

Elohopeapitoisuus ja elohopean kertyminen eri särkikalalajeihin – lajin, ravinnon ja järvityypin vaikutukset

Helsingin yliopisto
Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta
Ympäristönmuutos ja globaali kestävyys
Pro gradu
Joulukuu 2022
Maija Norontaus



Tiedekunta - Fakultet - Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		
Tekijä - Författare – Author Maija Norontaus		
Työn nimi - Arbetets titel – Title Elohopeapitoisuus ja elohopean kertyminen eri särkikalalajeihin – lajin, ravinnon ja järvityypin vaikutukset		
Oppiaine - Läroämne – Subject Ympäristönmuutos ja globaalin kestävyuden maisteriohjelma		
Työn laji/ Ohjaaja - Arbetets art/Handledare - Level/Instructor Pro gradu/ Kimmo Kahilainen	Aika - Datum - Month and year 12 / 2022	Sivumäärä - Sidoantal - Number of pages 40 s
Tiivistelmä - Referat - Abstract Elohopea on myrkyllinen raskasmetalli, jota päätyy vesiekosysteemeihin niin ilmakehälaskeumana kuin vesistöä ympäröivältä valuma-alueelta. Epäorgaaninen elohopea voi oikeanlaisissa olosuhteissa muuttua metylaation kautta ihmiselle ja eläimille haitalliseksi metyylielohopeaksi, joka kertyy organismeihin ja ravintoverkkoihin. Ihmiset altistuvat metyylielohopealle pääasiassa nautitun kalaravinnon kautta, koska kalan lihaksen kokonaiselohopeapitoisuudesta lähes kaikki koostuu metyylielohopeasta. Kaloista havaittuihin elohopeapitoisuuksiin vaikuttavat lukuisat eri tekijät, kuten kalan kuluttama ravinto, kalalaji- ja yksilökohtaiset ominaisuudet, järven rehevöitymistyyppi, veden elohopeapitoisuus sekä järven valuma-alue. Tämä tutkielma käsittelee särkikalajien kokonaiselohopeapitoisuuksia ja elohopean kertymistä särjellä (<i>Rutilus rutilus</i>), lahnalla (<i>Abramis brama</i>), salakalla (<i>Alburnus alburnus</i>), pasurilla (<i>Blicca bjoerkna</i>), sulkavalla (<i>Ballerus ballerus</i>), säyneellä (<i>Leuciscus idus</i>), suutarilla (<i>Tinca tinca</i>), sorvalla (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) ja ruutanalla (<i>Carassius carassius</i>). Tutkielman kolme pääkysymystä olivat: (1) Voidaanko eri särkikalalajien ravintokäyttäytymisellä selittää niissä havaittuja elohopeapitoisuuksia? (2) Onko elohopeapitoisuus johdonmukainen kalalajien välillä eri järvityypeissä, vai vaikuttaako järven tyyppi kokonaiselohopeapitoisuuksiin? (3) Onko elohopean kertyminen johdonmukaisesti samankaltaista kalalajien välillä eri järvityypeissä? Aineisto oli kerätty valmiiksi ennen tutkimuksen aloittamista heinä-elokuussa vuosina 2020 ja 2021 mesotrofisista Kukkiasta, Hauhonselältä ja Pääjärvestä, sekä eutrofisista Vesijärvestä, Tuusulanjärvestä ja Hulausjärvestä. Jokaiselle kalayksilölle määriteltiin pituus, paino, sukupuoli, sukukypsyys, kuntokerroin (K), ravinnonkäyttö sekä lihaksen kokonaiselohopeapitoisuus. Särkikalajien ravintoa sekä elohopeapitoisuuden eroja testattiin varianssianalyysillä. Elohopean kertymistä testattiin lineaarisella regressioanalyysillä ja regressioyhtälöstä saatuja kulmakertoimia testattiin särjen ja salakan osalta t-testillä eri järvityyppien välillä. Tutkimuksessa mukana olleista lajeista, joista oli runsas näytemäärä, korkeimmat pituuskorjatut (pituuden keskiarvo 16,6 cm) elohopeapitoisuudet mitattiin salakalta ja särjeltä, kun taas pitoisuudet olivat näihin kahteen lajiin verrattuna matalampia pasurilla ja lahnalla. Elohopeapitoisuus erosi selvimmin lajeilla, joilla ravinnonkäyttö oli hyvin erilaista ja erikoistunutta. Esimerkiksi pääasiassa pintaravintoa kuluttavan salakan ja pohjaeläimiä syövän lahnan erot elohopeapitoisuuksissa olivat selkeitä jokaisessa tutkimusjärvessä. Elohopeapitoisuudet olivat pääasiassa korkeampia mesotrofissa järvissä, mutta tulokset vaihtelivat lajikohtaisesti. Lajikohtaisiin elohopeapitoisuuksiin vaikuttivat todennäköisesti ravinnon ja järvityypin lisäksi kalan aineenvaihdunta, kasvunopeus sekä elinkierron pituus. Elohopean kertyminen runsaita lajeja verrattaessa oli voimakkainta salakalla ja särjellä, ja kertyminen oli näihin lajeihin verrattuna hitaampaa pasurilla ja lahnalla. Elohopean kertymistä lajeja sisäisesti vertailtaessa eri järvityyppien välillä erot olivat lajikohtaisia. Esimerkiksi salakalla kertyminen oli johdonmukaisesti voimakkaampaa mesotrofisissa järvissä reheviin järviin verrattuna, mutta pasurilla kertyminen oli rehevissä järvissä voimakasta. Tämän tutkimuksen perusteella voidaan todeta, että särkikalajien elohopeapitoisuuksiin ja kertymiseen vaikuttivat mm. lajikohtaiset ominaisuudet, ravinto, ja järven rehevyys. Kalojen elohopeapitoisuuteen ja kertymiseen on voinut vaikuttaa näiden tekijöiden lisäksi valuma-alueen maankäyttö, sekä järvien hapettomat alueet, jotka ovat metylaatiolle otollisia paikkoja. Tämä tutkimus antoi tärkeää tietoa siitä, mitkä tekijät voivat olla merkityksellisiä särkikalajien kannalta kalojen elohopeapitoisuuksia ja elohopean kertymistä tarkasteltaessa.		
Avainsanat – Nyckelord Mesotrofinen, eutrofinen, ravinnonkäytön päällekkäisyys, aineenvaihdunta, laimeneminen, valuma-alue, kuntokerroin		
Keywords Mesotrophic, eutrophic, diet overlap, metabolism, dilution, catchment area, condition factor		
Säilytyspaikka - Förvaringsställe - Where deposited HELDA – Helsingin yliopiston digitaalinen arkisto		
Muita tietoja - Övriga uppgifter - Additional information		

Tiedekunta - Fakultet - Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		
Tekijä - Författare - Author Maija Norontaus		
Työn nimi - Arbetets titel - Title Mercury content and bioaccumulation in different cyprinid fish – effects of species, diet and lake type		
Oppiaine - Läroämne - Subject Master's programme in Environmental Change and Global Sustainability		
Työn laji/ Ohjaaja - Arbetets art/Handledare - Level/Instructor Master's Thesis / Kimmo Kahilainen	Aika - Datum - Month and year 12 / 2022	Sivumäärä - Sidoantal - Number of pages 40 pp.
Tiivistelmä - Referat - Abstract Mercury is a toxic heavy metal that ends up in aquatic ecosystems both as atmospheric deposition as well as from the catchment area surrounding the water body. Under the right circumstances, inorganic mercury can be methylated into methylmercury, which accumulates in organisms and food webs and is harmful to humans and animals. Humans are exposed to methylmercury mainly through consumed fish as almost all the total mercury content in fish muscle consist of methylmercury. Mercury content of fish is affected by numerous different factors, such as the food consumed by the fish, the characteristics of the fish species and fish individual, level of lake eutrophication, mercury concentration in water and catchment area. Thesis studies total mercury content and mercury bioaccumulation in cyprinid fish. The species included in the study are roach (<i>Rutilus rutilus</i>), bream (<i>Abramis brama</i>), bleak (<i>Alburnus alburnus</i>), white bream (<i>Blicca bjoerkna</i>), blue bream (<i>Ballerus ballerus</i>), ide (<i>Leuciscus idus</i>), tench (<i>Tinca tinca</i>), rudd (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) and crucian carp (<i>Carassius carassius</i>). Three main research questions were: (1) Can diet of different cyprinid fish explain the mercury content? (2) Is mercury content consistent between fish species in different lake types, or does lake type affect mercury content? (3) Is mercury bioaccumulation consistently similar between fish species between lake types? The fish samples for this study were gathered prior to MSc during July-August in 2020 and 2021 from Kukkia, Hauhonselkä and Pääjärvi, which are classified as mesotrophic lakes, and from eutrophic Vesijärvi, Tuusulanjärvi and Hulausjärvi. Total length, weight, sex, sexual maturity, condition factor (K), fish diet and muscle total mercury content were determined from each fish. The diet of the fish and the differences in the total mercury content were tested with analysis of variance. Mercury bioaccumulation was tested with using linear regression analysis and the slope coefficient obtained from the regression equation was tested for bleak and roach with t-test. From the abundant species of the study the highest length corrected (to length 16.6 cm) mercury contents were measured in bleak and roach, while the contents were lower in white bream and bream. The mercury content differed most clearly in species whose feeding behaviour was very specialized. For example, the differences in mercury contents between bleak, which mainly consumes surface insects and zooplankton, and bream, which prefers benthic food, were clear in every lake studied. Mercury contents were mainly higher in mesotrophic lakes compared to eutrophic lakes, but results varied by species. In addition to fish diet and lake type, fish's metabolism, growth rate and life cycle length probably influenced the species-specific mercury contents. When comparing the abundant species, the bioaccumulation of mercury was steepest in bleak and roach. Compared to these species' bioaccumulation was slower in white bream and bream. When comparing mercury bioaccumulation within species between different lake types, the differences were species-specific. For example, the bioaccumulation of bleak was consistently steeper in mesotrophic lakes compared to eutrophic lakes, but the bioaccumulation of white bream was steeper in eutrophic lakes. Based on this study, it can be concluded that mercury content and bioaccumulation in cyprinid fish were influenced by e.g., species-specific characteristics, fish diet and level of the lake productivity. In addition to these factors, mercury content and bioaccumulation of fish may have been affected by the land use of the lake catchment area, as well as the anoxic areas of the lakes, which are propitious places for methylation. This study provided valid information on which factors may be relevant for cyprinid fish when observing their mercury content and bioaccumulation.		
Avainsanat - Nyckelord Mesotrofinen, eutrofinen, ravinnonkäytön päällekkäisyys, aineenvaihdunta, laimeneminen, valuma-alue, kuntokerroin		
Keywords Mesotrophic, eutrophic, diet overlap, metabolism, dilution, catchment area, condition factor		
Säilytyspaikka - Förvaringsställe - Where deposited HELDA – Digital Repository of the University of Helsinki		
Muita tietoja - Övriga uppgifter - Additional information		

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO	1
1.1	Elohopea ympäristössä	1
1.2	Elohopea vesiekosysteemeissä.....	2
1.3	Tutkimuksessa mukana olevat särkikalalajit	6
1.4	Tutkimuskysymykset ja hypoteesit.....	7
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	9
2.1	Tutkimusjärvet	9
2.2	Aineistonkeruu	11
2.3	Aineiston käsittely	11
2.4	Tilastolliset menetelmät	13
3	TULOKSET	14
3.1	H1: Elohopea ja särkikalojen ravinto.....	15
3.2	H2: Kokonaiselohopeapitoisuus erilaissa järvissä	21
3.3	H3: Elohopean kertyminen eri lajeilla.....	24
4	TULOSTEN TARKASTELU	27
4.1	Päätulokset.....	27
4.2	H1: Ravinto ja lajienväliset elohopeapitoisuudet.....	27
4.3	H2: Elohopeapitoisuus erilaisissa järvissä	29
4.4	H3: Elohopean kertyminen.....	31
4.5	Johtopäätökset	32
5	KIITOKSET	33
6	LÄHTEET	33

1 Johdanto

1.1 Elohopea ympäristössä

Elohopea (Hg) on myrkyllinen raskasmetalli, ja sitä löytyy kaikista vesiekosysteemeistä (Ullrich ym. 2001). Elohopeaa päätyy ympäristöön niin ihmisen toiminnan seurauksena kuin luonnollisistakin lähteistä (AMAP / UNEP 2019). Ihmisen toiminnasta lähtöisin olevat elohopeapäästöt ovat syntyneet mm. metallin ja sementin tuotannosta, selluteollisuudesta, kullan tuotannosta, sekä jätteiden käsittelystä (Lindqvist ym. 1991, Pacyna ym. 2010). Merkittävin yksittäinen lähde maailmanlaajuisesti on kuitenkin fossiilisten polttoaineiden polttaminen, jonka on arvioitu kattavan 45 % ihmisen toiminnasta peräisin olevista elohopeapäästöistä (Pacyna ym. 2010). Elohopeapäästöt voivat levitä ilmakehän kuljettamana laajoille alueille saavuttaen syrjäisiäkin sijainteja ja ekosysteemejä (esim. Fitzgerald ym. 1998, Driscoll ym. 2013). Esimerkiksi arktisten alueiden elohopeapäästöistä merkittävä osa saapuu ilmalaskeumana (AMAP 2021). On arvioitu, että nykyisellä tasolla olevat ihmisen toiminnasta johtuvat elohopeapäästöt tulevat todennäköisesti lisäämään luonnonvaraisten eläinten ja ihmisten ympäristöaltistusta, ja päästöjen vähentämistä tulevaisuudessa pidetään välttämättömänä (Outridge ym. 2018).

Suurin osa vesiekosysteemeihin tulevasta elohopeasta saapuu laskeumana ilmakehästä sekä vesistöä ympäröivältä valuma-alueelta (Fitzgerald ym. 1998, Meili ym. 2003). Vallitsevista ympäristöolosuhteista riippuen epäorgaaninen elohopea voi vesiekosysteemeissä muuttua metylaation kautta ihmiselle ja eläimille haitalliseksi muodoksi eli metyylielohopeaksi (MeHg) ja dimetyylielohopeaksi, jotka ovat elohopean vaarallisimpia muotoja (AMAP / UNEP 2019). Metyylielohopea säilyy vesiekosysteemien eliöstön kudoksissa pitkään ja vähitellen MeHg kertyy organismeihin ja ravintoverkkoihin (Watras ym. 1998, Boening 2000, Driscoll ym. 2007). Tämä johtaa siihen, että korkeimmilla trofiatasoilla olevilla huippupupe-doilla MeHg-pitoisuudet ovat yleensä korkeimmillaan (Lescord ym. 2018). MeHg voi olla vaarallinen organismeille, vaikka pitoisuudet olisivat varsin pieniä (Boening 2000, Driscoll ym. 2007). Jo pienet altistumispitoisuudet voivat vaikuttaa haitallisesti esimerkiksi neurologisen järjestelmän toimintaan (Karagas ym. 2012). Ihmisten altistuminen MeHg:lle tapahtuu pääasiassa nautitun kalaravinnon kautta (Fitzgerald ym. 1998, Myers ym. 2000), ja siten

ympäristöön päässeillä elohopeapäästöillä voi olla myös ihmiselle haitallisia terveysvaikutuksia. Metyylielohopeapitoisuuksille altistuminen voi aiheuttaa haittaa erityisesti lasten aivojen kehitykselle, ja aikuisilla altistumisen on huomattu aiheuttavan häiriöitä muistijärjestelmässä sekä hienomotoriikan nopeudessa (Hong ym. 2012, Karagas ym. 2012). Esimerkkejä metyylielohopealle ruuan välityksellä altistumisesta löytyy Minamatasta Japanista 1950-luvulta, sekä Irakista 1970-luvulta, joissa altistumisen seuraukset olivat varsin vakavia (International Program on Chemical Safety 1990). Lukemattomissa maailman järvissä kalojen elohopeapitoisuudet ylittävät yhä ihmiselle suositellun raja-arvon (AMAP / UNEP 2019). Minamatan onnettomuuden seurauksena perustettiin maailmanlaajuinen Minamatan yleissopimus, jonka tavoitteena on vähentää elohopeapäästöjä ja minimoida elohopean haittavaikutuksia niin ihmiselle kuin ympäristöllekin (UNEP 2019).

1.2 Elohopea vesiekosysteemeissä

Kalojen sisältämissä MeHg-pitoisuuksissa voi kohdevesistä, kalalajista tai yksilöstä riippuen olla suurta vaihtelua. Kalojen altistuminen elohopealle tapahtuu pääasiassa ravinnon kautta, joskin pieniä määriä voi siirtyä myös kidusten kautta ympäröivästä vedestä (Hall ym. 1997). Ravinnon kautta kalan mahaan päätnyt elohopea siirtyy veren välityksellä ensin maksaan, ja lopulta MeHg varastoituu suurimmaksi osaksi kalan lihaskudoksen proteiineihin ja niiden tiettyihin aminohappoihin kuten kysteiiniin (Peng ym. 2016, Lescord ym. 2018). Suurin osa kalan lihakseen varastoituneesta elohopeasta on metyylielohopeaa (Watras ym. 1998, Lescord ym. 2018).

