Pro Gradu -tutkielma

Kirjolohen merkitys sääksen (*Pandion haliaetus*) ravinnossa ja pesimismenestyksessä Konneveden ympäristössä

Jani Virtanen

Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

13.3.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede ja -teknologia

Virtanen Jani:	Kirjolohen merkitys sääksen *(Pandion haliaetus)* ravinnossa ja pesimismenestyksessä Konneveden ympäristössä
Pro Gradu -tutkielma:	57 s., 2 liitettä (6 s.)
Työn ohjaajat:	FT Heikki Hämäläinen, FT Jyrki Torniainen ja FT Anssi Lensu
Tarkastajat:	FT Ossi Nokelainen ja FT Jyrki Torniainen
3/2020	

Hakusanat: kalankasvatus, kalanviljelylaitos, kalasääski, poikuekoko, saalistus, stable isotope analysis, SIA, SIAR, vakaat isotoopit

Sääksi *(Pandion haliaetus)* on lähes kaikkialla maailmassa esiintyvä petolintu, joka käyttää ravintonaan kalaa. Helpon saaliin houkuttelemina sääkset saalistavat kalanviljelylaitoksilla säännöllisesti, mistä viljelijöille koituu taloudellisia menetyksiä. On edelleen epävarmaa, missä määrin sääkset hyötyvät laitoksilta pyydystämästään helposta saaliista. Mikäli höty on merkittävä, voisi saalistuksen salliminen ja vahinkojen korvaaminen viljelijöille edistää lajin suojelua. Tätä aihetta lähdin tutkimaan kolmen eri aineiston ja menetelmän avulla. Pesätarkkailuilla ja isotooppianalyysillä pyrin selvittämään viljellyn kirjolohen osuutta Konneveden alueen sääksien ravinnossa. Pesimiskauden 2018 aikana kahdeksaa sääksen pesää tarkkailtiin ja pesiin viedyt saaliskalat tunnistettiin. Isotooppianalyysissä vuosien 2015 ja 2016 sääksirengastusten yhteydessä kerättyjen poikasten sulkien isotooppiarvot mitattiin ja ravinnon kirjolohiosuus arvioitiin niiden perusteella. Lisäksi pesän ja lähimmän kalanviljelylaitoksen välisen etäisyyden yhteyttä pesimismenestykseen tutkin 18 vuoden ajalta kerätyn rengastusaineiston avulla. Arvioitujen kirjolohiosuuksien ja pesimismenestystä kuvaavien muuttujien välisten yhteyksien selvittämiseen käytin yleistettyä lineaarista mallia. Tarkkailuaineiston perusteella sääkset kalastavat kalanviljelylaitosten kirjolohta sitä enemmän, mitä lähempänä kalanviljelylaitosta pesä sijaitsee. Rengastusaineistosta puolestaan kävi ilmi, että pitkällä aikavälillä sääksien keskimääräinen poikuekoko kasvavaa pesän ja kalanviljelylaitoksen välisen etäisyyden pienetessä. Näistä tuloksista poiketen isotooppianalyysin perusteella arvioidulla kirjolohiosuudella ei ollut yhteyttä etäisyyteen ja se yhteys pesimismenestykseen oli negatiivinen. Tässä tutkimuksessa käytettyjen ravintoverkkotasojen muutoskertoimien mahdollinen epäsopivuus ja luonnonkala-aineiston saalislajien ja -lajiryhmien isotooppiarvojen sisäinen suuri vaihtelu lienevät merkittävin syy isotooppianalyysin poikkeaville tuloksille. Konneveden sääkset näyttäisivät hyötyvän kalanviljelylaitoksilta pyytämästään kirjolohesta hieman suuremman poikuekoon myötä, mikä saattaa olla merkittävä etu hitaasti lisääntyvälle sääkselle. Hyöty ilmenee kuitenkin vasta pitkän ajan kuluessa, ja tästä syystä pesimismenestykseen vaikuttavien heikkojen yhteyksien erottamiseksi luonnollisesta vaihtelusta tarvitaan pitkän aikavälin tutkimusta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Virtanen Jani	Contribution of rainbow trout on diet and breeding success of Osprey *(Pandion haliaetus*) around Lake Konnevesi area
MSc. thesis:	57 p., 2 Appendices (6 p.)
Supervisors:	PhD Heikki Hämäläinen, PhD Jyrki Torniainen and PhD Anssi Lensu
Inspectors:	PhD Ossi Nokelainen and PhD Jyrki Torniainen

3/2020

Osprey *(Pandion haliaetus)* is a cosmopolitan fish preying bird found everywhere in the world, except Antarctica. The species regularly preys on easily accessible farmed fish, and thereby causes economic losses to fish farms. However, it still remains unclear whether this subsidy is clearly beneficial. The dependence of breeding success of Osprey to the farmed rainbow trout in their diet is particularly important when deciding whether to allow or prevent their fishing at the fish farms. If the possibility to prey farmed rainbow trout supports the survival of Osprey, fish farms can thereby have a significant role in the conservation of species. In this study, first I investigated if the proportion of farmed rainbow trout in the diet of Osprey is related to the distance between the nest and the closest fish farm. During summer 2018, eight nests of Osprey at varying distances from the fish farms were under monitoring and the catch carried by Osprey was identified. Second, I used stable isotope analysis (SIA) to estimate proportions of rainbow trout and natural lake fish in the diet of Osprey. Generalized linear model was used to discover if any correlation between proportion of rainbow trout and breeding success does exist. Moreover ringing data collected by bird ringers during previous 18 years was used to study whether the number and the size of chicks as indicators of breeding success correlate with the distance to the fish farm. The direct observations suggested that Osprey prey more rainbow trout when nesting closer to a fish farm. They also seem to have a greater brood size in the long run, compared with those breeding further away. However, the results of SIA did not support all of these findings, which might be caused by uncertainty in the use of discrimination factors and relatively large variation in the isotope values of natural lake fish. This study suggests that Osprey in the Lake Konnevesi area have a slightly greater brood size when preying more rainbow trout. However, the benefit becomes significant only over a long period of time and that is why long temporal extent is needed when studying the breeding successes of slowly reproducing raptor like Osprey.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO 1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA 3
2.1 Sääksi Suomessa 3
2.2 Sääksi ihmisen muokkaamassa ympäristössä 6
2.3 Kalanviljely elinkeinona Suomessa 7
2.4 Kalanviljely ja sääksen suojelu 8
2.5 Viljellyn kalan merkitys sääksen menestymiselle 10
2.6 Vakaat isotoopit ravinnon käytön tutkimisessa 12
2.7 Sääksen poikasten käyttämän ravinnon tutkiminen vakaiden isotooppien avulla 14
3 AINEISTO JA MENETELMÄT 15
3.1 Tutkimusalue 15
3.2 Rengastusaineisto 16
3.2.1 Rengastusaineiston tilastoanalyysit 16
3.3 Tarkkailuaineisto 18
3.3.1 Tarkkailuaineiston tilastoanalyysit 21
3.4 Isotooppiaineisto 22
3.4.1 Näytekalojen kalastus ja analysointi 24
3.4.2 SIAR-mallinnus 24
3.4.3 Kirjolohen osuuteen ja pesimismenestykseen vaikuttavien tekijöiden mallintaminen 26
4 TULOKSET 27
4.1 Tarkkailuaineisto 27
4.1.1 Saaliin määrä ja sen kirjolohiosuus tarkkailuaineiston perusteella 29
4.1.2 Pesän ja kalaviljelylaitoksen välisen etäisyyden ja poikasten lukumäärän yhteys kirjolohen osuuteen 30
4.2 Rengastusaineisto 32
4.2.1 Keskimääräiseen poikuekokoon vaikuttavat tekijät 32
4.2.2 Poikasten yhteispainoon vaikuttavat tekijät 33
4.2.3 Poikasten keskipainoon vaikuttavat tekijät 35
4.3 Isotooppiaineisto 36
4.3.1 Kalojen isotooppiarvot 36
4.3.2 SIAR-mallin tulokset 38
4.3.3 Poikasten ravinnon kirjolohiosuuteen vaikuttavat tekijät 41
4.3.4 Poikasten yhteispainoon vaikuttavat tekijät 43

5 TULOSTEN TARKASTELU 44
5.1 Tarkkailuaineisto ja rengastusaineisto 44
5.2 Isotooppiaineisto 47
5.3 Jatkotutkimuksen mahdollisuuksia 49
6 JOHTOPÄÄTÖKSET 50
KIITOKSET 51
KIRJALLISUUS 52
LIITE 1. Analyyseissä käytetyt R-koodit 58
LIITE 2. Tulostaulukko SIAR-mallin ennustamista kirjolohen osuuksista 62

1 JOHDANTO

Viimeisten vuosikymmenten aikana ihmistoiminta on muuttanut lähestulkoon kaikkia tunnettuja ekosysteemejä ja arviolta 75 % maapallon maapinta-alasta on alistettu voimakkaalle ihmistoiminnalle (Venter ym. 2016, Fleming ja Bateman 2018). Suuria muutoksia ympäristölle aiheuttavat etenkin intensiivinen maankäyttö, maatalous ja metsätalous, sekä entistä enemmän myös ilmastonmuutos. Tällainen kehitys vaikuttaa väistämättä myös eliölajien selviytymiseen, sillä elinympäristöjen muuttuessa ja kutistuessa nopeasti, voi muutokseen sopeutuminen olla monien lajeille vaikeaa tai mahdotonta (Newbold ym. 2015). Näiden lajien kohtalona on ollut uhanalaistuminen tai jopa sukupuuttoon häviäminen.

Myös sääksi *(Pandion haliaetus)*, aiemmalta nimeltään kalasääski, on kärsinyt ihmistoiminnasta (Saurola ja Koivu 1987). Lajin kanta hupeni 1950–1970 luvuilla ympäristömyrkyistä johtuen, ja populaatiot eri puolilla maailmaa romahtivat tai ajautuivat sukupuuttoon. Kanta saatiin kuitenkin elpymään ympäristölle haitallisten aineiden käyttöä vähentämällä ja pesintää helpottavilla toimilla, kuten tekopesiä rakentamalla (Saurola ja Koivu 1987, Saurola 2005). Sääksen onnistunutta suojelua pidetäänkin yhtenä menestyksekkäimmistä lajien suojeluoperaatioista, mutta kannan elpymisestä huolimatta suojelun tarve ei ole edelleenkään poistunut, vaan tätä nykyä sääksen menestymistä – etenkin Suomessa – uhkaa tehometsätalous (Saurola 1997).

Ihminen ja ”villi” luonto ovat kilpailleet keskenään kautta aikojen, ja mielikuva kanssamme samoista resursseista kilpailevista pedoista on edelleen vahva (Yodiz 2001, Graham ym. 2005). Myös sääksi on historian saatossa saanut tällaisen haitallisen pedon maineen, mistä johtuen laji on joutunut jopa petovihan kohteeksi (Saurola ja Koivu 1987). Sääksen kannalta erityisen synkkiä olivat vuodet 1800- ja 1900-lukujen vaihteessa, jolloin tapetun linnun jalkaparista maksettiin tapporahaa. Nämä ajat ovat onneksi takana päin, ja Suomessa sääksi rauhoitettiin

luonnonsuojelulain asetuksen nojalla vuonna 1926. Myöhemmin tutkimuksissa on havaittu, että on perusteetonta pitää sääkseä ihmisen kannalta merkittävänä kilpailijana, sillä sen vaikutus järvien kalakantaan on hyvin pieni (Häkkinen 1977).

Suhtautuminen sääkseen on kuitenkin paikoin edelleen ristiriitainen, sillä vaikka toisaalta lajin suojelumotivaatio on hyvä, ei sen maine vahinkoa aiheuttavana haittalintuna ole tyystin kadonnut (Saurola ja Koivu 1987). Etenkin kalankasvattajien keskuudessa sääksi on kerännyt huonoa mainetta kalastamalla kalankasvatusaltaista (Häkkinen ja Jokinen 1974, Saurola ja Koivu 1978). Altaiden saalistarjonta takaa sääkselle usein helpon ja varman saaliin, mikä on epäilemättä vastustamaton houkutus (Häkkinen ja Jokinen 1974). Samaan tapaan kuin muidenkin lajien, myös sääksen aiheuttamaa haittaa kalanviljelylaitoksilla on pyritty torjumaan eri keinoin. Sääksen, kuten muidenkin rauhoitettujen lajien, aiheuttamien haittojen torjunta on kuitenkin osoittautunut haasteelliseksi niin teknistaloudellisesti kuin lajien suojelun kannalta (Kimberly ym. 1996, Hallikainen 2001, Jäntti ym. 2019).

Sääksi on monien muiden lajien tapaan oppinut hyödyntämään ihmistoiminnan myötä avautuneita uusia saalistusmahdollisuuksia (Bierregaard ym. 2014, Fleming ja Bateman 2018). Sääksen saalistusta kalanviljelylaitoksilla on tutkittu eri puolilla maailmaa (Häkkinen ja Jokinen 1997, Karevaara 1997, Tuvi ja Väli 2007, Kloskowski 2010) keskittyen lähinnä haittojen suuruuden arvioimiseen ja niiden ennaltaehkäisyn keinojen kartoittamiseen. Tutkimusta ei juurikaan ole ulotettu sääksen suojelun piiriin, ja tiedot kalanviljelylaitoksilta kalastamisen hyödyllisyydestä lajille ovat jääneet puutteellisiksi. Mikäli sääksi hyötyy kalanviljelylaitoksilta kalastamastaan kalasta paremman pesimismenestyksen kautta, voisi sen aiheuttaminen haittojen korvaaminen suojelurahan muodossa olla perusteltua (Kloskowski 2011, Redpath ym. 2013). Mikäli taas viljelylaitoksilta saatava lisäravinto on lajien menestymisen kannalta yhdentekevä, olisi järkevämpää pyrkiä estämään kalanviljelylaitoksilta saalistaminen (Häkkinen ja Jokinen 1974, Saurola 2005). Tämän työn tarkoituksena on selvittää, miten suuri

osuus Konneveden alueen kalanviljelylaitosten vaikutuksen piirissä pesivien sääksien ravinnosta koostuu viljellystä kirjolohesta. Lisäksi tutkin, riippuuko poikasten ravinnon kirjolohiosuus pesän ja laitosten välisestä etäisyydestä, ja hyötyvätkö sääkset viljelylaitosten tarjoamasta lisäravinnosta.

Tutkimushypoteeseja ovat:

1. Viljellyn kirjolohen osuus sääksen ravinnossa on sitä suurempi, mitä lähempänä pesä sijaitsee kirjolohta kasvattavaa kalanviljelylaitosta.

2. Sääksen poikuekoko ja poikasten yhteenlaskettu massa ovat sitä suurempia, mitä lähempänä viljelylaitosta pesä sijaitsee (käyttävät ravinnokseen enemmän viljeltyä kirjolohta).

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Sääksi Suomessa

Sääksi *(Pandion haliaetus)* on laajalle levittäytynyt petolintulaji, jota tavataan kaikilla mantereilla Antarktista lukuun ottamatta (Saurola ja Koivu 1987, Saurola 2005). Suomessa lajin levinneisyys ulottuu maan eteläosista pohjoisimpaan Lappiin asti. Koko maassa oli vuoden 2017 rengastustietojen mukaan yhteensä 1128 asuttua sääksen reviiriä (Björklund ym. 2018).

Sääksi on kotkien jälkeen kookkain lintulaji Suomessa (Saurola ja Koivu 1987). Täysikasvuisten Suomessa pesivien sääksinaaraiden keskipaino on noin 1770 grammaa, kun taas koiraat ovat hiukan sirompia ja keveämpiä keskipainon ollessa noin 1400 grammaa. Sääksen pitkien ja kapeiden siipien kärkiväli vaihtelee täysikasvuisella linnulla 145 ja 170 cm välillä. Linnun vatsapuoli ja siipien alapuolet ovat lähes kokonaan valkeat. Sen sijaan selkäpuoli on väritykseltään tumma, tai tumman ruskea (Kuva 1). Muita hyviä sääksen tuntomerkkejä ovat valkea pää, sekä silmien ympäriltä niskan taakse ulottuva musta ”naamio” (Saurola ja Koivu 1987).

Kuva 1. Sääksiemo pesällään vanhan männyn latvassa Konnevedellä (Kuva: Jani Virtanen).

Suomessa pesivät sääkset ovat muuttolintuja, jotka viettävät talvikauden Afrikan mantereella (Saurola ja Koivu 1987). Syysmuutto alkaa tyypillisesti elokuun lopulla ja huipentuu syyskuun alkupäivinä. Paluumuutto ajoittuu tavallisesti huhtikuulle, vaikka tällöin järvet ovat usein vasta vapautumassa jääpeitteestä. Sääksen, samoin kuin muidenkin lintujen, muutto- ja pesimisajankohdat osoittavat kuitenkin muuttumisen merkkejä ilmaston lämpenemisestä johtuvan talvikauden lyhenemisen myötä (Solonen 2008).

