sekä ulkoisen kuormituksen määrän vähentämistarve tunnetaan, saadaan luotua perusta järven kunnostusmahdollisuuksille. Lisäksi kunnostustoimet osataan ohjata oikeille alueille sekä priorisoida oikein niin, että toiminta on tuloksellista ja kustannustehokasta.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalueen kuvaus

Hauhonselkä on keskikokoinen ja matalahko Kanta-Hämeessä sijaitseva järvi, joka kuuluu Kokemäenjoen vesistöalueella (vesistöalue nro 35) sijaitsevaan Hauhon reittiin (vesistöalue nro 35.7). Järven pinta-ala on 2212 ha ja sen tilavuus on noin $79,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Järven keskisyvyys on 3,5 m (Kuva 1) ja maksimisyvyys pääsyvänealueella järven pohjoisosassa noin 10 m. Pääsyvänealueen lisäksi järven pohjoispäässä sijaitsevassa Vitsiälänlahdessa on toinen pienempi syvänealue, jonka maksimisyvyys on noin 8 m. Suomen ympäristökeskuksen kehittämässä ja ylläpitämässä WFSF-Vemala-vesistömallijärjestelmässä (Huttunen ym. 2008) Hauhonselän viipymääjäksi on arvioitu noin 79 vrk, eli vesi vaihtuu järvestä suhteellisen nopeasti. Hauhonselkä on järviyypiltään matala runsashumuksinen järvi, ja sen ekologinen tila on tyydyttävä. Järven tilan heikkeneminen on todettu aikaisemmissa selvityksissä ja tilan parantamiseksi on suositeltu ulkoisen kuormituksen vähentämistä (Kaipainen ym. 2002, Anon. 2010). Varmaa syytä järven tilan heikkenemiselle ei tiedetä.

Hauhonselän valuma-alueella ($92,53 \text{ km}^2$, Kuva 2) harjoitetaan runsaasti peltoviljelyä (peltojen osuus 27 % valuma-alueen maapinta-alasta) ja metsätaloutta (metsien osuus 68 % valuma-alueen maapinta-alasta). Lisäksi valuma-alueella on taajama- ja haja-asutusta. Vuonna 2002 Hauhon reitille tehdyn kuormitus selvityksen mukaan Hauhonselkään tulevasta fosforikuormituksesta 59 % ja typpikuormituksesta 56 % on peräisin maataloudesta (Kaipainen ym. 2002). Haja-asutuksen jätevesien osuus kokonaisfosforikuormituksesta oli selvityksen mukaan 7 % ja kokonaistyppikuormituksesta 2 %. Näiden lisäksi kuormitusta tulee metsätaloudesta ja ilmalaskeumana. Vuonna 1972 käyttöön otetun Hauhon keskustaajaman jätevedenpuhdistamon jätevedet johdettiin käsittelyn jälkeen Hauhonselän Vitsiälänlahteen vuoteen 2005 saakka, jolloin puhdistamon toiminta loppui (Oksjoki 2006). Tämän jälkeen jätevedet on johdettu käsiteltäväksi Hämeenlinnaan.

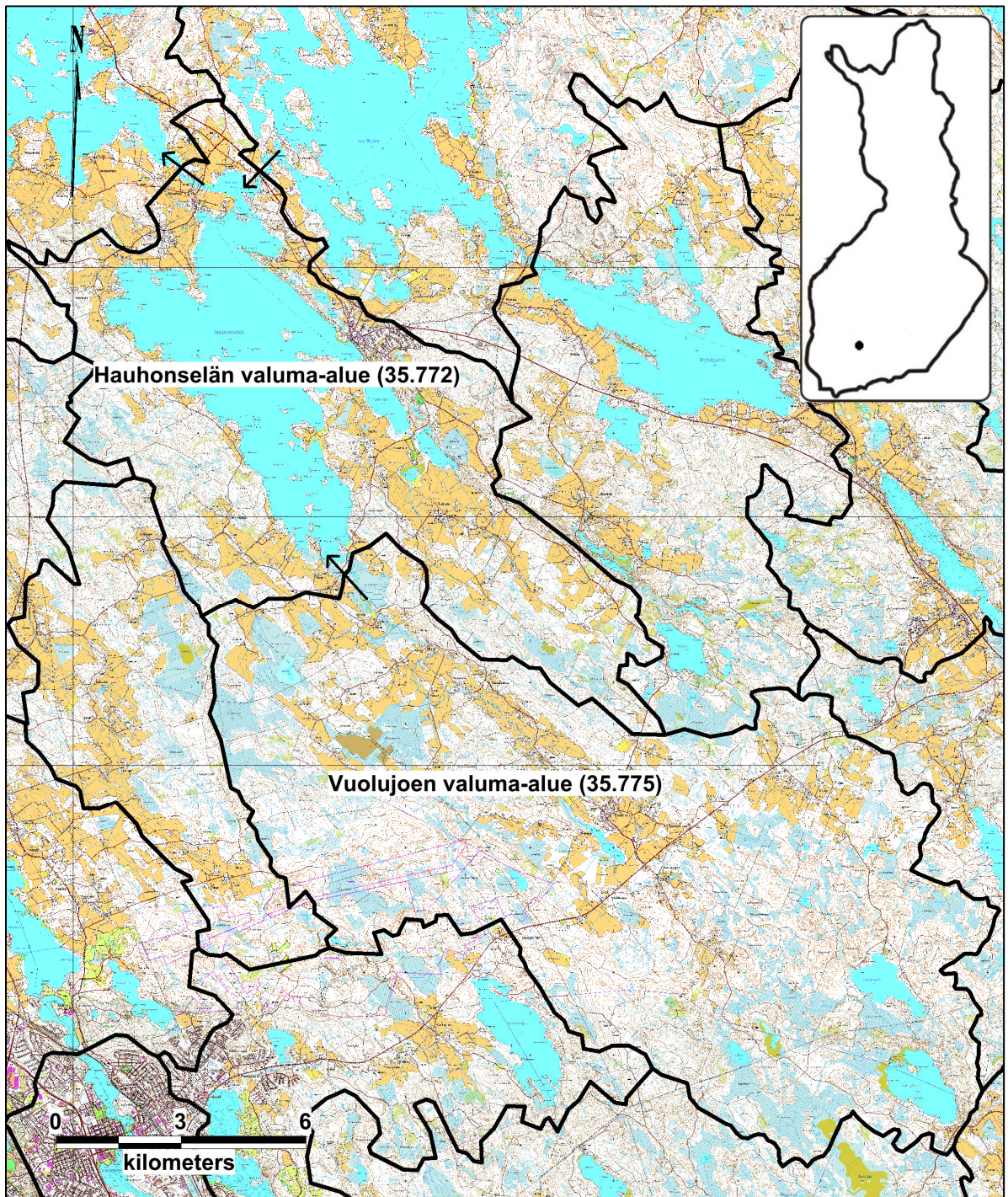


Kuva 1. Hauhonselän syvyysvyöhykkeiden tilavuuksien osuudet järven kokonaistilavuudesta hypsografisen käyrän avulla kuvattuna. Syvyysvyöhykkeiden tilavuustiedot perustuvat ympäristöhallinnon ylläpitämästä HERTTA-tietokannasta ladattuun järvikorttiin.

Hauhonselällä on tärkeä maisemallinen merkitys, sillä järven itärantaa rajaavalla harjumuodostumalla sijaitsee Hauhon taajama sekä kulttuurihistoriallisesti merkittävä vanha puutaloalue Wanha Raitti. Hauhonselän rannoilla on lisäksi kesämökkejä ja yleinen uimaranta. Hauhonselällä onkin suuri virkistyskäyttöllinen merkitys sekä paikallisille että kesäasukkaille.

Hauhonselän valuma-alueella on kahden pienen järven ketju, jonka vedet laskevat Hauhonselän itäosaan. Ylempi järvistä on Kirrinen (pinta-ala 33,9 ha, tilavuus $1,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) ja alempi Vuorenselkä (pinta-ala 91,6 ha, tilavuus $2,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Järvien koillispuolella on harjumuodostuma ja järvet ovat pohjavesivaikuttaisia. Molemmat järvet ovat erittäin reheviä. Järvien ekologista tilaa ei ole virallisesti arvioitu, mutta veden laadun perusteella Vuorenselän tilaa on luonnehdittu välttäväksi (Jutila 2013). Järviin kohdistuva vesistökuormitus on karttatarkastelun perusteella pääasiassa maataloudesta ja haja-asutuksesta johtuvaa hajakuormitusta. Kirrinen koillisrannalla sijaitsevan Viittakiven opiston jätevedet käsiteltiin vuoteen 2007 saakka omalla puhdistamolla ja johdettiin käsittelyn jälkeen Kirriseen. Opiston puhdistamolta tuleva jätevesikuormitus oli hyvin pientä, eikä sillä ollut merkittävää vaikutusta järven rehevöitymisongelmiin (Oravainen 2008).

Hauhonselän eteläosaan laskee rehevä (kokonaisfosforipitoisuus 33–190 $\mu\text{g l}^{-1}$) ja humuspitoinen (Väriarvo 80–350 mg pt l^{-1}) Vuolujoki, joka vaikuttaa aikaisemman tiedon perusteella merkittävästi Hauhonselän tilaan (Kaipainen ym. 2002). Vuolujoki on jokityypiltään keskisuuri turvemaiden joki, ja sen ekologinen tila on tyydyttävä. Kaipaisen ym. (2002) selvityksen mukaan yli puolet Hauhonselkään tulevasta ravinnekuormituksesta on peräisin Vuolujoen valuma-alueelta. Vuolujoen valuma-alue (pinta-ala n. 150 km^2 , Kuva 2) on maa- ja metsätalousvaltainen ja joen lähivaluma-alue on voimakkaasti viljelty. Vuolujoen pituus on noin 20 km ja se saa alkunsa pienikokoisesta Eteläistenjärvestä (pinta-ala 16 ha, keskisyvyys 0,5 m ja tilavuus $81 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Eteläistenjärvi on voimakkaasti rehevöitynyt ja lähes umpeenkasvanut järvi. Eteläistenjärven valuma-alue (89,2 km^2) on järven kokoon nähden erittäin suuri. Lähivaluma-alue on voimakkaasti viljelty.



Kuva 2. Hauhonselän ja Vuolujoen valuma-alueet. Kartalle on merkitty vesien kulkusuunnat vesistöreitillä mustilla nuolilla.

2.2. Hauhonselän ekologinen tila

Ympäristöhallinnon ylläpitämän HERTTA-tietokannan mukaan Hauhonselän ekologisen tilan luokittelu perustuu biologisten tekijöiden osalta kasviplanktoniin, vesikasvillisuuteen (makrofytyt), pohjaeläimiin ja kaloihin, joiden tukena on käytetty fysikaalis-kemiallisia tekijöitä, eli kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksia (Aroviita ym. 2012).

Kasviplanktonaineiston perusteella Hauhonselän ekologinen tila on tyydyttävä. Tilaa heikentää erityisesti sinilevien suuri osuus. Ekologinen tila on myös vesikasvillisuuteen perustuen tyydyttävä.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) kesällä 2011 tekemän koekalastuksen perusteella Hauhonselän kalayhteisö on voimakkaasti särkikalavaltainen. Valtalajeina olivat särki (34 kpl/verkkovrk), salakka (14 kpl/verkkovrk) ja pasuri (4 kpl/verkkovrk). Petomaisia kaloja oli erittäin vähän. Pituudeltaan yli 15 cm pituisia, petomaisiksi luettavia ahvenia oli suhteessa eniten (3 kpl/verkkovrk). Suuria petokaloja oli hyvin vähän (2 kpl/verkkovrk). Kalalajiston perusteella järven ekologinen tila on välttävä.

Hauhonselän pohjaeläinlajisto koostuu rehevälle järvelle tyypillisestä lajistosta. Järven ekologinen tila on pohjaeläinlajiston perusteella erinomainen. On kuitenkin huomioitava, että pohjaeläinlajiston käyttö matalien järvien ekologisen tilan arvioinnissa on epäluotettavaa (Jyväsjärvi ym. 2013), eikä sitä nykyisin suositella keskisyvyydeltään alle 3 m syvyisille järville (Aroviita ym. 2012). Hauhonselän keskisyvyys on hieman yli 3 m, mutta on mahdollista, että syvännealueen pohjaeläimistöön perustuva luokittelu ei ole Hauhonselällä kovin luotettava.

Fysikaalis-kemiallisten luokittelutekijöiden perusteella Hauhonselän tila on tyydyttävä ja luokittelussa on painotettu fosforia.

2.3. Aineisto ja sen käsittely

2.3.1. Hauhonselän ekologisen ja fysikaalis-kemiallisen tilan tarkastelu

Hauhonselän veden laatua on tarkkailtu Hauhon taajaman jätevedenpuhdistamon velvoitetarkkailun yhteydessä säännöllisesti 1970-luvun alkupuolelta lähtien (Toivanen 2014). Näytteitä on otettu pääsyvännealueelta pääasiassa kaksi kertaa vuodessa, loppupalvella ja loppukesällä. Järven fysikaalis-kemiallisen tilan tarkastelussa hyödynnettiin tätä vedenlaatuaineistoa, joka on saatavissa ympäristöhallinnon ylläpitämästä Hertta-tietokannasta.