Kalan kuluttamien ravintokohteiden sisältämien MeHg-pitoisuuksien on huomattu heijastuvan kaloissa havaittuihin pitoisuuksiin (Lescord ym. 2018). Esimerkiksi selkärangattomien ravintokohteiden MeHg% pitoisuuden on havaittu olevan pienempiä kalaravintoon verrattuna, sillä MeHg:n määrä tavallisesti nousee korkeammille trofiatasoille noustessa (Becker & Biggam 1995, Watras ym. 1998, Suchanek ym. 2008). Myös eläinplanktonia ravintonaan käyttävien kalojen elohopeapitoisuuksien on havaittu olevan korkeampia selkärangattomia pohjaeläimiä kuluttaviin kaloihin verrattuna (Watras ym. 1998, Kahilainen ym. 2017, Keva ym. 2017). Ravintokohteen sisältämän MeHg-pitoisuuden lisäksi kalan MeHg-pitoisuuteen voi vaikuttaa habitaatti, josta kalan kuluttama ravinto on peräisin (Karimi ym. 2016). Ulapalta saalista hakevissa kaloissa on tyypillisesti korkeampi elohopeapitoisuus kuin pohja-

eläimiä syövillä kaloilla (Power ym. 2002, Karimi ym. 2016). Ulapalta ruokaa hakevien pienikokoisten kalojen aineenvaihdunnan on myös huomattu olevan vilkkaampaa rantavyöhykkeen kaloihin verrattuna, ja tämä voi osittain selittää ulappakalojen korkeampia elohopeapitoisuuksia (Trudel ym. 2001). Ulapalla eläinplanktonin ravinnonhakuun käytetään usein enemmän energiaa verrattuna saaliin etsimiseen pohjalta, mikä lisää selvästi ulappakalojen aineenvaihduntakustannuksia (Trudel ym. 2001). Elohopean kertymisen on myös huomattu olevan ulapan ravintoverkossa nopeampaa verrattuna rantavyöhykkeen ravintoverkkoon (Thomas ym. 2016, Kahilainen ym. 2017).

MeHg:n biomagnifikaation ja bioakkumulaation vaihteluita järviekosysteemin kaloissa voidaan osittain selittää kalan pituudella ja painolla, sekä kalan iällä (Lescord ym. 2018). Kalan nopea kasvu saattaa vähentää sen THg-pitoisuutta, eli tapahtuu ns. kasvulaimenemista (Simoneau ym. 2005, Keva ym. 2017, Rask ym. 2021). Pienikokoiset ulappakalat kasvavat hitaasti sekä ovat lyhytikäisiä, joten elohopea kertyy niihin usein nopeammin (Trudel ym. 2001, Kahilainen ym. 2017). Myös saman lajin eri populaatioiden välillä kalojen kasvunopeus voi vaihdella, joka voi vaikuttaa lajin sisällä havaittuihin eroihin elohopean kasvulaimenemisessa (Simoneau ym. 2005). Kasvunopeuden lisäksi kalan kunto voi vaikuttaa elohopean laimenemiseen kalan elimistössä; kalan rasvakudoksen lisääntyessä ja kuntokertoimen noustessa Hg-pitoisuuksien on huomattu laskevan, sillä elohopea kertyy kalan rasvan sijaan proteiineihin (Kahilainen ym. 2016, Keva ym. 2017). Ravintoverkon rakenteella ja trofiatasojen määrällä on puolestaan tärkeä merkitys sille, kuinka tehokkaasti MeHg siirtyy levistä huippupetoihin (Kidd ym. 1995, Morel ym. 1998, Watras ym. 1998, Kozak ym. 2021). MeHg:n siirtyminen erityisesti matalille trofiatasoille näyttää olevan tärkeässä roolissa tarkasteltaessa pitoisuutta koko ravintoverkossa (Lindqvist ym. 1991, Watras ym. 1998). Elohopean päästölähteen sijainnilla voi olla merkitystä sedimenttiin kertyneen elohopean määrään, joka voi edelleen vaikuttaa esimerkiksi pohjaeläinten elohopea-altistumiseen (Suchanek ym. 2008). Näiden tekijöiden lisäksi elohopean kertymiseen vesistön ravintoverkossa vaikuttavat monimutkaiset biogeokemialliset prosessit (Watras ym. 1998, Braaten ym. 2019, Broadley ym. 2019).

Ekosysteemin ominaisuudet ovat tekijöitä, jotka tulee huomioida vesieliöiden Hg:n kertymistä tarkasteltaessa (Watras ym. 1998, Clayden ym. 2013, Ahonen ym. 2018). MeHg:n suhteellisella saatavuudella, järven syvyydellä, sekä valuma-alueen maankäytöllä on huomattu olevan vaikutusta kaloista mitattuihin elohopeapitoisuuksiin (Kidd ym. 1995, Watras

ym. 1995, Chen ym. 2005). Vesistön valuma-alueiden maaperään on usein varastoituneena ilmakehälaskeumasta peräisin olevaa elohopeaa (Fitzgerald ym. 1998, Braaten ym. 2019). Elohopea sitoutuu tiukasti veden ja maaperän orgaaniseen ainekseen, tai liuenneeseen orgaaniseen hiileen (Meili 1991) jonka seurauksena orgaaninen aines levittää elohopeaa ja metyylielohopeaa valuma-alueiden maaperästä pintavesiin (Grigal 2002). Siten valuma-alueetkijät, jotka lisäävät ekosysteemin liuenneen orgaanisen hiilen määrää, ovat usein linkittyneitä korkeampiin elohopeapitoisuuksiin (Meili 1991, Grigal 2002, Braaten ym. 2014, Keva ym. 2022). Vesistöön liuenneen orgaanisen aineksen määrä näyttää olevan yhteydessä myös kaloista havaittuihin elohopeapitoisuuksiin (Watras ym. 1998, Chen ym. 2005, Broadley ym. 2019, Keva ym. 2022). Valuma-alueen ja järven koon välinen suhde vaikuttaa siihen, kuinka paljon suhteessa järven kokoon orgaanista ainetta vesistöön päätyy (Watras ym. 1995).

Havupuukasvillisuus, sekä kivinen maaperä ovat valuma-alueominaisuuksina sellaisia, jotka voivat nostaa liuenneen orgaanisen hiilen määrää (Grigal 2002). Kosteikot tai suoalueet puolestaan sekä kuljettavat orgaanista ainesta vesistöihin, että toimivat metyylielohopean tuotantopaikkoina (Ullrich ym. 2001, Grigal 2002). Valuma-alueiden kosteikot myös nopeuttavat järvioltaan veden vaihtumista, joka voi osaltaan nostaa järvessä havaittuja elohopeapitoisuuksia (Grigal 2002). Valuma-alueella olevien metsä- ja suoalueiden sekä tehostetun metsätalouden on huomattu nostavan järviyhteisöjen sekä kalojen elohopeapitoisuuksia (Driscoll ym. 1995, Sonesten 2003). Ylipäättään muutokset maankäytössä, kuten viljely, rakentaminen tai avohakkuut saavat partikkelit valuma-alueella liikkeelle lisäten todennäköisesti elohopean virtaamaa vesistöihin (Grigal 2002, Porvari ym. 2003). Erityisesti soiden ojittaminen metsätalouksikäyttöön voi saada sekä suohon sitoutuneen elohopean liikkeelle, että luoda metylaatiolle otollisia hapettomia alueita (Ukonmaanaho ym. 2016, Ahonen ym. 2018, Eklöf ym. 2018, Kozak ym. 2021). Myös selluteollisuuden puhdistusprosesseissa hyödynnetty fenyyli Hg on aiheuttanut elohopeapitoisuuksien nousua kaloissa; etenkin pinta-sedimenttiin varastoitunut elohopea voi jatkaa järven kuormittamista, vaikka varsinainen päästölähde olisi poistunut (Lodenius 1991).

Valuma-alueen maankäyttö voi kasvattaa järveen saapuvaa ravinnekuorman kuten fosforin määrää, ja sitä kautta edistää järven rehevöitymistä, joka taas voi vaikuttaa negatiivisesti elohopean kertymiseen elohopean laimennuttua järven biomassan kasvun myötä (Chen ym. 2005, Lavoie ym. 2013). Kalojen ja planktonin Hg-pitoisuuksien on todettu alenevan, kun

klorofylli a sekä eläinplankton lisääntyvät (Kamman ym. 2004, Chen ym. 2005). Järven tuotavuuden kasvaessa ravintoverkoista tulee monimutkaisempia, eliöiden kasvunopeus lisääntyy ja määrä runsastuu, joka johtaa elohopean laimenemiseen eliöstössä ja ravintoverkossa (Kamman ym. 2004, Karimi ym. 2007, Kozak ym. 2021). Rehevöitymiseen johtaneilla tekijöillä voi olla siten merkitystä järvieliöistä havaittuihin elohopeapitoisuuksiin ja sen vuoksi rehevöitymiseen johtaneet tekijät on syytä ottaa huomioon kokonaisuutta tarkasteltaessa (Kozak ym. 2021). Braaten ym. (2019) havaitsivat, että niiden järvien kaloissa, joissa elohopea oli saapunut ilmakehälaskeumana, elohopeapitoisuudet olivat pienempiä verrattuna järviin, joissa elohopean päästölähteenä oli pistekuormitus.

Järvien tummumisen on todettu positiivisesti korreloivan elohopeapitoisuuden kanssa; mitä tummempi ja humuspitoisempi järvi on, sitä korkeampi elohopeapitoisuuden on havaittu olevan (Verta ym. 1986, Nilsson & Håkanson 1992, Watras ym. 1998, Strandberg ym. 2016). Tähän syynä voi olla se, että valuma-alueelta huuhtoutuva elohopea on usein kiinnittynyt humusainekseen (Nilsson & Håkanson 1992, Finér ym. 2021). Strandberg ym. (2016) havaitsivat ahventen elohopeapitoisuuksia tutkiessaan, että korkeimmat elohopeapitoisuudet mitattiin humuspitoisista järvistä, joiden valuma-alueella sijaitsi suoalueita. Elohopeantuotanto hyötyy humusaineksesta erityisesti hapettomissa olosuhteissa, joita sijaitsee syvien järvien hypolimnionissa (Nilsson & Håkanson 1992). Alhaisen pH-tason on puolestaan huomattu lisäävän Hg:n metylaatiota ja siksi happamien järvien eliöstöllä voi olla suhteellisen korkea MeHg-pitoisuus (Chen ym. 2005, Clayden ym. 2013, Rask ym. 2021). Esimerkiksi ahvenia koskevassa tutkimuksessa järven happamuuden (pH:n) todettiin olevan valuma-alueiden metsäalueiden ohella tärkeä selittäjä, kun ahvenen elohopeapitoisuuden vaihteluita tarkasteltiin eri järvissä (Keva ym. 2022).

Veden happipitoisuus vaikuttaa metylaatioon ja sitä kautta happipitoisuudella on vaikutusta eliöiden MeHg-pitoisuuksiin; hapettomat ympäristöt on todettu metylaation ensisijaiseksi paikaksi, mutta havaintoja on tehty siitä, että metylaatiota tapahtuu myös hapellisissa ympäristöissä (Morel ym. 1998, Rask ym. 2010). Metylaatiota on havaittu tapahtuvan myös lämpötilakerrostuneessa vesimassassa, ja sitä kautta veden lämpötilalla on vaikutusta metylaatioon (Eckley & Hintelmann 2006). Pienet syvät järvet ovat tyypillisesti suuriin järviin verrattuna lämpimämpiä ja kerrostuneempia, ja siten metylaatio voi olla pienissä järvissä todennäköisempää (Bodaly ym. 1993). Lisäksi lämpötila voi lisätä metylaatiota edistävien mikrobien aktiivisuutta (Ullrich ym. 2001) sekä vilkastuttaa kalojen aineenvaihduntaa, joka

voi osaltaan nopeuttaa elohopean kertymistä kalaan (Bodaly ym. 1993). Kohonneen lämpötilan on huomattu myös lisäävän orgaanisen aineksen siirtymistä valuma-alueelta vesistöön (Finér ym. 2021). Metylaatioissa olennaisessa roolissa näyttäisi olevan lisääntynyt sulfaattia tai rautaa pelkistävien bakteerien määrä, jotka kiihdyttävät metylaatiota (Ullrich ym. 2001, Eckley & Hintelmann 2006). Joidenkin arvioiden mukaan ilmastonmuutoksen tuoma vaihtelu veden happipitoisuudessa vaikuttaa merkittävämmiin pienten boreaalisten järvien kaloissa havaittuihin elohopeapitoisuuksiin, kuin muutokset lämpötilassa (Rask ym. 2010). Elohopean kiertoon vesiympäristöissä liittyy vielä kokonaisuudessaan paljon avoimia kysymyksiä. Myös metylaatioon vaikuttavat seikat, kuten lisääntyneet elohopeapäästöt Aasiassa sekä ilmastonmuutoksesta johtuvat muutokset elohopean kierrossa, pitävät elohopeaan kiertoon ja kertymiseen liittyvän tutkimuksen ajankohtaisena (Paranjape & Hall 2017, Wang ym. 2019).

1.3 Tutkimuksessa mukana olevat särkikalalajit

Tässä tutkimuksessa keskitytään särkikalojen kokonaiselohopeapitoisuuksien ja elohopean bioakkumulaation tutkimiseen. Kalojen elohopeapitoisuuksia on tutkittu enenevässä määrin 1950-luvulla tapahtuneen Minamatan onnettomuuden jälkeen, mutta elohopeapäästöjen kokonaisvaltaisia vaikutuksia on yhä haastavaa arvioida elohopean monimutkaisen kierron vuoksi (Braaten ym. 2019). Kalojen elohopeapitoisuuksissa on paljon alueellista ja ajallista vaihtelua, ja kaikkia syitä ilmiöiden takana ei vielä tunneta (Braaten ym. 2017). Aiemmissä särkikalojen elohopeapitoisuuksia käsittelevissä tutkimuksissa on selvinnyt, että esimerkiksi pienikokoisen ja varhain sukukypsäksi tulevalla salakalla elohopean kertyminen oli nopeampaa verrattuna pohjalla viihtyvään suurikokoisempaan lahnaan Pääjärvestä (Piro ym. 2022). Myös kasvulaimeneminen oli salakalla hitaampaa lahnaan verrattuna (Piro ym. 2022). Lisäksi valuma-alueen maankäytön sekä järven tuottavuuden yhteisvaikutuksen on huomattu olevan kytköksissä särkikalojen elohopeapitoisuuksiin (Ahonen ym. 2018).

Tutkimuksessa mukana olevat kalalajit ovat särki (*Rutilus rutilus* (L.)), lahna (*Abramis brama* (L.)), salakka (*Alburnus alburnus* (L.)), pasuri (*Blicca bjoerkna* (L.)), sulkava (*Ballerus ballerus* (L.)), säyne (*Leuciscus idus* (L.)), suutari (*Tinca tinca* (L.)), sorva (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)) ja ruutana (*Carassius carassius* (L.)). Mukana olevat lajit kuuluvat

eri ravintokiltoihin, eli ne hyödyntävät erilaisia ravintokohteita. Suuri osa lajeista on ominovoreja eli ne voivat hyödyntää sekä eläin- että kasvipöistä ravintoa (Penttinen & Holopainen 1992, Vinni ym. 2000).

Särki on omnivori, joka pystyy kuluttamaan monentyyppistä ravintoa, mm. vesikasveja (Vinni ym. 2000). Särjen ravinto voi vaihdella vuodenaikasta ja saaliin saatavuudesta riippuen (Horppila 1999, Horppila ym. 2000). Lahna puolestaan syö pääasiassa pohjaravintoa, ja aikuiset yksilöt myös selkärangattomia pohjaeläimiä (Vinni ym. 2000). Särki ja lahna pystyvät hankkimaan ravintoa heikosti valaistuissa olosuhteissa (Townsend & Risebow 1982, Persson 1987). Tämä edistää kalojen sopeutumista järviin, jotka ovat rehevöityneitä, ja särkikalat muodostavatkin usein rehevissä järvissä suuria biomassoja (Olin ym. 2002). Pasuri hyödyntää samankaltaista ravintoa lahnan kanssa, mutta on vähemmän riippuvainen pohjaravinnosta (Vinni ym. 2000). Salakka puolestaan käyttää ravintonaan pääasiassa eläinplanktonia sekä pintahyönteisiä, mutta pystyy hyödyntämään myös kasveja sekä levää (Vinni ym. 2000). Sulkava on eläinplanktonia hyödyntävä planktivori (Vinni ym. 2000), ja sorva särjen tapaan omnivori, jonka ravintoon kuuluvat makrofyytit sekä levät (Horppila & Nurminen 2009). Suutari on omnivori, joka käyttää ravintonaan mm. vesihyönteisten toukkia ja nilviäisiä sekä eläinplanktonia ja selkärangattomia pohjaeläimiä (Giles ym. 1990, Petridis 1990). Säynen ruokavalio on vaihteleva; nuoret yksilöt syövät yleensä kasveja ja aikuiset käyttävät lisäksi ravintonaan pohjaeläimiä ja kaloja (Brabrand 1985). Vähähappisissa vesistöissä viihtyvän ruutanan ruokavalio on laaja; ruutana syö nilviäisiä, surviaissääsken toukkia sekä sedimentistä löytyviä vesikirppuja, ja se täydentää ruokavaliotaan eläinplanktonilla, makrofyyteillä sekä levällä (esim. Penttinen & Holopainen 1992, de Meo ym. 2022). Osa särkikaloista on hyvin erikoistuneita tiettyihin saaliseläimiin ja habitaatteihin, kun taas osa särkikaloista on omnivoreja.