Sääkset ovat uskollisia niin kumppanilleen kuin pesäpaikalleenkin, ja parit palaavat samoille pesilleen vuodesta toiseen (Saurola ja Koivu 1987). Pari rakentaa pesän yhdessä ja pesämateriaaleina käytetään muun muassa oksia, risuja, ruokoja, kortteita, sammalia, jäkäliä ja naavaa. Alustan on oltava vankkarakenteinen kestääkseen suuren pesän painon, ja pesältä on oltava esteetön näkyvyys kaikkialle

ympäristöön (Saurola ja Koivu 1987, Saurola 1997). Suomessa pesän alustoiksi soveltuvat parhaiten pituuskasvunsa lopettaneiden mäntyjen latvat (Kuva 1).

Sääksen pesimiskausi voidaan jakaa karkeasti kolmeen osaan: haudonta-, pesäpoikas- ja lentopoikasvaiheeseen (Saurola ja Koivu 1987). Sääksinaaras munii tavallisesti yhdestä kolmeen munaa ja hautoo niitä keskimäärin 30–40 vrk. Poikasten kuoriuduttua alkaa niin kutsuttu pesäpoikasvaihe, jonka aikana sääksiparin tehtävänjako on selkeä – koiras vastaa ravinnon hankinnasta ja naaras poikasten ruokkimisesta ja hoivaamisesta. Poikaset kasvavat lentokykyisiksi 7–8 viikon aikana, minkä jälkeen alkaa pesinnän viimeinen – lentopoikasvaihe. Tänä aikana poikasten on opittava lentämään ja kalastamaan itsenäisesti, joskin molemmat emolinnut hankkivat niille vielä ravintoa (Saurola ja Koivu 1987).

Sääksi on kalansyöjä ja saalistaminen tapahtuu veteen syöksymällä (Häkkinen 1977, Saurola ja Koivu 1987). Sääksen pääsaalis sisämaan vesillä on lahna *(Abramis brama)*, minkä lisäksi hauki *(Esox lucius)*, ahven *(Perca fluviatilis)*, ruutana (*Carassius carassius)* ja muut särkikalat *(Cyprinidae)* ovat tavallista saalista (Häkkinen 1977, Häkkinen 1978, Saurola ja Koivu 1987). Sääkset kalastavat myös kasvatettua kirjolohta *(Oncorhynchus mykiss)*, mikäli niillä on siihen mahdollisuus (Häkkinen 1978).

Sääksiperheen päivittäinen kalantarve vaihtelee pesimäkauden vaiheen ja poikasmäärän mukaan. Tutkimusten mukaan sääksi tarvitsee kalaa keskimäärin noin 300 grammaa vuorokaudessa (Häkkinen 1977, Saurola ja Koivu 1987). Täten sääksiperhe, johon kuuluu kaksi täysikasvuista lintua ja kolme poikasta, syö vuorokaudessa noin 1500 grammaa kalaa. Saaliskalan keskipainon ollessa noin 300 grammaa (Häkkinen 1977), tarvitaan tavanomaiselle sääksen pesälle poikasten kuoriuduttua noin 5 kalaa vuorokautta kohden.

2.2 Sääksi ihmisen muokkaamassa ympäristössä

Muokkaamalla ympäristöä ihminen pakottaa eläinlajit sopeutumaan jatkuvaa muutokseen (Fleming ja Bateman 2018). Usein ihmisen aiheuttamat muutokset ovat eläinlajeille haitallisia. Toisaalta muuttunut ympäristö tarjoaa eliöille mahdollisuuksia hyödyntää uuden tyyppisiä resursseja (Bierregaard ym. 2014, Fleming ja Bateman 2018). Näin ollen jotkin eläinlajit jopa hyötyvät ihmisen ympäristölle aiheuttamista muutoksista (Canal ym. 2017).

Sääksi on ensisijaisesti kärsinyt ihmisen toiminnan seurauksena, vaikka laji onkin oppinut hyödyntämään ihmisen toiminnan synnyttämiä uusia pesimisalustoja ja saalistusmahdollisuuksia. Viimeisimmässä punaisen listan uhanalaisuusarvioinnissa (Hyvärinen ym. 2019) Suomen sääksikannan arvioidaan olevan elinvoimainen (LC), vaikka vielä vuoden 2010 punaisessa listassa (Tiainen ym. 2016) laji oli luokiteltu silmällä pidettäväksi (NT). Elinvoimaisesta kannasta huolimatta sääksen suojelun tarve ei ole poistunut, vaan suojelutoimia tarvitaan edelleen (Saurola 1997, Saurola 2017).

Tehometsätalous on vähentänyt sääkselle sopivien pesäpuiden määrää, joiden puutteen arvioidaan ainakin Suomessa olevan suurin yksittäinen sääksikannan voimistumista rajoittava tekijä (Saurola 1997, Canal ym. 2017). Sääkset ovat kuitenkin vuosi toisensa jälkeen pesineet onnistuneesti ihmisen rakentamissa tekopesissä, jotka ovat tarjonneet helpotusta pesäpuiden puutteeseen (Saurola 2017). Sääkset ovat ottaneet pesäalustoikseen myös muunlaisia tarkoitukseen soveltuvia rakenteita, kuten sähkölinjojen tukirakenteita, mastoja, väylämerkkejä ja poijuja (Kapfer ym. 2010, Washburn 2014).

Tutkijat painottavat, että on tärkeää ymmärtää, miten linnut reagoivat ihmisen aiheuttamiin elinympäristön muutoksiin (Canal ym. 2017). Tiedon, tahdon ja ymmärryksen avulla voidaan kehittää entistä parempaa lajien suojelua. Sääksen pesimismenestyksen on havaittu olleen parempi suojelualueilla kuin niiden ulkopuolella (Canal ym. 2017). Näin ollen pesäpaikkojen suojelu ja pesien alustoiksi

sopivien keinorakenteiden tarjoaminen, näyttäisivät olevan tehokkaita lajin suojelutoimenpiteitä (Canal ym. 2017).

2.3 Kalanviljely elinkeinona Suomessa

Vuonna 2017 Suomessa kasvatettiin ihmisravinnoksi yli 14 miljoonaa kiloa kalaa (SVT 2018). Tästä määrästä yli 90 %, eli noin 13,6 miljoonaa kiloa, oli kirjolohta. Seuraavaksi merkittävin viljelykala on siika, jota tuotettiin noin 0,8 miljoonaa kiloa. Kirjolohen tuotannon arvoksi arvioitiin noin 70 ja siian noin 7 miljoonaa euroa.

Vuonna 2017 Suomessa oli 278 kalanviljely-yritystä, joista sisävesillä toimi 240 ja merialueilla 45 (SVT 2018). Jotkin yrityksistä toimivat sekä sisävesillä että merialueilla. Suomessa tuotetusta ruokakalasta noin puolet tuotetaan Ahvenanmaalla. Muun Suomen osalta noin kaksi kolmasosaa tuotetaan meressä ja tästä noin 40 % Saaristomerellä (SVT 2018, Suomen kalankasvattajaliitto 2019).

Suomessa vesiviljely muodostaa tuotantoketjun, jonka ensimmäisessä vaiheessa emokalojen tuottama mäti haudotaan poikasiksi (Silvenius 2000, Eskelinen ym. 2014, Suomen kalankasvattajaliitto 2019). Seuraavassa vaiheessa pienet poikaset kasvatetaan suuremmiksi poikaslaitoksissa, jotka ovat yleensä sisämaassa toimivia läpivirtauslaitoksia tai luonnonravintolammikoita. Tarpeeksi suuriksi kasvaneet poikaset siirretään ruokakalalaitoksiin, joista suurin osa on merialueilla sijaitsevia verkkokassikasvattamoita. Niissä kalat saavuttavat ruokakalalle sopivan koon 2–3 vuoden aikana. Sen jälkeen kalat siirtyvät perattaviksi ja jatkokäsittelyyn (Silvenius 2000, Eskelinen ym. 2014, Suomen kalankasvattajaliitto 2019).

Kalanviljelylaitokset ovat alttiita eläimien aiheuttamille vahingoille, sillä matalat altaat ja luonnonvesiin verrattuna ylitiheät kalakannat houkuttelevat paikalle kalaa syöviä eläimiä helpon saaliin toivossa (Gorenzel ym. 1994.) Laitoksilla vierailevat lajit vaihtelevat suuresti laitoksen tyypin, sekä maantieteellisen ja alueellisen sijainnin mukaan. Lisäksi eläinten aiheuttamat haitat voivat olla voimakkaan kausiluonteisia. Haittalajien aiheuttamien vahinkojen torjuntaan on olemassa useita

eri ratkaisuja, kuten suojaverkkoja, visuaalisia pelättimiä, audiokarkottimia ja lasereita (Kimberly ym. 1996, Hallikainen 2001, Jäntti ym. 2019). Kuitenkin useimmat kalanviljelylaitoksille vahinkoa aiheuttavat lajit ovat Suomessa rauhoitettuja, joten niitä ei saa vahingoittaa edes haittojen torjunnan yhteydessä (Hallikainen 2001).

2.4 Kalanviljely ja sääksen suojelu

Sääksen tiedetään saalistavan säännöllisesti kalankasvatuslaitoksilla, mistä viljelijöille koituu taloudellisia menetyksiä (Häkkinen ja Jokinen 1974, Karevaara 1998, Sivonen 2014). Kalanviljelylaitokset tarjoavat sääksille helppoa saalista, jota ne ovat oppineet tehokkaasti hyödyntämään (Häkkinen ja Jokinen 1974, Saurola ja Koivu 1978). Yleisesti hyväksytyn teorian mukaan eläinten oletetaan pyrkivän mahdollisimman tehokkaaseen saalistamiseen, mikä käytännössä tarkoittaa suurimman mahdollisen energiamäärän hankkimista mahdollisimman pienellä energiankulutuksella (Emelen 1966, Schonener 1971, Smith 1978). Tämän teorian perusteella ei siis ole ihme, että myös sääkset ovat mieltyneet viljelylaitosten tarjontaan (Häkkinen ja Jokinen 1974). Kalanviljelylaitokset tarjoavat niille usein lähes varman saaliin (Karevaara 1998), minkä ansiosta laitoskalaa saalistamalla voi säästää sekä aikaa että energiaa verrattuna saalistamiseen luonnonvesissä (Karevaara 1998, Sivonen 2015, Fleming ja Bateman 2018).

Havaintojen perusteella Karevaara (1998) laski sääksien kalastaneen Huutijärven kalanviljelylaitokselta 1163 kiloa kirjolohta yhden pesimiskauden aikana. Vastaava luku Virolaistenlahden viljelylaitoksella oli 1436 kg, joka perustuu Häkkisen ja Jokisen (1974) arvioon. Virolaistenlahden laitoksella lähes 6000 onnistunutta saalistuskertaa vastasi noin 3–4 % laitoksen kokonaiskalamäärästä. Vääksyn viljelylaitoksella sääkset vierailivat harvoin, eivätkä täten aiheuttaneet merkittävää haittaa (Häkkinen ja Jokinen 1974). Näiden tutkimusten perusteella sääksien vuosittain saalistama kalamäärä saattaa osalla viljelylaitoksista olla huomattava. Ei siis ole yllättävää, ettei kalanviljelijöiden ja sääksen yhteiselo ole aina sujunut ilman

konflikteja, ja sääkseä on ajoittain jopa vainottu (Häkkinen ja Jokinen 1974, Saurola 2005).

Ratkaisuksi sääksen aiheuttamien haittojen torjumiseen on esitetty kala-altaiden suojaamista esimerkiksi verkoin ja siimoin. Tällä tavoin pyritään estämään lintujen pääsy käsiksi saaliiseen (Häkkinen ja Jokinen 1974). Kalanviljelijät ovat kuitenkin kokeneet verkot ja siimat hankaliksi asentaa ja käsitellä, ja väärin käytettynä tällaiset suojavarusteet ovat sääksille vaarallisia (Saurola ja Koivu 1978, Hallikainen 2001, Jäntti ym. 2019). Koska sääksi on luonnonsuojelulain (6. luku) nojalla rauhoitettu laji, torjuntakeinot eivät saa aiheuttaa sille vaaraa (Hallikainen 2001).

Kalanviljelylaitoksilla on vuosittain mahdollisuus hakea haittojen ennaltaehkäisyyn tarkoitettuja avustuksia ELY-keskusilta. Avustukset myös osaltaan kompensoivat sääksien viljelijöille aiheuttamia menetyksiä (Hallikainen 2001, Jäntti ym. 2019). Haittojen suuruuden arvioiminen on kuitenkin vaikeaa (Karevaara 1998, Kloskowski 2011) ja tästä syystä mm. Saurola (2005) on kritisoinut koko kompensaatiojärjestelmää. Hänen mukaansa arvio sääksien aiheuttamien vahinkojen suuruudesta perustuu liiaksi viljelylaitoksilta saataviin tietoihin, jotka eivät välttämättä vastaa todellisuutta (Saurola 2005, Kloskowski 2011). Saurola (2005) ehdottaa, että haittojen kompensaation sijaan viljelylaitoksille olisi järkevintä rakentaa kunnolliset ja tuvalliset suojaverkot torjumaan sääksien sekä muiden lintujen aiheuttama haittoja.

Sääksen aiheuttamien taloudellisten haittojen torjumisen rinnalle on syytä nostaa lajin suojelunäkökulma. Puolassa tehdyssä tutkimuksessa on havaittu, että kalanviljelylaitoksilla on suuri monimuotoisuutta ylläpitävä ekologinen arvo, sillä niillä vierailee monia suojeltuja eläinlajeja (Kloskowski 2011). Tästä syystä Kloskowski katsoo, että suojeltujen eläimien aiheuttamien haittojen korvaaminen kalanviljelylaitoksille on perusteltua. Tätä samaa periaatetta voitaisiin soveltaa myös sääksen kohdalla, mikäli viljelylaitosten kalasta on niille merkittävää hyötyä.

2.5 Viljellyn kalan merkitys sääksen menestymiselle

Sääksien suojelun kannalta olisi oleellista tietää, hyötyykö laji kalanviljelylaitosten tarjoamasta lisäresurssista oleellisesti, eli parantaako lisäravinto sen pesimismenestystä. Mikäli hyöty on merkittävä, voisi viljelylaitoksilla tapahtuvan saalistamisen estämisellä olla haitallinen vaikutus lajin kannan kehitykselle. Häkkinen ja Jokinen (1974) tosin esittävät väitteen, etteivät sääkset ole lainkaan riippuvaisia kalalaitosten tarjoamista saalistusmahdollisuuksista. Heidän mukaansa sääkset käyvät viljelylaitoksilla ainoastaan helpon ja varman saaliin houkuttelemana ja pärjäisivät yhtä hyvin ilman laitoksilta pyydystämäänsä kalaa.

Tuoreempien tutkimusten mukaan sopivan pesäpuun löytyminen on tärkein sääksen pesimispaikkaa määrittävä tekijä, mutta myös alueen kalavesillä on merkitystä (Saurola 1997, Bai ym. 2009, Canal ym. 2017). Viron sääksikannan elpymistä tutkittaessa on havaittu, että parien pesimismenestys on parempi lähellä hyviä saalistusmahdollisuuksia (Löhmus 2001). Samoin Saksassa (Bai ym. 2009) sääkset näyttävät suosivan hyvien saalistusvesien läheisyydessä olevia pesäpaikkoja.

Lisäksi Bai ym. (2009) havaitsivat sääksen pesimismenestyksen olleen parempi maanviljelysalueiden läheisyydessä kuin muilla pesimisalueilla. Syyksi tutkijat epäilevät maatalouden rehevöittämien järvien suurempaa kalantuottoa, jonka ansiosta sääksillä lienee ollut enemmän sopivaa ravintoa tarjolla. Samansuuntaisia tuloksia on saatu myös aikaisemmissa tutkimuksissa, kun Eriksson ja Wallin (1994) havaitsivat sääksien menestyneen paremmin rehevien kuin karujen saalistusvesien läheisyydessä. Näiden tutkimusten perusteella voidaan epäillä, että myös kalanviljelylaitoksien tarjoamilla helpoilla saalistusmahdollisuuksilla saattaisi olla sääksien pesimismenestystä parantava vaikutus.