Hauhonselän vedenlaatuaineistosta selvitettiin, onko järven tilassa tapahtunut selkeitä muutoksia tarkkailujakson aikana. Aineistosta arvioitiin ensin ilmeisin alustava muutoskohta silmämääräisesti ja sen jälkeen täsmennettiin arviota liu'uttamalla muutoskohtaa alustavan muutoskohdan molemmin puolin ja vertaamalla muutoskohtien erottamia ajanjaksoja tilastollisesti. Tilastollinen tarkastelu tehtiin ei-parametrisella Mann-Whitney U -testillä. Aikaisemmin vastaavanlaista tarkastelua on hyödynnetty ns. ”regime shift”-tyyppisen äkillisen muutoksen ajoitukseen mm. ilmasto-olosuhteiden vaihtelun tarkastelussa (Mauget 2003 a, b). Parametrissa t-testiä (Ducré-Robitaille, ym. 2003) ei voitu käyttää, sillä aineisto on joidenkin muuttujien, kuten kokonaistypen ja a-klorofyllipitoisuuden osalta pieni, eikä normaalijakautuneisuusoletus täytynyt kaikkien muuttujien osalta. Tässä työssä U-testiä hyödynnettiin lähinnä indeksiluontoisena mittausvälineenä, jonka avulla pyrittiin tunnistamaan numeerisesti aikasarjassa oleva todennäköisin hyppäyksellisen muutoksen kohta.

Tilastollinen tarkastelu tehtiin seuraaville vedenlaatutekijöille: kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi-, a-klorofylli- ja happipitoisuus, lämpötila, näkösyvyys, sameus, väri ja kemiallinen hapenkulutus. Tarkastelu tehtiin erikseen talvi- ja kesäaineistolle. Happipitoisuuden ja lämpötilan tarkastelu tehtiin pohjanläheiselle vesikerrokselle (1 m pohjan yläpuolella) ja kokonaisfosforipitoisuuden tarkastelu sekä pinnanläheiselle (1 m syvyys) että pohjanläheiselle vesikerrokselle. Muiden parametrien tarkastelussa keskityttiin pinnanläheisen vesikerroksen tuloksiin. Vedenlaatuaineistot jaettiin kahteen ryhmään liu'uttamalla tarkasteltavaa muutosajankohtaa, eli ryhmäjaottelun leikkauspistettä vuodelta eteenpäin alkaen leikkauspisteestä 1994/1995 ja päättyen leikkauspisteeseen 2000/2001 (Taulukko 1). Leikkauspisteitä ja vertailtavia ryhmäpareja muodostui siten seitsemän. Vertailu tehtiin tarkasteltavaa muutoskohtaa (leikkauspistettä) edeltävälle (ryhmä 1) ja sitä

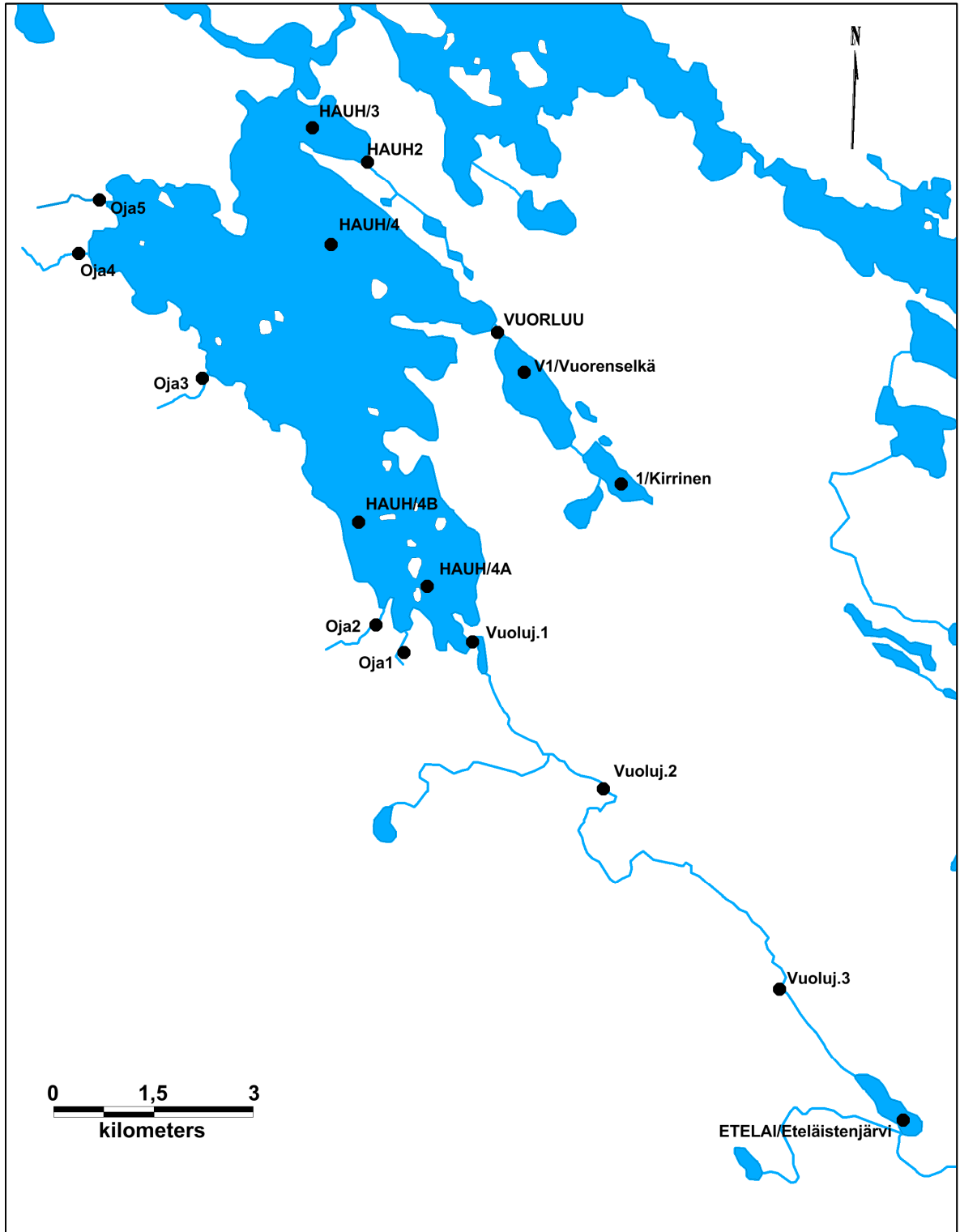
seuraavalle (ryhmä 2) aineistolle. Havaintoja jätettiin tarkastelun ulkopuolelle joko ryhmän 1 alusta tai ryhmän 2 lopusta niin, että vertailtavien ryhmien otoskoot saatiin yhtä suuriksi.

Testattavana hypoteesina tilastollisessa tarkastelussa oli, että tarkasteltavien ryhmien jakaumien sijainnissa ei ole eroja, eli muuttujien arvot ovat samasta jakaumasta peräisin verrattavina ajanjaksoina. Toisin sanoen, nollahypoteesin mukaan veden laadussa ei ole tapahtunut pitkäkestoisia muutoksia ja siinä esiintyvä vaihtelu on satunnaista. Mikäli 5 % todennäköisyystaso (P-arvo) alittuu jonkun leikkauspisteen ryhmävertailun kohdalla, nollahypoteesi on perusteltua hylätä. Tällaisessa tilanteessa tarkasteltavien ryhmien arvot poikkeavat toisistaan niin suuresti, ettei ero selity sattumalla. Mikäli arvoissa havaitaan selkeä ero, kyse voi olla hyppäksenomaisesta (regime-shift) muutoksesta kyseisen leikkauspisteen kohdalla. Merkittävin muutos veden laadussa on ajoitettavissa leikkauspisteeseen, jossa P-arvo on pieni (Mauget 2003 a, b). Tilastollinen testaus toteutettiin ohjelmalla IBM SPSS Statistics 19.

Hauhonselällä toteutettiin vesinäytteenotto vuonna 2013, minkä tarkoituksena oli selvittää, miten järven veden laatu kehittyi vuoden aikana ja miten se vaihtelee järven eri osissa. Vesinäytteitä otettiin kerran loppupalvella ja keväällä, kaksi kertaa kesällä ja kerran syksyllä. Näytteitä otettiin yhteensä viidestä näytestä (Taulukko 2, Kuva 3). Näytestä yksi (HAUH/4) sijaitsi järven pääsyvänealueella, yksi Vitsiälänlahden syvänteessä (HAUH/3) ja kaksi matalammalla alueella järven etelä- (HAUH/4A) ja keskiosassa (HAUH/4B). Syvänealueiden pisteet olivat samoja kuin järven velvoitetarkkailussa. Vesinäytteet otettiin syvänealueilla 1 m syvyydeltä, 5 m syvyydeltä sekä 7–8 m syvyydeltä. Matalilla alueilla näytteenottosyvyys oli 1 m. Näytteenotto tapahtui Limnos-merkkisellä vesinäytteenottimella. Näytestä mitattiin veden näkösyvyys sekä näytteenottosyvyyksien lämpötila. Näytteenotossa noudatettiin vesi- ja ympäristöhallituksen hyväksymiä menetelmiä (Mäkelä ym. 1992, Kettunen ym. 2008). Näytteistä analysoitiin veden fysikaalis-kemialliset muuttujat (Taulukko 3). Näytteet analysoitiin Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistyksen laboratoriossa, joka on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T064.

Taulukko 1. Vedenlaatutestin leikkauspisteiden ajankohta sekä vertailtavien ryhmien sisältämien havaintojen lukumäärä (N/ryhmä). Testissä vertailut ryhmät olivat samansuuruisia leikkauspisteen molemmin puolin. Kokonaisfosforin (P) osalta testi tehtiin sekä pinnan- (1 m) että pohjanläheisille (p-1 m) havainnoille. Happipitoisuuden (O₂) ja lämpötilan (Lt) osalta testi tehtiin pohjanläheiselle vesikerrokselle. a-klorofylliaineisto (a-klorof.) koskee 0-2 m syvyyttä. Kokonaistypen (kok.N), sameuden, värin ja kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) osalta testi tehtiin pinnanläheisille havainnoille.

Suure	Leikkauspiste						
	1 1994/1995	2 1995/1996	3 1996/1997	4 1997/1998	5 1998/1999	6 1999/2000	7 2000/2001
P, 1 m, talvi							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
P, p-1 m, talvi							
N/ryhmä	18	17	17	16	15	14	13
P, 1 m, kesä							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
P, p-1 m, kesä							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
N, 1 m, talvi							
N/ryhmä	6	7	8	9	10	11	12
N, 1 m, kesä							
N/ryhmä	6	7	8	9	10	11	12
O ₂ , p-1 m, talvi							
N/ryhmä	18	17	17	16	15	14	13
O ₂ , p-1 m, kesä							
N/ryhmä	17	16	15	14	13	12	11
Lt, p-1 m, talvi							
N/ryhmä	18	17	17	16	15	14	13
Lt, p-1 m, kesä							
N/ryhmä	17	16	15	14	13	12	11
Näkös., talvi							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
Näkös., kesä							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
Sameus, talvi							
N/ryhmä	9	10	11	12	13	14	15
Sameus, kesä							
N/ryhmä	10	11	12	13	13	12	11
Väri, talvi							
N/ryhmä	19	18	17	16	15	14	13
Väri, kesä							
N/ryhmä	17	16	15	14	13	12	11
COD _{Mn} , talvi							
N/ryhmä	8	9	10	11	12	13	13
COD _{Mn} , kesä							
N/ryhmä	8	9	10	11	12	13	13
a-klorof.							
N/ryhmä	4	5	6	7	8	9	10



Kuva 3. Vesinäytteenottopisteet Hauhonselällä ja sen valuma-alueella vuonna 2013.

Taulukko 2. Hauhonselän vesinäytteenottopisteiden kokonaissyvyys, näytteenottosyvyydet ja -ajankohdat. X = näyte on otettu kyseisestä pisteestä kyseisenä ajankohtana.

Näytepiste	Kok.syvyys, m	N.ottosyvyys, m	6.3.2013	21.5.2013	10.7.2013	31.7.2013	3.9.2013
HAUH/3	7,5	1; 5; 7	x		x	x	x
HAUH/4	8,0	1; 5; 7,5	x	x	x	x	x
HAUH/4A	2,0	1		x	x	x	x
HAUH/4B	2,6	1			x	x	x

Taulukko 3. Järvinäytepisteistä otetuille vesinäytteille tehdyt analyysit ja analysoinnissa käytetyt standardimenetelmät.