1.4 Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

Tässä gradututkielmassa on kolme (3) ravintoon, elohopeapitoisuuteen ja elohopean kertymiseen liittyvää pääkysymystä: (1) Voidaanko eri särkikalalajien ravintokäyttäytymisellä selittää niissä havaittuja elohopeapitoisuuksia? (2) Onko kokonaiselohopeapitoisuus johdon-

mukainen kalalajien välillä eri järvityypeissä, vai vaikuttaako järven tyyppi kokonaiselohopeapitoisuuksiin? (3) Onko elohopean bioakkumulaatio johdonmukaisesti samankaltaista kalalajien välillä eri järvityypeissä?

H1: Pääasiassa eläinplanktonia ja pintahyönteisiä kuluttavien lajien, kuten salakan, elohopeapitoisuudet ovat todennäköisesti korkeammat verrattuna pohjaeläimiä syöviin lajeihin (Watras ym. 1998, Power ym. 2002, Keva ym. 2017). Salakan aktiivisuustaso on myös erilainen esimerkiksi lahnaan verrattuna; salakka liikkuu sekä etsii ravintoa jatkuvasti, mikä pitää lajin aineenvaihdunnan vilkkaana sekä rasvavarastot pieninä. Lisäksi salakan elinkierto on lyhyempi moneen muuhun särkikalalajiin verrattuna, sekä lajin hidas kasvunopeus vähentää mahdollista elohopean ns. kasvulaimenemista (Piro ym. 2022). Nämä tekijät voivat osaltaan selittää lajien välisiä elohopeapitoisuuksien eroja.

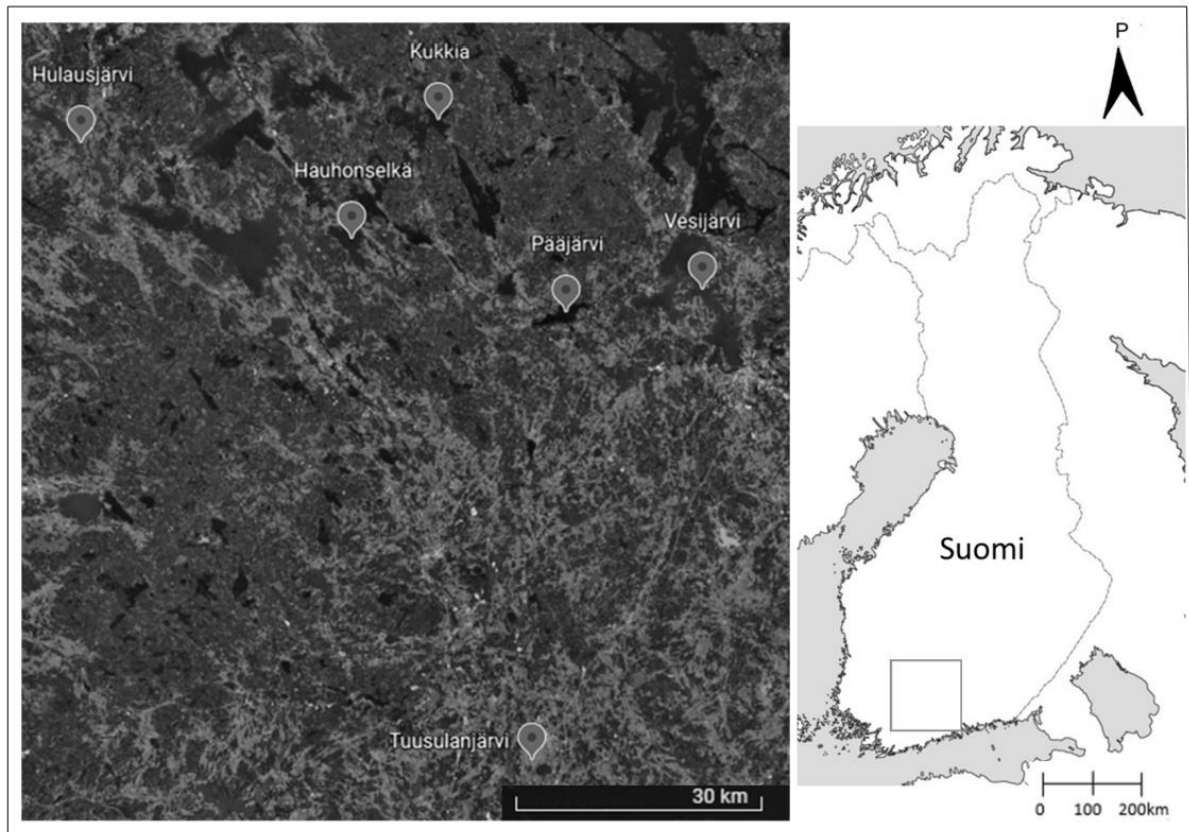
H2: Särkikalojen kuluttaman ravinnon lisäksi järven rehevöitymistasolla voi olla vaikutusta kaloissa havaittuihin elohopeapitoisuuksiin (Ahonen ym. 2018). Rehevässä vesiekosysteemissä tapahtuva elohopean laimeneminen, sekä nopeampi kalan biomassan kasvu pienentävät yleisesti rehevien järvien kalojen elohopeapitoisuuksia verrattuna oligotrofisten järvien kalojen pitoisuuksiin (Karimi ym. 2007, Kozak ym. 2021). Särkikaloille suotuisa rehevä järvi voi nopeuttaa kalan kasvua, jolloin kalojen sisältämät elohopeapitoisuudet ovat pienempiä. Myös kalan kunto voi vaikuttaa elohopean kertymiseen; mitä enemmän kalassa on rasvaa, sitä vähemmän elohopea pääsee kertymään proteiiniin eli lihakseen (Kahilainen ym. 2016, Keva ym. 2017). Siten hyväkuntoisilla kaloilla elohopeakertymä voi olla pienempi.

H3: Elohopean kertyminen on nopeampaa tietyillä lajeilla: esimerkiksi pienikokoisen ja aikaisin sukukypsäksi tulevan salakan elohopeakertyminen on todennäköisesti nopeampaa rantavyöhykkeellä viihtyvään suurempikokoiseen lahnaan verrattuna (Piro ym. 2022). Mesotrofisissa järvissä elohopean kertyminen kalassa on todennäköisesti jyrkempää, sillä elohopean laimenemista ei tapahdu samalla tavalla kuten rehevissä järvissä (Chen ym. 2005). Mesotrofisessa järvessä kalan aineenvaihdunta voi olla vilkkaampaa, koska ravinnonhakuun käytettäneen enemmän energiaa kuin tuottavissa järvissä.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusjärvet

Tutkimusta varten on kerätty aineistoa kuudesta järvestä (kuva 1), jotka ovat rehevöitymistasoltaan erilaisia (taulukko 1). Kukkia ($61^{\circ} 20' \text{ P}$ ja $24^{\circ} 45' \text{ I}$) sijaitsee Pälkäneen ja osittain Hämeenlinnan alueella. Järvi on osa Hauhon vesistöön kuuluvia oligo-mesotrofisia järviä (Virkkala 2016). Kukkian maksimisyvyys on 35 metriä, ja sen valuma-alue koostuu pääasiassa metsäalueista sekä maatalous- ja taajama-alueista (Virkkala 2016). Hauhonselkä ($61^{\circ} 10' \text{ P}$ ja $24^{\circ} 30' \text{ I}$) on matalahko (maksimisyvyys n. 10 metriä) ja runsashumuksinen järvi. Järven valuma-alueella on taajama- ja haja-asutusta, ja valuma-alueella harjoitetaan maa- sekä metsätaloutta. Järveä kuormittavat haja-asutuksen ja maa- ja metsätalouden lisäksi alueella sijaitsevien jätevedenpuhdistamojen pistekuormitus (Kaipiainen ym. 2002). Hauhonselän rehevöitymistaso on mesotrofinen. Etelä-Hämeessä Lammin ja Hämeenkosken rajalla sijaitseva Pääjärvi ($61^{\circ} 04' \text{ P}$ ja $25^{\circ} 08' \text{ I}$) on mesotrofiseksi luokiteltava humuspitoisen järvi, jonka maksimisyvyys on 87 metriä. Ruskeavetisen Pääjärven valuma-alueella sijaitsee havumetsäalueita, maanviljelys- sekä suoalueita (Hakala ym. 2002). Vesijärvi ($61^{\circ} 2' \text{ P}$ ja $25^{\circ} 34' \text{ I}$) on Salpausselän harjujen välissä sijaitseva järvi, jonka maksimisyvyys on 42 metriä. Vesijärveen on aiemmin laskettu Lahden kaupungin jätevesiä, joka on johtanut veden laadun heikkenemiseen (Salonen ym. 2020). Järvi kärsii happiongelmista erityisesti kesäaikaan (Salonen ym. 2020). Vesijärvi luokitellaan eutrofiseksi järveksi. Tuusulanjärvi ($60^{\circ} 26' \text{ P}$ ja $24^{\circ} 59' \text{ I}$) sijaitsee eteläisessä Suomessa ja järven maksimisyvyys on 10 metriä. Tuusulanjärveä rehevöittää ulkoisen kuormituksen lisäksi järven sisäinen kuormitus, ja Tuusulanjärven rehevöitymistasoa on kuvattu hypertrofiseksi (Horppila ym. 2017). Tuusulanjärveen laskettiin vuoteen 1979 saakka puhdistamatonta tai huonosti puhdistettua jätevettä, joka on osaltaan lisännyt järven rehevöitymistä (Tolonen ym. 1990). Järvi kärsii hapenpuutteesta vuoden ympäri ja happitilannetta on yritetty parantaa mm. keinotekoisen hapetuksen avulla (Schönach ym. 2017). Hulausjärvi ($61^{\circ} 17' \text{ P}$ ja $23^{\circ} 44' \text{ I}$) on matala (maksimisyvyys 3,3 metriä) ja tasapohjainen järvi Pirkanmaan maakunnassa. Hulausjärveä kuormittavat haja-asutus, maatalous sekä osittain metsätalous, ja kuormitus on johtanut voimakkaiden leväkukintojen syntyyn (Heino 2010). Järvi on hypertrofinen.



Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainnit Etelä-Suomessa.

Taulukko 1. Tutkimuspaikkojen perustiedot sekä tiedot veden laadusta. Vedenlaatumittausten tiedot on otettu Suomen Ympäristökeskuksen Hertta-palvelusta. Mittaukset on tehty elokuussa 2021. Näytetuloksen edellä oleva metrimäärä kuvaa syvyyttä, josta kyseinen näyte on otettu. Vesijärven näkösyvyys on mitattu elokuussa 2020. Valuma-alueetiedot on haettu Suomen ympäristökeskuksen VALUE- valuma-alueyökalulla (<http://paikkatieto.ymparisto.fi/value>).

	Kukkia	Hauhonselkä	Pääjärvi	Vesijärvi	Tuusulanjärvi	Hulausjärvi
Rehevöitymisluokitus	Mesotrofinen	Mesotrofinen	Mesotrofinen	Eutrofinen	Eutrofinen	Eutrofinen
Pinta-ala (km ²)	43,9	22,1	13,4	109,0	5,9	2,3
Keskisyvyys (m)	5,2	3,6	15,0	6,1	3,2	1,1
Maks.syvyys (m)	35,0	10,0	87,0	42,0	10,0	3,3
Kok.fosfori	1m: 16 ±2,4	1m: 44 ±6,6	1m: 12 ±1,8	1m: 63 ±9,5	1m: 67 ±10	1m: 82 ±12
Kok.typpi	1m: 340 ±51	1m: 690 ±100	1m: 1500 ±230	1m: 440 ±66	1m: 1200 ±180	1m: 1400 ±210
Näkösyvyys (m)	2,2	0,9	1,5	1,9	0,5	0,6
Väriluku	1m: 21 ±2,1	1m: 57 ±5,7	1m: 77 ±7,7	1m: 13 ±2	1m: 36 ±3,6	1m: 38 ±3,8
pH	1m: 7,1 ±0,2	1m: 7,3 ±0,2	1m: 7,1 ±0,2	1m: 7,5 ±0,2	1m: 7,6 ±0,2	1m: 7,6 ±0,2
Klorofylli-A	0-2m: 4,3 ±0,43	0-2m: 23 ±2,3	0-2m: 6,8 ±0,68	0-4m: 17 ±3,4	0-2m: 49 ±4,9	0-1m: 82 ±8,2
Valuma-alueen pinta-ala (km ²)	992,5	1716,7	223	510,1	88,7	17158,5
Järven osuus valuma-alueesta (%)	4,4	1,3	6,0	21,4	6,7	0,0
Valuma-alueen maankäyttö (%)						
Asuinalueet	0,6	1,0	0,8	3,7	13,8	1,8
Teollisuusalueet	1,0	1,2	1,3	3,0	8,4	1,8
Kaatopaikat	0,1	0,1	0,1	0,2	1,0	0,2
Virkistysalueet	1,3	1,3	0,6	1,4	1,5	0,9
Viljelysmaat	4,0	8,9	15,3	18,3	27,1	10,5
Metsäalueet	73,4	70,6	73,5	51,0	39,8	69,4
Kosteikot ja avosuot	0,6	0,8	0,5	1,9	0,8	1,5
Sisävesialueet	19,0	16,3	7,7	20,5	7,5	13,7

2.2 Aineistonkeruu

Kala-aineisto tätä tutkimusta varten on kerätty valmiiksi ennen tutkimuksen aloittamista. Aineisto on Pääjärveä lukuun ottamatta kerätty Luonnonvarakeskuksen toimesta, Pääjärven aineistoa on kerätty myös Lammin biologisen aseman toimesta. Aineistoa on kerätty kohdejärvistä heinä- ja elokuussa vuonna 2021 poikkeuksina Pääjärvi ja Hauhonselkä. Pääjärven aineistoa on kerätty elokuussa vuosina 2020 sekä 2021 ja Hauhonselällä pyynti on tapahtunut elokuussa vuonna 2020. Kalat on pyydetty eri habitaateista: rannasta, syvänteestä ja ulapalta. Kalat ovat olleet pakastettuina (-20°C) ennen niiden käsittelyä laboratoriossa.

2.3 Aineiston käsittely

Tavoitteena oli saada kala-aineistoa eri ravintokilloista, 30 yksilöä jokaisesta lajista ja järvestä, mutta tämä ei ollut mahdollista harvinaisempien lajien kohdalla. Jokainen yksilö koodattiin, kokonaispituus mitattiin millimetrin tarkkuudella, ja punnittiin 0,1 gramman tarkkuudella. Kalan sukupuoli sekä sukukypsyys määritettiin analysoimalla sukurauhanen visuaalisesti mikroskooppia apuna käyttäen, sekä punnitsemalla se 0,01 gramman tarkkuudella. Jokaiselle yksilölle määritettiin kuntokerroin (K) Fultonin kaavalla (Nash ym. 2006):

$$K = \frac{\text{paino}(g)^3}{\text{pituus}(cm)} * 100$$

Kalan suolesta otettiin 1/3 etummaisesta osasta vatsalaukun sisällön ja täyteisyyden analyysiä varten. Vatsalaukun sisältö analysoitiin visuaalisesti mikroskoopilla 10–30 kertaisella suurennuksella. Analysoinnissa käytettiin seuraavaa asteikkoa: vatsalaukku tyhjä = 0, yksittäinen havainto = +, sisältää saalista = 100. Saalista sisältäneiden kalojen vatsalaukun sisältö jaettiin eri kategorioihin ja prosenttiosuuksiin niin, että eri kategorioiden prosenttiosuudet ovat yhteensä 100 %. Tutkimuksessa mukana olevien särkikalalajien kuluttama ravinto koottiin taulukoksi (taulukko 3), jossa kaikkien lajien ravintokohteet on esitetty prosenttiosuusin järvittäin. Taulukosta on jätetty pois ne lajit, joiden kaikkien yksilöiden suolet olivat joko tyhjiä, tai joilta löytyi vain yksittäisiä (+) ravintokohdehavaintoja. Laboratoriovaiheessa havaitut ravintokohteet (yhteensä 39 kappaletta) tiivistettiin taulukkoa varten seitsemän eri kategorian alle. Taulukossa on lisäksi esitetty tyhjien suolien osuus. Tyhjiksi suoliksi on luokiteltu myös +-arvon saaneet yksittäiset ravintohavainnot. Ravinnonkäytön päällekkäisyyttä

särkikikalajien ja järvien välillä tarkasteltiin laskemalla Schoenerin (1970) indeksi (arvot 0-1; 0 = ei samankaltaisuutta, 1 = täydellinen samankaltaisuus) seuraavalla kaavalla

$$\alpha = 1 - 0.5 \sum_{i=1}^n |p_{xi} - p_{yi}|$$

jossa:

p_{xi} on s ravintokohteen osuus i saalistajalle x, ja

p_{yi} on ravintokohteen osuus i saalistajalle y,

n on ravintokohteiden määrä.