Jotta kalanviljelylaitosten tarjoamalla helpolla saaliilla voisi olla vaikutusta sääksen pesimismenestykseen, on luonnonravinnosta oltava puutetta, tai sen saalistamisen on oltava aika ajoin hyvin vaikeaa. Sivonen (2014) havaitsikin, että sääkset kävivät

saalistamassa ruokinta-altaalla etenkin sateisilla ja tuulisilla säillä, jolloin saalistaminen luonnonvesillä oli vaikeaa. Sääksen alueellinen pesimistiheys ja sen myötä alueellinen poikastuotto olivat selvästi suuremmat lähellä ruokinta-allasta kuin ympäröivillä alueilla (Sivonen 2014). Samoin Ahonurmen ja Auerniityn (2015) tulokset antavat varovaista tukea hypoteesille, jonka mukaan lähellä viljelylaitoksia pesivien sääksien poikasten määrä ja koko ovat suurempia verrattuna kauempana viljelylaitoksista pesiviin sääksiin.

Emolintujen kyvyn hankkia ravintoa poikasilleen on todettu olevan sekä poikasten määrää että niiden painoa rajoittava tekijä (Martin 1987). Parin keskimääräinen poikuekoko poikasten rengastusiässä ei kuitenkaan varmuudella ole sama kuin täysikasvuisiksi varttuneiden poikasten määrä (Steenhof ja Newton 2007). Rengastusiässä sääksen poikaset ovat kuitenkin jo vähintään neljän viikon ikäisiä, joten yleensä heikkokuntoiset poikaset ovat jo tässä vaiheessa karsiutuneet tai ovat olleet niin pieniä, ettei niitä ole voitu rengastaa (Saurola ja Koivu 1987, Eriksson ja Wallin 1994). Tästä syystä on perusteltua olettaa, että rengastetut poikaset selviävät melko hyvällä todennäköisyydellä siivilleen.

Pesimismenestystä kuvaavina muuttujina käytän tässä tutkimuksessa poikasten lukumäärää, poikasten yhteispainoa ja poikasten keskipainoa. Pitkän aikavälin poikasmäärien keskiarvojen tulisi paljastaa erot pesäpaikan laadussa ja lintujen kyvyssä tuottaa jälkeläisiä (Eriksson ja Wallin 1994, Steenhof ja Newton 2007). Keskimääräisen poikuekoon avulla ei kuitenkaan saada tarkempaa tietoa poikasten kunnosta. Poikasten yhteispaino sen sijaan voi kuvata myös poikasten kuntoa rengastusiässä. Samalla poikasten yhteispaino kuvaa pesän kokonaisbiomassan tuottoa, johon koiraan kyky hankkia ravintoa suoraan vaikuttaa (Martin 1987). Otan tarkasteluissa huomioon myös poikasten keskipainon, jonka avulla arvioin, ovatko poikaset olleet keskimäärin suurempia niissä pesissä, joissa kirjolohta on käytetty ravintona enemmän.

2.6 Vakaat isotoopit ravinnon käytön tutkimisessa

Vakaisiin (stabiileihin) isotooppeihin perustuva ekologinen tutkimus otti ensi askeleitaan 1960–1970 luvuilla ja on sittemmin 1990-luvulta lähtien yleistynyt (West ym. 2006, Fry 2007, Inger ja Bearhop 2008, Layman ym. 2012, Phillips ym. 2014). Eliöiden kudosten sisältämien alkuaineiden vakaiden isotooppien suhteiden mittaaminen on tarjonnut vaihtoehtoisen lähestymistavan muun muassa eläinten liikkeiden ja niiden käyttämän ravinnon tutkimiseen. Ravintoverkkojen rakenteen tutkimisessa vakaista isotoopeista on tullut yksi päämenetelmistä (Layman ym. 2012, Phillips ym. 2014). Menetelmää on mahdollista soveltaa myös lintujen – tätä tutkimusta ajatellen sääksen – käyttämän ravinnon tutkimiseen.

Useimmilla alkuaineilla on luonnossa vähintään kaksi isotooppia (West ym. 2006, Fry 2007, Inger ja Bearhop 2008). Alkuaineiden eri isotoopit eroavat toisistaan ytimen sisältämien neutronien määrän suhteen – raskaammilla isotoopeilla on enemmän neutroneja ytimissään kuin kevyemmillä. Alkuaineiden isotoopit voidaan jakaa karkeasti vakaisiin eli stabiileihin ja radioaktiivisiin. Toisin kuin radioaktiivisilla, vakailla isotoopeilla ei tapahdu itsenäistä energiaa vapauttavaa hajoamista. Kunkin alkuaineen isotooppien suhde ilmaistaan usein δ-merkinnällä, joka tarkoittaa raskaamman isotoopin standardoitua suhdetta kevyempään promilleina ilmaistuna (West ym. 2006, Fry 2007, Sulzman 2007).

Alkuaineiden vakaiden isotooppien kevyempien ja raskaampien muotojen suhteet luonnossa vaihtelevat johtuen niiden luonnollisesta kierrosta biosfäärissä (Fry 2007). Tästä johtuen isotooppien suhteet eroavat esimerkiksi eliöiden erilaisten elinympäristöjen välillä (West ym. 2006). Isotooppisuhteiden välinen ero elinympäristössä siirtyy eliön kudoksiin sen käyttämän veden ja ravinnon mukana. Näin ollen eliöiden kudoksista mitattujen vakaiden isotooppien suhteet kertovat ravinnosta, jota eläin on kudoksen muodostumisen aikana käyttänyt (West ym. 2006, Inger ja Bearhop 2008).

Isotooppisuhteet eivät kuitenkaan siirry ravinnosta eliön kudoksiin sellaisenaan, vaan suhteet muuntuvat ravintoverkkotasolta toiselle siirryttäessä (Fry 2006, Layman ym. 2012, Phillips 2012). Tämä ero pystytään kuitenkin ottamaan huomioon ja korjaamaan käyttämällä kuhunkin tilanteeseen sopivia ravintoverkkotason muutoskertoimia (Hobson ja Clark 1992b, Fry 2006, Michener ja Kaufman 2007, Phillips ym. 2014). Lisäksi isotooppisuhteet voivat erota eliön eri kudosten välillä – esimerkiksi veriplasman ja lihaskudoksen solujen uusiutuminen on nopeampaa kuin luiden kollageenin ja linnun sulkien keratiinin (Fry 2006, Phillips 2012). Täten saman yksilön eri kudoksista mitatut isotooppisuhteet voivat kertoa sen eri aikoina käyttämästä ravinnosta.

Hiilen ($^{13}C/^{12}C$) ja typen ($^{15}N/^{14}N$) isotooppien standardoidut suhteet (merkitään $\delta^{13}C$ ja $\delta^{15}N$) ovat käytetyimpiä eläinten ravinnon ja ravintoverkkojen tutkimisessa (Layman ym. 2012). Ravintoverkkotasolla (trofiatasolla) ylemmäs siirryttäessä kuluttajan typen isotooppisuhde on suurempi kuin niiden käyttämien ravintolähteiden, minkä ansiosta typen isotooppisuhteiden perusteella on mahdollista arvioida eliöiden asemia ravintoverkoissa. Hiilellä isotooppisuhteessa ei tapahdu niin voimakasta muuntumista ravintoverkkotasolta toiselle siirryttäessä kuin typellä, minkä ansiosta hiilen isotooppisuhteet sopivat typen suhteita paremmin ravinnon sisältämän hiilen alkuperän arvioimiseen (Layman ym. 2012).

Isotooppisuhteet eivät kuitenkaan suoraan kerro ravinnon sisältämien eri ravintolähteiden osuuksia kuin hyvin yksinkertaisissa tilanteissa (Fry 2006, Phillips 2012). Siksi ravintolähteiden osuuksia tutkittaessa turvaudutaan usein malleihin, joita on kehitetty usean laisia eri tilanteisiin sopivia (Parnell ym. 2010, Layman ym. 2012, Phillips 2012). Ravintolähteiden osuuksien mallintamiseen kahden tai useamman isotoopin perusteella käytetään sekoitusmalleja (SIMM ”Stable Isotope Mixing Model”), joiden avulla voidaan arvioida useiden eri ravintolähteiden osuudet kuluttajan ravinnossa (Parnell ym. 2010, Phillips 2012). Bayesialäiset sekoitusmallit tuovat tähän oman lisäyksensä, sillä niiden avulla saadaan piste-estimaattien lisäksi laskettua myös todennäköisyysjakaumat ravintolähteiden

osuuksille kuluttajan ruokavaliossa (Hopkins ja Ferguson 2012). Bayesiläisiin malleihin voidaan myös syöttää ennakkoon saatavilla olevaa tietoa ravintolähteiden osuuksista.

Sekoitusmalleja käytettäessä joudutaan tekemään useita oletuksia, joiden voimassaoloa on syytä arvioida kriittisesti (Phillips 2012). Yksi tärkeimmistä oletuksista on, että kaikkien merkittävien ravintolähteiden oletetaan olevan tiedossa ja malliin annettuna. Jos tärkeitä ravintolähteitä puuttuu, voivat mallin antamat tulokset olla virheellisiä (Phillips 2012).

2.7 Sääksen poikasten käyttämän ravinnon tutkiminen vakaiden isotooppien avulla

Sääksen poikasten sulista mitattujen vakaiden isotooppien suhteiden voidaan olettaa vastaavan emojen pesään kantaman ravinnon isotooppiarvoja. Linnun sulat ovat tiettävästi metabolisesti inerttejä, eli niissä ei tapahdu metabolisia muutoksia kudoksen muodostumisen jälkeen (Inger ja Bearhop 2008). Tästä syystä sääksen poikasten sulat sisältävät tiedon niiden käyttämästä ravinnosta isotooppisuhteiden muodossa koko siltä ajalta, jolloin sulat ovat kasvaneet.

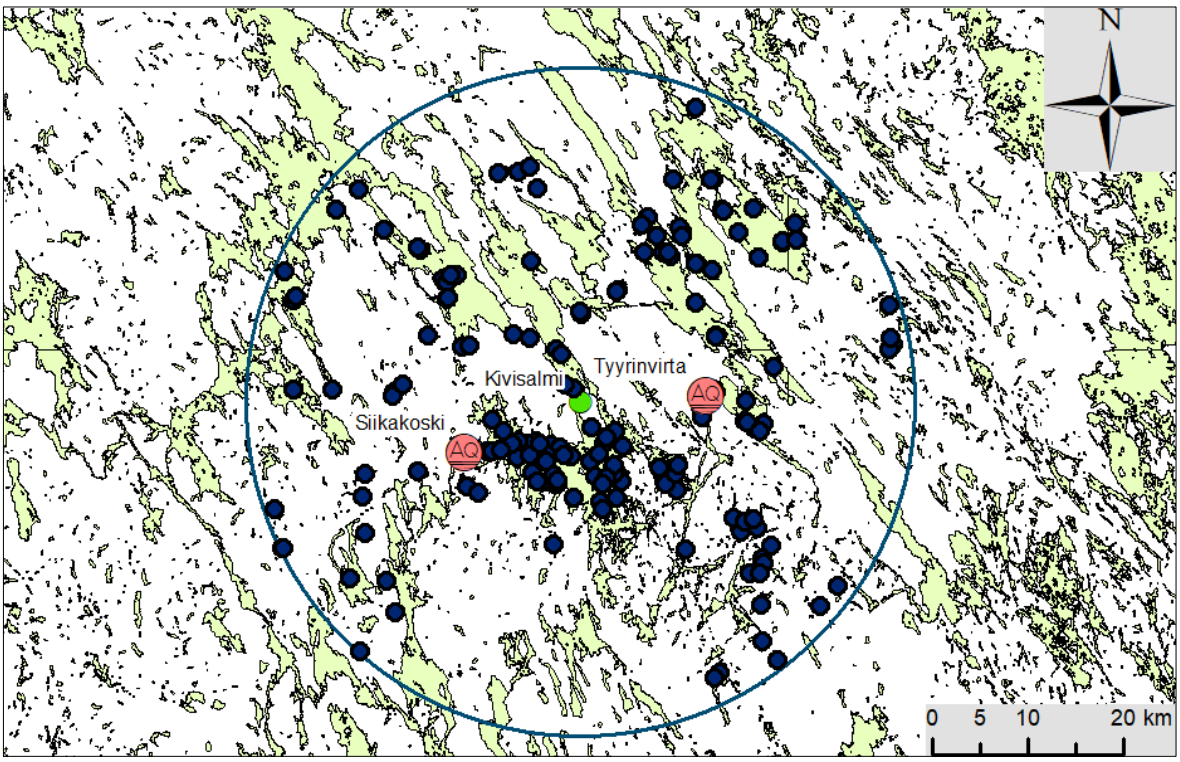
Sääksen poikasten ravintoa tutkittaessa etenkin hiilen isotooppiarvo on käyttökelpoinen, sillä sen avulla voidaan tutkia sääksen poikasten syömien kalojen sisältämän hiilen alkuperää. Hiilen isotooppisuhteiden tiedetään eroavan meren ja sisävesien eliöiden välillä (Hobson 1999, Michener ja Kaufman 2007, Inger ja Bearhop 2008). Ingerin ja Bearhopin (2008) mukaan merellisissä ympäristöissä hiilen isotooppiarvot ovat selvästi korkeampia kuin sisävesien ympäristöissä. Kun vielä tiedetään, että kalanviljelylaitosten kirjolohet ruokitaan meriperäisellä ravinnolla, voidaan niiden ja sisävesikalojen $\delta^{13}C$-arvojen olettaa poikkeavan selvästi toistaan. Tällöin poikasten sulkien isotooppiarvojen perusteella on mahdollista arvioida kirjolohen osuus niiden käyttämässä ravinnossa.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Tutkimusalue

Tutkimusalue sijaitsee Keski-Suomen Konneveden ja Pohjois-Savon Rautalammin kuntien alueella. Se rajautuu 35 km säteiseen ympyrään (Kuva 2) keskipisteenään Konneveden Kivisalmi (ETRS89-TM35FIN: P 6948497, I 478210). Tutkimuspesät valittiin tältä alueelta, sillä kalanviljelylaitosten vaikutus sääksen ravinnonlähteenä ulottuu ainakin 20 km etäisyydelle (Häkkinen ja Jokinen 1974, Karevaara 1998).

Siikakoskella Konneveden kunnan alueella sijaitsee Taimen Oy:n kalanviljelylaitos ja Tyyrinvirralla Rautalammilla Savon-Taimen Oy:n laitos. Näiden kahden kalanviljelylaitoksen välinen etäisyys on noin 25 km.



Kuva 2. Tutkimusalue rajautuu 35 km etäisyyteen Konneveden Kivisalmesta (vihreä symboli). Siniset symbolit kuvaavat onnistuneita sääksen pesintöjä vuosien 2000–2018 välisenä aikana. Konneveden Siikakosken kalanviljelylaitos ja Rautalammin Tyyrinvirran laitos löytyvät kuvasta punaisilla AQ-symboleilla merkittynä. Vihertävät alueet kuvaavat vesialueita ja valkoiset alueet maa-alueita. Taustakartta: Maanmittauslaitoksen maastotietokanta, 2018.

3.2 Rengastusaineisto

Sain Helsingin luonnontieteelliseltä keskusmuseolta (LUOMUS) käyttööni sääksien rengastusaineiston, joka sisältää sääksirengastajien museolle toimittamat tiedot rengastetuista sääksen poikasista vuosilta 2000–2018. Aineisto haettiin 35 km säteellä Konneveden Kivisalmesta (ETRS89-TM35FIN: P 6948497, I 478210) ja näin mukana ovat kaikki pesät vähintään 20 km etäisyydellä Siikakosken ja Tyyrinvirran kalanviljelylaitoksista. Rajatulla tutkimusalueella on ollut vuosien 2000–2018 välisenä aikana yhteensä yli 400 onnistunutta sääksen pesintää yli 80 eri pesässä. Aineistosta ilmenevät muun muassa pesien sijaintitiedot, poikasten rengasnumerot, poikasten lukumäärät, poikasten siiven pituudet, poikasten painot ja rengastuspäivämäärät. Aineiston perusteella laskin jokaiselle pesälle keskimääräisen poikuekoon ja poikasten keskimääräisen yhteispainon.

3.2.1 Rengastusaineiston tilastoanalyysit

Suoritin kaikki tutkimuksen tilastoanalyysit vapaasti saatavilla olevalla R-tilasto-ohjelmalla (v. 3.6.1 (R Core Team 2019)). Käyttämieni mallien R-koodit löytyvät liitteestä (Liite 1). Tilastollisen merkitsevyyden raja-arvona (α) käytin kaikissa tilastoanalyyseissä arvoa 0,05.