Suure	Menetelmä/standardi
Happipitoisuus	SFS-EN 25813, 1993, modif.
Hapen kyll.%	KVVY LA31 (Kumottu SFS 3040, 1990)
Sameus	SFS-EN ISO 7027, 2000
Kiintoaine	SFS-EN 872:2005
Sähkönjohtokyky	SFS-EN 27888, 1994, (modif.)
pH	SFS 3021, 1979
Väri, lac	SFS-EN ISO 7887:2012 osa 6, method C modif.
COD(Mn)	SFS 3036, 1981
Kok.N	Sisäinen menetelmä KVVY LA07 perustuu SFS-EN ISO 11905-1:1998
NO ₂₃ -N	SFS-EN ISO 13395, 1997 (modif.)
NH ₄ -N	Sisäinen menetelmä KVVY LA23, perustuu SFS-EN ISO 11732:2005
Kok.P	Sisäinen menetelmä LA006 (SFS-EN ISO 6878:2004, modif. Aquakem)
PO ₄ -P	Sisäinen menetelmä KVVY LA08 perustuu SFS-EN ISO 6878:2004
a-klorofylli	SFS 5772:1993

Hauhonselältä on otettu kasviplanktonnäytteitä 1960-luvulla viisi kappaletta ja 2000-luvulla viisi kappaletta. Kasviplanktonnäytteistä on laskettu lajikohtaiset biomassat, kokonaisbiomassat sekä sinilevien biomassaosuus. Kasviplanktonaineiston perusteella selvitetiin, onko sinilevien osuudessa tai kasviplanktonin kokonaisbiomassassa ero vuosikymmenten välillä. Aineiston pienen koon vuoksi tilastollinen tarkastelu toteutettiin ei-parametrisella Mann-Whitney U -testillä. Tilastollinen testaus tehtiin ohjelmalla IBM SPSS Statistics 19.

2.3.2. Ulkoisen ravinnekuormituksen määrän ja valuma-alueen ongelmakohtien selvitys

Ravinnepitoisuudet ja ravinnekuormituksen määrä selvitetiin kahdeksasta, suoraan Hauhonselkään laskevasta joki- ja ojauomasta (Taulukko 4, Kuva 3). Vuolujen ravinnepitoisuuksien ja -kuormituksen muutos Eteläistenjärvestä joen alajuoksua kohti selvitetiin ottamalla näytteitä joen alajuoksulta, keskiosasta ja yläjuoksulta (Taulukko 4, Kuva 3). Kevättulvahuipun aikaan, tulvahuipun jälkeen, kesällä ja syksyllä toteutettiin laaja vesinäytteenotto kaikista oja- ja jokipisteistä. Laajojen näytteenottojen välissä toteutettiin suppeampia näytteenottoja, joissa näytteitä otettiin vain osalta pisteistä. Eteläistenjärven veden laatua tutkittiin kertaalleen loppukesällä (7.8.2013). Vesinäyte

otettiin 0,5 m syvyydestä. Ojanäytteet otettiin suoraan näytepulloon. Näytteistä analysoitiin fysikaalis-kemialliset muuttujat (Taulukko 5).

Taulukko 4. Ojanäytepisteet ja näytteenottoajankohdat. X = näyte on otettu kyseisestä pisteestä kyseisenä ajankohtana. Kuiva = oja oli näytteenottohetkellä kuiva ja näytettä ei saatu.

Näytepiste	6.3.	22–23.4.	29.4.	21.5.	18–19.6.	7.8.	28.10.	4.11.	12.11.
Oja 1		x		x	x			x	
Oja 2		x	x	x	x			x	
Oja 3		x		x	x			x	
Oja 4		x		x	x			x	
Oja 5		x	x	x	Kuiva			x	
VUORLUU	x	x	x	x	x	x		x	
HAUH 2	x	x	x	x	Kuiva		x	x	x
Vuoluj. 1	x	x	x	x	x	x		x	
Vuoluj. 2		x		x	x			x	
Vuoluj. 3		x		x	x			x	

Vesinäytteenoton yhteydessä oja- ja jokipisteistä määritettiin veden virtaama ($l\ s^{-1}$) ravinnekuormituksen laskentaa varten. Virtaaman määrittäminen tapahtui uoman poikkileikkauksen pinta-alan ja veden virtausnopeuden perusteella. Ravinnekuormitus laskettiin kokonaisravinnepitoisuuksien ja virtaamatiedon avulla kertomalla ravinnepitoisuus ($kg\ l^{-1}$) veden virtaamalla ($l\ d^{-1}$).

Taulukko 5. Oja- ja jokinäytepisteistä otetuille vesinäytteille tehdyt analyysit ja analysoinnissa käytetyt standardimenetelmät.

Suure	Menetelmä/standardi
Sameus	SFS-EN ISO 7027, 2000
Kiintoaine	SFS-EN 872:2005
Sähkönjohtokyky	SFS-EN 27888, 1994, (modif.)
pH	SFS 3021, 1979
Väri, lac	SFS-EN ISO 7887:2012 osa 6, method C modif.
Väri, liu	SFS-EN ISO 7887:2012 osa 6 method C
COD(Mn)	SFS 3036, 1981
Kok.N	Sisäinen menetelmä KVVY LA07 perustuu SFS-EN ISO 11905-1:1998
NO ₂₃ -N	SFS-EN ISO 13395, 1997 (modif.)
NH ₄ -N	Sisäinen menetelmä KVVY LA23, perustuu SFS-EN ISO 11732:2005
Kok.P	Sisäinen menetelmä LA006(SFS-EN ISO 6878:2004, modif. Aquakem)
PO ₄ -P	Sisäinen menetelmä KVVY LA08 perustuu SFS-EN ISO 6878:2004

Hauhonselkään tulevan vuosikuormituksen suuruuden tarkka ja luotettava arvioiminen ojanäytteenoton perusteella olisi edellyttänyt tiheämpää, lähes viikoittaista näytteenottoa tai jatkuvatoimista virtaaman ja vedenlaadun mittausta (Rekolainen ym. 1991). Koska tällaisen toteuttamiseen ei ollut resursseja, turvaututtiin vuositason kuormitusmäärien tarkastelussa Suomen ympäristökeskuksen kehittämän ja ylläpitämän

LLR-työkalun ravinnemalli arvioi ulkoisen kuormituksen vaikutuksen järven fosfori- ja typpipitoisuuteen Vollenweiderin (1968, 1975, 1976) malleihin pohjautuvan Chapran (1975) ravinteiden pidättymismallin avulla. Bayes-tilastotiedettä ja Marcov Chain Monte Carlo (MCMC) menetelmää käyttäen voidaan Chapran mallissa esiintyvälle sedimentaationopeuden parametrille estimoida jakauma ja tarkastella estimaatin virhettä ja epävarmuutta.

LLR-työkalulla tehtäviin ravinnepitoisuusennusteisiin tarvittiin tieto Hauhonselkään tulevasta, viipymäjaksolle lasketusta keskimääräisestä fosfori- ja typpikuormituksesta, havainnot niitä vastaavista, keskimääräisistä järven fosfori- ja typpipitoisuuksista sekä luusuan virtaamasta. LLR-työkalussa viipymäjakso tulee pyöristää seuraavalle tasavuodelle, joten Hauhonselän tapauksessa viipymäajaksi laskettiin yksi vuosi. Arvio järveen tulevasta keskimääräisestä fosfori- ja typpikuormituksesta saatiin WFSF-Vemala:sta. Järven typpi- ja fosforipitoisuustietoina käytettiin järven keskeisen syvännealueen pitoisuushavaintoja, joille laskettiin tilavuuspainotetut keskiarvot R-tilasto-ohjelmaa hyödyntäen. Tilavuuspainotettuja keskiarvoja varten tarvittiin tieto Hauhonselän eri syvyysvyöhykkeiden tilavuudesta, jotka saatiin ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta. LLR-työkaluun tarvittavat tiedot Hauhonselän kokonaistilavuudesta, keskisyvyydestä ja järvityypistä olivat LLR:n tietokannassa valmiina.

Ravinnekuormituksen vähentämistarve arvioitiin vuosien 2000–2013 aineistoon perustuen. LLR-tarkastelun tuloksena saatiin arvio siitä, kuinka paljon fosfori- ja typpikuormitusta täytyy vähentää haluttuun tavoitetasoon pääsemiseksi. LLR -työkalussa ennusteet ilmoitetaan todennäköisyysjakaumina, joista on mahdollista poimia yksittäisiä arvoja (Pätynen 2014). Ulkoisen kuormituksen tavoitetaso valittiin korkeimman (80 %) todennäköisyysjakauman mukaan. Tämä on taso, jolla järven ravinnepitoisuuksien tavoitetilaa saavutetaan 80 %:n todennäköisyydellä, kun tehdään tarvittava kuormitusvähennys.

3. TULOKSET

3.1. Hauhonselän veden laatu vuonna 2013

Hauhonselän pääsyvännealueella (HAUH/4) vesi oli loppupalvella (6.3.2013) tummaa ja humuspitoista, mutta veden sameus oli vähäistä (Taulukko 6). Näkösyvyys oli 1,9 m. Pinnanläheisessä vedessä kokonaisfosforipitoisuus oli $15 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistyppipitoisuus $730 \mu\text{g l}^{-1}$. Happipitoisuus oli koko vesipatsaassa hyvä (Taulukko 6). Pohjanläheisessä vesikerroksessa kokonaisfosforipitoisuus oli $25 \mu\text{g l}^{-1}$, eli hieman suurempi kuin päällysvedessä. Loppukevällä (21.5.2013) otettujen näytteiden perusteella pääsyvännealueen pinnanläheisen vesikerroksen kokonaisravinnepitoisuudet olivat kohonneet selvästi loppupalvesta ja vesi oli lievästi sameaa. a-klorofyllipitoisuus oli matala. Keskikesän (10.7.2013) näytteiden perusteella pääsyvännealueen pinnanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus oli kohonnut kevästä. Kokonaistyppipitoisuus oli sen sijaan laskenut. A-klorofyllipitoisuus ei poikennut järvityypille ominaisesta tasosta (erinomaisessa tilaluokassa $<13,5 \mu\text{g l}^{-1}$, Aroviita ym. 2012). Vesi oli sameaa ja näkösyvyys 1,2 m. Vesipatsas oli lievästi lämpötilakerrostunut, ja alusveden happitilanne oli päällysveteen nähden heikentynyt. Alusveden kokonaisfosforipitoisuus oli $28 \mu\text{g l}^{-1}$. Heinäkuun lopulla (31.7.2013) pääsyvännealueen alusveden happitilanne oli kohentunut. Päällysveden kokonaisfosforipitoisuus oli jälleen noussut edellisestä näytteenotosta ja typpipitoisuus laskenut. Syksyllä (3.9.2013) täyskierron alussa pääsyvännealueen vesipatsaan happipitoisuus oli tasainen. Pintaveden kokonaisfosforipitoisuus ja

kokonaistyyppipitoisuus olivat laskeneet edellisestä näytteenottokerrasta. a-klorofyllipitoisuus oli tasolla $20 \mu\text{g l}^{-1}$, eli näytteenottokerroista korkein.

Vitsiälänlahdessa (HAUH/3) happitilanne oli loppupalvella pohjan läheisyydessä heikko ja kokonaisfosforipitoisuus oli pinnanläheiseen veteen nähden yli kaksinkertainen (Taulukko 6). Keskikesällä (10.7.2013) alusvesi oli täysin hapeton ja fosforipitoisuus päällysveteen nähden selvästi kohonnut. Päällysveden kokonaistyyppipitoisuus oli $860 \mu\text{g l}^{-1}$, eli suurempi kuin pääsyvänealueella. Päällysveden kokonaisfosfori- ja a-klorofyllipitoisuus olivat kuitenkin hieman pääsyvänealuetta matalampia. Heinäkuun lopulla (31.7.2013) happitilanne oli kohentunut viiden metrin syvyydellä, mutta alusvesi oli edelleen täysin hapeton ja fosforipitoisuus korkea. Päällysvedessä kokonaisfosforipitoisuus oli kohonnut keskikesästä ja kokonaistyyppipitoisuus laskenut. Syksyllä Vitsiälänlahden syvänteen pohjanläheinen vesikerros oli saanut happitäydennystä, mutta tilanne oli edelleen heikko. Alusveden kokonaisfosforipitoisuus oli laskenut kolmasosaan heinäkuun lopun pitoisuudesta.