Schoenerin indeksin laskennassa käytettiin tarkinta ravintotietoa, eli ravinnonkäytön päällekkäisyys laskettiin vatsalaukun sisältöanalyysissä havaittuihin 39 ravintokohteeseen perustuen.

Elohopeamittauksia varten kalojen selkälihaksesta otettiin näyte. Lihasnäyte otettiin kalan vasemmalta puolelta selkäevän alapuolelta ja pienillä kaloilla koko kyljen matkalta. Lihasnäyte pyrittiin ottamaan niin, ettei se sisällä suomuja tai ruotoja. Elohopeanäyte otettiin kalan lihasnäytteestä, joka on ensin säilötty 2 ml muovisessa näyteputkessa pakastimeen (-20°C). Ennen näytteiden asettamista kylmäkuivuriin avonaisien näyteputkien suulle asetettiin parafilmikalvo, jonka pinta rei'itettiin. Tämän jälkeen pakastetut parafilmeillä peitetyt näyteputket laitettiin kylmäkuivuriin ja lihasnäytteitä kuivattiin kylmäkuivurissa minimissään 48 tunnin ajan. Kuivurin lämpötila on -50°C, jotta näytteistä saatiin kosteus pois. Kuumassa lämpötilassa kuivattaminen haihduttaisi osan elohopeasta kaasuksi. Kylmäkuivauksen jälkeen jokainen näyte jauhettiin käsin omissa näyteputkissaan desinfioitua spaattelia apuna käyttäen.

Elohopeamittaukset tehtiin kokonaiselohopea-analyysaattorilla, joka perustuu atomiabsorptio spektrometriaan (Direct Mercury Analyser, DMA-80, Milestone, Italia), jossa kylmäkuivatut ja jauhettut elohopeanäytteet laitetaan näyteveneisiin. Laitteessa on yhteensä 40 näytepaikkaa. Yhden kylmäkuivatun näytteen paino on 20–30 milligrammaa. Ensimmäinen näyte on aina tyhjä, koska tämä puhdistaa laitetta ja varmistaa, että laite ei ole kontaminoitunut. Toiseen näytteeseen laitetaan tyhjä näytevene; toisella näytteellä kontrolloidaan sitä, kuinka paljon tyhjä vene sisältää elohopeaa. Kolmas näyte otettiin sertifioidusta referenssimateriaalista DORM-4:stä (National Research Council, Canada), joka on kalaproteiinia. Kolmannella näytteellä varmistetaan, että laitteen antamat arvot vastaavat muissa laboratorioissa saatuja

vastaavia arvoja. Referenssimateriaan keskimääräinen elohopea-arvo on (keskihajonta) $410 \pm 55 \mu\text{g/kg}$ ja keskimääräinen arvo DORM4 näytteistä oli (keskihajonta) $433 \pm 28 \mu\text{g/kg}$ (mean recovery 105,6 %, $n = 50$). Jokainen tehty elohopea-ajo aloitettiin näiden kolmen näytteen yhdistelmällä (näytteet 1–3), ja jokainen ajo päättyi tähän samaan yhdistelmään (näytteet 38–40). Lisäksi joka viidennestä varsinaisesta näytteestä (alkaen näytteestä nro 4) otettiin duplikaatti, ja duplikaatit, joiden näytteen tuloksen ero oli alle 10 % toisistaan hyväksyttiin näytteiksi. Elohopea-ajoja tehtiin yhteensä 25 kappaletta, joten tyhjästä näyteveineistä näytteitä otettiin yhteensä $n=50$ (keskiarvo 0) ja duplikaattinäytteitä otettiin yhteensä $n=144$.

2.4 Tilastolliset menetelmät

(H1) Schoenerin indeksin vertailussa tarkasteltiin tilastollisesti samaa särkikalalajia sisäisesti eri järvien välillä, sekä eri särkikalalajeja lajienvälisesti järven sisällä, ja järvien välillä. Vertailupareja syntyi yhteensä 378. Schoenerin indeksin laskennasta saatuja arvoja testattiin varianssianalyysillä, ja lukujen homogeneisyys tarkistettiin Levenen testillä, jonka perusteella valikoitui parittaisen vertailun menetelmä. Lukuja testattiin varianssianalyysillä (ANOVA) ja parittaisilla vertailuilla (Tukeyn testi) kuuden vertailuryhmän välillä. Vertailuparit jaettiin vertailuryhmiin siten, että ensin tarkasteltiin, onko kyseessä lajinsisäinen vai lajien välinen vertailu. Toisessa vaiheessa määritettiin, tapahtuuko vertailu mesotrofisen tai eutrofisten järviyypin sisällä, vai vertaillaanko kahta erilaista järviyyppeä. Muodostetut vertailuryhmät olivat: lajinsisäinen-kaikki järviyypit ($N=34$), lajinsisäinen-mesotrofiset järvet ($N=10$), lajinsisäinen-eutrofiset järvet ($N=12$), lajienvälinen-kaikki järviyypit ($N=162$), lajienvälinen-mesotrofiset järvet ($N=81$) ja lajienvälinen-eutrofiset järvet ($N=79$). Kokonaiselohopeapitoisuuden vertailun mahdollistamiseksi jokaisen kalan kokonaispituus pituuskorjattiin kalojen keskimääräiseen kokonaispituuteen, eli 16,6 senttimetriin. Pituuskorjattu elohopeapitoisuus laskettiin kalayksilölle seuraavalla kaavalla:

$$THg_{korjattu} = \frac{TLk.a.pituus(cm)}{TLyksilö(cm)} * THg_{yksilö}(\mu\text{g/kg})$$

(H2) Pituuskorjattuja elohopeapitoisuuksia testattiin varianssianalyysillä. Varianssien homogeneisyyttä testattiin Levenen testillä, jonka perusteella määritettiin mitä parittaista ver-

tailumenetelmää käytetään. Kokonaiseroja tarkasteltiin varianssianalyysillä siten, että runsaiden lajien (särki, lahna, salakka ja pasuri) lajinsisäisiä eroja testattiin eri järvien välillä. Runsaita lajeja testattiin lajinsisäisesti järvien välillä käyttämällä parittaista vertailua (Games-Howellin testi). Lisäksi lajien välisiä eroja järvittäin tarkasteltiin käyttäen varianssianalyysiä. Lajivertailusta jätettiin pois Kukkian säyne sekä Hulausjärven sorva, joita molempia oli aineistossa yksi. Lajien välisiä eroja järvien sisällä testattiin joko Games-Howellin tai Tukeyn parittaisella vertailulla.

(H3) Elohopean kertymisen selvittämiseksi tutkittiin lineaarista regressiota kalan pituuden ja elohopeapitoisuuden välillä. Jokaiselle järvelle tehtiin lineaarinen regressioanalyysi kaikkien särkikalalajien osalta pois lukien ne lajit, joita yksittäisestä järvestä oli saatu vain pieni kappalemäärä (kuusi tai vähemmän). Regressioyhtälöstä saatiin jokaiselle lajille kulmakerroin, eli kuinka nopeasti kalan elohopeapitoisuus lisääntyy sen kokonaispituuden lisääntyessä. Kulmakerrointa testattiin Studentin t-testillä särjen ja salakan osalta, sillä näistä kahdesta lajista oli riittävän runsas näytemäärä jokaisesta tutkimusjärvestä.

3 Tulokset

Tutkimusaineistossa oli mukana yhteensä 878 kalayksilöä (Taulukko 2). Runsaimmat näytemäärät saatiin särjestä (N=258), lahnasta (N=137), salakasta (N=253) sekä pasurista (N=150) kun huomioidaan kaikista järvistä saadut yksilöt. Keskipituudeltaan pienimpiä lajeja olivat salakka, särki sekä pasuri, ja suurimmat keskipituudet mitattiin harvinaisemmilta lajeilta sulkavalta, ruutanalta sekä suutarilta. Kuntokerroin oli kaikissa järvissä pienin salakalla, kun taas korkeimmat kuntokertoimet olivat suurikokoisilla harvinaisemmilla lajeilla, kuten sorvalla, suutarilla sekä ruutanalla.

Taulukko 2. Tutkimusaineisto järvittäin ja lajeittain: lajikohtaiset näytemäärät, keskipituus (cm), keskipaino (g), keskimääräinen elohopeapitoisuus [$\mu\text{g/kg}$], keskimääräinen pituuskorjattu (k.a. pituus 16,6 cm) elohopeapitoisuus [$\mu\text{g/kg}$] sekä kuntokerroin (K).

	Näytemäärä (N)	Keskipituus (cm)	Keskipaino (g)	Keskimääräinen Thg [$\mu\text{g/kg}$]	Keskimääräinen pituuskorjattu Thg [$\mu\text{g/kg}$]	Keskimääräinen kuntokerroin (K)
Kukkiä						
Särki	31	15,1	32,5	520	570	0,93
Lahna	30	20,5	104,3	163	140	0,97
Salakka	32	12,3	14,5	373	490	0,72
Pasuri	33	14,9	40,4	305	358	1,10
Sulkava	3	31,6	315,9	870	455	0,99
Säyne	1	21,1	109,4	525	413	1,16
Hauhonselkä						
Särki	33	12,9	22,0	299	382	0,92
Salakka	35	13,9	20,0	402	471	0,70
Pasuri	36	14,3	50,9	409	525	1,07
Sulkava	31	20,4	89,2	327	260	0,83
Sorva	9	26,9	326,0	626	387	1,65
Pääjärvi						
Särki	75	17,9	78,1	291	262	1,02
Lahna	31	26,4	238,9	240	152	0,99
Salakka	75	14,3	21,8	471	537	0,73
Sorva	18	25,9	235,9	528	339	1,34
Vesijärvi						
Särki	46	17,2	64,5	187	172	1,00
Lahna	15	22,7	154,2	133	109	0,98
Salakka	47	13,2	17,9	199	245	0,72
Pasuri	11	17,5	84,6	276	271	1,20
Suutari	3	39,0	1028,1	679	286	1,72
Tuusulanjärvi						
Särki	40	13,2	30,0	320	382	1,00
Lahna	32	18,5	91,2	241	218	1,02
Salakka	34	11,2	10,9	258	367	0,72
Pasuri	37	17,9	85,7	344	331	1,14
Sorva	4	22,5	184,9	393	303	1,30
Ruutana	4	28,2	588,7	586	353	2,57
Hulausjärvi						
Särki	33	12,4	21,3	168	225	0,90
Lahna	29	19,8	113,9	114	98	0,99
Salakka	30	12,8	17,8	216	260	0,72
Pasuri	33	16,2	59,5	192	201	1,07
Sulkava	6	28,0	234,0	264	141	0,89
Sorva	1	21,7	141,0	273	209	1,38
	878	16,6	72,9	307	321	0,95

3.1 H1: Elohopea ja särkikalojen ravinto

Jokaiselle kalayksilölle tehdyssä ravintoanalyysissä havaitut ravintokohteet jaettiin seitsemään eri kategoriaan, joita olivat eläinplankton, hiekka/detritus, selkärangattomat pohjaeläimet, pintahyönteiset, kasvimateriaali, kala ja muut (taulukko 3). Runsaista lajeista salakalla ravinto koostui pääasiassa eläinplanktonista ja pintahyönteisistä, lahnan ravinto koostui puolestaan pääasiassa pohjaravinnosta. Omnivorit särki ja pasuri kuluttivat tasaisemmin järvestä

riippuen niin pinta- kuin pohjaravintoa. Suurin planktonin osuus (100 %) havaittiin Hulausjärven sulkavalla, joita aineisossa oli yhteensä kuusi. Hiekkaa/detritusta havaittiin eniten Kukkian lahnalla, jonka ravinnosta 88 % koostui hiekasta/detrituksesta. Selkärangattomien pohjaeläinten osuus ravinnosta oli suurin Hulausjärven lahnalla (95,8 %), kun taas pinta-hyönteisten osalta suurin osuus oli Tuusulanjärven sorvalla (75 %). Kasvimateriaalia osuus ravinnosta oli suurin Pääjärven sorvalla (66 %) ja kalaa ravintokohteena löytyi ainoastaan Hauhonselän sorvalta (60 % ravinnosta).

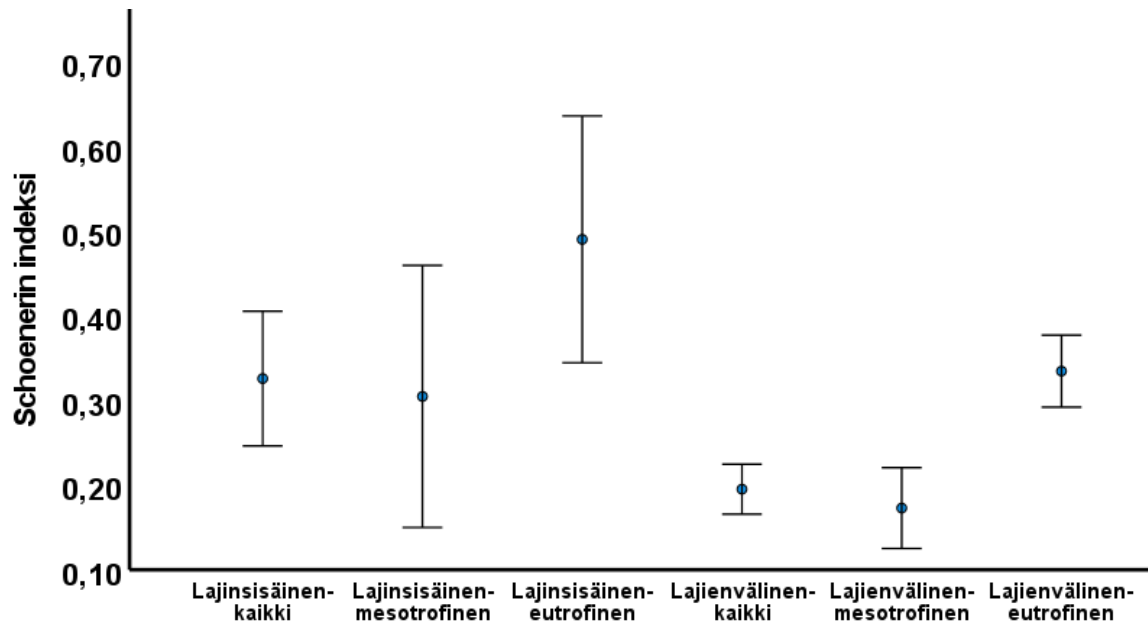
Taulukko 3. Särkikalajien kuluttamat ravintokohteet jaettuna prosenttiosuuksiin järvittäin. Taulukon ylemmässä osassa ovat mesotrofiset järvet ja alaosa eutrofiset järvet. Taulukosta puuttuu seuraavien lajien tiedot: Kukkian säyne, Vesijärven suutari, Tuusulanjärven ruutana ja Hulausjärven sorva. Edellä mainituilla lajeilla ravintoanalyysissä suolien todettiin olevan joko tyhjiä (0) tai niistä löytyi vain yksittäisiä havaintoja (+). Viimeisellä rivillä on esitetty jokaisen lajin tyhjien suolien osuus prosentteina. Tyhjiin suoliin laskettiin myös ne suolet, joissa oli vain yksittäinen havainto (+).