Tutkin yleistetyn lineaarisen mallin (GLM) avulla, vaikuttavatko käyttämäni muuttujat sääksien keskimääräiseen poikuekokoon (Liite 1). Vastemuuttujana mallissa oli poikasten keskimääräinen lukumäärä ja selittävinä muuttujina pesän ja lähimmän laitoksen välinen etäisyys sekä tieto siitä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee. Mikäli keskimääräisen poikuekoon ja etäisyyden välillä paljastuu negatiivinen yhteys (poikasten määrä vähenee etäisyyden kasvaessa), voidaan sääksien tulkita hyötyvän viljelylaitosten läheisyydestä, mikä puolestaan antaisi tukea tutkimushypoteesille.

Mallin vastemuuttuja kuvaa onnistuneiden pesintöjen keskimääräistä poikuekokoa vuosien 2000 ja 2018 välillä. Pesimiskertojen määrä kullakin pesällä on kuitenkin

otettava huomioon, koska osassa pesistä on tuona aikana pesitty vain kerran ja joissakin useita kertoja. On perusteltua olettaa, että mitä useammin pesällä on pesitty, sen paremmin keskimääräinen poikuekoko kertoo pesäpaikan todellisesta laadusta. Tästä syystä käytin mallissa painotuksena havaintokohtaisia otospainoja, eli kunkin pesän pesimiskertojen osuutta koko tarkastelujakson ajasta (18 vuotta).

Mallissa käytettävästä gamma-jakaumasta johtuen estimaattien arvot tulee muuntaa todellisiin yksiköihin logit-muunnoksella. Sijoittamalla mallin antamat estimaattien arvot yhtälöön 1, saadaan estimaattien arvot muunnettua todellisiin yksiköihin. Näin voidaan paremmin arvioida vaikutuksen todellista suuruutta.

$$Poikuekoko = e^{\alpha + \beta \times etäisyys + \gamma \times Laitos}, \qquad (1)$$

missä α = vakiotermi, β = etäisyyden kerroin ja γ = Tyyrinvirran satunnaistekijä (estimaatti Tyyrinvirran laitoksen erosta verrattuna Siikakosken laitokseen). *Laitos* on mallissa luokitteleva muuttuja, eli tieto siitä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee.

Keskimääräiseen poikuekokoon vaikuttavien tekijöiden lisäksi tutkin, vaikuttavatko käyttämäni muuttujat poikasten keskimääräiseen yhteispainoon. Tällöin vastemuuttujana mallissa toimii poikasten keskimääräinen yhteispaino ja selittävinä muuttujina poikasten määrä, pesän ja lähimmän laitoksen välinen etäisyys sekä tieto siitä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee. Poikasten yhteispainon ja pesän ja laitoksen välisen etäisyyden negatiivinen riippuvuussuhde antaisi tukea hypoteesille, jonka mukaan sääkset hyötyvät viljelylaitosten läheisyydestä poikasten suurempana kokona. Samoin kuin keskimääräistä poikuekokoa tutkittaessa, myös tässä mallissa oli käytettävä otospainotusta, jolla saatavilla olevan tiedon määrä huomioitiin. Poikasten yhteispainon tapauksessa käytin painotuksena niiden vuosien lukumäärän osuutta koko tarkasteluajasta, joilta poikasten painotiedot olivat saatavilla.

Yhteispainon tapauksessa mallin antamat estimaattien arvot voidaan sijoittaa lineaarisen mallin yhtälöön 2, jolloin estimaattien arvot saadaan muunnettua todellisiin yksiköihin ja vaikutuksen suuruutta voidaan arvioida paremmin.

$$Yhteispaino = \alpha + \beta \times etäisyys + \gamma \times Laitos, \qquad (2)$$

missä α = y-akselin leikkauspiste, β = etäisyyden kerroin ja γ = Tyyrinvirran satunnaistekijä (estimaatti Tyyrinvirran laitoksen erosta verrattuna Siikakosken laitokseen). *Laitos* on mallissa luokitteleva muuttuja, eli tieto siitä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee.

Tämän lisäksi tarkastelin vielä poikasten keskipainon yhteyttä valittuihin muuttujiin. Tällöin lineaarisen mallin vastemuuttujana oli poikasten keskipaino, joka saatiin jakamalla poikasten yhteispaino poikasten määrällä. Selittävinä muuttujina mallissa olivat poikasten määrä, pesän ja lähimmän laitoksen välinen etäisyys sekä tieto siitä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee. Mikäli poikasten keskipainon ja etäisyyden välitä paljastuisi negatiivinen yhteys, antaisi tulos tukea oletukselle, että lähempänä viljelylaitoksia poikaset ovat keskimäärin suurempia.

3.3 Tarkkailuaineisto

Tarkkailemalla sääksen pesiä kesän 2018 aikana Konneveden ja Rautalammin alueella, saatiin tietoa sääksien pesiinsä kantamasta saaliista. Oleellisinta tämän työn kannalta oli saada selville, miten paljon alueen sääkset vievät pesilleen kalaa, ja kuinka suuri osuus saaliista on kirjolohta. Samanlaista menetelmää ovat käyttäneet mm. Harmata ym. (2007) tutkiessaan sääksen saalistuskäyttäytymistä. Tarkkailemalla pesiä saadaan lajikoostumuksen lisäksi tietoa vuorokauden ajan, pesimiskauden vaiheen ja sään vaikutuksista saalistukseen (Harmata ym. 2007). Alueen kalanviljelylaitokset sijaitsevat Konneveden Siikakoskella ja Rautalammin Tyyrinvirralla. Tarkkailuissa minua avusti ympäristötieteen maisteriopiskelija Marko Jäntti.

Tarkkailtavien pesien valinnassa käytin Helsingin luonnontieteellisen keskusmuseon (LUOMUS) sääksien rengastusaineistoa. Tarkkailtaviksi soveltuvien pesien kriteereitä olivat: sopiva tarkkailuetäisyys (häiriöttömyys sääksille), hyvä tarkkailupaikka ja vähintään yksi poikanen. Lisäksi tarkkailukohteiden tuli olla saavutettavissa kohtuullisella aika- ja työpanostuksella.

Tarkkailupaikalta oli oltava esteetön näkyvyys pesälle, jotta kalalajien tunnistaminen kaukoputkella oli mahdollista. Hyvä tarkkailupaikka sijaitsi tarpeeksi lähellä pesää, jotta kalalajit voitiin tunnistaa, mutta riittävän kaukana, jottei sääksien elämä pesällä häiriintynyt. Noudatimme tarkkailuissa häirinnän suhteen "nollatoleranssia" eli siirryimme kauemmaksi, mikäli sääksien käytös muuttui läsnäolostamme johtuen. Läsnäolostamme koituvalla häiriöllä olisi voinut olla vaikutusta myös tarkkailun tuloksiin, mikäli koiras ei olisi uskaltanut tuoda saalista pesälle, tai olisi käynyt pesällä harvemmin kuin ilman häiriötä.

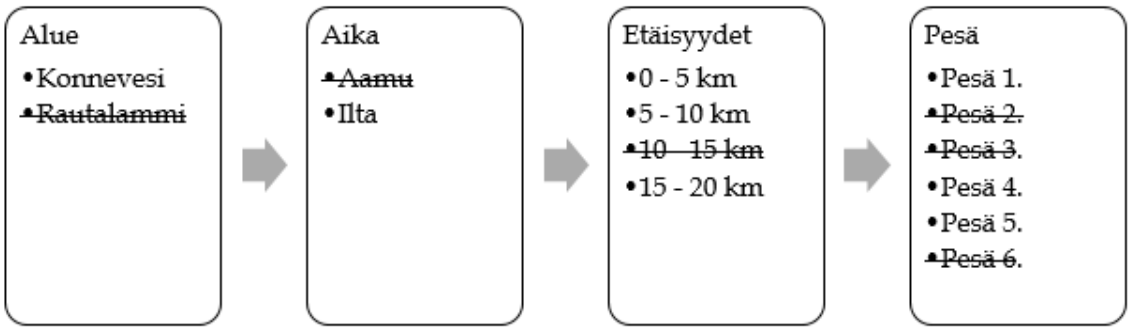
Tarkkailut ajoitettiin sääksien pesäpoikasvaiheeseen, jolloin koiraiden oletettiin kantavan runsaasti ravintoa kasvaville poikasille. Pesäpoikasvaihe alkaa tyypillisesti kesäkuun puolessa välissä ja päättyy elokuun alkupuolella. Myös haudontavaiheessa ennen poikasten kuoriutumista koiraat tuovat pesilleen ravintoa hautoville emoille, mutta niin harvoin, ettei tarkkailu tällöin olisi ollut mielekästä. Toisaalta lentopoikasvaiheessa, kun poikaset osaavat jo lentää, eivät ne välttämättä enää syö kaikkea tuotua saalista pesässä. Tällöin osa poikasille tuodusta saaliista saattaisi jäisi havaitsematta.

Aikaisemmin tehdyssä tutkimuksessa (Karevaara 1998) on havaittu, että sääkset käyvät kalastamassa kalanviljelylaitoksilla erityisesti aamuisin ja iltaisin. Tästä syystä tarkkailuilla haluttiin kattaa koko vuorokauden valoisa aika, mikä keskikesän valoisimpaan aikaan on noin 20 tuntia. Koska 20 tunnin yhtämittainen tarkkailu olisi mahdotonta, tarkkailimme kullakin pesällä aina 10 tuntia kerrallaan joko aamulla klo 3:00–13:00, tai illalla klo 13:00–23:00. Näin keskikesän tarkkailuvuorokausien valoisa aika saatiin melko kattavasti tarkkailluksi.

Päätimme suorittaa tarkkailuja kymmenen viikon ajan kolmena päivänä viikossa: tiistaisin, keskiviikkoisin ja torstaisin. Kymmenen viikon ajanjakso poikasten kuoriutumisen jälkeen käsittää pesinnän koko pesäpoikasvaiheen sekä pari viikkoa lentopoikasvaiheen alkua. Valitsimme tarkkailupäivät etukäteen varmistaaksemme, ettemme voi itse vaikuttaa tarkkailupäivien valintaan tarkkailujakson aikana, mikä voisi vääristää tuloksia. Lisäksi pesien valitsemisesta johtuvan virheen välttämiseksi päätimme satunnaistaa tarkkailtavat pesät erikseen jokaiselle tarkkailuvuorokaudelle.

Teimme satunnaistamisen nelivaiheisesti (Kuva 3), jolloin ensin satunnaistimme kunkin tarkkailuviikon tarkkailtavan alueen siten, että toinen tarkkailija tarkkaili Konnevedellä ja toinen Rautalammilla. Sen jälkeen kunkin viikon kolmipäiväiselle tarkkailujaksolle satunnaistettiin tarkkailun vuorokaudenaika (klo 3:00–13:00 tai klo 13:00–23:00), jota noudatettiin viikon jokaisena kolmena tarkkailupäivänä. Lopuksi kullekin kolmelle tarkkailuvuorokaudelle satunnaistettiin pesän etäisyys viljelylaitoksesta ja viimein itse tarkkailtava pesä.

Varmistuaksemme siitä, että jokaisena tarkkailuviikkona pesiä sattui tarkkailtavaksi eri etäisyyksiltä kalanviljelylaitoksista, käytimme ositetun otannan menetelmää. Ositteina käytimme 5 km välejä, jolloin ositteita muodostuu neljä: 0–5 km, 5–10 km, 10–15 km ja 15–20 km. Jokaisena tarkkailuviikkona kullekin tarkkailijalle valittiin tarkkailtavaksi enintään yksi pesä kustakin ositteesta. Näin varmistui, että jokaisena tarkkailuviikkona pesiä tarkkailtiin kattavasti eri etäisyyksiltä (Kuva 3). Pesien satunnaistaminen tarkkailuja varten suoritettiin R-tilasto-ohjelmaa käyttäen.



Kuva 3. Tarkkailupesien satunnaistaminen jokaisen tarkkailuviikon kolmelle tarkkailuvuorokaudelle. Tälle esimerkin tarkkailuviikolle (ja tarkkailijalle) olisivat valikoituneet Konnevedellä eri etäisyyksillä laitoksesta sijaitsevat pesät 1, 4 ja 5, ja näitä olisi tarkkailtu iltaisin.

3.3.1 Tarkkailuaineiston tilastoanalyysit

Tarkkailuaineiston perusteella saadaan arvioitua jokaisen tarkkailupesän poikasten ravinnon sisältämä kirjolohen osuus tarkkailujen ajalta. Yleistetyn lineaarisen mallin (GLM) avulla (Liite 1) tutkin, selittääkö pesän etäisyys lähimmästä kalanviljelylaitoksesta kirjolohen osuutta sääksen ravinnossa. Mikäli kirjolohen osuus sääksen ravinnossa kasvaa pesän ja laitoksen välisen etäisyyden pienentyessä, antaa tulos tukea tutkittavalle hypoteesille.

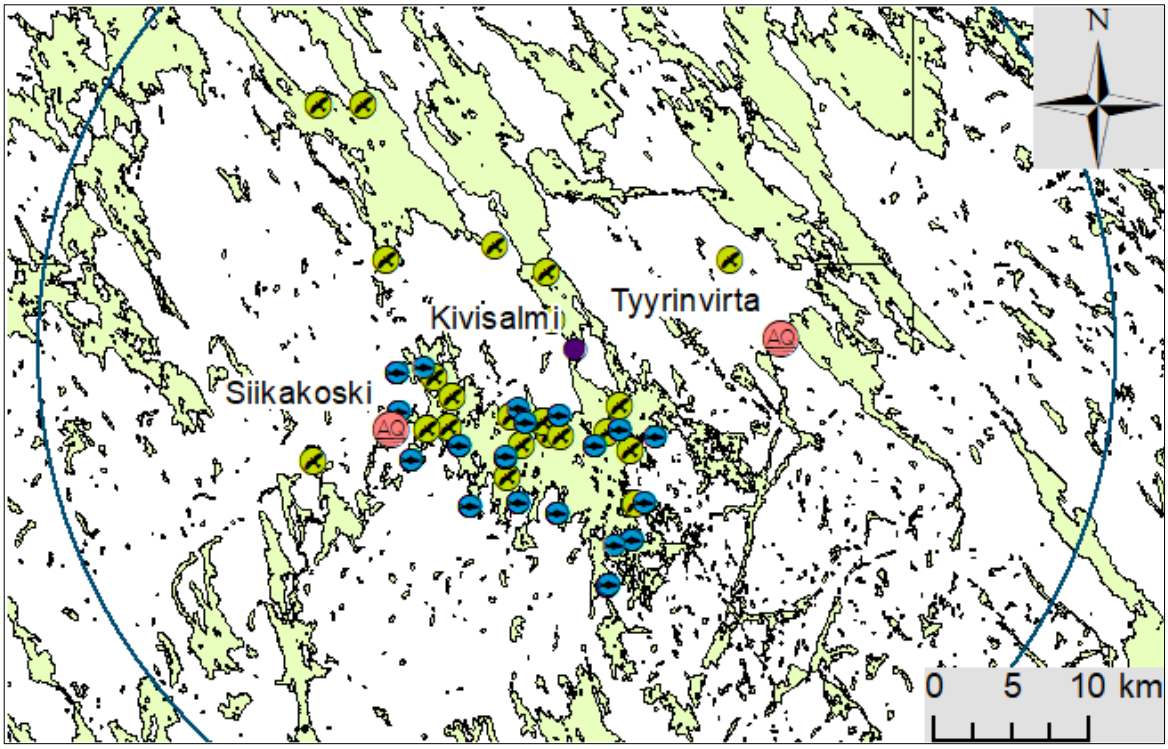
Etäisyyden lisäksi tutkin myös poikasten määrän vaikutusta kirjolohen osuuteen. Vastemuuttujana mallissa oli kirjolohen osuus ja selittävinä muuttujina pesän ja lähimmän kalanviljelylaitoksen välinen etäisyys sekä poikasten määrä. Näiden muuttujien lisäksi lisäsin malliin vielä tiedon siitä, kumpaa kalanviljelylaitosta lähempänä pesä sijaitsee ja tutkin, onko tällä vaikutusta kirjolohen osuuteen.

Tarkkailutuloksia mallintaessani otin huomioon tarkkailutuntien ja havaittujen kalojen kokonaismäärän kullakin pesällä. Satunnaistamisesta johtuen joitakin pesiä tarkkailtiin vain vähän aikaa suhteessa muihin pesiin. Tästä syystä niiden pesien, joita tarkkailtiin vähän, arvio kirjolohen osuudesta on oletettavasti epätarkempi kuin niiden, joita tarkkailtiin enemmän. Tätä eroa voidaan analyysissä korjata

painotuksella, joka ottaa kullekin pesälle tuodun kokonaiskalamäärän. Painotuksena käytin kullekin pesälle tuotujen kalojen osuutta kaikista tarkkailujen aikana havaituista kaloista.