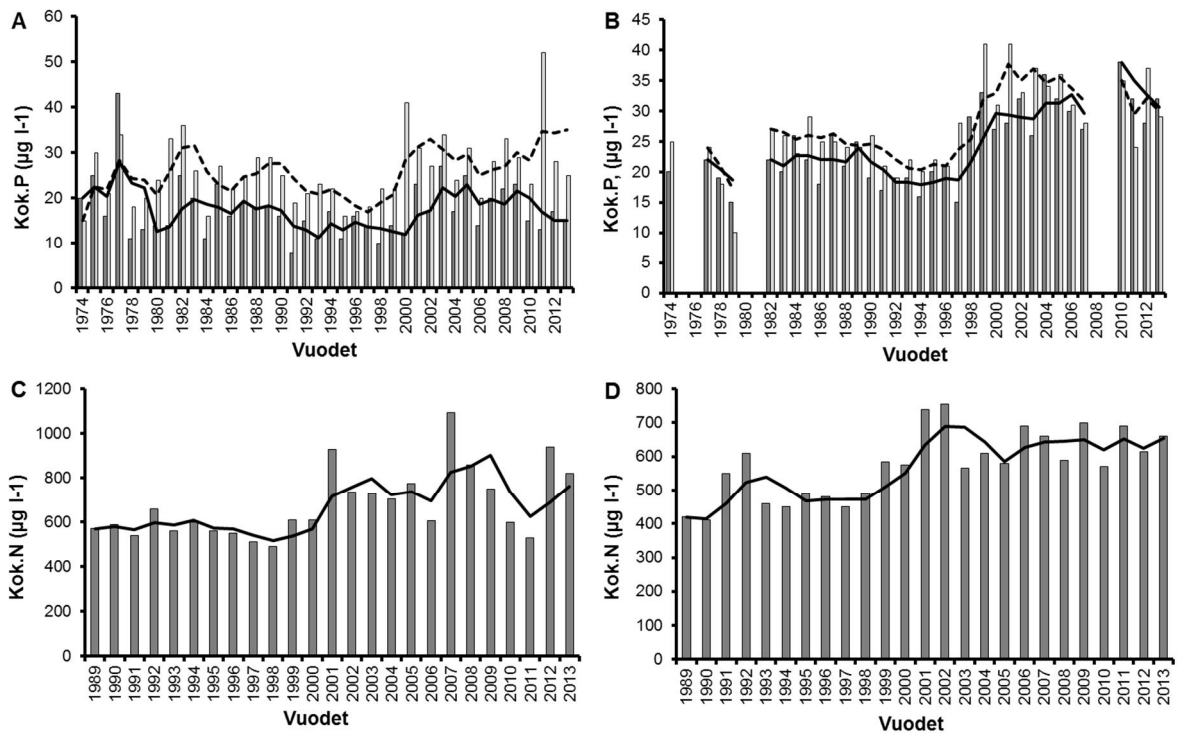
Järven eteläosassa (HAUH/4A) kokonaisravinnepitoisuudet olivat keväällä (21.5.2013) korkeita ja vesi oli sameaa (Taulukko 6). a-klorofyllipitoisuus oli sen sijaan matala. Veden humuspitoisuus oli veden värin ja kemiallisen hapenkulutuksen perusteella korkea. Keskikesällä järven keski- (HAUH/4B) ja eteläosassa (HAUH/4A) kokonaisfosforipitoisuus oli selvästi syvänealueita korkeampi ja vesi oli sameampaa. Kokonaistyyppipitoisuus oli $780\text{--}820 \mu\text{g l}^{-1}$. Kasviplanktonin määrä oli eteläosassa korkea (a-klorof. $24 \mu\text{g l}^{-1}$). Keskiosassa a-klorofyllipitoisuus oli pääsyvänealueen tasolla. Heinäkuun lopussa kokonaisfosforipitoisuus oli järven etelä- ja keskiosassa erittäin korkea ja vesi edelleen hyvin sameaa. Kokonaistyyppipitoisuus oli $700\text{--}720 \mu\text{g l}^{-1}$. Heinäkuun lopussa eteläosassa kasviplanktonin määrä oli a-klorofyllipitoisuuden ($9,6 \mu\text{g l}^{-1}$) perusteella vähentynyt. Kasviplanktonin määrä oli suurin järven keskiosassa, jossa a-klorofyllipitoisuus oli $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Ravinnepitoisuus oli sama kuin edeltävällä näytteenottokerralla. Eteläosassa sen sijaan tyyppipitoisuus oli kohonnut ja levämäärä a-klorofyllipitoisuuden perusteella lisääntynyt edellisestä näytteenottokerrasta.

Pintaveden ravinnetaso oli järven keski- ja eteläosassa (HAUH/4B ja HAUH/4A) korkeampi kuin syvänealueilla (HAUH/4 ja HAUH/3) (Taulukko 6). Kokonaisfosforipitoisuudessa havaitut erot tasoittuivat loppukesää kohti, mutta syksyllä erot jälleen voimistuivat. Kokonaistyyppipitoisuuden erot olivat etelä- ja keskiosan ja syvänealueiden välillä lievempiä, ja havaittavissa lähinnä keväällä ja syksyllä. Pintaveden samentuneisuus oli selvästi voimakkainta järven keski- ja eteläosassa, ja ero syvänealueisiin oli suuri. Levämäärä oli keskikesällä suurin järven eteläosassa ja loppukesällä järven keskiosassa. Syksyllä levää oli eniten järven pääsyvänealueella (HAUH/4). Vesi oli tumminta keski- ja eteläosassa, ja ero oli havaittavissa kaikilla näytteenottokerroilla.

3.2. Hauhonselän tilan kehitys vedenlaadun ja kasviplanktonin perusteella

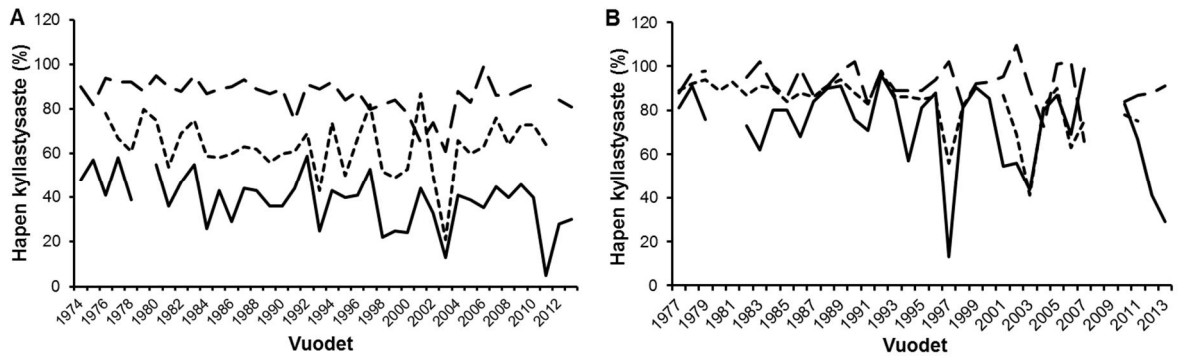
Hauhonselän vedenlaatuaineistosta oli havaittavissa selvä ja äkillinen muutos eri muuttujien arvoissa 1990-luvun lopulla. Tämä muutos havaittiin selkeimmin kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi-, a-klorofylli- ja happipitoisuuden, sameustason, väriarvon ja kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) lisääntymisestä (Taulukko 7). Muutoksen jälkeen veden laatu ei palautunut ennalleen, mutta toisaalta yhtä merkittävää heikentymistään ei tapahtunut.

Kesäaikaisessa kokonaisfosforipitoisuudessa voimakkain muutos ajoittui pinnanläheisen vesikerroksen aineistossa leikkauspisteeseen 1997/1998 (Taulukko 7). Pohjanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuuksissa voimakkain muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1998/1999 (Taulukko 7, Kuva 4). Pohjanläheisen vesikerroksen talviaikaisissa kokonaisfosforipitoisuuksissa voimakkain muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1999/2000 (Taulukko 7, Kuva 4 A). Pinnanläheisen vesikerroksen talviaikaisissa pitoisuuksissa ei tullut esiin selvää, äkillistä muutosta. Pinnanläheisen veden kokonaistyyppipitoisuuksissa muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1998/1999 sekä kesäaikaisessa että talviaikaisessa aineistossa (Taulukko 7, Kuva 4 C ja D).



Kuva 4. Hauhonselän kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuden kehitys pinnanläheisessä vedessä (1 m syvyydellä, tummanharmaa pylväs) ja pohjanläheisessä vedessä (noin 8 m, vaaleanharmaa pylväs) sekä aineistolle laskettu kolmen vuoden liukuva keskiarvo (kyseinen vuosi ja kaksi edeltävää vuotta). Yhtenäinen viiva kuvaa pinnanläheisen veden liukuvaa keskiarvoa ja katkoviiva pohjanläheisen. A: Kokonaisfosforipitoisuus loppupalvella vuosina 1974–2013, B: kokonaisfosforipitoisuus loppukesällä vuosina 1974–2013, C: kokonaistyyppipitoisuus loppupalvella vuosina 1989–2013 ja D: kokonaistyyppipitoisuus loppukesällä vuosina 1989–2013.

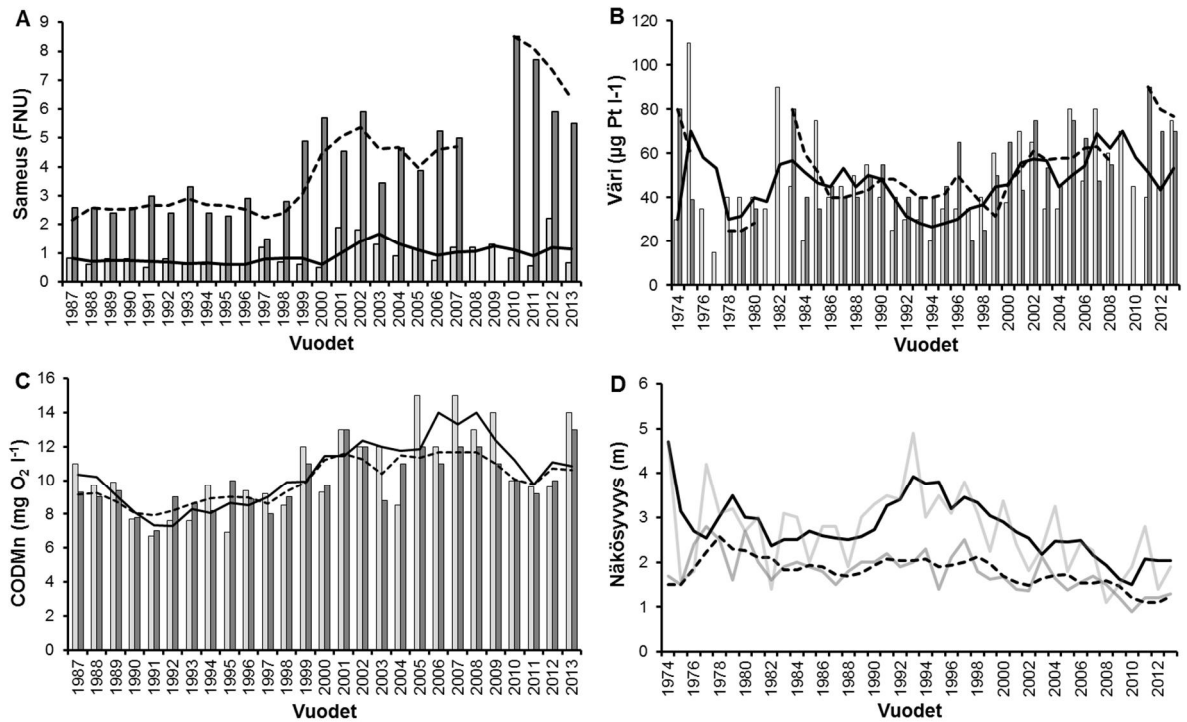
Pohjanläheisen vesikerroksen talviaikaisissa happipitoisuuksissa selvä muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1997/1998 (Taulukko 7, Kuva 5 A). Kesällä 1997 pohjanläheisen vesikerroksen happitilanne oli silmämääräisen tarkastelun perusteella erityisen heikko, mutta selvä, tilastollisesti merkitsevä muutos ajoittui vasta leikkauspisteeseen 1999/2000 (Taulukko 7, Kuva 5 B).



Kuva 5. A: Hauhonselän happitilanteen kehitys loppupalvella vuosina 1974–2013 ja B: loppukesällä vuosina 1977–2013. Katkoviiva pitkillä viivoilla kuvaa pinnanläheisen veden tilannetta, katkoviiva lyhyillä viivoilla tilannetta 5 m syvyydellä ja yhtenäinen viiva tilannetta 1 m pohjan yläpuolella, eli noin 8 m syvyydellä.

Pinnanläheisen veden kesäaikaisessa sameustasossa selvä muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1998/1999 (Taulukko 7, Kuva 6). Myös talviaikaisessa sameustasossa oli silmämääräisen tarkastelun perusteella havaittavissa kohoamista ja vuosien välisen vaihtelun lisääntymistä 1990-luvun lopulla ja edelleen 2000-luvun alussa, mutta U-testissä selvää muutosta ei tullut esiin (Taulukko 7, Kuva 6). Näkösyvyydessä selvää, tiettyyn leikkauspisteeseen ajoittuvaa muutosta ei tilastollisessa tarkastelussa tullut esiin, mutta silmämääräisen tarkastelun perusteella näkösyvyydessä oli havaittavissa selvää heikentymistä 1990-luvun puolivälin jälkeen (Taulukko 7, Kuva 6). Loppupalvella näkösyvyyden heikentyminen oli erityisen voimakasta (Kuva 6). Heikentyminen jatkui tasaisesti sekä loppupalvella että loppukesällä vuoteen 2013 saakka, eikä tasoittumista vaikuttanut tapahtuneen.