Ravintokohde (%)	Kukkia					Hauhonselkä					Pääjärvi			
	Särki	Lahna	Salakka	Pasuri	Sulkava	Särki	Salakka	Pasuri	Sulkava	Sorva	Särki	Lahna	Salakka	Sorva
Eläinplankton	17,5	-	63,8	32,9	100	85,3	70,4	61,7	97,3	-	3,0	14,9	14,2	-
Hiekka / detritus	13,9	88,0	-	19,8	-	6,8	-	23,3	2,7	-	84,6	73,6	-	19
Selkärangattomat pohjaeläimet	63,9	10,6	24,2	47,0	-	1,8	-	15,0	-	36,0	5,5	5,3	30,3	9,5
Pintahyönteiset	-	-	11,9	-	-	6,1	28,7	-	-	-	-	-	54,9	-
Kasvimateriaali	4,6	1,4	-	0,4	-	-	0,9	-	-	4,0	6,3	6,2	0,5	66
Kala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60,0	-	-	-	-
Muut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	5,5
Tyhjiin osuus (%)	10	27	19	15	67	42	29	39	16	44	12	32	3	44

Ravintokohde (%)	Vesijärvi				Tuusulanjärvi					Hulausjärvi				
	Särki	Lahna	Salakka	Pasuri	Särki	Lahna	Salakka	Pasuri	Sorva	Särki	Lahna	Salakka	Pasuri	Sulkava
Eläinplankton	42,1	8,9	51,9	20,0	28,2	32,1	40,5	44,4	-	20,5	-	67,0	10,0	100,0
Hiekka / detritus	-	29,7	-	10,0	10,6	6,8	-	15,0	1,3	-	4,2	-	13,3	-
Selkärangattomat pohjaeläimet	46,3	61,4	17,7	48,0	18,8	60,7	12,1	40,6	6,3	55,3	95,8	7,0	71,8	-
Pintahyönteiset	5,3	-	29,7	20,0	-	-	46,7	-	75,0	15,0	-	25,7	5,0	-
Kasvimateriaali	6,3	-	0,6	2,0	42,4	0,4	0,7	-	17,5	9,3	-	0,2	-	-
Kala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Muut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tyhjiin osuus (%)	59	40	34	16	40	56	38	51	0	39	59	10	39	17

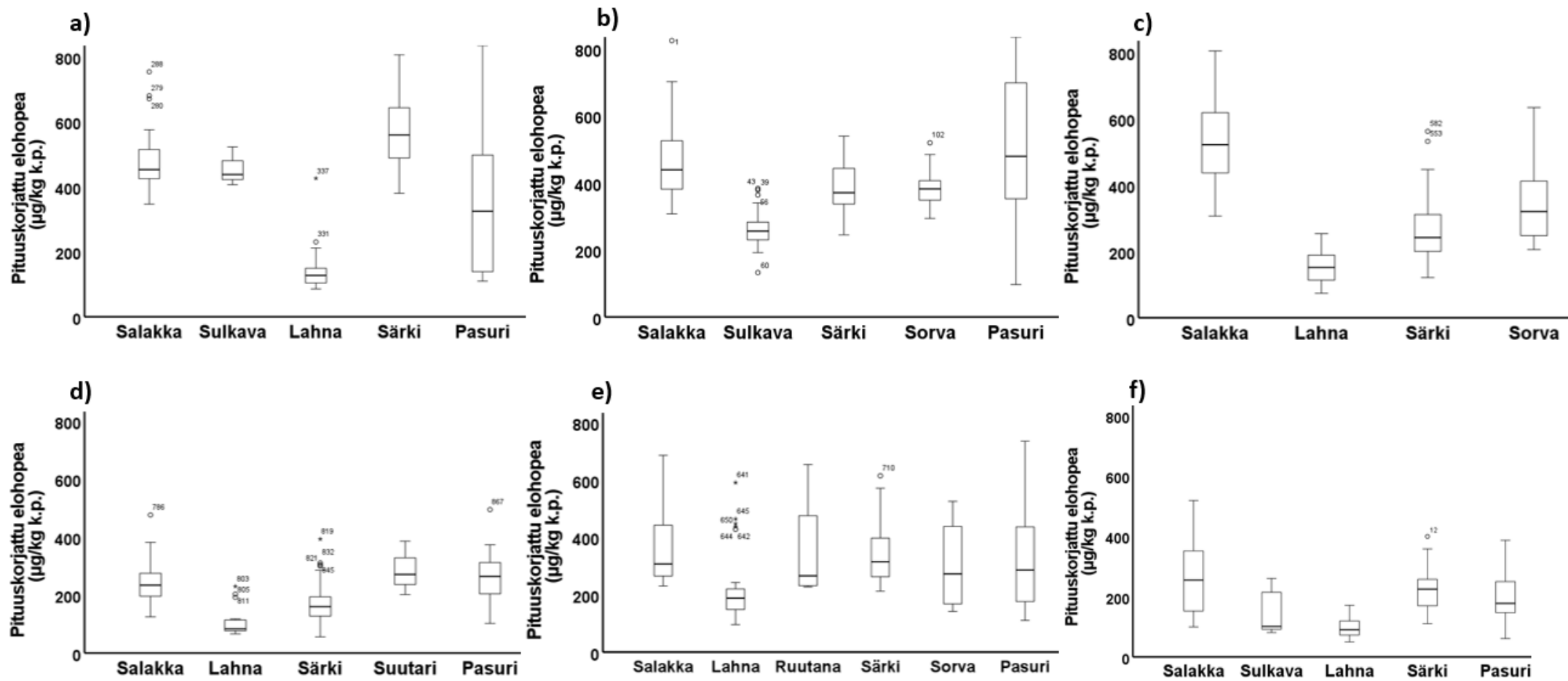
Eri lajien ravinnonkäytön päällekkäisyyttä tutkimusjärvien välillä verrattaessa lajiparilla salakka-pasuri oli eniten merkittävää päällekkäisyyttä indikoivia 0,60 ylittäviä Schoenerin indeksin arvoja (taulukko 4). Lajeja sisäisesti verrattaessa eri järvien välillä salakalla oli eniten 0,60 ylittäviä indeksiarvoja lajien sisällä. Indeksiarvo oli suurin Kukkian lahnojen sekä Pääjärven särkien välillä (Schoenerin indeksi 0,84). Seuraavaksi suurimmat indeksiarvot olivat Vesijärven salakan ja Hulausjärven salakan (0,83), Vesijärven pasurin ja Hulausjärven särjen (0,79) sekä Kukkian salakan ja Vesijärven salakan (0,77) välillä.

Tarkasteltaessa Schoenerin indeksii kuuden vertailuryhmän välillä (kuva 2), korkein keskimääräinen indeksiluku oli ryhmällä lajinsisäinen-eutrofinen (0,49). Matalin keskimääräinen indeksiluku oli ryhmällä lajienvälinen-mesotrofinen (0,17), jolla tosin vaihteluväli oli laajempi, kuin esimerkiksi toiseksi matalimman keskiarvon saaneella ryhmällä lajienvälinen-kaikki (0,19).



Kuva 2. Schoenerin indeksin (arvot 0-1; 0 = ei samankaltaisuutta, 1 = täydellinen samankaltaisuus) keskiarvot ja vaihteluvälit vertailuryhmien välillä. Luottamusväli 0,95.

Schoenerin indeksin erot vertailuryhmien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{5,372} = 12,0$, $p < 0,001$). Vertailuryhmiä testattiin Tukeyn parittaisella vertailulla. Lajinsisäinen-kaikki -ryhmää verrattaessa muihin vertailuryhmiin, tilastollisesti merkitseviä eroja oli lajienvälinen-kaikki ($p = 0,008$) ja lajienvälinen-mesotrofinen ($p = 0,003$) vertailuparien kanssa. Ryhmän lajinsisäinen-eutrofinen kanssa tilastollisesti merkitseviä eroja oli ryhmien lajienvälinen-kaikki ($p < 0,001$) ja lajienvälinen-mesotrofinen ($p < 0,001$) kanssa. Lisäksi ero oli tilastollisesti merkitsevä ryhmien lajienvälinen-mesotrofinen ja lajienvälinen-eutrofinen ($p < 0,001$) välillä.



Kuva 3. Eri lajien pituuskorjatut (k.a. pituus 16,6 cm) kokonaiselohopeapitoisuudet (µg/kg kuivapaino) järvittäin. Ylärivissä mesotrofiset järvet a) Kukkiä b) Hauhonselkä c) Pääjärvi ja alarivissä eutrofiset järvet d) Vesijärvi e) Tuusulanjärvi ja f) Hulausjärvi. Laatikko sisältää puolet arvoista. Laatikon ylä- ja alapuolelle jäävät viikset kuvaavat ääriarvoja ja laatikon sisällä oleva poikkiviiva kuvaa mediaania. Poikkeavat arvot on merkitty palloilla ja tähdillä.

Pituuskorjattuja elohopeapitoisuuksia järvittäin vertailtaessa pitoisuudet olivat alimmat lahnaalla jokaisessa tutkimusjärvessä, ja korkeimmat pitoisuudet mitattiin joko salakalta, särjeltä tai pasurilta (kuva 3). Kukkian särkikalalajien kokonaiselohopeapitoisuuden erot olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{4,124} = 33,0$, $p < 0,001$). Kukkian parittaisessa vertailussa (Tukey) lajienväliset erot olivat viidellä lajiparilla tilastollisesti merkitseviä, ja viidellä vertailuparilla ero ei ollut merkitsevä (taulukko 5). Hauhonselällä lajien välillä oli tilastollisesti merkitseviä eroja (ANOVA: $F_{4,139} = 13,5$, $p < 0,001$). Tukeyn parittaisessa vertailussa merkitseviä eroja löytyi kuuden eri lajiparin vertailusta, ja neljän lajiparin osalta erot eivät olleet merkitseviä. Myös Pääjärven kaikkein lajien väliset erot kokonaiselohopeapitoisuuksissa olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{3,195} = 78,5$, $p < 0,001$). Pääjärven lajien väliset erot parittaisessa vertailussa (Tukey) olivat yhtä lajiparia lukuun ottamatta tilastollisesti merkitseviä.

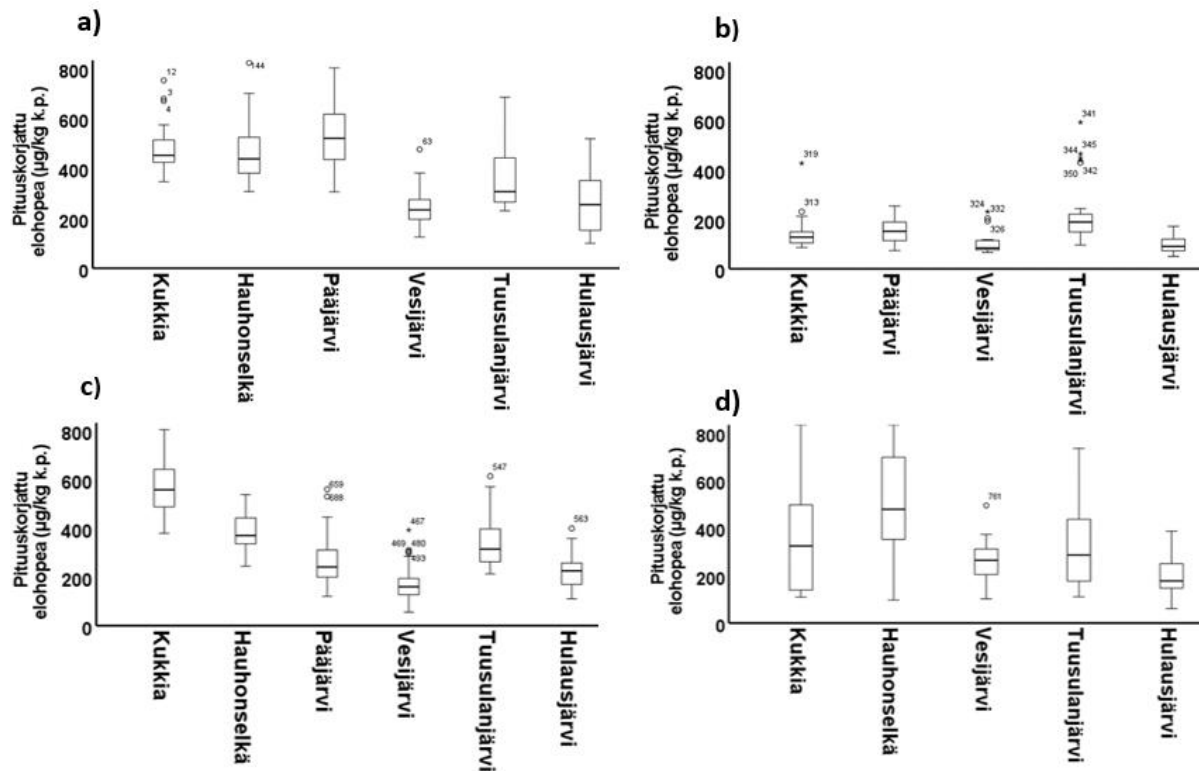
Taulukko 5. Lajienvälinen pituuskorjattujen (k.a. pituus 16,6 cm) kokonaiselohopeapitoisuuksien ($\mu\text{g/kg}$ kuivapaino) parittainen vertailu järvien sisällä. Kukkian, Hauhonselän, Pääjärven ja Hulausjärven vertailuissa käytettiin Tukeyn testiä. Vesijärven ja Tuusulanjärven osalta käytettiin Games Howell -testiä. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot ($<0,05$) on lihavoitu.

Kukkia	Lahna	Salakka	Pasuri	Sulkava	
Särki	< 0,001	0,077	< 0,001	0,199	
Lahna		< 0,001	< 0,001	0,023	
Salakka			0,070	0,898	
Pasuri				0,453	
Hauhonselkä	Salakka	Pasuri	Sulkava	Sorva	
Särki	0,003	0,036	< 0,001	1,000	
Salakka		0,814	< 0,001	0,113	
Pasuri			< 0,001	0,086	
Sulkava				0,006	
Pääjärvi	Lahna	Salakka	Sorva		
Särki	0,001	< 0,001	0,150		
Lahna		< 0,001	< 0,001		
Salakka			< 0,001		
Vesijärvi	Lahna	Salakka	Pasuri	Suutari	
Särki	0,039	< 0,001	< 0,001	0,075	
Lahna		< 0,001	< 0,001	0,002	
Salakka			0,810	0,878	
Pasuri				0,998	
Tuusulanjärvi	Lahna	Salakka	Pasuri	Sorva	Ruutana
Särki	0,011	1,000	0,884	0,977	1,000
Lahna		0,040	0,199	0,969	0,810
Salakka			0,977	0,991	1,000
Pasuri				1,000	1,000
Sorva					0,999
Hulausjärvi	Lahna	Salakka	Pasuri	Sulkava	
Särki	< 0,001	0,077	< 0,001	0,199	
Lahna		< 0,001	< 0,001	0,023	
Salakka			0,070	0,898	
Pasuri				0,453	

Erot kaikkien Vesijärven lajien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{4,117} = 15,3$, $p < 0,001$). Vesijärven parittaisessa vertailussa (Games Howell) tilastollisesti merkitseviä eroja oli kuudella lajivertailuparilla, ja neljän lajinparin erot eivät olleet merkitseviä (taulukko 5). Kokonaiselohopeapitoisuuden erot kaikkien lajien välillä Tuusulanjärvessä olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{5,145} = 2,7$, $p = 0,023$). Parittaisessa vertailussa (Games Howell) kahden vertailuparin erot olivat tilastollisesti merkitseviä. Hulausjärvessä erot kaikkien särkikalalajien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{4,126} = 13,1$, $p < 0,001$). Tukeyn testissä merkitseviä eroja oli viidellä lajiparilla, ja viidellä erot eivät olleet merkitseviä.

3.2 H2: Kokonaiselohopeapitoisuus erilaissa järvissä

Erot kokonaiselohopeapitoisuuksissa lajien välillä olivat selkeimpiä pintaravintoon erikoistuneen salakan ja pohjaravintoon erikoistuneen lahnan välillä (kuva 4). Omnivorien särjen ja pasurin välillä erot eivät olleet yhtä selkeitä, ja kokonaiselohopeapitoisuuden erot vaihtelivat näillä lajeilla järvittäin. Salakan (a) kokonaiselohopeapitoisuuksien ero järvien välillä oli tilastollisesti merkitsevä (ANOVA: $F_{5,247} = 36,2$, $p < 0,001$). Salakan osalta erot kokonaiselohopeapitoisuuksissa parittaisessa vertailussa olivat tilastollisesti merkitseviä neljää järviparia lukuun ottamatta (taulukko 6). Myös lahnan (b) kokonaiselohopeapitoisuuksien erot järvien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä (ANOVA: $F_{4,132} = 11,8$, $p < 0,001$). Parittaisessa vertailussa tilastollisesti merkitseviä eroja havaittiin kuutta eri järviparia vertailtaessa, kun taas neljän järven välillä erot eivät olleet merkitseviä. Särjen (c) osalta erot järvien välisissä elohopeapitoisuuksissa olivat merkitseviä (ANOVA: $F_{5,252} = 39,7$, $p < 0,001$). Parittaisessa vertailussa suurimalla osalla vertailupareista erot olivat tilastollisesti merkitseviä, kun taas kolmella järviparilla ero ei ollut merkitsevä. Pasurin (d) kokonaiselohopeapitoisuuksien ero järvien välillä oli tilastollisesti merkitsevä (ANOVA: $F_{4,145} = 10,4$, $p < 0,001$). Parittaisessa vertailussa erot viiden järviparin välillä olivat tilastollisesti merkitseviä, ja vastaavasti viiden vertailuparin osalta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä.



Kuva 4. Runsaiden lajien, eli a) salakan, b) lahnan, c) särjen ja d) pasurin keskipituuteen (16,6 cm) pituuskorjatut kokonaiselohopeapitoisuudet (µg/kg kuivapaino) järvittäin. Lahnaa ei saatu saaliiksi Hulausjärvestä eikä pasuria Pääjärvestä, ja sen vuoksi näiltä kahdelta lajilta elohopeapitoisuudet puuttuvat kyseisten järvien kohdalta kuvista. Laatikon sisällä on puolet arvoista. Laatikon ylä- ja alapuolelle jäävät viikset kuvaavat ääriarvoja ja laatikon sisällä oleva poikkiviiva kuvaa mediaania. Poikkeavat arvot on merkitty palloilla ja tähdillä.