3.4 Isotooppiaineisto

Sääksen poikasten sulkanäytteet oli kerätty Konneveden ja Rautalammin alueelta (Kuva 4) kahden sääksirengastajan toimesta kesien 2015 ja 2016 rengastusten yhteydessä. Kesältä 2015 sulkia oli yhteensä 40 ja kesältä 2016 20 näytettä. Ahonurmi ja Auerniitty (2015) ovat analysoineet kesän 2015 sulkien isotooppiarvot, ja näitä arvoja käytin myös tässä tutkimuksessa. Vuoden 2016 sulkien isotooppiarvot analysoin käyttämällä samaa menetelmää kuin Ahonurmi ja Auerniitty vuonna 2015.



Kuva 4. Sulkanäytteet oli kerätty vihreillä lintusymboleilla merkityistä sääksen pesistä. Luonnonkala-aineisto kalastettiin Konnevedeltä sinisten kalasymbolien osoittamista paikoista. Punaiset AQ-symbolit osoittavat Siikakosken ja Tyyrinvirran laitosten sijainnit. Vihertävät alueet kuvaavat vesialueita ja valkoiset alueet maa-alueita. Taustakartta: Maanmittauslaitoksen maastotietokanta, 2018.

Poistin sulkanäytteistä pintarasvan uuttamalla niitä 1:2 metanolikloroformiliuoksessa yön yli, jonka jälkeen annoin näytteiden kuivua ennen jatkokäsittelyä. Isotooppianalyysiä varten leikkasin jokaisesta sulasta pienen näytepalan keskellä sulkaa olevasta väkäsosasta (Kuva 5). Ottamalla näyte keskeltä sulkaa pyrittiin välttämään emolinnulta peräisin olevaa isotooppivaikutusta. Asettelin näytteet pieniin tinakuppeihin ja puristin kupit pinseteillä pieniksi palloiksi isotooppianalyysiä varten. Näytteiden hiilen ja typen stabiili-isotooppisuhteet ($\delta^{13}C$- ja $\delta^{15}N$-arvot) analysoitiin alkuaineanalysaattorilla (Carlo Erba Flash EA1112), joka oli yhdistettynä IRMS-massaspektrometriin (Thermo Finnigan DELTA^{plus} Advantage). Näyteajon aikana sulkanäytteiden mukana käytettiin hauen selkälihaksesta tehtyä standardia, jonka isotooppisuhteet tunnetaan.

Kuva 5. Sulkanäytteenotossa tarvittiin apuna leikkuualustaa, pinsettejä ja terävää veistä (Kuva: Jani Virtanen).

3.4.1 Näytekalojen kalastus ja analysointi

Kalastimme Marko Jäntin kanssa kesällä 2018 eri puolilta Konnevettä (Kuva 4) otoksen sellaisia kaloja, joita oletimme sääksien käyttävän ravinnokseen. Kalastukset ajoitettiin sääksen pesimisaikaan. Käyttämäni kirjolohien isotooppiarvot ovat peräisin Rautalammilla sijaitsevan Tyyrinvirran kalanviljelylaitoksen, sekä Konneveden Siikakosken laitoksen lahjoittamista kaloista, jotka Ahonurmi ja Auerniitty analysoivat vuonna 2015 (Ahonurmi ja Auerniitty 2015).

Kalastusten jälkeen kalat pakastettiin –18 °C lämpötilaan säilytyksen ajaksi. Isotooppinäytteiden ottoa varten kalat sulatettiin, jonka jälkeen jokaisen kalan selkälihaksen keskikohdasta leikattiin pieni näytepala isotooppianalyysiä varten. Ennen näytteenottoa kalat kuitenkin mitattiin ja punnittiin, jotta kalan pituuden ja painon vaikutusta isotooppiarvoihin voidaan myöhemmin tutkia. Kalanäytteet kuivattiin kylmäkuivauslaitteessa (Christ ALPHA 1–4 LD plus) ja homogenoitiin hienoksi jauheeksi. Isotooppianalyysiä varten kutakin näytettä punnittiin 0,2–1,2 mg pieneen tinakuppiin, ja kupit puristeltiin pieniksi palloiksi pinsettien avulla. Näytteet analysoitiin samalla IRMS-isotooppisuhdemassaspektrometrilla kuin sulat, mutta eri päivinä.

Myöhempiä analyyseja varten tutkin, onko kalojen isotooppiarvojen välillä tilastollisesti merkitseviä eroavaisuuksia. Koska kalojen isotooppiarvot eivät noudattaneet normaalijakaumaa päädyin käyttämään parametritonta Kruskal-Wallis -testiä. Parittaiset vertailut puolestaan suoritin parametrittomalla Mann-Whitney-Wilcoxon -testillä.

3.4.2 SIAR-mallinnus

Suoritin isotooppianalyysin R-tilasto-ohjelman vapaasti saatavilla olevan SIAR-lisäpaketin avulla (Inger ym. 2010, Parnell ym. 2010). SIAR (Stable Isotope Analysis in R) -lisäpaketin malli perustuu bayesiläiseen lähestymistapaan, joka mahdollistaa

todennäköisyyksiin perustuvat arviot eri ravintolähteiden suhteellisista osuuksista kuluttajan ravinnossa (Parnell ym. 2010).

Syötin malliin sääksen poikasten sulista mitatut (ravintoverkkotason muutoskertoimella korjatut) hiilen ja typen isotooppiarvot. Tässä työssä käytin hiilelle korjausarvoa 1,0 ja typelle 2,0. Nämä arvot Hobson ja Clark (1992b) mittasivat kokeellisesti tutkittuaan kalalla ruokittujen varisten isotooppiarvojen fraktioitumista suhteessa niiden syömään ravintoon. Saman suuntaisia arvoja on esitetty myös muissa tutkimuksissa (mm. Michener ja Kaufman 2007).

Samasta pesästä olevien poikasten isotooppiarvot ryhmittelin omiksi ryhmikseen, koska tällöin SIAR-malli laskee ravintolähteiden osuudet pesittäin sen sijaan, että se laskisi osuudet erikseen jokaiselle poikaselle (Phillips ym. 2014). Kuluttajan (sääksen) isotooppiarvojen lisäksi malliin syötetään ravintolähteiden isotooppiarvot, jotka tässä tapauksessa ovat em. kalojen tai kalaryhmien lihaskudoksesta mitattuja lipidikorjattuja isotooppiarvoja. Ravintolähteiden isotooppiarvoja ei tule syöttää malliin sellaisenaan, vaan toimiakseen malli tarvitsee näiden keskiarvot ja keskihajonnat (Inger ym. 2010).

Kalojen isotooppiarvoille tehtiin hiilen ja typen suhteeseen perustuva lipidikorjaus Kiljusen ym. (2006) esittämällä tavalla, jonka avulla kalojen arvot saatiin korjattua vastaamaan rasvattoman kudoksen arvoja. Korjattujen isotooppiarvojen analysointi paljasti, että lahnan isotooppiarvot poikkesivat muiden luonnonkalojen vastaavista arvoista tilastollisesti merkitsevästi, kun taas muiden luonnonkalojen isotooppiarvot eivät poikenneet merkitsevästi toisistaan. Tästä syystä erotin SIAR-mallia varten lahnan omaksi ravintolähteekseen ja muut luonnonkalat (ahven, hauki ja särki) pidin yhtenä ravintolähteenä (Phillips ym. 2014).

Alkuainehiilen ja -typen suhde on mahdollista huomioida mallissa jokaisen ravintolähteen kohdalla erikseen. Koska suhde voi vaihdella huomattavasti eri ravintolähteiden välillä (Phillips ym. 2014), vaihtelun ottaminen huomioon voi parantaa tuloksen tarkkuutta. Kirjolohen, lahnan ja muun luonnonkalan

keskimääräiset hiilen ja typen prosenttiosuudet poikkesivat toisistaan jonkin verran, joten tästä syystä lisäsin malliin niiden suhteet sekä suhteiden keskihajonnat.

SIAR-mallin avulla sain kullekin ryhmälle – tässä tapauksessa sääksen pesälle – todennäköisen suhteellisen ravintokoostumuksen. Tuloksena malli antoi kunkin pesän poikasten käyttämille eri ravintolähteille bayesiläiset todennäköisyysjakaumat. Näistä jakaumista poimin jokaiselle pesälle kirjolohen osuuden mediaaniluvun ja näitä lukuja käytin kirjolohen osuutta kuvaavana muuttujana myöhemmissä analyyseissä.

3.4.3 Kirjolohen osuuteen ja pesimismenestykseen vaikuttavien tekijöiden mallintaminen

Tutkin yleistetyn lineaarisen mallin (GLM) avulla (Liite 1), vaikuttavatko pesän etäisyys lähimmästä kalanviljelylaitoksesta, poikasten lukumäärä pesässä, vuosi, tai se, kumpaa kalanviljelylaitosta lähempänä pesä sijaitsee (laitos), kirjolohen osuuteen sääksen poikasten ravinnossa. Käytin mallissa pesän id-numeroa satunnaismuuttujana, sillä joistakin pesistä havaintoja oli molemmilta vuosilta, eivätkä havainnot tästä syystä olleet riippumattomia.

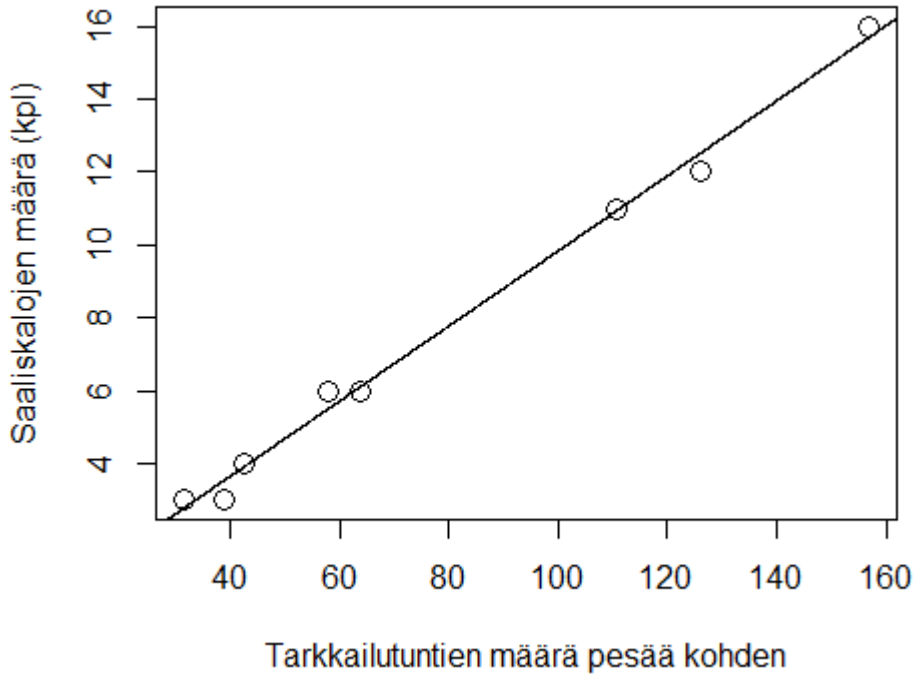
Poikasten yhteispainoon vaikuttavien tekijöiden tutkimiseen käytin yleistettyä lineaarista mallia (GLM), jossa vastemuuttujana oli pesän poikasten yhteispaino (Liite 1). Jatkuvina selittävinä muuttujina käytin kirjolohen osuutta ja pesän ja lähimmän viljelylaitoksen välistä etäisyyttä. Epäjatkuvia selittäviä muuttujia mallissa olivat vuosi ja tieto siitä, kumpaa kalanviljelylaitosta lähempänä pesä sijaitsee (laitos). Tässäkin mallissa lisäsin pesän id-numeron satunnaismuuttujaksi.

Suoritin mallinnukset R-tilasto-ohjelman avulla. Sekoitusmalleja varten latasin käyttööni vapaasti saatavilla olevan glmmTMB-lisäpaketin (Brooks ym. 2017). Beta-mallinnukset tein ohjelman betareg-lisäpaketilla (Cribari-Neto ym. 2010).

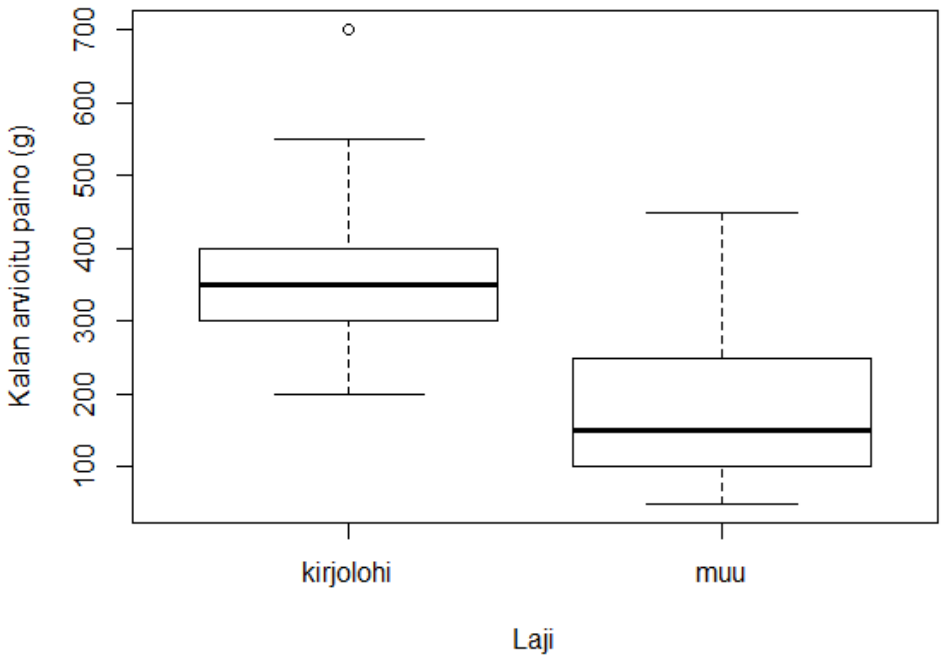
4 TULOKSET

4.1 Tarkkailuaineisto

Tarkkailutunteja koko tarkkailukauden aikana kertyi yhteensä 630, joiden aikana sääkset toivat pesilleen kaikkiaan 62 kalaa. Sääkset siis toivat pesilleen keskimäärin noin yhden kalan jokaista kymmentä tarkkailutuntia kohden (Kuva 6). Arvioitu keskimääräinen saaliskalan koko oli 260 grammaa. Kirjolohet olivat keskimäärin suurempia (ka. 360 g) kuin luonnonkalat (ka. 180 g) (Kuva 7).

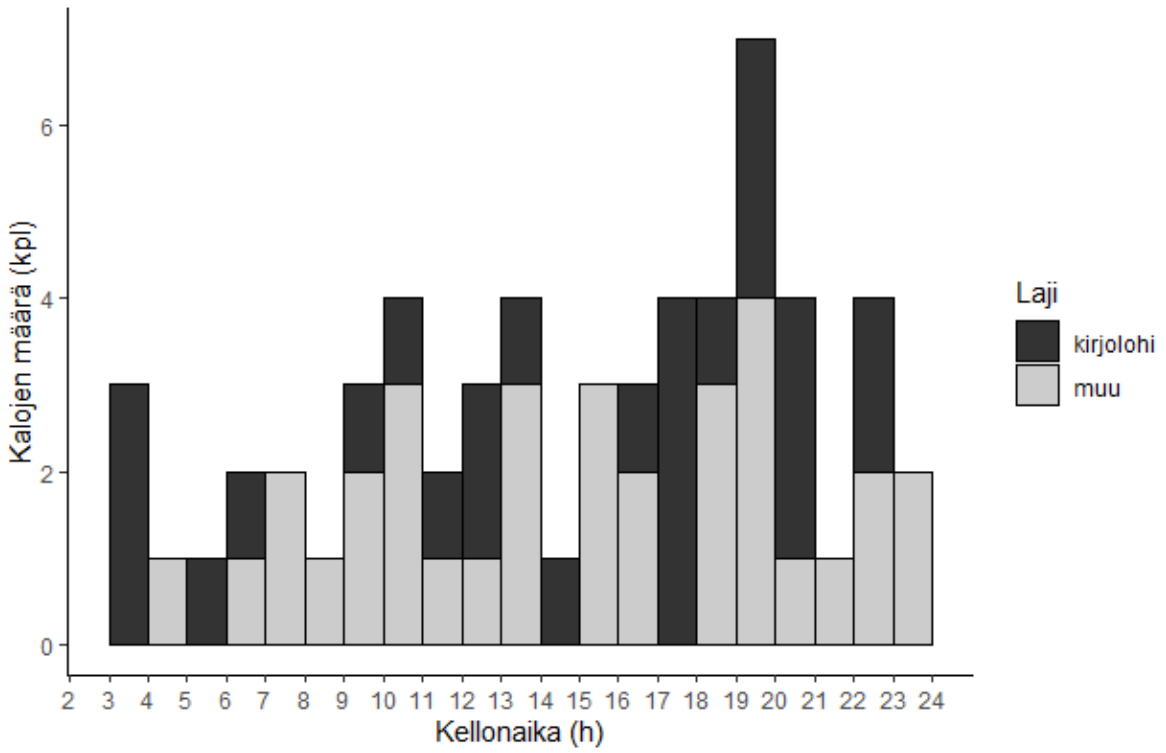


Kuva 6. Tarkkailutuntien ja pesille tuotujen saaliskalojen lukumäärän välinen yhteys koko tarkkailukauden aikana.