Pinnanläheisen veden väriarvoissa ja kemiallisessa hapenkulutuksessa (COD_{Mn}) selvä muutos ajoittui leikkauspisteeseen 1998/1999 loppupalvella ja loppukesällä (Taulukko 7, Kuva 6).

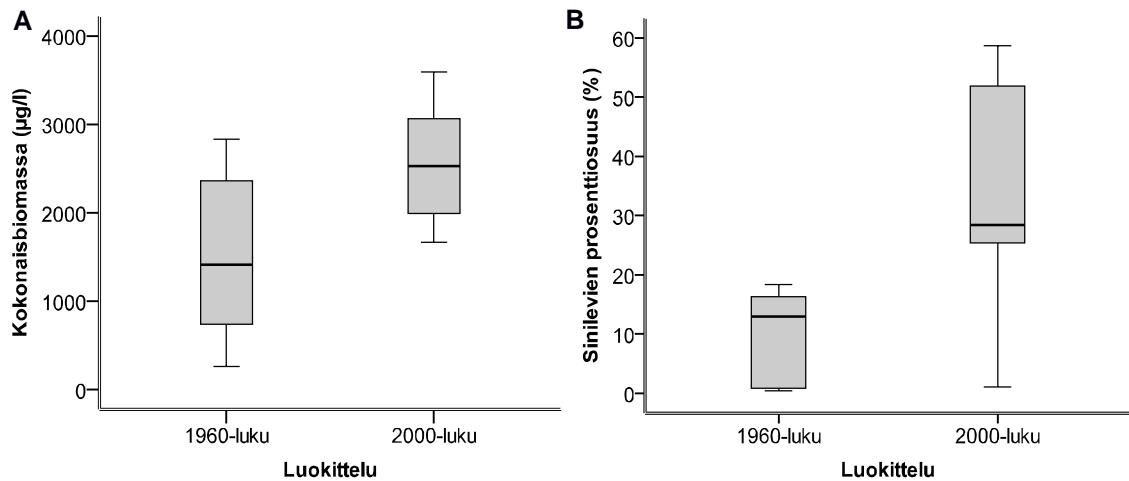


Kuva 6. A: Hauhonselän sameuden, B: veden väriarvojen, C: kemiallisen hapenkulutuksen ja D: näkösyvyyden kehitys pinnanläheisessä vedessä vuosina 1987–2013 (sameus ja kemiallinen hapenkulutus) tai vuosina 1974–2013 (väri ja näkösyvyys). Kuvissa vaaleanharmaa pylväs/viiva kuvaa loppupalven tilannetta ja tummanharmaa pylväs/viiva loppukesän tilannetta. Yhtenäinen viiva kuvaa loppupalvea koskevalle aineistolle laskettua liukuvaa keskiarvoa (kyseinen vuosi ja kaksi edeltävää vuotta) ja katkoviiva vastaavasti loppukesän aineistolle laskettua liukuvaa keskiarvoa.

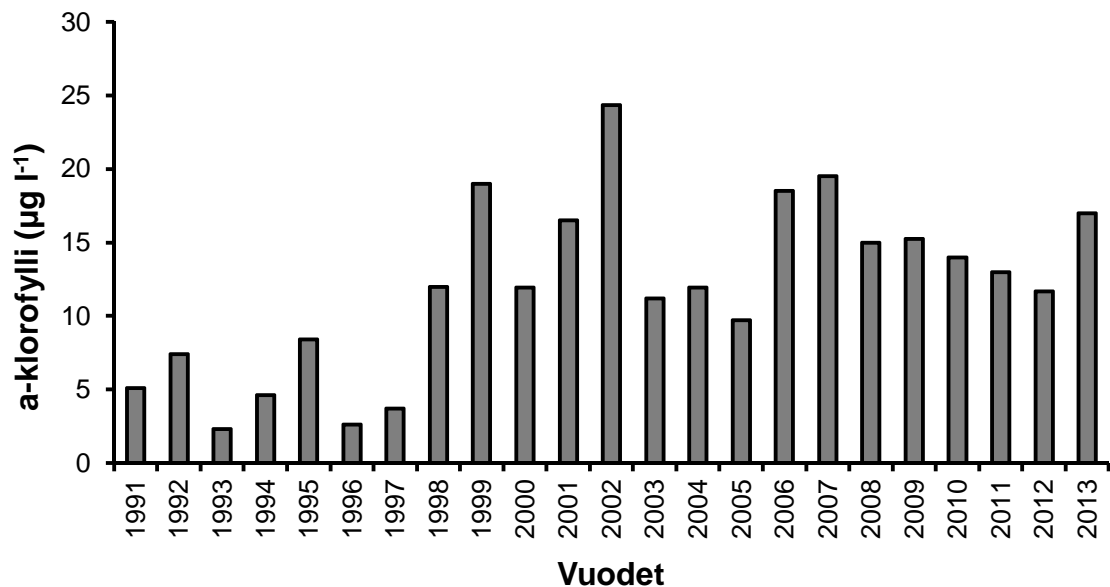
Taulukko 7. Mann-Whitney U-testin perusteella arvioidut leikkauspisteet, joiden kohdalla muutos on kyseisen muuttujan osalta selvin. Niitä muuttujia ei ole esitetty, joiden kohdalla selvää muutosta ei havaittu. P tarkoittaa kokonaisfosforipitoisuutta, N kokonaistyyppipitoisuutta, O₂ happipitoisuutta, COD_{Mn} kemiallista hapenkulutusta, ja a-klorof. a-klorofyllipitoisuutta. Kokonaisfosforipitoisuuden osalta tulokset koskevat sekä pinnan- (1 m) että pohjanläheisen (p-1 m) vesikerroksen aineistoa. Happipitoisuuden osalta tulokset koskevat pohjanläheistä vesikerrosta. a-klorofyllin osalta tulokset koskevat 0–2 m syvyyttä. Kokonaistyyppipitoisuuden, sameuden, värin ja kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) osalta tulokset koskevat pinnanläheisen vesikerroksen aineistoa.

Suure	Leikkauspiste		Suure	Leikkauspiste			
	Ryhmä 1	Ryhmä 2		Ryhmä 1	Ryhmä 2		
		1986–1999	2000–2013		1985–1998	1999–2013	
P, p-1 m, talvi	n	14	14	Sameus, kesä	n	13	13
	R	130,5	275,5		R	91	260
	U	25,5			U	<0,001	
	P	0,001			P	<0,001	
		1982–1997	1998–2013		1984–1998	1999–2013	
P, 1 m, kesä	n	16	16	Väri, talvi	n	15	15
	R	136	392		R	165	300
	U	<0,001			U	45	
	P	<0,001			P	0,005	
		1984–1998	1999–2013		1986–1998	1999–2013	
P, p-1 m, kesä	n	15	15	Väri, kesä	n	13	13
	R	120,5	344,5		R	109,5	241,5
	U	0,5			U	18,5	
	P	<0,001			P	0,001	
		1989–1998	1999–2008		1987–1998	1999–2010	
N, talvi	n	10	10	COD _{Mn} , talvi	n	12	12
	R	152	58		R	90,5	209,5
	U	3			U	12,5	
	P	<0,001			P	0,001	
		1989–1998	1999–2008		1987–1998	1999–2010	
N, kesä	n	10	10	COD _{Mn} , kesä	n	12	12
	R	60,5	149,5		R	86,5	213,5
	U	5,5			U	8,5	
	P	0,001			P	<0,001	
		1982–1997	1998–2013		1991–1997	1998–2004	
O ₂ , p-1 m, talvi	n	16	16	a-klorof.	n	7	7
	R	202,5	325,5		R	28,0	77,0
	U	66,5			U	<0,001	
	P	0,02			P	0,002	
		1988–1999	2000–2013				
O ₂ , p-1 m, kesä	n	12	12				
	R	185,5	114,5				
	U	36,5					
	P	0,04					

Hauhonselän kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli aineiston perusteella 2000-luvulla suurempi kuin 1960-luvulla (Kuva 7). Mann-Whitneyn U -testin perusteella ero ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää ($U = 5$, $n = 5$, $P = 0,117$). Sinilevien osuus kokonaisbiomassasta kasvoi 1960-luvun jälkeen kokonaisbiomassaa selvemmin (Kuva 7) ja muutos oli myös tilastollisesti merkitsevää ($U = 3$, $n = 5$, $P = 0,047$). a-klorofyllipitoisuus alkoi silmämääräisen tarkastelun perusteella kasvaa kesällä 1997 (Kuva 8). Leikkauspisteeseen 1997/1998 ajoittui U-testin perusteella erittäin merkitsevää muutos ($U = < 0,001$, n_1 ja $n_2 = 7$, $P = 0,002$, Taulukko 7).



Kuva 7. Hauhonselän kasviplanktonin kokonaisbiomassa (A) ja sinilevien prosentiosuus kokonaisbiomassasta (B) 1960- ($n=5$) ja 2000-luvulla ($n=5$).



Kuva 8. Hauhonselän a-klorofyllipitoisuuden kehitys loppukesällä vuosina 1991–2013 0–2 m syvyydellä.

3.3. Hauhonselän ja Vuolujoen valuma-alueilla sijaitsevien järvien vedenlaatu

Loppupalvella 2013 Kirrisen koko vesipatsaassa oli happea $1,9\text{--}5\text{ mg l}^{-1}$. Pinnanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus oli loppupalvella $24\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistyyppipitoisuus 1300

$\mu\text{g l}^{-1}$. Pohjanläheisessä vesikerroksessa kokonaisfosforipitoisuus oli $43 \mu\text{g l}^{-1}$ ja typpipitoisuus sama kuin pinnassa ($1300 \mu\text{g l}^{-1}$).

Kesäkerrostuneisuusajan lopulla 2013 (7.8.2013) Kirrisen vesipatsas oli lievästi kerrostunut lämpötilan mukaan (lämpötila pinnassa $19,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ja pohjalla $10,0 \text{ }^{\circ}\text{C}$). Pohjan lähellä happea oli $1,6 \text{ mg l}^{-1}$, eli matala. Pohjanläheisessä vedessä kokonaisfosforipitoisuus oli $35 \mu\text{g l}^{-1}$. Pinnanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus oli loppukesällä $62 \mu\text{g l}^{-1}$, mihin liittyi myös korkea a-klorofyllipitoisuus ($21 \mu\text{g l}^{-1}$). Kokonaistyyppipitoisuus oli pinnan läheisyydessä samalla tasolla kuin loppupalvella ($1300 \mu\text{g l}^{-1}$).

Loppupalvella 2013 Vuorenselän happipitoisuus oli jo pinnanläheisessä vedessä alhainen (kyllästysaste 39 %) ja 3 m syvyydestä alaspäin happea ei ollut lainkaan. Pohjanläheisessä vedessä kokonaisfosforipitoisuus oli jopa $960 \mu\text{g l}^{-1}$, josta 94 % oli liukoisessa muodossa. Rautapitoisuus oli pohjalla 17 mg l^{-1} . Pohjan lähellä kokonaistyyppipitoisuus oli $2900 \mu\text{g l}^{-1}$. Pinnanläheisessä vedessä kokonaisfosforipitoisuus oli $20 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistyyppipitoisuus $1300 \mu\text{g l}^{-1}$.

Kesäkerrostuneisuusajan lopulla (7.8.2013) Vuorenselän pinnanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus oli $58 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistyyppipitoisuus $1200 \mu\text{g l}^{-1}$. Klorofyllipitoisuus oli jopa $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Pinnanläheisessä vedessä hapen kyllästysaste oli yli 100 % mahdollisesti runsaan levätuotannon vuoksi. Pohjan lähellä happea oli kuitenkin enää alle 1 mg l^{-1} (kyllästysaste 10,6 %). Kokonaisfosforipitoisuus oli pohjalla $69 \mu\text{g l}^{-1}$.

Eteläistenjärven vesi oli 7.8.2013 erittäin tummaa ja siinä oli voimakas humusleima. Veden pH oli lievästi happaman puolella. Kokonaisfosforipitoisuus oli erittäin korkea ($58 \mu\text{g l}^{-1}$) ja siihen liittyi myös korkea a-klorofyllipitoisuus ($42 \mu\text{g l}^{-1}$). Kokonaistyyppipitoisuus oli $880 \mu\text{g l}^{-1}$. Happitilanteessa oli jo 0,5 m syvyydessä havaittavissa heikkenemistä, sillä kyllästysaste oli 63 %.

3.4. Hauhonselkään laskevien ojien veden laatu ja ravinnekuormitus

Kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudet olivat kaikissa ojissa korkeita (Taulukko 8). Korkeimpia kokonaisfosforipitoisuudet olivat Rampsinojassa, Vuolujoen alajuoksulla sekä ojassa 1 (Taulukko 8). Korkeimmat kokonaistyyppipitoisuudet mitattiin ojista 1 ja 2 (Taulukko 8). Kokonaistyyppipitoisuudet olivat kaikissa ojissa korkeimmillaan tulvahuippujen aikaan keväällä ja syksyllä ja laskivat selvästi matalammalle tasolle kesällä (Taulukko 8). Syystulvaan aikaan kokonaistyyppipitoisuudet olivat joillakin ojilla jopa kevättulvan tasoa korkeampia.