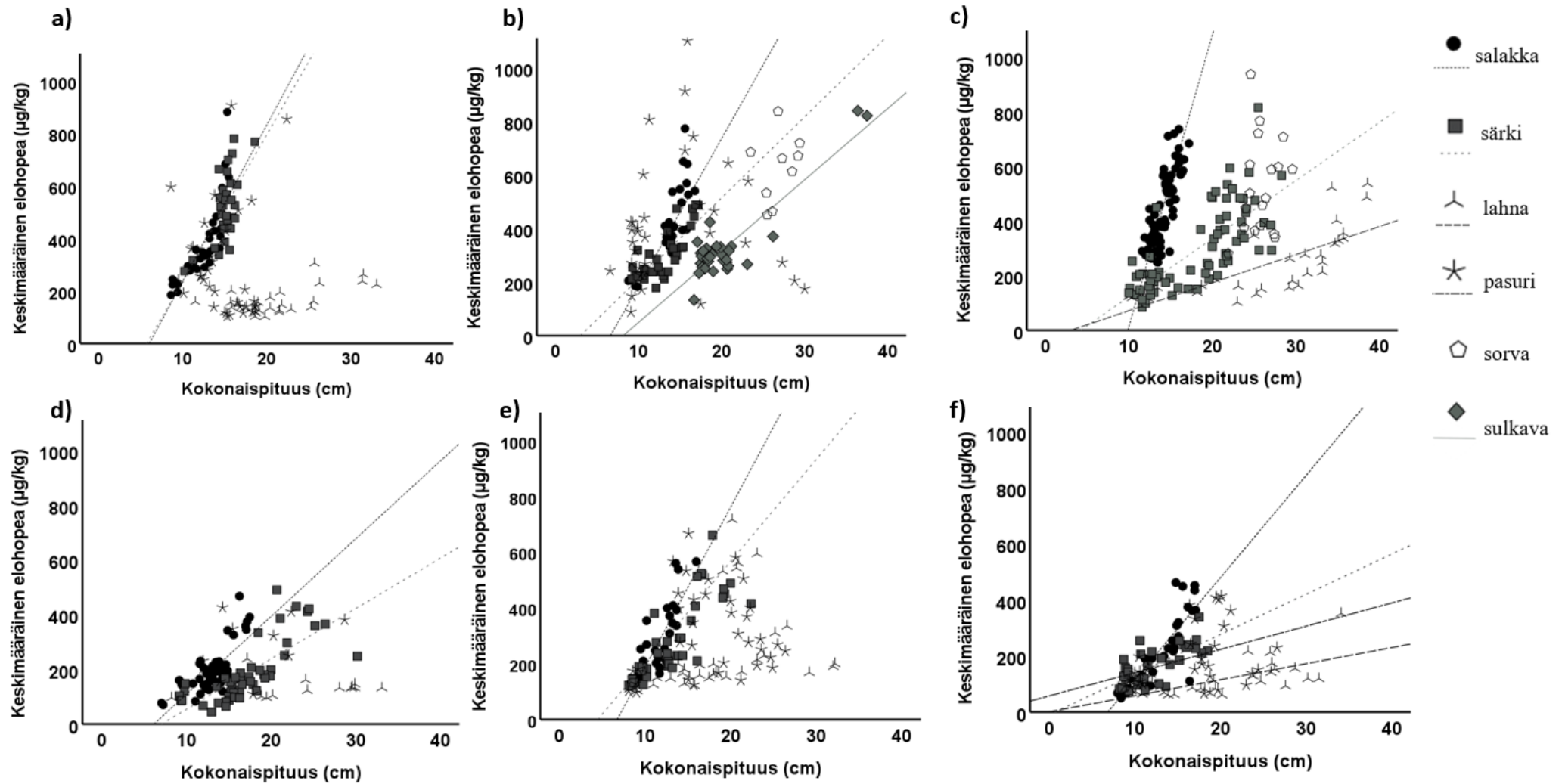
Taulukko 6. Runsaiden lajien keskipituuteen (16,6 cm) pituuskorjattujen elohopeapitoisuuksien (µg/kg kuivapaino) parittainen vertailu (Games Howell) eri tutkimusjärvien välillä. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot (<0,05) on lihavoitu.

Salakka	Hauhonselkä	Pääjärvi	Vesijärvi	Tuusulanjärvi	Hulausjärvi
Kukkia	0,984	0,673	< 0,001	0,003	< 0,001
Hauhonselkä		0,224	< 0,001	0,010	< 0,001
Pääjärvi			< 0,001	< 0,001	< 0,001
Vesijärvi				< 0,001	0,988
Tuusulanjärvi					0,011
Lahna	Hauhonselkä	Pääjärvi	Vesijärvi	Tuusulanjärvi	Hulausjärvi
Kukkia	-	0,932	0,444	0,020	0,023
Hauhonselkä		-	-	-	-
Pääjärvi			0,097	0,046	< 0,001
Vesijärvi				< 0,001	0,945
Tuusulanjärvi					< 0,001
Särki	Hauhonselkä	Pääjärvi	Vesijärvi	Tuusulanjärvi	Hulausjärvi
Kukkia	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,005	< 0,001
Hauhonselkä		< 0,001	< 0,001	1,000	< 0,001
Pääjärvi			< 0,001	0,126	0,196
Vesijärvi				< 0,001	0,017
Tuusulanjärvi					0,019
Pasuri	Hauhonselkä	Pääjärvi	Vesijärvi	Tuusulanjärvi	Hulausjärvi
Kukkia	0,078	-	0,505	0,989	0,013
Hauhonselkä		-	< 0,001	0,011	< 0,001
Pääjärvi			-	-	-
Vesijärvi				0,709	0,304
Tuusulanjärvi					0,010

3.3 H3: Elohopean kertyminen eri lajeilla

Elohopean kertyminen oli runsaista lajeista jyrkintä salakalla jokaisessa tutkimusjärvessä (kuva 5). Seuraavaksi jyrkintä kertyminen oli särjellä, kun taas matalimmat elohopean kertymistä kuvaavat kulmakertoimet mitattiin pasurilta ja lahnalta (taulukko 7). Mesotrofisista järvistä Kukkian salakalla (lineaarinen regressio, $p < 0,001$) ja särjellä ($p < 0,001$) oli tilastollisesti merkitsevä suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä. Hauhonseällä merkitsevä suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä oli niin ikään salakalla ($p < 0,001$) ja särjellä ($p < 0,001$), sekä lisäksi sulkavalla ($p < 0,001$). Pääjärvessä suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä oli tilastollisesti merkitsevä salakalla ($p < 0,001$), särjellä ($p < 0,001$) sekä lahnalla ($p < 0,001$). Kaikissa mesotrofisissa järvissä kertyminen oli eri lajeja verrattaessa jyrkintä salakalla, ja särjellä kertyminen oli kaikissa järvissä salakan jälkeen toiseksi jyrkintä. Tilastollisesti merkitsevää suhdetta kertymässä ei havaittu pasurilta tai sorvalta, ja lahnan osalta kertymä ei ollut merkitsevää Kukkiassa.

Eutrofisista järvistä Vesijärvessä salakan ($p < 0,001$) ja särjen ($p < 0,001$) suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä oli tilastollisesti merkitsevä (taulukko 7). Myös Tuusulanjärven lajeista salakalla ($p < 0,001$) ja särjellä ($p = 0,002$) suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä oli tilastollisesti merkitsevä. Hulausjärven osalta salakalla ($p < 0,001$), särjellä ($p < 0,001$), lahnalla ($p < 0,001$) ja pasurilla ($p = 0,022$) suhde elohopean bioakkumulaation sekä pituuden välillä oli tilastollisesti merkitsevä. Mesotrofisten järvien tapaan myös kaikissa eutrofisissa järvissä kertymä oli jyrkintä salakalla ja särjen kertymä oli kaikissa järvissä toiseksi jyrkintä. Lahnalla ja pasurilla tilastollisesti merkitsevää suhdetta elohopean kertymisen ja pituuden välillä ei havaittu Vesijärvessä tai Tuusulanjärvessä.

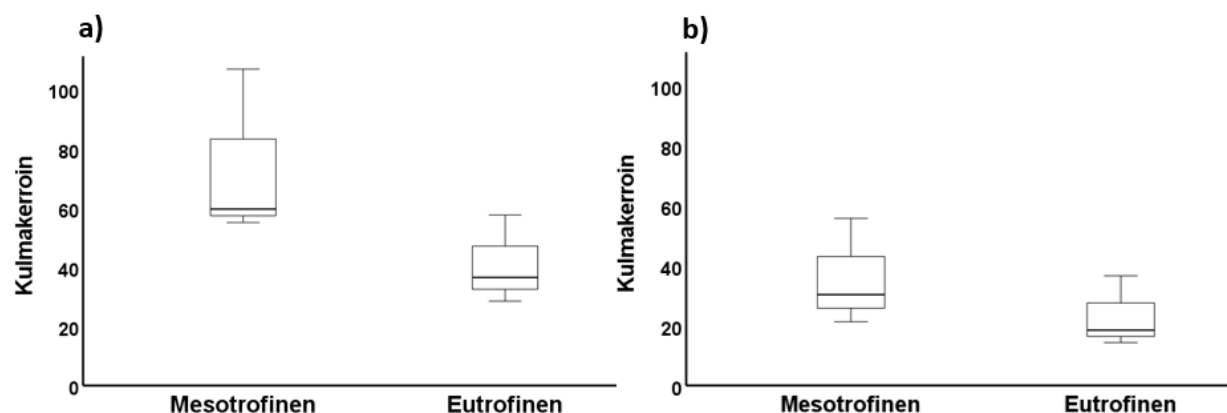


Kuva 5. Elohoipean bioakkumulaatio järvittäin. Ylärivissä mesotrofiset järvet a) Kukkia b) Hauhonselkä c) Pääjärvi ja alarivissä eutrofiset järvet d) Vesijärvi e) Tuusulanjärvi ja f) Hulausjärvi. Regressioviiva on piirretty niille lajeille, joiden elohoipean bioakkumulaation ja kalan pituuden välillä oli merkitsevä lineaarinen suhde (taulukko 7).

Taulukko 7. Lineaarinen regressio keskimääräisen elohopeapitoisuuden ja kokonaispituuden välillä järvittäin ja lajeittain.

Kukkia	Kulmakerroin	Leikkauspiste	Selitysaste	F-arvo	p-arvo
Särki	55,72	-318,79	0,38	19,27	< 0,001
Lahna	4,01	81,16	0,16	6,37	0,180
Salakka	59,55	-359,25	0,66	59,92	< 0,001
Pasuri	-0,08	306,59	-0,03	0,00	0,995
Hauhonselkä					
Särki	30,29	-91,65	0,61	50,44	< 0,001
Salakka	55,03	-365,59	0,54	40,94	< 0,001
Pasuri	2,93	367,10	-0,02	0,21	0,647
Sulkava	26,64	-217,43	0,80	118,87	< 0,001
Sorva	20,33	80,00	-0,03	0,78	0,406
Pääjärvi					
Särki	21,26	-89,99	0,55	91,20	< 0,001
Lahna	10,27	-31,07	0,55	37,18	< 0,001
Salakka	106,77	-1055,20	0,43	56,89	< 0,001
Sorva	19,40	26,03	-0,02	0,74	0,403
Vesijärvi					
Särki	18,44	-131,23	0,56	59,28	< 0,001
Lahna	0,41	123,16	-0,07	0,10	0,762
Salakka	28,46	-176,82	0,56	58,33	< 0,001
Pasuri	9,05	118,13	0,12	2,29	0,164
Tuusulanjärvi					
Särki	36,61	-164,43	0,21	11,22	0,002
Lahna	8,87	76,28	0,09	3,87	0,059
Salakka	57,56	-389,19	0,70	76,49	< 0,001
Pasuri	7,21	215,33	0,00	0,86	0,360
Hulausjärvi					
Särki	14,34	-9,46	0,46	28,63	< 0,001
Lahna	5,73	0,78	0,43	22,48	< 0,001
Salakka	36,50	-250,07	0,72	77,24	< 0,001
Pasuri	8,30	57,58	0,13	5,87	0,022

Salakan ja särjen kulmakerrointa testattiin mesotrofisten ja eutrofisten järvien välillä Studentin t-testillä (kuva 6). Erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä salakan kulmakertoimia verrattaessa mesotrofisten (KA = 73,78) ja eutrofisten (KA = 40,84) järvien välillä; $t(4) = 1,76$, $p = 0,07$. Myöskään särjellä kulmakertoimien erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä mesotrofisten (KA 35,76) ja eutrofisten (KA 23,13); $t(4) = 1,02$, $p = 0,18$ järvien välillä.



Kuva 6. Salakan a) ja särjen b) keskimääräiset kulmakertoimet mesotrofisissa ja eutrofisissa järvi-tyypeissä. Laatikon sisällä on puolet arvoista. Laatikon ylä- ja alapuolelle jäävät viikset kuvaavat ääriarvoja ja laatikon sisällä oleva poikkiviiva kuvaa mediaania.

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Päätulokset

Pintaravintoon erikoistuneen salakan elohopeapitoisuudet olivat korkeampia pohjaravintoa kuluttavaan lahnaan verrattuna. Omnivorit särki ja pasuri sijoittuivat elohopeapitoisuuksia lajeittain verrattaessa salakan ja lahnan välille. Lajikohtaisia eroja elohopeapitoisuuksissa selittää ravinnon lisäksi kalalajien eroavaisuudet aineenvaihdunnan vilkkauudessa, elinkierrossa sekä kasvunopeudessa. Särkikalajien kokonaiselohopeapitoisuus oli pääsääntöisesti mesotrofisissa järvissä korkeampi eutrofisiin järviin verrattuna. Rehevien järvien biomassan kasvun myötä järviekosysteemeissä on todennäköisesti tapahtunut elohopean laimenemista, ja särkikalajille suotuisissa rehevissä järvissä on tapahtunut todennäköisemmin myös kalan nopeamman kasvun seurauksena tapahtuvaa elohopean kasvulaimenemista. Elohopean kertyminen oli pienikokoisella, lyhyen elinkierron omaavalla salakalla nopeampaa esimerkiksi suurempikokoiseen lahnaan verrattuna. Erot elohopean kertymisessä mesotrofisten ja eutrofisten järvien välillä olivat lajikohtaisia. Tuusulanjärvi nousi rehevistä järvistä esiin tuloksissa niin elohopeapitoisuuksia kuin elohopean kertymistä tarkasteltaessa.

4.2 H1: Ravinto ja lajienväliset elohopeapitoisuudet

Ravinnonkäytön päällekkäisyyttä eri vertailupareja verrattaessa ravinto oli samankaltaisinta rehevissä järvissä lajien sisällä. Vähiten ravinnonkäytössä oli päällekkäisyyttä eri lajien välillä mesotrofisissa järvissä. Ylipäätään ravinnonkäyttö on ollut samankaltaisempaa lajien sisällä kuin lajien välillä, ja eutrofisissa järvissä ravinnonkäyttö oli samankaltaisempaa mesotrofisiin järviin verrattuna. Verrattaessa ravinnon samankaltaisuutta lajien sisällä, ravinto oli samankaltaisinta salakalla eri järvien välillä. Rehevissä järvissä ravintoa on todennäköisesti ollut paremmin saatavilla, joka on voinut ohjata kaloja tiettyntyyppisen ravinnon hankintaan. Mesotrofisten järvien ravintotarjonta on puolestaan voinut olla niukempi, joka on ohjannut kalat kuluttamaan ravintokohteita monipuolisemmin. Lisäksi järven kalakannan rakenne on voinut vaikuttaa kalojen ravintokäyttäytymiseen (de Meo ym. 2022) ja tämä taas voi vaikuttaa kalan ravinnosta saamaan elohopea-altistukseen.

Eri särkikalalajien elohopeapitoisuuksia vertailtaessa pitoisuudet olivat korkeampia esimerkiksi pintahyönteisiä ja eläinplanktonia kuluttavalla salakalla verrattuna pääasiassa pohjaravintoa kuluttavaan lahnaan. Ravintoanalyysissä havaittuja ravintokohteita voidaan pitää molemmille lajeille tyypillisinä ravintokohteina (Vinni ym. 2000). Ravinnon päällekkäisyyttä kuvaavan Schoenerin indeksin arvot olivat salakkaa ja lahnaa vertailtaessa välillä 0,00–0,32. Lahnan elohopeapitoisuudet olivat matalampia kaikissa tutkimusjärvissä salakkaan verrattuna ja erot näiden kahden lajin välillä olivat tilastollisesti merkitseviä. Nämä tulokset tukevat hypoteesia siitä, että pienissä eläinplanktonia ravintonaan kuluttavissa ulappakaloissa elohopeapitoisuus on usein korkeampi pohjaravintoa kuluttaviin kaloihin verrattuna (Watras ym. 1998, Power ym. 2002, Karimi ym. 2016, Kahilainen ym. 2017, Keva ym. 2017). Ravinnon lisäksi eroja elohopeapitoisuuksissa selittää näiden kahden lajin erilainen aineenvaihdunnan nopeus (Trudel ym. 2001, Kahilainen ym. 2017) sekä salakan lyhyempi elinkierto, joka hidastaa kalassa tapahtuvaa elohopean kasvulaimenemista (Piro ym. 2022).