Kuva 7. Viiksilaatikkokuvaajat koko tarkkailukauden aikana pesiin tuotujen kirjolohien ja muiden kalojen arvioiduista painoista (g). Laatikoiden keskellä olevat poikkiviivat esittävät mediaaniarvoja. Laatikoiden sisällä on 50% havainnoista ja reunaviivat esittävät 25 % ja 75 % kvartiileja. Viiksien päädyissä olevat poikkiviivat esittävät minimi- ja maksimiarvoja. Yksi havainto kirjolohiaineistossa on poikkeavan suuri (avoin ympyrä).

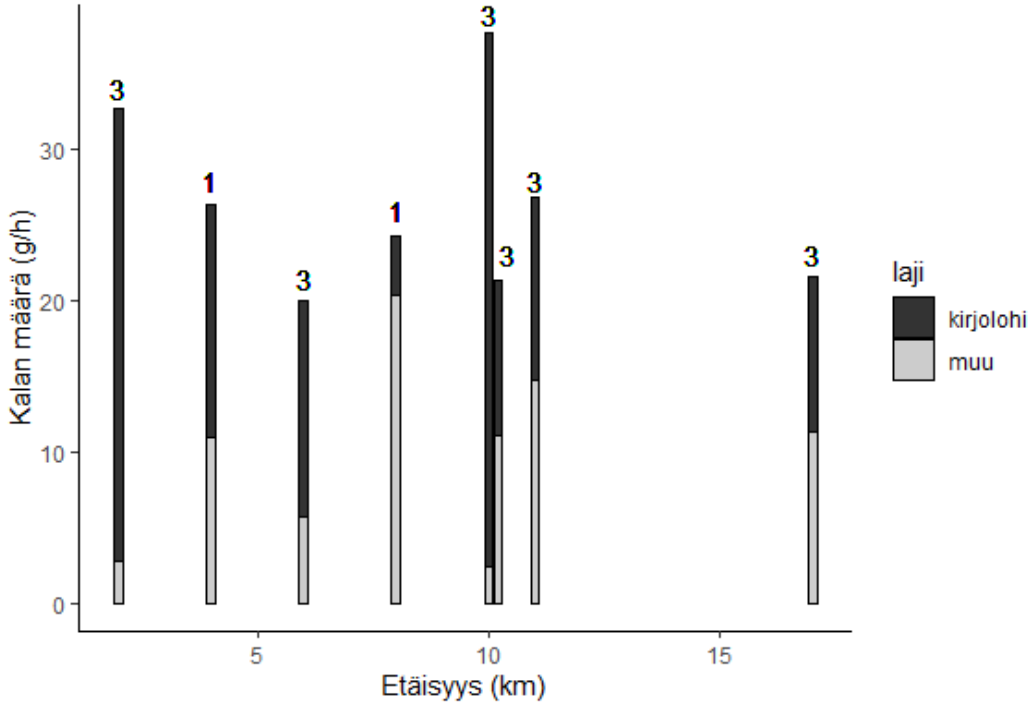
Koko tarkkailukauden aikana sääksien havaittiin tuoneen tarkkailupesille yhteensä 16040 g kalaa, joista 9720 g (27 kpl) oli kirjolohta ja 6320 g (35 kpl) muuta kalaa. Sääkset toivat pesilleen kaloja kaikkina vuorokauden valoisina tunteina (Kuva 8), joskin saalistus näyttää painottuneen erityisesti iltaan klo 18 ja 21 välille.



Kuva 8. Koko tarkkailukauden aikana sääksien pesilleen tuomien kirjolohien ja luonnonkalojen yksilömäärät (kpl) vuorokauden eri kellonaikoina (h). Kuvaajasta puuttuu kolme havaintoa, koska näiden osalta tieto kellonajasta oli jäänyt kirjaamatta.

4.1.1 Saaliin määrä ja sen kirjolohiosuus tarkkailuaineiston perusteella

Sääksikoiraat toivat pesilleen kalaa kutakuinkin saman verran riippumatta poikasten määrästä. Ne sääkset, joilla oli kolme poikasta, toivat pesilleen keskimäärin 26,7 g kalaa tunnissa (Kuva 9). Vuorokauden valoisana aikana ne toivat pesilleen siis keskimäärin n. 530 g kalaa. Sääkset, joilla oli vain 1 poikanen, toivat kalaa keskimäärin 25,4 g tunnissa, eli n. 510 g vuorokauden valoisana aikana. Vain kahdessa tarkkailupesässä oli 1 poikainen, ja kaikissa muissa pesissä oli 3 poikasta.



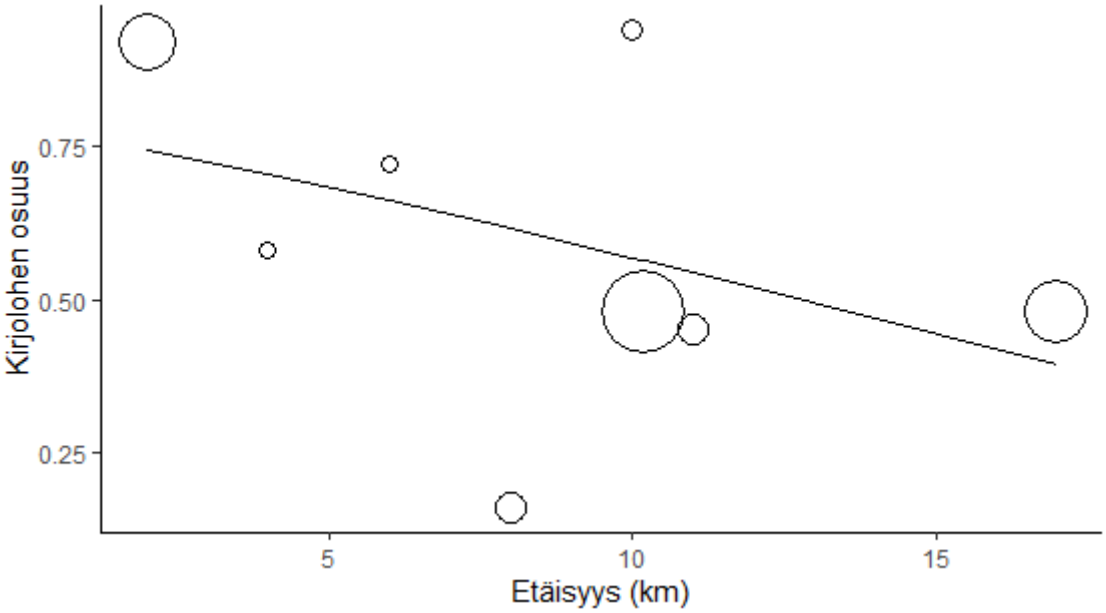
Kuva 9. Sääksien pesiinsä kuljettama keskimääräinen kalan määrä (g/h) suhteutettuna tarkkailuun käytettyyn aikaan (pystyakselilla) eri etäisyyksillä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta (vaaka-akseli). Kukin pylväs kuvaa sääksen pesää, ja luku pylvään yllä kertoo poikasmäärän kyseisessä pesässä.

Jokaiselle kahdeksalle tarkkailupesälle tuotiin koko tarkkailukauden aikana vähintään yksi ja enimmillään 9 kirjolohta. Kirjolohen osuus saaliskalojen yhteispainosta vaihteli välillä 16–94 % (Kuva 10).

4.1.2 Pesän ja kalaviljelylaitoksen välisen etäisyyden ja poikasten lukumäärän yhteys kirjolohen osuuteen

Pesän ja kalanviljelylaitoksen välisen etäisyyden ja poikasten ravinnon sisältämän kirjolohen osuuden välillä näyttää olevan negatiivinen yhteys (Kuva 10), joka ei kuitenkaan ollut yleistetyn lineaarisen mallin tulosten perusteella merkitsevä (p = 0,196). Kun etäisyyden lisäksi malliin lisättiin selittäviksi muuttujiksi poikasten lukumäärä sekä tieto siitä, kumpaa viljelylaitosta lähempänä pesä sijaitsee, tällöin pesälle tuodun kirjolohen osuudella ilmenee merkitsevä negatiivinen yhteys etäisyyteen kalanviljelylaitoksesta ja merkitsevä positiivinen yhteys poikasten

lukumäärään (Taulukko 1). Kirjolohen osuus siis suurenee etäisyyden lähimmästä kalanviljelylaitoksesta pienetessä ja pesän poikasten määrän kasvaessa. Sillä ei ollut mallin mukaan merkitystä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee.



Kuva 10. Kirjolohen osuuden yhteys pesän etäisyyteen lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Suora on sovite yleistetystä lineaarisesta mallista. Symbolin koko kuvaa kunkin pesän kirjolohen osuuden painoarvoa mallissa.

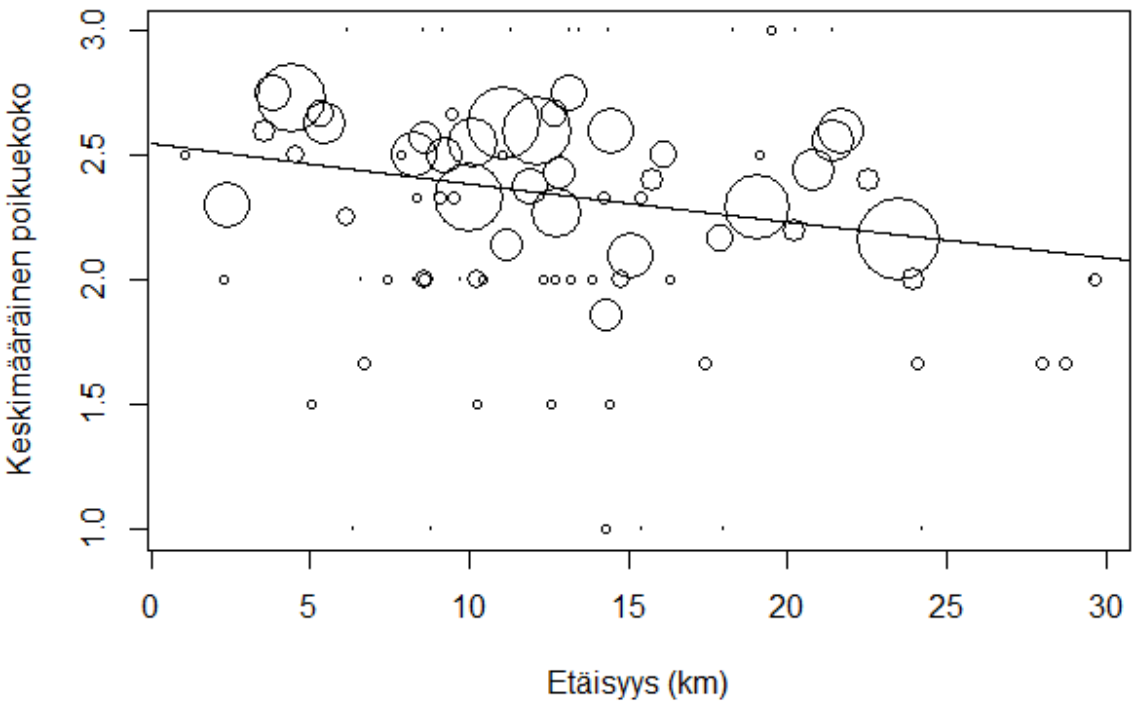
Taulukko 1. Kirjolohen osuutta selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SD*), testisuureen arvot (*t*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

	Estimaatti	*SD*	*t*	*P*
Vakiotermi	−0,987	1,170	−0,844	0,399
Etäisyys	−0,144	0,062	−2,307	0,021
Poikasten määrä	1,117	0,518	2,155	0,031
Laitos Tyyrinvirta	−0,458	0,761	−0,602	0,547

4.2 Rengastusaineisto

4.2.1 Keskimääräiseen poikuekokoon vaikuttavat tekijät

Yleistetyn lineaarisen mallin perusteella keskimääräinen poikuekoko kasvaa tilastollisesti merkitsevästi (p = 0,010) pesän ja lähimmän kalanviljelylaitoksen välisen etäisyyden pienetessä (Kuva 11).



Kuva 11. Keskimääräisen poikuekoon (poikasta/pesä) yhteys pesän etäisyyteen (km) lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Symbolin koko kuvastaa käytettyä painotusta: mitä suurempi symbolin koko sitä useammin pesässä on pesitty.

Mallin tulosten perusteella lähempänä Tyyrinvirran laitosta pesineillä sääksillä poikuekoot ovat olleet merkitsevästi (p = 0,042) pienempiä kuin Siikakosken lähellä pesineillä pareilla (Taulukko 2).

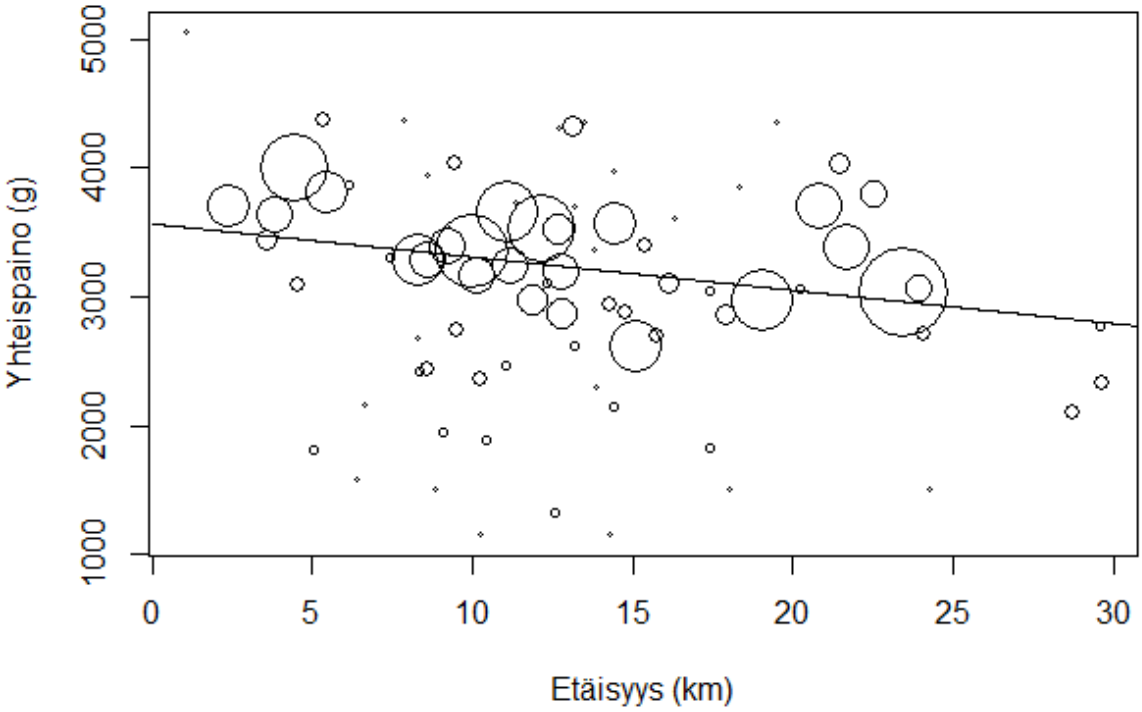
Taulukko 2. Sääksen keskimääräistä poikuekokoa 18 vuoden tarkastelujakson aikana selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SD*), testisuureen arvot (*t*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

	Estimaatti	*SD*	*t*	*p*
Vakiotermi	0,951	0,038	25,327	<0,001
Etäisyys	−0,006	0,003	−2,443	0,017
Laitos Tyyrinvirta	−0,073	0,035	−2,060	0,042

Sijoittamalla mallin antamat estimaatit yhtälöön 1 (ks. s. 17), saadaan 5 km etäisyydellä Siikakosken kalanviljelylaitoksesta pesivien sääksien keskimääräiseksi poikuekooksi 2,51 ja 25 km etäisyydellä 2,22. Vastaavasti 5 km etäisyydellä Tyyrinvirran kalanviljelylaitoksesta pesivien sääksien poikuekooksi tulee 2,33 ja 25 km etäisyydellä 2,06. Viiden kilometrin etäisyydellä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta pesineillä sääksillä on siis ollut keskimääräin 0,3 poikasta vuodessa enemmän kuin 25 km etäisyydellä pesineillä sääksillä.