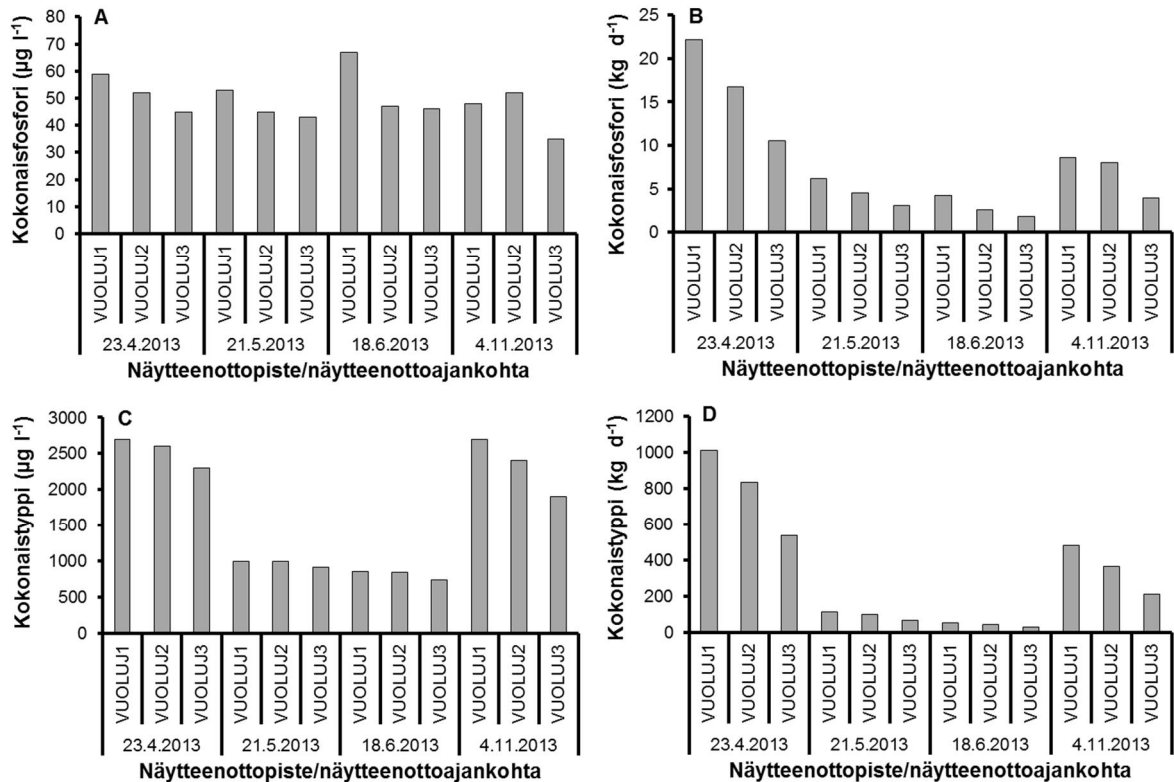
Suurimmat ravinne määrät tulivat Hauhonselkään Vuolujoen valuma-alueelta sekä Vuorenselän ja Kirrisen alueelta kaikilla havaintokerroilla (Taulukko 8). Kokonaisfosforikuormituksesta 73 % tuli Vuolujoen valuma-alueelta ja 19 % Vuorenselän ja Kirrisen alueelta. Kokonaistyyppikuormituksesta 68 % tuli Vuolujoen valuma-alueelta ja 22 % Vuorenselän ja Kirrisen alueelta. Pienemmistä ojista oja 2 oli merkittävin kuormittaja (3,8 % kokonaisfosforikuormituksesta ja 5,8 % kokonaistyyppikuormituksesta). Vaikka esim. Rampsinojasta ja ojasta 1 mitattiin suuria ravinnepitoisuuksia, ojista tuleva kuormitus jäi kuitenkin vähäisen vesimäärän vuoksi pieneksi (Taulukko 8). Vuolujoen valuma-alueelta tulevan kuormituksen suuruus vaihteli voimakkaasti. Ravinnekuormitus painottui kaikissa ojissa kevät- ja syystulvahuippuun (Taulukko 8). Kesällä kuormitus oli vähäisen virtaaman ja matalampien ravinnepitoisuuksien vuoksi pienempää.

Taulukko 8. Hauhonselkään laskevien uomien virtaama ($l s^{-1}$) sekä ravinnepitoisuus ($\mu g l^{-1}$) ja kuormitus ($kg d^{-1}$) eri näytteenottoajankohdilta vuonna 2013. Sulkeissa on ilmoitettu havaintojen määrä, mikäli niitä on enemmän kuin yksi.

Näytteenottpiste	Suure	Yksikkö	Talvi	Kevät	Kesä	Syksy
Oja 1	Virtaama	$l s^{-1}$		6–24 (2)	3	9
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$		39–150 (2)	83	110
		$kg d^{-1}$		0,02–0,3 (2)	0,02	0,1
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$		1000–7600 (2)	880	9000
		$kg d^{-1}$		0,5–15,9 (2)	0,2	7,1
Oja 2	Virtaama	$l s^{-1}$		27–201 (3)	27	98
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$		55–96 (3)	87	83
		$kg d^{-1}$		0,23–1,5 (3)	0,2	0,7
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$		1300–5000 (3)	960	6700
		$kg d^{-1}$		1300–5001 (3)	2,3	57
Oja 3	Virtaama	$l s^{-1}$		13–217 (2)	9	68
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$		28–34 (2)	32	34
		$kg d^{-1}$		0,03–0,6 (2)	0,024	0,2
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$		630–1300 (2)	750	1400
		$kg d^{-1}$		0,7–24 (2)	0,6	8
Oja 4	Virtaama	$l s^{-1}$		1,5–10,7 (2)	0,09	8
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$		46–60 (2)	56	66
		$kg d^{-1}$		0,01–0,04 (2)	0,0004	0,05
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$		700–1300 (2)	800	1400
		$kg d^{-1}$		0,09–1,2 (2)	0,006	1,0
Oja 5	Virtaama	$l s^{-1}$		17–41 (2)	4	35
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$		46–70 (2)	34	77
		$kg d^{-1}$		0,07–0,25 (2)	0,01	0,2
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$		2100–3300 (2)	1600	3200
		$kg d^{-1}$		3–12 (2)	0,5	9,7
VUORLUU	Virtaama	$l s^{-1}$	90	450–1606 (3)	164–426 (2)	391
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$	31	50–67 (3)	51–57 (2)	39
		$kg d^{-1}$	0,2	1,9–9,3 (3)	0,7–2,1 (2)	1,3
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$	1100	1800–3200 (3)	1200–1300 (2)	1200
		$kg d^{-1}$	8,6	73–444 (3)	17–48 (2)	41
HAUH 2	Virtaama	$l s^{-1}$	-	3–18,6 (3)		16,6–25 (2)
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$	190	150–250 (3)		77–130 (2)
		$kg d^{-1}$	-	0,06–0,3 (3)		0,17–1,19 (2)
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$	3500	2400–4100 (3)		2000–2500 (2)
		$kg d^{-1}$	-	0,6–6,6 (3)		3,6–4,3 (2)
Vuoluj.1	Virtaama	$l s^{-1}$	-	1345–4352 (3)	735–1740 (2)	2075
	Kokonaisfosfori	$\mu g l^{-1}$	39	40–59 (3)	67–110 (2)	48
		$kg d^{-1}$	-	6,2–22 (3)	4–16,5 (2)	8,6
	Kokonaistyyppi	$\mu g l^{-1}$	900	1000–2700 (3)	860–1100 (2)	2700
		$kg d^{-1}$	-	116–1015 (3)	54–165 (2)	484

Kokonaistyyppipitoisuudet olivat Vuolujoella korkeimmillaan kevättulvahuipun aikaan ja syksyllä (Kuva 11 C). Loppukevällä tulvahuipun jälkeen ja kesällä pitoisuudet olivat selvästi matalampia. Kokonaisfosforipitoisuudet olivat melko tasaisia eri havaintokerroilla. Ravinnepitoisuudet ja -kuormitus olivat korkeita jo Vuolujoen ylimmällä

näytteenottpisteellä (Kuva 11 A-D). Kevättulvahuipun aikaan kokonaistyyppipitoisuus kasvoi voimakkaimmin joen yläjuoksun ja keskiosan välillä (Kuva 11 C). Kokonaisfosforipitoisuus kasvoi tasaisesti näytepisteiden välillä (Kuva 11 A). Loppukevällä ja alkukesällä kokonaistyyppipitoisuus kasvoi eniten joen yläjuoksun ja keskiosan välillä, mutta kokonaisfosforipitoisuus sen sijaan keskiosan ja alajuoksun välillä. Syksyllä ravinnepitoisuudet kasvoivat sekä kokonaistypen että kokonaisfosforin osalta eniten yläjuoksun ja joen keskiosan välillä. Kokonaisuudessaan sekä kokonaisfosfori- että kokonaistyyppikuormitus kaksinkertaistuivat Vuolujoella alaspäin mentäessä kaikilla näytteenottokerroilla (Kuva 11 B ja D).



Kuva 11. Ravinnepitoisuuksien ja -kuormituksen kehitys Vuolujoen näytteenottpisteillä vuonna 2013. Kuvassa A ja C on esitetty fosfori- ja tyyppipitoisuudet Vuolujoen näytepisteillä eri näytteenottohetkillä ja kuvassa B ja D vastaavasti fosfori- ja tyyppikuormitus.

3.5. Ravinnekuormituksen tavoitetaso

Vesistömallijärjestelmän Vemala-vedenlaatuosion mukaan Hauhonselkään tuleva fosforikuormitus vuosina 2000–2013 oli keskimäärin $0,39 \text{ kg d}^{-1}$ ja tyyppikuormitus keskimäärin $11,2 \text{ kg d}^{-1}$. Jotta vesipolitiikan puitedirektiivissä asetettu tavoite hyvästä ekologisesta tilasta saavutettaisiin, tulisi kuormitus saada LLR-työkalun mukaan fosforin osalta keskimäärin tasolle $0,36 \text{ kg d}^{-1}$ ja typen osalta keskimäärin tasolle 9 kg d^{-1} . Fosforikuormituksen pitäisi tämän tavoitetason saavuttamiseksi vähentyä 10 % ja tyyppikuormituksen 20 %. Tällä kuormitusvähennyksellä ei kuitenkaan saavuteta 2000-lukua edeltänyttä keskimääräistä kokonaistyyppi- (ka 1989–1997: 480 µg l^{-1}) ja kokonaisfosforipitoisuutta (ka 1974–1997: 20 µg l^{-1}) Hauhonselällä. Jotta tämä pitoisuustaso saavutettaisiin, pitäisi fosforikuormitus saada tasolle $0,23 \text{ kg d}^{-1}$ ja tyyppikuormitus tasolle $6,2 \text{ kg d}^{-1}$, jolloin vähennystarve olisi sekä kokonaisfosforin että kokonaistypen osalta noin 40 %.

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Hauhonselän tila ja sen kehitys

Hauhonselän veden laatu heikkeni useimpien vedenlaatutekijöiden perusteella 1990-luvun loppupuolella ja muutos on ollut toistaiseksi pysyvä. Vedenlaatuaineistosta näkyi jatkuva talviaikaisen happitilanteen heikentyminen, joka oli havaittavissa jo ennen 1990-lukua. Happitilanteen jatkuva heikentyminen saattaa liittyä happea kuluttavan kuormituksen ja järven perustuotannon lisääntymiseen (Wetzel 2001). Kesäaikainen vesipatsaan happitilanne oli talvea parempi, sillä Hauhonselän vesipatsaan lämpötilakerrostuminen on lyhytaikaista ja heikkoa. Täysin hapeton Hauhonselän alusvesi ei vedenlaatuaineiston perusteella ole ollut koskaan.

Syvännealueilla tapahtuvan fosforin sisäisen kuormituksen tapahtumista ja sen merkitystä Hauhonselän ravinnetasoon ei saatu selvitettyä järven vedenlaatuaineiston avulla. Sisäisen kuormituksen määrän suoraan arviointiin olisi tarvittu tietoa Hauhonselän sedimentaationopeudesta tai sedimentoituvan aineksen määrästä (Lappalainen & Matinvesi 1990). Vuoden 2013 vedenlaatutulosten perusteella sisäistä kuormitusta saattoi tapahtua Vitsiälänlahden syvänteellä, sillä pohjanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus oli erittäin korkea. Sen merkitys koko järven rehevyytasoon jäi kuitenkin epäselväksi. Vitsiälänlahden syvänte sijaitsee lähellä järven luusuaa, jonne päävirtaussuunta kohdistuu, eikä Vitsiälänlahden vesien kulkeutumisesta pääsyvännalueen puolelle ole tietoa.