Runsaista lajeista särki ja pasuri kuluttivat tasaisemmin erilaista ravintoa; ravinto koostui näillä lajeilla mm. eläinplanktonista, hiekasta/detrituksesta, selkärangattomista pohjaeläimistä ja pintahyönteisistä. Schoenerin indeksin arvot tämän vertailuparin kesken vaihtelivat välillä 0,13–0,72. Särki ja pasuri myös sijoituivat vaihtelevammin lajien elohopeapitoisuuksia järvittäin vertailtaessa. Särjen elohopeapitoisuudet olivat kaikkia lajeja keskenään vertailtaessa korkeimmat mesotrofisessa Kukkiassa sekä rehevässä Tuusulanjärvessä. Kukkiassa särjen ravinto koostui suurimmaksi osaksi selkärangattomista pohjaeläimistä ja Tuusulanjärvessä kasvimateriaalista. Särjen elohopeapitoisuuksia näissä järvissä selittää ravinnonkäytön ohella myös muut seikat, kuten valuma-alueelta järveen saapunut kuormitus. Kukkiassa valuma-alueesta merkittävä osa on metsää, jonka on valuma-alueominaisuutena aiemminkin huomattu liittyvän kalojen korkeampaan elohopeapitoisuuteen (Driscoll ym. 1995, Sonesten 2003). Tuusulanjärvessä puolestaan järven happiongelmat ovat voineet luoda otolliset olosuhteet metylaatiolle (Morel ym. 1998, Rask ym. 2010), sekä järven valuma-alueella sijaitsee kaatopaikka, joka mahdollisesti kuormittaa järveä. Pasurilla oli puolestaan korkein elohopeapitoisuus kaikkia lajeja vertailtaessa mesotrofisella Hauhonselällä. Pasurin ravinto koostui Hauhonselällä suurimmaksi osaksi eläinplanktonista, joka voi osin selittää havaittuja elohopeapitoisuuksia (Watras ym. 1998, Kahilainen ym. 2017, Keva ym. 2017). Toisaalta Hauhonselällä myös särjen, salakan ja sulkavan ravinto koostui vielä pasu-

ria suuremmilta osin eläinplanktonista. Särjen ja pasurin ravinnon päällekkäisyys oli suurinta Vesijärven särjellä ja pasurilla (Schoenerin indeksi 0,72). Kuitenkin tämän vertailuparin elohopeapitoisuuksien erot olivat tilastollisesti merkitseviä.

Harvinaisemmista lajeista erottui suurikokoinen generalisti suutari, jolla oli rehevässä Vesijärvessä kaikkia lajeja verrattaessa korkein pituuskorjattu elohopeapitoisuus. Suutarien suolet olivat kaikilla yksilöillä tyhjiä, joten ravinnon yhteyttä elohopeapitoisuuksiin ei voida arvioida. Hauhonselältä pyydetty sorva oli ainoa laji, jonka todettiin kuluttaneen kalaa ravintonaan. Vaikka kalaravinnon MeHg% on usein korkeampi selkärangattomaan ravintoon verrattuna (Becker & Bigham 1995), pääasiassa eläinplanktonia kuluttaneiden salakan ja pasurin pituuskorjatut elohopeapitoisuudet olivat sorvaan verrattuna Hauhonselällä korkeampia.

4.3 H2: Elohopeapitoisuus erilaisissa järvissä

Hypoteesi, jonka mukaan elohopeapitoisuudet ovat mesotrofisissa järvissä eutrofisia järviä korkeampia, toteutui pääsääntöisesti kaikkien runsaiden lajien kohdalla, erityisesti lahnan ja salakan välillä. Eroja järvityyppien välillä selittää rehevissä järvissä tapahtunut elohopean laimeneminen (Karimi ym. 2007, Kozak ym. 2021), joka on pienentänyt lajeista havaittuja pitoisuuksia mesotrofisiin järviin verrattuna. Erot eri järvityyppejä vertailtaessa eivät kuitenkaan olleet kaikkien lajien kohdalla tilastollisesti merkitseviä. Salakan kuntokerroin oli runsaiden lajien kuntokerrointa verrattaessa kaikissa tutkimusjärvissä matalin, kun taas pasurin kuntokerroin oli runsaista lajeista korkein. Lajien sisällä järvityyppien välisiä eroja elohopeapitoisuuksia voi selittää kalojen erilainen kasvunopeus: rehevissä järvissä kasvu on ollut todennäköisesti nopeampaa mesotrofisiin järviin verrattuna, joka on voinut johtaa rehevissä järvissä elohopean kasvulaimenemiseen (Simoneau ym. 2005, Keva ym. 2017, Rask ym. 2021).

Rehevistä järvistä esiin nousi Tuusulanjärvi, jossa kaikilla runsailla lajeilla oli reheviä järviä keskenään verrattaessa korkein elohopeapitoisuus. Tuusulanjärven kohdalla pitoisuuksia selittää osittain jo aiemmin mainitut järven happiongelmien. Matalimmat pitoisuudet havaittiin kaikkia järvityyppejä vertailtaessa joko rehevästä Vesijärvestä, tai niin ikään rehevästä

Hulausjärvestä. Rehevien järvien kalojen elohopeapitoisuuksien välisiä eroja selittää mahdollisesti valuma-alueelta tulevan kuormituksen erityyppiset päästölähteet: metsä- ja suoalueiden läheisyys voi kiihdyttää Hg:n kulkeutumista valuma-alueelta järviin, kun taas jätevesistä ja maataloudesta johtuva järven rehevöityminen on voinut alentaa kaloista havaittuja elohopeapitoisuuksia tehokkaamman elohopean laimenemisen myötä (Driscoll ym. 1995, Chen ym. 2005, Sonesten 2003, Kozak ym. 2021, Keva ym. 2022). Vesijärven ja Tuusulanjärven valuma-alueilla sijaitsee muihin tutkimusjärviin verrattuna prosentuaalisesti pienimmät metsäalueet. Hulausjärven kohdalla alhaisia pitoisuuksia voi selittää se, että järvi on varsin matala; metylaatiolle otollisia hapettomia alueita järvessä on todennäköisesti vähemmän, sillä vesimassa pääsee sekoittumaan matalassa järvessä pohjasta asti.

Salakalla pituuskorjattu elohopeapitoisuus oli korkeampi kaikissa mesotrofisissa järvissä verrattuna eutrofisiin järviin. Korkein pituuskorjattu elohopeapitoisuus salakalla oli Pääjärvessä, jonka humuspitoisuudesta on voinut olla hyötyä järvessä tapahtuvalle elohopeantuotannolle (Verta ym. 1986, Nilsson & Håkanson 1992, Watras ym. 1998, Strandberg ym. 2016). Syvän järven viileä veden lämpötila on voinut lisäksi hidastaa salakan kasvua, jolloin elohopean kasvulaimeneminen on ollut vähäisempää. Kun salakan elohopeapitoisuuksia verrattiin eri järvityyppien välillä (mesotrofinen/eutrofinen) erot olivat tilastollisesti merkitseviä. Kuntokerroin salakalla lajin sisäisessä vertailussa oli hyvin samanlainen kaikissa tutkimusjärvissä. Lahnalla erot pituuskorjatuissa elohopeapitoisuuksissa eri järvityyppien välillä eivät olleet yhtä selkeitä kuin salakalla; tilastollisesti merkitseviä eroja ei havaittu jokaisen vertailuparin kohdalla, kun verrattiin mesotrofisen ja eutrofisen järven välisiä eroja. Muutoin myös lahnan kohdalla mesotrofisista järvistä mitatut pitoisuudet olivat eutrofisia korkeampia, mutta lahnalla suurin pituuskorjattu elohopeapitoisuus mitattiin rehevästä Tuusulanjärvestä. Myös lahnan kuntokerroin eri järvissä oli hyvin samankaltainen.

Särjen kohdalla mesotrofisten järvien elohopeapitoisuudet erottuivat pienemmillä pitoisuuksilla eutrofisista järvistä yhtä poikkeusta lukuun ottamatta, sillä rehevän Tuusulanjärven elohopeapitoisuus ylsi mesotrofiseksi luokitellun Hauhonselän kanssa samalle tasolla. Kaikista järvityyppien välisistä vertailuista ei myöskään havaittu tilastollista merkitsevyyttä. Särjen suurin pituuskorjattu elohopeapitoisuus mitattiin mesotrofisesta Kukkiasta. Myös särjen kuntokerroin oli kaikissa tutkimusjärvissä jotakuinkin sama. Pasurin tapauksessa pituuskorjatut elohopeapitoisuudet olivat mesotrofissa järvissä korkeampia eutrofisiin järviin verrat-

tuna, mutta erot eivät olleet kaikilla vertailupareilla tilastollisesti merkitseviä. Pasurin korkein pituuskorjattu elohopeapitoisuus lajia sisäisesti verrattaessa havaittiin Hauhonselältä, jossa pasurin ravinto koostui pääasiassa eläinplanktonista. Hauhonselän korkeaa pitoisuutta voi selittää järven korkea humuspitoisuus, jonka on havaittu olevan yksi järvien elohopeapitoisuutta lisäävistä tekijöistä (Verta ym. 1986, Nilsson & Håkanson 1992). Toisaalta esimerkiksi salakan elohopeapitoisuus mesotrofisia järviä vertailtaessa oli Hauhonselällä kaikista matalin. Pasurin kuntokerroin oli varsin tasainen kaikissa tutkimusjärvissä.

4.4 H3: Elohopean kertyminen

Elohopean kertymisen nopeutta kuvaavat kulmakertoimet olivat korkeimmat salakalla, toiseksi suurimmat särjellä ja pasurilla, kun taas lahnan kulmakertoimet olivat matalimmat. Hypoteesi, jonka mukaan pienikokoisella salakalla elohopean kertymisen ennustettiin olevan jyrkempää suurempikokoiseen lahnaan verrattuna, piti paikkansa jokaisen tutkimusjärven kohdalla. Salakan jyrkempää elohopeakertymää selittävät todennäköisesti kalan koon lisäksi vilkas aineenvaihdunta ja korkea energiankulutus (Trudel ym. 2001). Aiemmissä tutkimuksissa on huomattu, että elohopean kertyminen ulapan ravintoverkossa on ollut jyrkempää rantavyöhykkeeseen verrattuna (Thomas ym. 2016, Kahilainen ym. 2017), joka voi osaltaan selittää planktivori salakan jyrkempää elohopeakertymää. Lisäksi pienikokoinen salakka tulee sukukypsiksi lahnaa aikaisemmin, joka edistää elohopean kertymistä kalan lihakseen sukurauhasten sijaan (Kahilainen ym. 2017). Runsaista lajeista pasurilla kertyminen oli lahnan tapaan salakkaan ja särkeen verrattuna hitaampaa.

Elohopean kertymisen ennustettiin olevan jyrkempää mesotrofisissa järvissä eutrofisiin järviin verrattuna. Pienikokoisilla särjellä ja salakalla tämä piti pääasiassa paikkaansa, mutta rehevistä järvistä Tuusulanjärven kulmakerroin ylsi molemmilla lajeilla mesotrofisten järvien tasolle. Mesotrofisten järvien jyrkempää kertymää voi selittää kalojen ravinnonhausta koituvat kohonneet aineenvaihduntakustannukset sekä pienemmät rasvavarastot. Särjellä ja salakalla jokaisessa tutkimusjärvessä oli tilastollisesti merkitsevä suhde elohopean kertymisen sekä pituuden välillä, mutta erot kulmakertoimien välillä mesotrofisissa ja eutrofisissa järvissä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Salakalla kertymä oli jyrkintä ruskeavetisessä ja humuspitoisessa Pääjärvessä, kun taas särjen kertymä oli korkeinta Kukkiassa.

Pasurilla puolestaan elohopean kertyminen oli jyrkempää rehevissä järvissä mesotrofisiin järviin verrattuna. Tämä poikkeaa aiemmin tehdyistä havainnoista, joiden mukaan metyyli-elohopea laimenee tehokkaammin rehevissä järvissä systeemin biomassan kasvun sekä ylemmillä trofiatasoilla tapahtuvan eliöiden kasvulaimenemisen myötä (Lavoie ym. 2013). Pasurin monipuolinen ruokavalio on voinut vaikuttaa siihen, että ravinnon kautta saatu elohopea-altistuminen on tasoittanut järvityyppien välisiä eroja elohopeapitoisuuksissa. Lahnalla jyrkimmät kertymät mitattiin puolestaan Pääjärvestä, jossa suhde elohopean kertymisen ja pituuden välillä oli merkitsevä.

4.5 Johtopäätökset

Särkikalojen elohopeapitoisuuksiin vaikuttavat ravinto, lajikohtaiset ominaisuudet, järven rehevyystaso ja valuma-alueen ominaisuudet. Erot elohopeapitoisuuksissa ovat selkeimpiä verrattaessa ravinnonkäytöltään hyvin erilaisia lajeja, kuten pohjaeläimiä syövää lahnaa ja pintaravintoa syövää salakkaa. Kun tarkasteltiin generalistien, kuten särjen ja pasurin välisiä elohopeapitoisuuksien eroja, erot eivät olleet enää yhtä johdonmukaisia ja selkeitä. Pituuskorjatut elohopeapitoisuudet olivat pääasiassa korkeampia mesotrofisissa järvissä eutrofisiin järviin verrattuna, mutta erot pitoisuuksissa järvityyppien välillä vaihtelivat lajeittain. Salakka oli runsaista lajeista ainoa, jolla pitoisuus oli kaikissa mesotrofisissa järvissä eutrofisia järviä korkeampi. Salakka kulutti järvityypistä riippumatta hyvin samankaltaista ravintoa kaikissa järvissä. Rehevissä järvissä kalan kasvu on voinut olla nopeampaa mesotrofisiin järviin verrattuna, joka on voinut johtaa tehokkaampaan elohopean kasvulaimenemiseen. Elohopean kertyminen oli tietyillä lajeilla, kuten salakalla, johdonmukaista eri järvityyppien välillä. Pasurilla puolestaan monipuolinen ruokavalio on voinut vaikuttaa lajin elohopean kertymiseen niin, että kertyminen rehevissä järvissä on ollut mesotrofisia järviä jyrkempää. Kalalajin vilkas aineenvaihdunta ja matala kuntokerroin ovat tekijöitä, jotka ovat voineet edistää elohopean kertymistä kalaan. Myös järven saapuneen kuormituksen päästölähde vaikuttanee kalan elohopeapitoisuuteen ja kertymiseen; suo- ja metsävaltaiset valuma-alueiden on aiemminkin todettu lisänneen kaloista mitattuja elohopeapitoisuuksia, kun taas maataloudesta saapunut fosforikuorman on huomattu laimentavan pitoisuuksia. Happiongelmistä kärsivässä Tuusulanjärvessä pitoisuudet ja kertymät nousivat esiin muihin reheviin järviin verrattuna. Lopulta hyvin monet tekijät sekä niiden yhteisvaikutus on vaikuttanut särkikalojen

elohopeapitoisuuksiin sekä elohopean kertymiseen. Ilmaston muuttumisen myötä myös järvi-ekosysteemien toiminta ja kalojen käyttäytyminen muuttune, joka todennäköisesti johtaa muutoksiin myös kalojen elohopeapitoisuuksissa ja kertymissä. Särkikalalajeihin keskittyneitä elohopeaan liittyviä tutkimuksia on tehty esimerkiksi petokaloihin verrattuna vähemmän, ja tämä tutkimus antoi arvokasta tietoa siitä, mitkä tekijät särkikalojen kohdalla voivat olla merkityksellisiä kalojen elohopeapitoisuuksien ja kertymisen kannalta.

5 Kiitokset

Haluan kiittää Kimmo Kahilaista gradutyön aktiivisesta ja innostavasta ohjaamisesta työn jokaisessa vaiheessa. Kiitos Lammin Biologiselle asemalle, joka mahdollisti laboratoriotöiden tekemisen ja aineiston käsittelyn tiloissaan, sekä kiitos laboratoriotöissä avustamisesta Erasmus-harjoittelijoille Miriam Raabille ja Maximilien Claireauxille. Lisäksi haluan kiittää Luonnonvarakeskuksen tiimiä, joka on kerännyt tutkimuksen aineistoa: Katja Kulo, Sami Vesala, Riku Helisevä, Pasi Ala-Opas, Meri Helisevä, Jukka Ruuhijärvi, Simo Lalli ja Samuli Sairanen. Kiitos myös aineistonkeruussa mukana olleille Alexander Pirolle sekä Emmi Eerolalle. Lopuksi haluan kiittää omaa lähipiiriä tuesta ja kannustuksesta koko graduprojektin ajan.

6 Lähteet

Ahonen, S. A., Hayden, B., Leppänen, J. J., & Kahilainen, K. K. (2018). Climate and productivity affect total mercury concentration and bioaccumulation rate of fish along a spatial gradient of subarctic lakes. *Science of the Total Environment*, 637–638: 1586–1596.

AMAP/UN Environment. (2019). Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland.

AMAP, 2021. *AMAP Assessment 2021: Mercury in the Arctic*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø, Norway. 324 pp.