4.2.2 Poikasten yhteispainoon vaikuttavat tekijät

Lineaarisen mallin mukaan poikasten keskimääräisellä yhteispainolla on merkitsevä negatiivinen yhteys (Taulukko 3) pesän ja lähimmän kalanviljelylaitoksen väliseen etäisyyteen. Etäisyyden ja yhteispainon välinen yhteys vaikuttaa kuvaajan (Kuva 12) perusteella hyvin samankaltaiselta kuin etäisyyden ja keskimääräisen poikuekoon välinen yhteys (Kuva 11). Se, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee, ei vaikuttanut poikasten keskimääräiseen yhteispainoon.



Kuva 12. Poikasten keskimääräisen yhteispainon (g) yhteys pesän etäisyyteen (km) lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Symbolin koko kuvastaa käytettyä painotusta: mitä suurempi symbolin koko, sitä useammalta vuodelta poikasten painotiedot olivat saatavilla.

Taulukko 3. Poikasten keskimääräistä yhteispainoa 18 vuoden tarkastelujakson aikana selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SD*), testisuureen arvot (*t*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

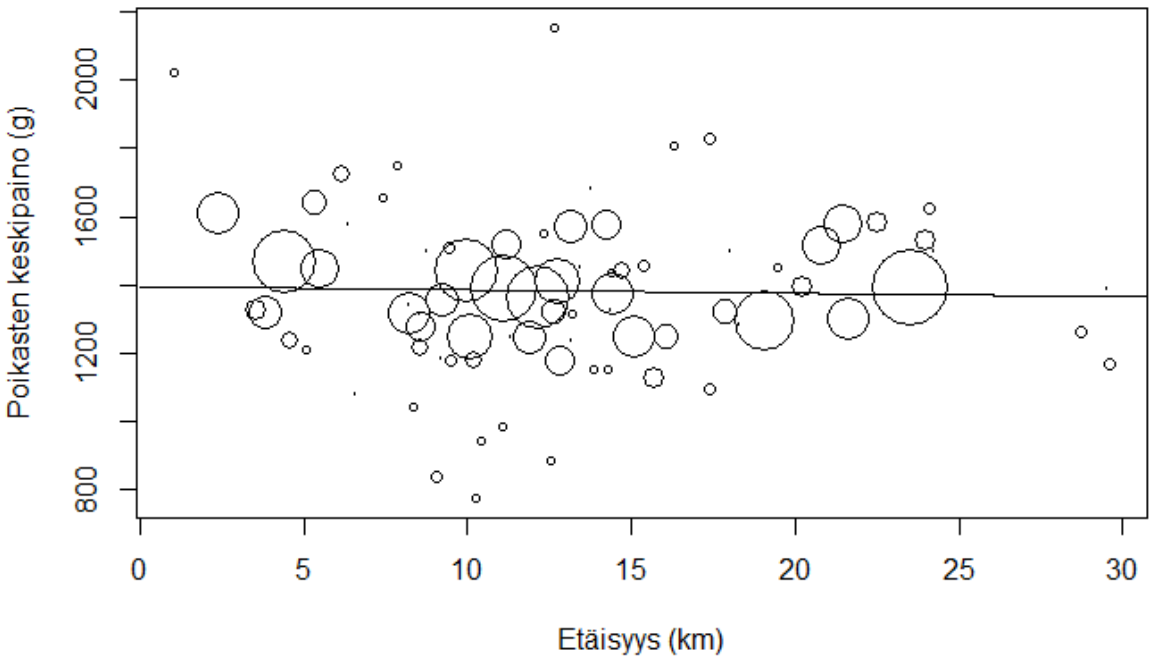
	Estimaatti	*SD*	*t*	*p*
Vakiotermi	3601,92	153,73	23,430	<0,001
Etäisyys	−24,86	10,34	−2,403	0,019
Laitos Tyyrinvirta	−211,20	157,66	−1,340	0,184

Sijoittamalla estimaattien arvot yhtälöön 2 (ks. s. 18), saadaan 5 km etäisyydellä Siikakosken kalanviljelylaitoksesta pesivien sääksien yhteispainoksi 3480 g ja 25 km etäisyydellä pesivien 2980 g. Vastaavasti 5 km etäisyydellä Tyyrinvirran kalanviljelylaitoksesta pesivien sääksien yhteispainoksi tulee 3270 g ja 25 km

etäisyydellä pesivien 2770 g. Viiden kilometrin etäisyydellä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta pesineillä sääksillä on siis ollut vuosittain keskimääräin 500 g suurempi poikasten yhteispaino kuin 25 km etäisyydellä pesineillä sääksillä.

4.2.3 Poikasten keskipainoon vaikuttavat tekijät

Lineaarisen mallin tulosten perusteella yksikään selittävistä muuttujista ei vaikuttanut poikasten keskipainoon merkitsevästi (Taulukko 4). Poikasten keskipainon ja etäisyyden väliltä ei löytynyt merkitsevää yhteyttä (Kuva 13), eikä keskimääräinen poikuekoko vaikuttanut poikasten keskipainoon. Myöskään se, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee, ei vaikuttanut merkitsevästi poikasten keskipainoon. Kunkin pesän poikasten keskipaino on laskettu 18 vuoden tarkasteluajan keskiarvona.



Kuva 13. Poikasten keskipainon ja etäisyyden välinen yhteys 18 vuoden tarkastelujakson aikana. Symbolin koko kuvastaa käytettyä painotusta: mitä suurempi symbolin koko, sitä useammalta vuodelta poikasten painotiedot olivat saatavilla.

Taulukko 4. Poikasten keskipainoa 18 vuoden tarkastelujakson aikana selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SD*), testisuureen arvot (*t*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

	Estimaatti	*SD*	*t*	*p*
Vakiotermi	1365,502	164,078	8,322	<0,001
Etäisyys	−0,158	3,217	−0,049	0,961
Laitos Tyyrinvirta	−7,635	47,240	−0,162	0,872
Poikuekoko	4,927	60,488	0,081	0,935

4.3 Isotooppiaineisto

4.3.1 Kalojen isotooppiarvot

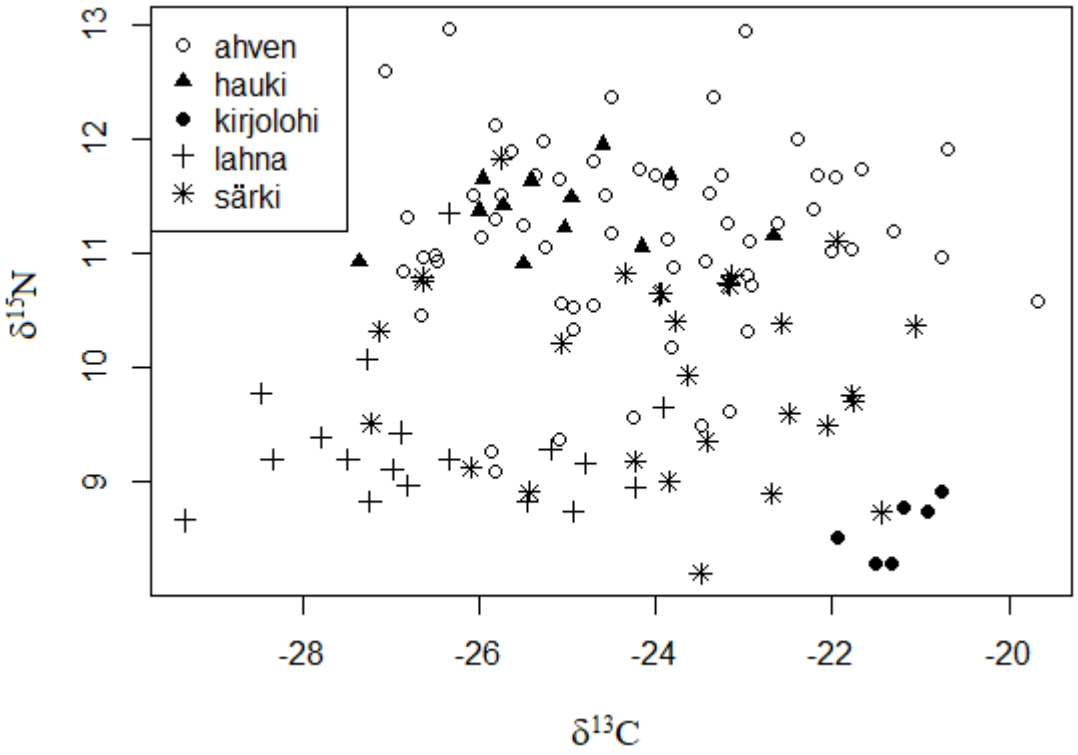
Kirjolohen hiilen isotooppiarvot olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat ja typen pienemmät kuin luonnonkalojen vastaavat arvot (Kuva 14, Taulukot 5 ja 6). Lisäksi lahnan hiilen ja typen isotooppiarvot poikkeavat tilastollisesti merkitsevästi muiden luonnonkalojen arvoista (Taulukot 5 ja 6). Hauen ja ahvenen hiilen ja typen isotooppiarvot eivät poikenneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Myöskään ahvenen ja särjen hiilen isotooppiarvojen väliltä tilastollista eroa ei löytynyt. Kuitenkin hiilen osalta särjen isotooppiarvot poikkesivat hauen arvoista, ja typen osalta särjen arvot poikkesivat sekä hauen että ahvenen isotooppiarvoista (Taulukot 5 ja 6).

Taulukko 5. Näytekalojen hiilen isotooppiarvojen erojen merkitsevyys (*p*-arvot) Wilcoxon-testin tulosten mukaan lajeittain.

	Ahven	Hauki	Kirjolohi	Lahna
Hauki	0,103	-	-	-
Kirjolohi	<0,001	<0,001	-	-
Lahna	<0,001	0,030	<0,001	-
Särki	0,390	0,034	<0,001	<0,001

Taulukko 6. Näytekalojen typen isotooppiarvojen erojen merkitsevyys (*p*-arvot) Wilcoxon-testin tulosten mukaan lajeittain.

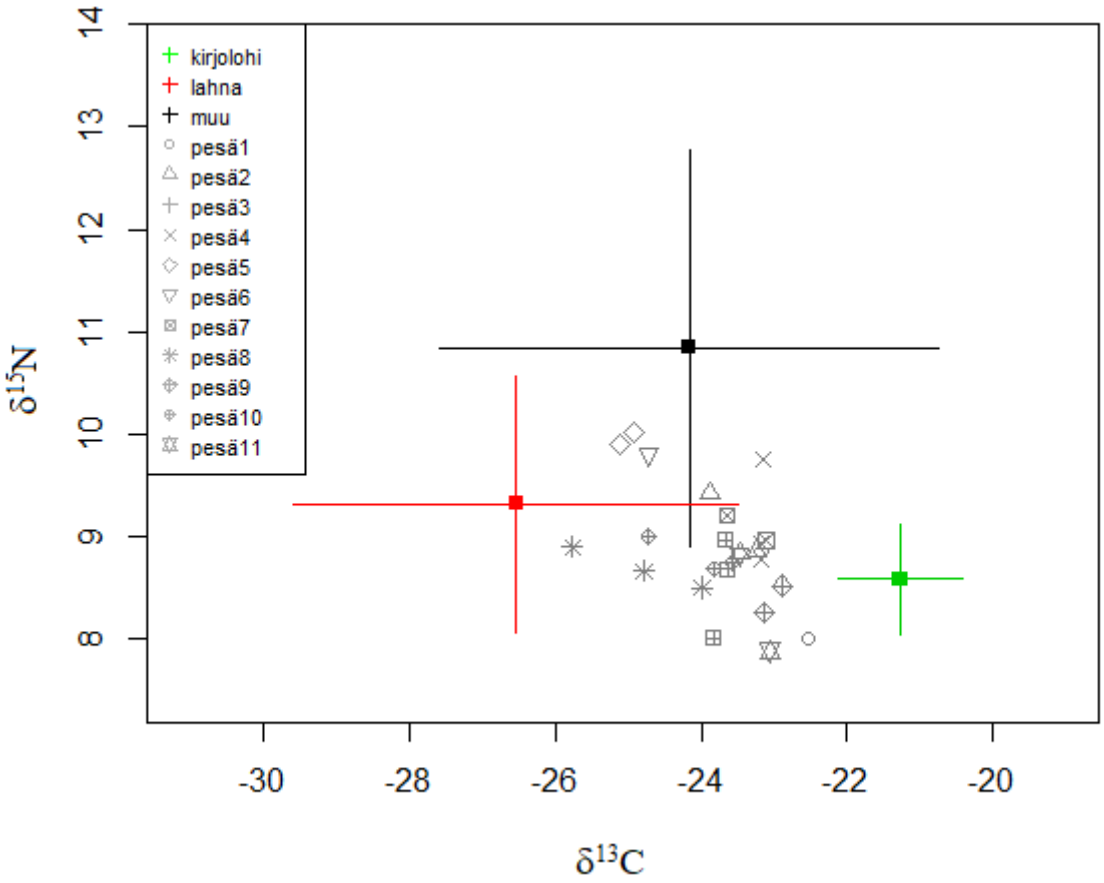
	Ahven	Hauki	Kirjolohi	Lahna
Hauki	0,475	-	-	-
Kirjolohi	<0,001	<0,001	-	-
Lahna	<0,001	<0,001	0,006	-
Särki	<0,001	<0,001	0,004	0,013



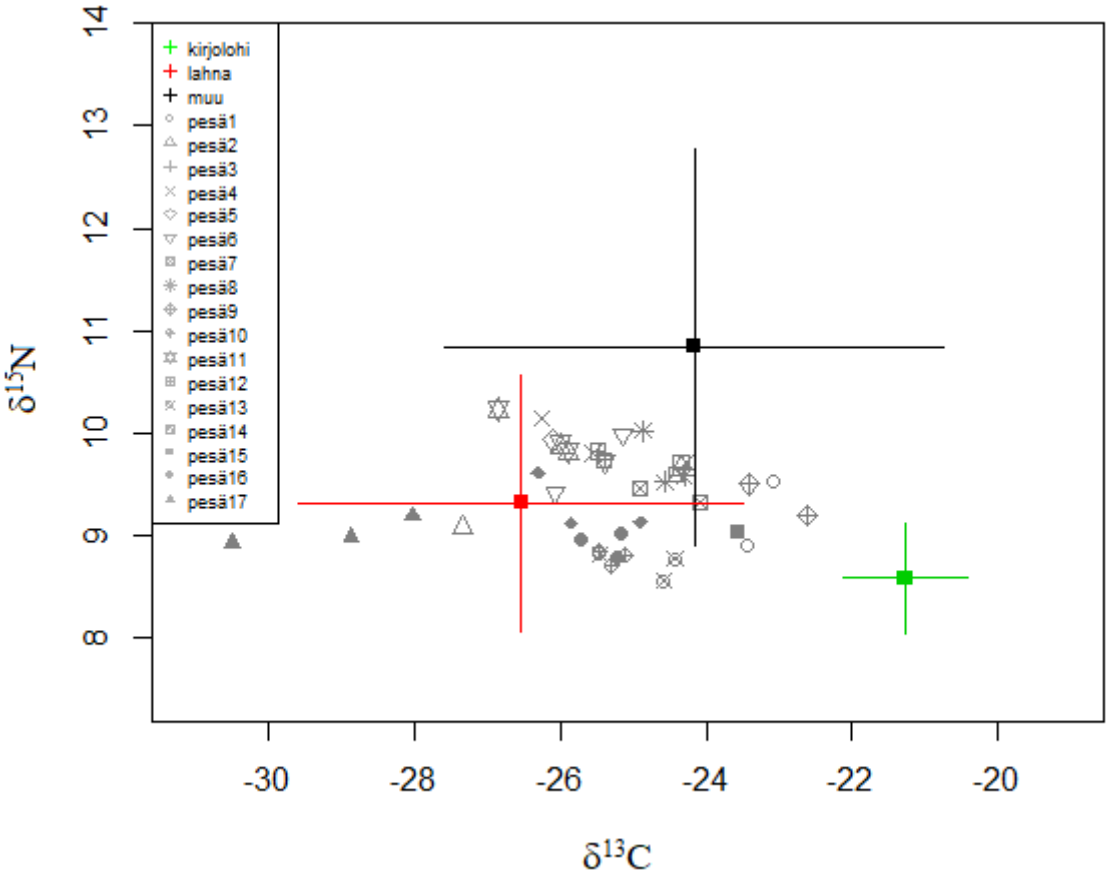
Kuva 14. Näytekaloista mitatut hiilen (lipidikorjatut) ja typen isotooppiarvot kalalajeittain.