Kesän 2013 aikana Hauhonselällä toteutetun vesinäytteenoton perusteella havaittiin, että ravinnetaso oli syvännelueita korkeampi järven etelä- ja keskiosassa ja levämäärä oli suurempi. Tulos liittyy Vuolujoelta tulevaan ravinnekuormitukseen ja alueen vesisyvyyteen. Hauhonselän etelä- ja keskiosa on kauttaaltaan matalaa aluetta, joten pohjalta saattaa vapautua ravinteita tuulen aikaansaaman veden mekaanisen liikkeen pölyttäessä sedimentin pintaa (Scheffer 1998). Tuulen sekoittavasta vaikutuksesta pitoisuudet tasoittuvat vesimassassa ja koko vesipatsaan fosforipitoisuus saattaa kohota.

Kasviplanktonin määrän kasvu ja sinilevien suuri määrä 2000-luvulla otetuissa näytteissä voi johtua Hauhonselän ravinnetason noususta. A-klorofyllipitoisuusaineiston perusteella Hauhonselän levämäärä on kasvanut kesästä 1998 alkaen, samanaikaisesti ravinnepitoisuuksien kohoamisen kanssa. Klorofylliaineisto on kuitenkin hyvin pieni ja seuranta-aika (1991–2013) lyhyt verrattuna esimerkiksi kokonaisfosforipitoisuuteen (1974–2013), joten tarkasteluun liittyy epävarmuutta. Ravinteet ovat tärkeimpiä kasviplanktonin kasvua sääteleviä resursseja, joten niiden runsaus mahdollistaa kasviplanktonin määrän kasvun ja yhteisörakenteen muuttumisen siten, että järven rehevöityessä sinileivistä tulee usein dominoiva lajiryhmä (Pick & Lean 1987). Varsinainen sinilevien esiintymispiikki tapahtuu tyypillisesti loppukesällä (Sterner 1989). Sinilevien dominanssi liittyy niiden kilpailukykyyn ja toisaalta kykyyn välttyä saalistukselta. Osa lajeista kykenee muodostamaan kaasuvakuoleja, joiden avulla ne pystyvät säätelemään esiintymissyvyyttään vesimassassa niin, että ne saavat mahdollisimman paljon valoa ja ravinteita (Takamura & Yasuno 1984). Osa sinileivistä kykenee sitomaan tyyppiä ilmakehästä, jolloin veden typpiresurssit eivät rajoita niiden kasvua (Sterner 1989).

4.2. Valumavedet ja -kuormitus

Ojavesinäytteenoton perusteella Vuolujoki osoittautui merkittävimmäksi Hauhonselkää kuormittavaksi uomaksi. Vuolujoen merkitys kuormittajana liittyy siihen, että joki on suurin Hauhonselkään laskeva uoma. Vuolujoen ravinnepitoisuudet olivat sekä kokonaisfosforin että kokonaistypen osalta luonnontasosta kohonneet (Aroviita ym. 2012), joten kuormituksen suuruus ei liity ainoastaan vesimäärään. Vuolujoen ekologisen tilan onkin Hämeen elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskuksessa arvioitu olevan tyydyttävä ja

arviossa on painotettu korkeita ravinnepitoisuuksia ja runsasta humuksen määrää. Myös Kirrisellä ja Vuorenselällä oli merkitystä kuormittajana liittyen paitsi niistä Hauhonselkään tulevaan suureen vesimäärään, myös korkeisiin ravinnepitoisuuksiin. Ekologisessa luokittelussa käytettäviin luokkarajoihin verrattuna (pienet humusjärvet, Aroviita ym. 2012), ravinnepitoisuudet ja klorofyllipitoisuus olivat jo Kirrisellä kohonneet luonnontasosta voimakkaasti. Kuormitusta vähentävät valuma-alueitoimenpiteet olisi kustannustehokkainta ohjata näille alueille Vuolujoen valuma-aluetta painottaen. Pienempien ojien merkitys oli selvästi vähäisempi kokonaiskuormituksen muodostumisen kannalta, mutta niillä saattaa olla paikallisesti hetkellistä merkitystä.

Kirrisen ja Vuorenselän vedenlaatuaineiston perusteella järvien voimakas rehevyys selittää alueelta tulevaa kuormitusta. Koska myös Kirrisen todettiin olevan rehevöitynyt, ongelmat ulottunevat Kirrisen yläpuoliselle valuma-alueelle saakka. Vuolujoen ravinnepitoisuudet olivat korkeita jo joen yläosassa, jossa kuormituksen suuruus isolta osin jo määräytyi. Vuolujoen valuma-alueen ongelmat ravinnekuormituksen muodostumisen näkökulmasta vaikuttavat tulosten perusteella ulottuvan Eteläistenjärvelle saakka.

Kaipaisen ym. (2002) selvityksessä todettiin maatalouden olevan merkittävin ravinnekuormitusta aiheuttava maankäyttömuoto Hauhonselän ja Vuolujoen valuma-alueilla (59,3 % kokonaisfosforikuormituksesta ja 56,8 % kokonaistypikuormituksesta). Myös haja-asutuksen jätevesillä todettiin olevan korostunut merkitys erityisesti kokonaisfosforikuormituksen osalta (7,4 %). Tässäkin selvityksessä Vuolujoen valuma-alueelta tulevan typpi- ja fosforikuormituksen vähentämisen todettiin olevan tehokkain tapa vaikuttaa Hauhonselän ravinnetasoon.

4.3. Ulkoisen ravinnekuormituksen vähentämistarve

Hauhonselkään kohdistuvaa ravinnekuormitusta tulisi vähentää kokonaisfosforin osalta 10 % ja kokonaistypen osalta 20 %, kun tavoitellaan EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukaista hyvää ekologista tilaa. LLR-työkälulla tehty tavoitteenasettelu perustui ainoastaan järven pääsyvänealueen fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin (kokonaistyppeen ja -fosforiin). Syvänealueen tarkastelussa ei tule esiin järven sisäinen vaihtelu, jota esiintyy hyväkuntoisissakin järvissä. Esimerkiksi matalat ja suojaiset lahdet voivat poiketa rehevyydestään pääsyvänealueesta. Hauhonselän eteläosassa rehevöitymisongelma on paikallisten ranta-asukkaiden ja virkistyskäyttäjien levähavaintojen mukaan suurempi kuin syvänealueella. Mataluudesta ja Vuolujoelta tulevasta kuormituspaineesta johtuen Hauhonselän ekologinen tila voi olla järven keski- ja eteläosassa pääsyvänealuetta heikompi. Näistä syistä Hauhonselälle tulevan ravinnekuormituksen vähentämistarpeiden tarkastelussa pohdittiin, onko vesipuitedirektiivin mukainen tavoite järven hyvästä ekologisesta tilasta riittävä ja saadaanko sillä aikaan riittävä muutos paitsi järven fysikaalis-kemiallisissa olosuhteissa, myös järven ekosysteemin rakenteessa ja toiminnassa. Hyvän tilan saavuttaminen järven pääsyvänealueen fysikaalis-kemiallisessa tilassa ei välttämättä riitä vähentämään esimerkiksi järven sinileväongelmia. Hyvää ekologista tilaa vastaava järven ravinnepitoisuuden tavoitetaso Hauhonselällä ei myöskään vastaa sitä tasoa, joka Hauhonselällä oli ennen 1990-luvun loppua. Hyvän ekologisen tilan tavoittelu ei välttämättä riitä palauttamaan kaikkia niitä ekosysteemipalveluita, jotka ovat 1990-luvun lopulla tapahtuneen muutoksen myötä hävinneet. Näiden seikkojen vuoksi tavoitetason asettamisessa tarkasteltiin myös ravinnekuormitustasoa, jolla olisi 80 % todennäköisyydellä saavutettavissa 1990-luvun loppua edeltänyt ravinnepitoisuustaso ja järven ekologinen tila olisi lähellä erinomaista. Kun tavoitetasoksi asetettiin 1990-luvun loppua edeltänyt pitoisuustaso, olisi kuormitusvähennystarve noin 40 % sekä kokonaistypelle että kokonaisfosforille.

On syytä huomioida, että ekologisessa luokittelussa asetetut järviyyppikohtaiset luokkarajat ovat arvioita, jotka perustuvat osittain puutteelliseen tietoon (Vuori ym. 2006). On myös havaittu, että itse järviyyppittely ei välttämättä ryhmittele järviä täysin tyydyttävällä tavalla (Lamon ym. 2008, Pätynen 2014). Tällä saattaa olla merkitystä kun järviyyppittelyä käytetään kuormitusennusteiden teossa. Toinen huomioon otettava seikka on Vemala-vedenlaatuosion kuormitusarvioihin turvautuminen LLR-työkalun syöttötiedoissa ojatulosten vähäisen määrän vuoksi. Mallin arviot eivät korvaa todellisia mittauksia, joten kuormitusvähennystavoitteeseen liittyy tietty epävarmuus, jota LLR-työkalussa ei vielä täysin kyetä huomioimaan (Pätynen 2014). Toisaalta 80 % todennäköisyysjakauman käyttö tavoitteenasettelussa lisää todennäköisyyttä, että kuormitusvähennyksellä saavutetaan tavoiteltu pitoisuustaso. Tyypittelyn, luokittelun ja LLR-työkalun puutteista huolimatta LLR-työkalun on havaittu olevan hyödyllinen väline vesipolitiikan puitteisiin liittyvässä vesienhoitotyössä (Pätynen 2014).

Valittujen tavoitetasojen välillä oleva ero on suuri, mikä tarkoittaa myös suurta eroa toimenpiteiden määrässä, joita tavoitteen saavuttamiseksi tulisi toteuttaa. Ero ulottuu niin ikään myös kustannuksiin. Hyvää ekologista tilaa vastaavaa 10 % fosforikuormituksen vähennystarvetta voidaan pitää minimitavoitteena, johon kunnostuksella tulee pyrkiä. Tavoitetaso voidaan asettaa korkeammalle, aina 40 % vähennystavoitteeseen saakka, jolla lähestytään erinomaista ekologista tilaa. Tällaisen tavoitteen saavuttaminen vaatii kuitenkin enemmän kuormitusta vähentäviä toimenpiteitä ja on kustannuksiltaan kalliimpi toteuttaa. Tilanteessa, jossa mallin arvioima kuormitusvähennys on saatu aikaan, mutta järven ravinnepitoisuustaso ei ole havaintojen mukaan laskenut ennustetusti, on syytä epäillä, että taustalla on jokin muu rehevöitymistä ylläpitävä prosessi, kuten sisäinen kuormitus (Søndergaard ym. 2001). On myös mahdollista, että järvestä tehtyjen vedenlaatuhavaintojen perusteella ei ole saatu oikeaa käsitystä kuormituksen vaikutuksesta järven tilaan (tutkijatohtori Anita Pätynen, suullinen tiedonanto). Hauhonselällä mahdollisesti tapahtuneesta regime-shift-tyyppisestä muutoksesta palautuminen voi yleisesti tarkasteltuna olla hankalaa (Scheffer ym. 2001).

RKTL:n Hauhonselällä toteuttamissa koekalastuksissa todettu voimakas särkikalakanta voi hidastaa palautumista, sillä se heikentää kasviplanktonia ravintonaan käyttävän eläinplanktonin laidunnustehokkuutta ja aiheuttaa sedimentin resuspensiota, kun kalat etsivät ravintoa pohjasedimentistä (Scheffer ym. 2001). Hauhonselän eläinplanktonilajiston ja -biomassan tutkiminen toisi tärkeää tietoa Hauhonselän nykytilasta, ja sen myötä voitaisiin myös suunnitella järven toipumiskehitystä nopeuttavia toimenpiteitä, kuten ravintoketjukurjennusta (Sammalkorpi & Horppila 2005).

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä tutkimuksessa tutkittiin Hauhonselän ekologista- ja fysikaalis-kemiallista nykytilaa sekä sen kehitystä viime vuosikymmeninä, Hauhonselän valuma-alueen ongelma-alueita ravinnekuormituksen kannalta ja asetettiin tavoitteet järveen tulevan ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Hauhonselän tila heikentyi äkillisesti 1990-luvun lopulla ja muutos on toistaiseksi ollut pysyvä. Hauhonselän eteläosassa rehevöitymisongelmat ovat suurimmat. Suurin osa ravinnekuormituksesta tulee Vuolujoen valuma-alueelta sekä Vuorenselän ja Kirrisen valuma-alueilta. Hauhonselkään tulevaa ravinnekuormitusta on vähennettävä vähintään 10 % fosforin osalta ja 20 % typen osalta hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi. Erinomaista ekologista tilaa tavoittelemalla saataisiin järven ravinnepitoisuudet tasolle, jolla ne olivat ennen veden laadun heikentymistä. Tavoite vaatisi 40 % vähennystä molempien ravinnejakeiden kuormituksen osalta. Alueellinen vaihtelu Hauhonselän ravinnetasossa ja levämäärässä sekä sinileväongelmat huomioiden

olisi turvallisempaa tavoitella vähimmäistavoitetta suurempaa kuormitusvähennystä. Kuormitusvähennystavoitteet olisivat tehokkaimmin saavutettavissa maatalouden ja haja-asutuksen vesistökuormitusta vähentämällä erityisesti Vuolujoen valuma-alueella.