Becker, D.S. & Bigham, G.N. (1995). Distribution of mercury in the aquatic food-web of Onondaga Lake, New York. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80: 563–571.

Bodaly, R.A., Rudd, J., Fudge, R. & Kelly, C. (1993). Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50: 980–987.

- Boening, D.W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40: 1335–1351.
- Braaten, H. F. V., de Wit, H.A., Fjeld, E., Rognerud, S., Lydersen, E. & Larssen, T. (2014). Environmental factors influencing mercury speciation in subarctic and boreal lakes. *Science of the Total Environment*, 476: 336–345.
- Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., de Wit, H.A., Skotte, G., Rask, M., Vuorenmaa, J., Kahilainen, K.K., Malinen, T., Rognerud, S., Lydersen, E., Amundsen, P.-A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G., Jackson-Blake, L., Lund, E. & Rosseland, B.E. (2017). *Spatial and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia (1965–2015)*. ICP Waters report 132/2017. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway. s. 14-15.
- Braaten, H., Åkerblom, S., Kahilainen, K., Rask, M., Vuorenmaa, J., Mannio, J., Malinen, T., Lydersen, E., Poste, A., Amundsen, P., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentjev, P., Christensen, G. & de Wit, H. (2019). Improved environmental status: 50 years of declining fish mercury levels in boreal and subarctic Fennoscandia. *Environmental Science & Technology*, 53: 1834-1843.
- Brabrand, Å. (1985). Food of roach (*Rutilus rutilus*) and ide (*Leusiscus idus*): Significance of diet shift for interspecific competition in omnivorous fishes. *Oecologia*, 66: 461–67.
- Broadley, H.J., Cottingham, K.L. Baer, N.A., Weathers, K.C., Ewing, H.A., Chaves-Ulloa, R., Chickering, J., Wilson, A.M., Shrestha, J. & Chen, C.Y. (2019). Factors affecting MeHg bioaccumulation in stream biota: the role of dissolved organic carbon and diet. *Ecotoxicology*, 28: 949-963.
- Chen, C.Y., Stemberger, R.S., Kamman, N.C., Mayes, B.M. & Folt, C.L. (2005). Patterns of Hg bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the northeast US. *Ecotoxicology*, 14: 135–147.
- Clayden, M.G., Kidd, K.A., Wyn, B., Kirk, J.L., Muir, D.C.G. & O'Driscoll, N.J. (2013). Mercury biomagnification through food webs is affected by physical and chemical characteristics of lakes. *Environmental Science & Technology*, 47: 12047-12053.
- de Meo, I., Østbye, K., Kahilainen, K.K., Hayden, B., Magnus, M. & Poléo, A.B.S. (2022). Resource use of crucian carp along a lake productivity gradient is related to body size, predation risk, and resource competition. *Ecology of Freshwater Fish*. Painossa. <https://doi.org/10.1111/eff.12668>
- Driscoll, C.T., Blette, V., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. & Holsapple, J. (1995). The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80: 499–508.
- Driscoll, C.T., Han, Y-J., Chen, C.Y. & Evers, D.C. (2007). Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States. *BioScience*, 57: 17–28.

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J. & Pirrone, N.N. (2013). Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology*, 47: 4967-4983.

Eckley, C. S. & Hintelmann, H. (2006). Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada. *Science of the Total Environment*, 368: 111–125.

Eklöf, K., Bishop, K., Bertilsson, S., Björn, E., Buck, M., Skjellberg, U., Osman, O.A, Rose-Kronberg, R-M. & Bravo, A.G. (2018). Formation of mercury methylation hotspots as a consequence of forestry operations. *Science of the Total Environment*, 613–614: 1069–1078.

Finér, L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Härkönen, L., Huttunen, M., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tattari, S. & Ukonmaanaho, L. (2021). Drainage for forestry increases N, P and TOC export to boreal surface waters. *Science of the Total Environment*, 762: 144098.

Fitzgerald, W.F., Engstrom, D.R., Mason, R.P., Nater, E.A. (1998). The case for Atmospheric contamination of mercury in remote areas. *Environmental Science & Technology*, 32: 1-7.

Giles, N., Street, M. & Wright, R. (1990). Diet composition and prey preference of tench, *Tinca tinca* (L.), common bream, *Abramis brama* (L.), perch, *Perca fluviatilis* (L.) and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in two contrasting gravel pit lakes: potential trophic overlap with wildfowl. *Journal of Fish Biology*, 37: 945 - 957.

Grigal, D.F. (2002). Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: A review. *Environmental Reviews*, 10: 1–39.

Hakala, I., Huitu, E., Mäkelä, S., & Arvola, L. (2002). Impacts of land-use on concentrations of nutrients in runoffs: Preliminary results in small catchment areas. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes, Monographic Studies*, 141: 285-303.

Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J.W.M. & Rosenberg, D.M. (1997). Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air, & Soil Pollution*, 100: 13–24.

Heino, H. (2010). *Hulauden vesialueen kunnostus Akaa, Lempäälä ja Vesilahti. Esiselvitys.* Hulauden vesialueen kunnostus (PIRELY/150/07.02/2010), Pirkanmaan ELY-keskus. s. 7.

Hong, Y. S., Kim, Y. M., & Lee, K. E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of preventive medicine and public health = Yebang Uihakhoe chi*, 45: 353–363.

Horppila, J. (1999). Diel changes in diet composition of an omnivorous cyprinid – a possible source of error in estimating food consumption. *Hydrobiologia*, 400: 33–39.

Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. (2000). Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagial zones of a large lake. *Journal of Fish Biology*, 56: 51 - 72.

Horppila, J. & Nurminen, L. (2009). Food niche segregation between two herbivorous cyprinid species in a turbid lake. *Journal of Fish Biology*, 75: 1230-1243.

Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., Massa, I., Nygrén, N., Schönach, P., Tapio, P. & Tammeorg, O. (2017). Variations of internal phosphorus loading and water quality in a hypertrophic lake during 40 years of different management efforts. *Ecological Engineering*, 103: 264–274.

International Program on Chemical Safety. (1990). *Environmental methylmercury: health criteria 101*. Geneva: World Health Organization. (8.11.2022). <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/29413>.

Kaipainen, H., Bilaletdin, Ä., Perttula, H., Heino, H., Mäkelä, H.J. & Viitaniemi, S. (2002). *Hauhon reitin kuormitusselvitys*, Pirkanmaan ympäristökeskus, Tampere. Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja 21. s. 22–28.

Kahilainen, K.K., Thomas, S.M, Keva, O., Hayden, B., Knudsen, R., Eloranta, A., Tuohiluoto, K., Amundsen, P., Malinen, T. & Järvinen, A. (2016). Seasonal dietary shift to zooplankton influences stable isotope ratios and total mercury concentrations in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). *Hydrobiologia*, 783: 47–63.

Kahilainen, K.K., Thomas, S. M., Nystedt, E.K.M, Keva, O., Malinen, T. & Hayden, B. (2017). Ecomorphological divergence drives differential mercury bioaccumulation in polymorphic European whitefish (*Coregonus lavaretus*) populations of subarctic lakes. *The Science of the Total Environment*, 599-600: 1768-1778.

Kamman, N.C., Lorey, P.M., Driscoll, C.T., Estabrook, R., Major, A., Pientka, B. & Glassford, E. (2004). Assessment of mercury in waters, sediments, and biota of New Hampshire and Vermont lakes, USA, sampled using a geographically randomized design. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 194– 207.

Karagas, M. R., Choi, A. L., Oken, E., Horvat, M., Schoeny, R., Kamai, E., Cowell, W., Grandjean, P. & Korrick, S. (2012). Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives*, 120: 799–806.

Karimi, R., Chen, C.Y., Pickhardt, P.C., Fisher, N.S. & Folt, C.L. (2007). Stoichiometric controls of mercury dilution by growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 7477–7482.

Karimi, R., Chen, C.Y. & Folt, C.L. (2016). Comparing nearshore benthic and pelagic prey as mercury sources to lake fish: the importance of prey quality. *Science of the Total Environment*, 565: 211-221.

Keva, O., Hayden, B., Harrod, C. & Kahilainen, K. K. (2017). Total mercury concentrations in liver and muscle of European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake - Assessing the factors driving year-round variation. *Environmental Pollution*, 231: 1518–1528.

- Keva, O., Kiljunen, M., Hämäläinen, H., Jones, R.I., Kahilainen, K.K., Kankaala, P., Laine, M.B., Schilder, J., Strandberg, U., Vesterinen, J. & Taipale, S.J. (2022). Allochthony, fatty acid and mercury trends in muscle of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) along boreal environmental gradients. *Science of the Total Environment*, 838: 155982
- Kidd, K.A., Hesslein, R.H., Fudge, R.J.P. & Hallard, K.A. (1995). The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80: 1011–1015.
- Kozak, N., Ahonen, S.A., Keva, O., Ostbye, K., Taipale, S.J., Hayden, B. & Kahilainen, K.K. (2021). Environmental and biological factors are joint drivers of mercury biomagnification in subarctic lake food webs along a climate and productivity gradient. *Science of the Total Environment*, 779: 146261.
- Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A. & Campbell, L.M. (2013). Bio-magnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology*, 47:13385-94.
- Lescord, G.L., Johnston, T.A., Branfireun, B.A. & Gunn, J.M. (2018). Percentage of methylmercury in the muscle tissue of freshwater fish varies with body size and age and among species: Percentage of MeHg in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37: 2682-2691.
- Lindqvist, O., Johansson, K., Bringmark, L., Timm, B., Aastrup, M., Andersson, A., Hovsenius, G., Håkanson, L., Iverfeldt, Å. & Meili, M. (1991). Mercury in the Swedish environment — Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air, & Soil Pollution*, 55: xi–261.
- Lodenius, M. (1991). Mercury concentrations in an aquatic ecosystem during twenty years following abatement the pollution source. *Water, Air, & Soil Pollution*, 56: 323-332.
- Meili, M. (1991). The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle — towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Water, Air, & Soil Pollution*, 56: 333–347.
- Meili, M., Bishop, K., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J., Sverdrup, H. & de Vries, W. (2003). Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *Science of the Total Environment*, 304: 83-106.
- Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L. & Amyot, M. (1998). The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 543-566.
- Myers, G. J., Davidson, P. W., Cox, C., Shamlaye, C., Cernichiari, E., & T. W. Clarkson. (2000). Twenty-seven years studying the human neurotoxicity of methylmercury exposure. *Environmental Research*, 83: 275.
- Nash, R.D., Valencia, A.H., Geffen, A.J. (2006). The origin of Fulton's condition factor - setting the 686 record straight. *Fisheries*, 31: 236–238.

- Nilsson, Å. & Håkanson, L. (1992). Relationships between mercury in lake water, water colour and mercury in fish. In: Hart, B.T., Sly, P.G. (eds) *Sediment/Water Interactions. Developments in Hydrobiology*, 75: 675–683.
- 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 trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60: 593 - 612.
- Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., Guerrero, S. & Heimbürger-Boavida, L.E. (2018). Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations global mercury assessment. *Environmental Science & Technology*, 52: 11466-11477.
- Paranjape, A.R. & Hall, B.D. (2017). Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *FACETS*, 2: 85-119.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Sundseth, K., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F. & Maxson, P. (2010). Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmospheric Environment*, 44: 2487-2499.
- Peng, X., Liu, F. & Wang, W.X. (2016). Organ-specific accumulation, transportation, and elimination of methylmercury and inorganic mercury in a low Hg accumulating fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35: 2074–2083.
- Penttinen, O.P. & Holopainen, I.J. (1992). Seasonal feeding activity and ontogenetic dietary shifts in crucian carp, *Carassius Carassius*. *Environmental Biology of Fishes*, 33: 215–221.
- Persson, L. (1987). Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia*, 73: 170–177.
- Petridis, D. (1990). The influence of grass carp on habitat structure and its subsequent effect on the diet of tench. *Journal of Fish Biology*, 36: 533-544.
- Piro, A., Taipale, S., Laiho, H., Eerola, E. & Kahilainen, K. (2022). Fish muscle mercury content and bioaccumulation have year-round changes - Insights from the whole fish community of a boreal lake. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4204637>
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J. & Haapanen, M. (2003). Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environmental Science & Technology*, 37: 2389-2393.
- Power, M., Klein, G. M., Guiguer, K. R. R. A. & Kwan, M. K. H. (2002). Mercury accumulation in the fish community of a sub-arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology*, 39: 819–830.
- Rask, M., Verta, M., Korhonen, M., Salo, S., Forsius, M., Arvola, L., Jones, R. & Kiljunen, M. (2010). Does lake thermocline depth affect methyl mercury concentrations in fish? *Biogeochemistry*, 101: 311–322.

- Rask, M., Malinen, T., Olin, M., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J., Kahilainen, K., Verta, M., Vuorenmaa, J., Blauberg, T.-R. & Arvola, L. (2021). High mercury concentrations of European perch (*Perca fluviatilis*) in boreal headwater lakes with variable history of acidification and recovery. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232: 15.
- Salonen, A.H.K., Sarvala, J., Horppila, J., Keto, J., Malin, I., Malinen, T., Niemistö, J. & Ruuhijärvi, J. (2020). Development of Lake Vesijärvi through four decades of remediation efforts. *Hydrobiologia*, 847: 4601–4619.
- Schoener, T. (1970). Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, 51: 408–418.
- Schönach, P., Tapio, P., Holmroos, H., Horppila, J., Nimeistö, J., Nygrén, N.A., Tammeorg, O. & Massa, I. (2017). Persistency of artificial aeration at hypertrophic lake Tuusulanjärvi: A sociohistorical analysis. *Ambio*, 46: 865–877.
- Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S. & Laliberté, D. (2005). Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. *Environmental Research*, 98: 73–82.
- Sonesten, L., (2003). Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in perch (*Perca fluviatilis* L.). *Water Air Soil Pollution*, 144: 117–139.
- Strandberg, U., Palviainen, M., Eronen, A., Piirainen, S., Laurén, A., Akkanen, J. & Kankaala, P. (2016). Spatial variability of mercury and polyunsaturated fatty acids in the European perch (*Perca fluviatilis*) – Implications for risk-benefit analyses of fish consumption. *Environmental Pollution*, 219: 305–314.
- Suchanek, T., Eagles-Smith, C., Slotton, D.G., Harner, E., Adam, D.P., Colwell, A.E., Anderson, N.L. & Woodward, D.L. (2008). Mine-derived mercury: Effects on lower trophic species in Clear Lake, California. *Ecological Applications*, 18: A158–A176.
- Thomas, S.M., Kiljunen, M., Malinen, T., Eloranta, A.P., Amundsen, P.-A., Lodenius, M., Kahilainen, K.K. (2016). Food-web structure and mercury dynamics in a large subarctic lake following multiple species introductions. *Freshwater Biology*, 61: 500–517.
- Townsend, C.R. & Risebow, A.J. (1982). The influence of light level on the functional response of a zooplanktivorous fish. *Oecologia*, 53: 293–295.
- Tolonen, K., Ilmavirta, V., Hartikainen, H. & Suksi, J. (1990). Paleolimnological investigation of the eutrophication history of Lake Tuusulanjärvi, southern Finland. *Aqua Fennica*, 20: 27–41.
- Trudel, M., Tremblay, A., Schetagne, R. & Rasmussen, J. (2001). Why are dwarf fish so small? An energetic analysis of polymorphism in lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 394–405.

Ukonmaanaho, L., Starr, M., Kantola, M., Laurén, A., Piispanen, J., Pietilä, H., Perämäki, P., Merilä, P., Fritze, H., Tuomivirta, T., Heikkinen, J., Mäkinen, J. & Nieminen T.M. (2016). Impacts of forest harvesting on mobilization of Hg and MeHg in drained peatland forests on black schist or felsic bedrock. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188: 228.

UNEP. (2019). *The Minamata Convention on Mercury*. (10.10.2022). www.mercuryconvention.org.

Ullrich, S.M., Tanton, T.W. & Abdrashitova, S.A. (2001). Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31: 241-293.

Verta, M., Rekolainen, S., Mannio, J. & Surma-Aho, K. (1986). The origin and level of mercury in Finnish 413 forest lakes. Publications of the Water Research Institute, Finland, 65: 21-31.

Vinni, M., Horppila, J., Olin, M., Ruuhijärvi, J. & Nyberg, K. (2000). The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality. *Aquatic Ecology*, 34: 421-431.

Virkkala, R. (2016). Variation in population trends and spatial dynamics of waterbirds in a boreal lake complex. *Ornis Fennica*, 93: 4.

Wang, F., Outridge, P.M., Feng, X., Meng, B., Heimbürger-Boavida, L., & Mason, R.P. (2019). How closely do mercury trends in fish and other aquatic wildlife track those in the atmosphere? - Implications for evaluating the effectiveness of the Minamata Convention. *Science of the Total Environment*, 674: 58–70.

Watras, C.J., Morrison, K.A., Host, J.S., & Bloom, N.S. (1995). Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of northern Wisconsin lakes. *Limnology and Oceanography*, 40: 556–565.

Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A. & Wente, S.P. (1998). Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment*, 219: 183–208.