Mikäli sisäinen kuormitus tai muut sisäiset prosessit eivät merkittävässä määrin ylläpidä Hauhonselän rehevyytensä, järven ravinnepitoisuustavoite saavutetaan ulkoista kuormitusta vähentämällä. Sisäiseen kuormitukseen puuttamalla (Ulvi & Lakso 2005) ja ravintoketjukurinnoitella (Sammalkorpi & Horppila 2005) voidaan nopeuttaa järven palautumiskehitystä. Ulkoisen ravinnekuormituksen vähentyminen aikaansaa muutoksen järven fysikaalis-kemiallisissa olosuhteissa, mikä johtaa järven eliöyhteisön muuttumiseen ja ekologisen tilan paranemiseen kohti hyvää tai jopa erinomaista tilaa. Ravinnepitoisuuksien laskiessa levämäärä ja sinileväongelmat vähentyvät (Jeppesen, ym. 2005). Levätuotannon vähentyminen johtaa pohjalle kertyvän hajotettavan aineksen määrän vähentymiseen, happiolosuhteiden paranemiseen ja sedimentin ominaisuuksien muuttumiseen (Wetzel 2001). Ravinnetason laskun on havaittu aikaansaavan merkittäviä muutoksia kalakannan biomassassa ja lajikoostumuksessa (Jeppesen ym. 2005). Särkikalajien osuus kalakannasta vähentyy, ahvenkannan ja petomaisten kalojen osuus kasvaa. Särkikalaston vähentyminen mahdollistaa suurikokoisen eläinplanktonlajiston runsastumisen, minkä ansiosta eläinplankton kykenee rajoittamaan kasviplanktonituotantoa tehokkaammin (Carpenter ym. 1985). Erityisesti Hauhonselän tapauksessa, jossa sinileväkukinnat rajoittavat järven virkistyskäyttöä ja särkikalakanta on runsas, johtaa järven tilan kohentuminen myös järven tarjoamien ekosysteemipalveluiden lisääntymiseen.

KIITOKSET

Tämä tutkimus käynnisti urani Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistyksen vesistötutkijana. Kiitän ohjaajaani, KVVY:n toiminnanjohtaa Jukka Mattilaa mahdollisuudesta gradun tekoon yhdistyksessä, tästä aiheesta sekä uskosta kehittymiseeni. Tämän mahdollisuuden ansoista olen nyt unelmatyössä. Suurin kiitos tämän tutkimuksen loppuun saattamisesta kuuluu kuitenkin ohjaajilleni Anita Pätykselle, joka teki lopulta suurimman työn gradun ohjauksessa sekä Heikki Hämäläiselle, jolta sain tärkeitä vinkkejä aineiston käsittelyyn ja joka sai alun perin gradun etenemään parhaalla mahdollisella tavalla. Heikin ansiosta ohjausryhmään saatiin Anita, jonka apu on ollut kultaakin kalliimpi. Kiitos kuuluu myös ohjaajalleni Janne Kotiaholle, jonka ansiosta tämän aiheen valinta oli ylipäättään mahdollista.

Työn toteutuksen osalta kiitän maastotöissä avustaneita Pekka Westerlingiä, Markku Niemistä ja Ville Suhosta. Kiitän myös KVVY:n Satu Heinoa, joka toimi Hauhonselän kunnostussuunnitteluhankkeen projektipäällikkönä, ja jolta sain paljon tukea työssä. Kiitos Reijo Oravaiselle ainutlaatuisen limnologisen tiedon välittämisestä, jonka avulla pääsin vesistötutkijan uralla alkuun. Kiitän myös perhettäni ja lasteni isovanhempia. Ilman isovanhempien apua tästä työstä ei olisi tullut valmista.

Gradun kirjoittaminen oli erittäin haastava projekti, mutta sitäkin opettavaisempi. Haastetta lisäsi se, että gradun rinnalla kulki hankeraportti (Alajoki 2014). Hankeraportti valmistui keväällä 2014 ja se sisälsi myös yleiskunnostussuunnitelman. Työ on saanut paljon näkyvyyttä ja kiinnostusta Hämeen alueella, joka toivon mukaan johtaa toimenpiteiden toteutukseen.

KIRJALLISUUS

- Alajoki H. 2014. *Hauhonselän ravinnekuormitusselvitys ja yleiskunnostussuunnitelma*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Tampere. Kirje nro 307/14.
- Anon. 2010. *Hämeen vesienhoidon toimenpideohjelma vuoteen 2015*. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Häme.

- Aroviita J., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvenpää L., Järvinen M., Karjalainen S.M., Kauppila P., Keto A., Kuoppala M., Manni K., Mannio J., Mitikka S., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Riihimäki J., Ruuskanen A., Siimes K., Sutela T., Vehanen T. & Vuori K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. *Ympäristöhallinnon ohjeita* 7.
- Carpenter S.R., Kitchell K.L. & Hodgson J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634–639.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl* 8: 559–568.
- Chapra S. 1975. Comment on "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resour. Res.* 11: 1033–1034.
- Chorus I. & Bartram J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. F & FN Spon, London.
- Correll D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Quality* 27: 261–266.
- Diehl S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207–214.
- Ducré-Robitaille J.-F., Vincent L.A., Boulet G. 2003. Comparison of techniques for detection of discontinuities in temperature series. *Int. J. Climatol.* 23: 1087–1101.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. 2005. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81: 163–182.
- Euroopan parlamentti ja neuvosto 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisöjen virallinen lehti* L 327: 1–72.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. & Holling C.S. 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 557–581.
- Fukura H. & Sakamoto M. 1987. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. *Oikos* 48: 312–320.
- Hupfer M. & Lewadowski J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments – a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93: 415–432.
- Huttunen M., Huttunen I. & Vehviläinen B. 2008. *Vesistömallin vedenlaatuosio*. Suomen Ympäristökeskus, vesistömallikoulutus 12.2.2008. Moniste.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J. & Jensen L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343: 151–164.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T.L. & Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45: 201–218.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen L., Havens C.E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S.E., Hilt S., Kangur K., Köhler J., Lammens E.H.H. R., Lauridsen T.L., Manca M., Miracle M.A.R., Moss B., Nöges P., Persson G., Phillips G., Portielje R., Romo S., Schelske C.L., Straile D., Tatrai I., Willén E & Winder M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Kronvang B., Beklioglu M., Lammens E., Jensen H.S., Köhler J., Ventelä A.-M., Tarvainen M. & Tátrai I. 2007. Danish and other European experiences in managing shallow lakes. *Lake and Reservoir Management* 23: 439–451.
- Jutila H. 2008. Hämeenlinnan seudun vesistöjen tilan seuranta vuonna 2007. *Hämeenlinnan seudullisen ympäristötoimen monisteita* 18.
- Jutila H. 2013. Hämeenlinnan seudun vesistöjen tilan seuranta vuosina 2011 ja 2012. *Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja* 24.
- Jyväsjärvi J., Gergely B., Jones R.I. & Hämäläinen H. 2013. The importance of sedimenting organic matter, relative to oxygen and temperature, in structuring lake profundal macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 709: 55–72.

- Kalff J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall, New Jersey.
- Kaipainen H., Bilaletdin Ä., Perttula H., Heino H., Mäkelä H.J. & Viitaniemi S. 2002. Hauhon reitin kuormitus selvitys. Pirkanmaan ympäristökeskus, Tampere. *Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja* 21.
- Kettunen I., Mäkelä A. & Heinonen P. 2008. *Vesistötietoa näyttötoimittajille*. Suomen Ympäristökeskus, Ympäristöopas. Edita, Helsinki.
- Lamon E.C., Malve O. & Pietiläinen O.-P. 2008. Lake classification to enhance prediction of eutrophication endpoints in Finnish lakes. *Environmental Modelling & Software*. 23: 938–947.
- Lappalainen K.M. & Matinvesi J., 1990. Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. Teoksessa: Ilmavirta V. (toim.): *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*. Yliopistopaino, Helsinki, s.54–84.
- Lee G.F., Sonzogni W.C. & Spear R.D. 1977. Significance of oxic vs anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release. Teoksessa: Golterman, H.L. (toim.). *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. W. Junk Publishers, The Hague, s. 294–306.
- Ludwig D., Walker B. & Holling C.S. 1997. Sustainability, Stability, and Resilience. *Ecology and Society* 1:7. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art7/>.
- Mauget S.A. 2003a. Intra- to Multidecadal Climate Variability over the Continental United States: 1932–99. *Journal of Climate* 15: 2215–2231.
- Mauget S.A. 2003b. Multidecadal Regime Shifts in U.S. Streamflow, Precipitation, and Temperature at the End of the Twentieth Century. *Journal of Climate* 16: 3905–3916.
- Mortimer C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 29: 280–329.
- Mäkelä A., Antikainen S., Mäkinen J., Kivinen J. & Leppänen T. 1992. Vesitutkimusten näyttötoimintomenetelmät. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* B 10.
- Oksjoki J. 2006. *Vuosiyhteenveto Hauhon jätevedenpuhdistamon toiminnasta vuodelta 2005*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere. Kirje nro 227/JO.
- 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. *J. Fish Biol.* 60: 593–612.
- Oravainen R. 2008. *Vuosiyhteenveto Kirrinen-Vuorenselän yhteistarkkailusta vuodelta 2007*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere. Kirje nro 168/2008.
- Pick F.R. & Lean D.R.S. 1987. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 425–434.
- Postel S.L. & Carpenter S.R. 1997. Freshwater ecosystem services. Teoksessa: Daily G. (Toim.). *Nature's services*. Island Press, Washington DC, USA. s. 195–214.
- Puustinen M., Turtola E., Kukkonen M., Koskiaho J., Linjama J., Niinioja R., Tattari S. 2010. VIHMA – A tool for allocation of measures to control erosion and nutrient loading from Finnish agricultural catchments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 306–317.
- Pätynen A. 2014. Modelling Phytoplankton in Boreal Lakes. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 282: 1–49.
- Rekolainen S., Posch M., Kämäri J. & Ekholm P. 1991. Evaluation of the accuracy and precision of annual phosphorus load estimates from two agricultural basins in Finland. *Journal of Hydrology* 128: 237–255.
- Sammalkorpi I & Horppila J. 2005. Ravintoketjukurkinnostus. Teoksessa: Ulvi T. & Lakso E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Edita, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 169–190.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London.
- Scheffer M. 2001. Alternative Attractors of Shallow Lakes. *TheScientificWorld* 1: 254–263.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C. & Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.
- Schindler D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science* 195: 260–262.

- Smith V.H. 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems. A Global Problem. *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.* 10: 126–139.
- Sterner R.W. 1989. Resource competition during seasonal succession toward dominance by cyanobacteria. *Ecology* 70: 229–245.
- Søndergaard M., Jensen J.P. & Jeppesen E. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *TheScientificWorld* 1: 427–442.
- Särkkä J. 1996. *Järvet ja ympäristö. Limnologian perusteet*. Gaudeamus Kirja. Tammer-Paino Oy, Tampere.
- Takamura N. & Yasuno M. 1984. Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in hypertrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Hydrobiologia* 112: 53–60.
- Tammi J., Lappalainen A., Mannio J., Rask M. & Vuorenmaa J. 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling. *Fisheries Management and Ecology* 6: 173–186.
- Tattari S., Bärlund I., Rekolainen S., Posch M., Siimes K., Tuhkanen H.-R. & Yli-Halla M. 2001. Modeling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Transactions of the ASAE* 44: 297–307.
- Tattari S. & Linjama J. 2004. Vesistöalueen kuormituksen arviointi. *Vesitalous* 3: 26–30.
- Turesson H. & Brönmark C. 2007. Predator–prey encounter rates in freshwater piscivores: effects of prey density and water transparency. *Oecologia* 153: 281–290.
- Toivanen R. 2014. *Hauhon suljetun jätevesipuhdistamon entisen purkualueen jälkitarkkailu 2012–2013*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere. Kirje nro 293/2014.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Lensu A., Meriläinen J., Palomäki A. & Karjalainen J. 2014. The relevance of ecological status to ecosystem functions and services in a large boreal lake. *Journal of Applied Ecology* 51: 560–571.
- Ulvi T. & Lakso E. 2005. *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Edita, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 169–190.
- Vehviläinen B., Huttunen M., Huttunen I. 2005. Hydrological forecasting and real time monitoring in Finland: The watershed simulation and forecasting system (WSFS). International conference on innovation advances and implementation of flood forecasting technology. *ACTIF/FloodMan/FloodRelief*, 2005.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S.-M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö* 807.
- Vollenweider R.A. 1968. *The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors*. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development. Technical report: DAS/CSI/68.27, s. 250.
- Vollenweider R.A. 1975. Input–output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37:53–84.
- Vollenweider R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist.Ital. Idrobiol.* 33: 53–83.
- Wetzel R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Elsevier Academic Press, San Diego.