4.3.2 SIAR-mallin tulokset

SIAR-mallinnuksen lähtötilannetta voidaan tarkastella geometrisesti, jolloin sulkien isotooppiarvojen tulisi sijoittua ravintolähteiden, eli tässä tapauksessa kalalajien, isotooppiarvojen rajaaman alueen sisäpuolelle (Phillips 2012). Isotooppiarvojen geometrian suhteen lähtötilanne mallinnukselle on melko hyvä, joskin osa vuoden 2016 sulkanäytteiden isotooppiarvoista näyttää olevan typen suhteen alarajalla tai hiukan sen alapuolella (Kuvat 15 ja 16).



Kuva 15. Vuoden 2016 poikasten sulista mitattujen hiilen ja typen isotooppiarvojen sijoittuminen eri ravintolähteiden suhteen. Ravintolähteitä kuvaavien ristien keskellä olevat neliöt ovat keskiarvoja ja kunkin ristin sakarat kuvaavat isotooppiarvojen hajontaa (4 × *SD*). Sulkien isotooppiarvot on ryhmitelty pesittäin, eli saman pesän poikasten sulkien arvot on esitetty samalla symbolilla.

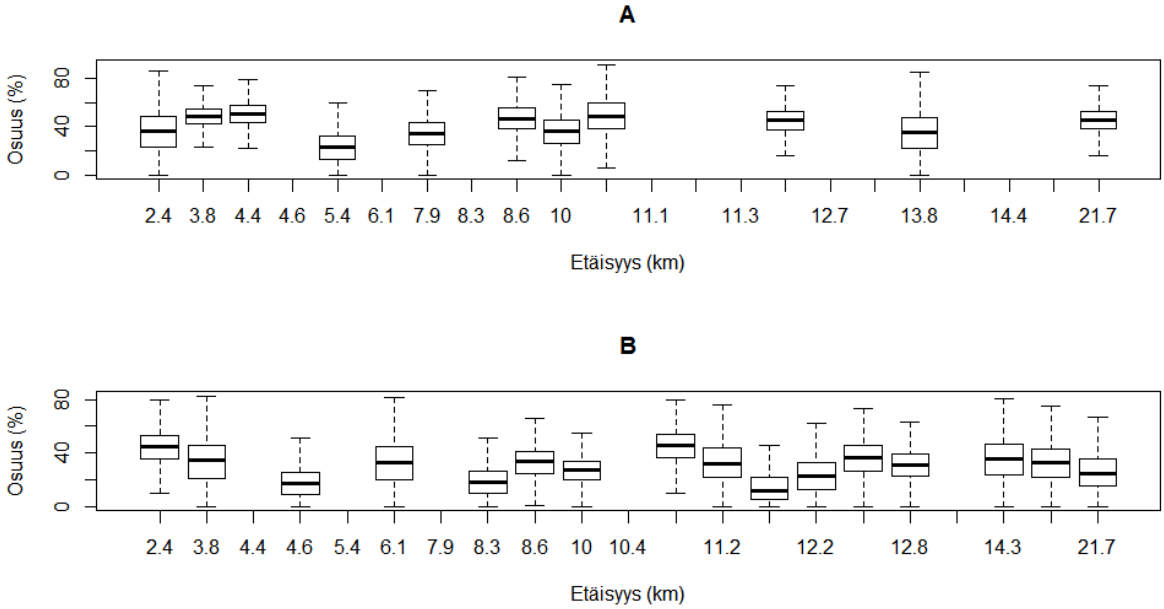


Kuva 16. Vuoden 2015 poikasten sulista mitattujen hiilen ja typen isotooppiarvojen sijoittuminen eri ravintolähteiden suhteen. Ravintolähteitä kuvaavien ristien keskellä olevat neliöt ovat keskiarvoja ja kunkin ristin sakarat kuvaavat isotooppiarvojen hajontaa (4 × *SD*). Sulkien isotooppiarvot on ryhmitelty pesittäin, eli saman pesän poikasten sulkien arvot on esitetty samalla symbolilla.

Vuoden 2015 sulka-aineistossa yhden pesän (pesä 17) sulkanäytteissä oli poikkeavan pieniä hiilen arvoja (Kuva 16). Muusta aineistosta poikkeavina jätettiin tämän pesän havainnot pois myöhemmistä analyyseistä. Pesä, josta kyseiset sulat oli kerätty, sijaitsee kaukana Konnevedestä ja yli 20 km päässä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta.

SIAR-mallin ennustamien kirjolohen osuuksien todennäköisyyksien mediaaniluvut vaihtelivat vuoden 2016 sulkien perusteella välillä 23–51 % ja vuoden 2015 sulkien perusteella välillä 12–45 % (Kuva 17, Liite 2). Kuitenkin joillekin pesille mallin

ennustamat kirjolohen osuuksien todennäköisyysjakaumat olivat erittäin leveitä (Kuva 17) ja näiden pesien osalta ennustuksen tarkkuus on heikko.



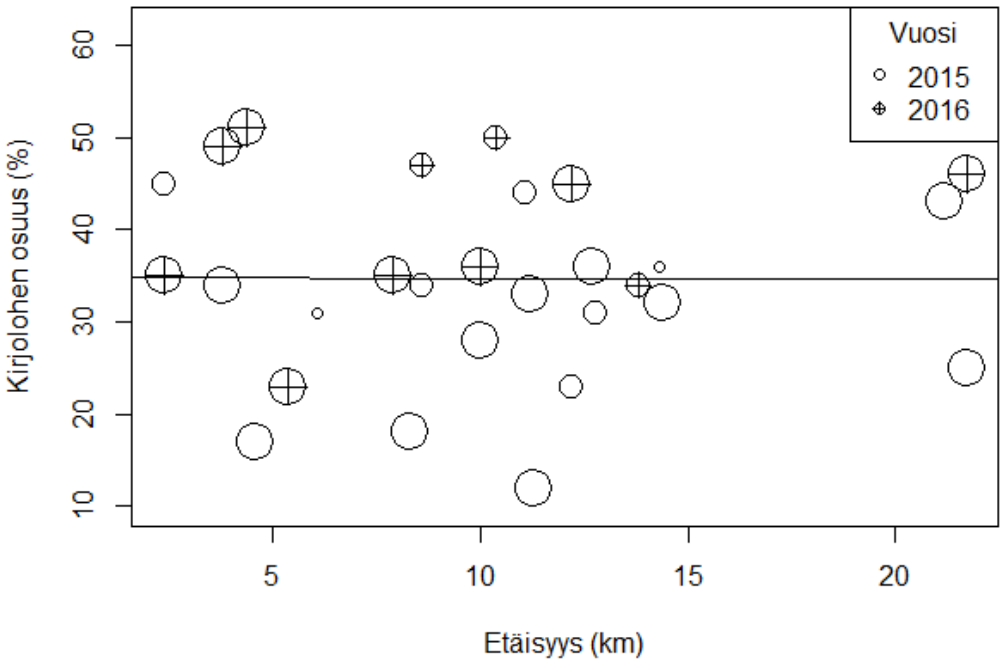
Kuva 17. Vuoden 2016 (A) ja 2015 (B) sulkien isotooppiarvojen perusteella ennustetut poikasten ravinnon kirjolohiosuuksien todennäköisyysjakaumat (pystyakseli) pesittäin. Vaaka-akseli kuvaa pesän etäisyyttä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Jokainen viiksilaatikko kuvaa yhtä sääksen pesää, ja laatikon keskellä oleva poikkiviiva kertoo kirjolohiosuuden todennäköisyyden mediaaniarvon. Laatikoiden sisälle sijoittuvat 50 % havainnoista ja reunaviivat esittävät 25 % ja 75 % kvartiileja. Viiksien päädyissä olevat poikkiviivat kertovat minimi- ja maksimiarvot. Ne pesät, joilla on sama etäisyys kuvaajissa A ja B, ovat samoja pesiä.

4.3.3 Poikasten ravinnon kirjolohiosuuteen vaikuttavat tekijät

Yleistetyn lineaarisen mallin mukaan pesän etäisyys lähimmästä kalanviljelylaitoksesta ei vaikuta sääksen poikasten ravinnon sisältämään kirjolohen osuuteen (Taulukko 7, Kuva 18). Sen sijaan kirjolohen osuuksista löytyi tilastollisesti merkitsevä ero vuosien 2015 ja 2016 väliltä. Vuonna 2016 poikasten ravinnon kirjolohen osuus on ollut mallin mukaan suurempi kuin vuonna 2015. Myös sillä on mallin mukaan merkitystä, kumpaa laitosta lähempänä pesä sijaitsee. Lähempänä Tyyrinvirran laitosta poikasten ravinnon kirjolohen osuus on ollut pienempi kuin lähempänä Siikakosken laitosta.

Taulukko 7. SIAR-mallin ennustamia kirjolohen osuuksia selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SE*), testisuureen arvot (*Z*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

	Estimaatti	*SE*	*Z*	*p*
Vakiotermi	−0,036	0,370	−0,097	0,923
Etäisyys	0,013	0,013	0,946	0,344
Vuosi 2016	0,465	0,147	3,158	0,002
Poikasten määrä	−0,323	0,126	−2,560	0,010
Laitos Tyyrinvirta	−0,415	0,201	−2,061	0,039



Kuva 18. Regressiosuora kuvaa SIAR-mallin pesille ennustamien kirjolohen osuuksien (%) yhteyttä pesän ja lähimmän kalanviljelylaitoksen väliseen etäisyyteen. Eri vuosilta olevat osuudet on merkitty kuvaajaan eri symbolein, joidenka koko kuvaa poikasten määrää pesässä. Pienin symbolin koko tarkoittaa, että pesässä on ollut yksi poikanen, keskisuuri symboli tarkoittaa kahta poikasta ja suuri symboli kolmea.

Lisäksi kirjolohen osuuden ja poikasmäärän välillä oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen yhteys. Mallin mukaan poikasten määrä siis vähenee kirjolohen osuuden kasvaessa (Taulukko 7). Satunnaismuuttujan eli pesän vaikutus oli erittäin pieni, sillä sen selittämä vaihtelu oli lähellä nollaa.

4.3.4 Poikasten yhteispainoon vaikuttavat tekijät

Yleistetyn lineaarisen mallin mukaan kirjolohen osuudella ja yhteispainolla on merkitsevä positiivinen yhteys (Taulukko 8). Muita merkitseviä yhteyksiä ei löytynyt. Mallin satunnaismuuttujan, eli pesän tunnusnumeron, selittämä vaihtelu tässä mallissa oli kuitenkin suuri (n. 90 %).

Taulukko 8. Poikasten yhteispainoa selittävän mallin kertoimet sekä niihin liittyvät keskivirheet (*SE*), testisuureen arvot (*Z*) ja merkitsevyysarvot (*p*).

	Estimaatti	*SE*	*Z*	*p*
Vakiotermi	0,880	0,307	2,870	0,004
Kirjolohen osuus	1,672	0,670	2,461	0,014
Etäisyys	−0,011	0,025	−0,444	0,657
Vuosi 2016	−0,106	0,111	0,953	0,341
Laitos Tyyrinvirta	−0,457	0,277	−1,652	0,099

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Tarkkailuaineisto ja rengastusaineisto

Sääkset veivät tarkkailujen aikana pesilleen huomattavasti vähemmän kalaa kuin aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu. Aikaisempien tutkimusten mukaan sääksi tarvitsee n. 300 g kalaa vuorokaudessa (Häkkinen 1977), mikä tarkoittaa suurin piirtein viittä keskikokoista saaliskalaa vuorokaudessa tavanomaista pesintää (2 aikuista lintua ja 3 poikasta) kohti. Tämän perusteella sääksien oletettiin tuovan vuorokauden valoisaan aikaan yhden saaliskalan noin joka neljäs tunti. Havaittu kalamäärä jäi kuitenkin alle puoleen odotetusta – keskimäärin noin yhteen kalaan (260 g) jokaista 10 tarkkailutuntia kohden.

Kalamäärää vähentävä tekijä on voinut olla helteinen sää. Tarkkailujakson aikana suuren osan ajasta vallitsi poikkeuksellisen pitkä ja kuuma hellejakso, mikä on voinut vähentää sääksien saalistusaktiivisuutta. Havaintojen mukaan sääkset välttelivät lentämistä päivän kuumimpina aikoina ja painottivat saalistustaan aamuun ja iltaan, jolloin sää oli viileämpi.

Pidän epätodennäköisenä, että tarkkailijoiden läsnäolo pesien läheisyydessä on vaikuttanut pesille viedyn kalan määrään. Havaintojen mukaan sääkset eivät juurikaan piitanneet tarkkailijoiden läsnäolosta ja mikäli levottomuutta sääksien käytöksessä havaittiin, siirryttiin kauemmas.

Sääksikoiraiden havaittiin itse syöneen pesille tuomistaan kaloista melko harvoin, mikä poikkeaa aikaisemmasta tiedosta. Saurolan ja Koivun (1987) mukaan koiras tyydyttää saalistuksen jälkeen aina ensin oman ravinnon tarpeensa syömällä osan saaliista ennen kalan tuomista pesälle. Silloin tällöin näin tapahtuikin ja näimme koiraan lentävän pesän lähettyville kalan kanssa ja syövän ensin itse osan saaliista ennen sen tuomista pesään. Aika ajoin havaitsimme koiraan tuovan pesille puoliksi syötyjä kaloja, tai sellaisia kaloja joilta puuttui pää. Todennäköisesti myös näissä tapauksissa koiras oli itse syönyt osan saaliista ennen kuin luovutti sen naaraalle.

Lisäksi joskus koiras haki ruokinnasta yli jääneet kalan rippeet pesästä itselleen, varsinkin, jos tuotu kala oli ollut suuri.

Kuitenkin useimmiten koiraan tuomat kalat olivat kokonaisia, emmekä nähneet sen syövän ollenkaan. Tästä herää epäilys, että koiras saattaa kalastaa ravintoa myös vain itselleen ja syödä saaliin muualla kuin pesän lähettyvillä. Näin ollen nämä mahdolliset saaliskalat puuttuvat tarkkailuaineistosta, mikä voisi pieneltä osin selittää tarkkailuaineiston perusteella ja Häkkisen (1977) tutkimuksessa havaittujen kalamäärien eroa.

Kirjolohen osuuden ja etäisyyden välinen negatiivinen yhteys oli merkitsevä ainoastaan, kun poikasten lukumäärä pesässä otettiin myös huomioon. Tämä tulos viittaa siihen, että sääksien kannattaa käydä kalastamassa kirjolohta myös pidemmän matkan päästä etenkin, jos niillä on useita poikasia ruokittavana. Sääksillä voi aika ajoin olla vaikeuksia tyydyttää suuren poikueen ravinnontarve pelkästään luonnonkalalla esimerkiksi ankarista sääolosuhteista johtuen (Sivonen 2015). Tällöin houkutus helpon laitoskalan kalastamiseen kasvaa suuremmaksi.

Toisaalta on myös mahdollista, että paljon kirjolohta hyödyntävä sääksipari saa useampia poikasia ja pystyy kasvattamaan poikaset täysikasvuisiksi suuremmalla todennäköisyydellä kuin sellaiset parit, jotka kalastavat kirjolohta vain vähän tai eivät ollenkaan. Sopivan ravinnon saatavuuden on todettu parantavan sääksien pesimismenestystä pidemmän aikavälin tarkasteluissa (Eriksson ja Wallin 1994, Löhmus 2001, Bai ym. 2009). Näiden tutkimusten perusteella näyttäisi siis hyvinkin mahdolliselta, että myös kirjolohen helppo saatavuus voisi lisätä sääksiparien poikastuottoa pitkän ajan kuluessa.

Rengastusaineiston tulokset tukevat epäsuorasti edellistä tulkintaa, sillä keskimääräisellä poikuekoolla havaittiin negatiivinen yhteys pesän etäisyyteen lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Tuloksen mukaan 5 km etäisyydellä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta pesineillä sääksillä on ollut 18 pesimisvuoden aikana keskimäärin noin 0,3 poikasta enemmän kuin 25 km etäisyydellä pesineillä

sääksillä. Havainto tukee hypoteesia, jonka mukaan enemmän kirjolohta saalistavien sääksien poikastuotto on suurempi verrattuna vähemmän kirjolohta saalistaviin.

Kuitenkaan rengastusaineistosta havaittu etäisyyden ja poikastuoton välinen yhteys ei suoranaisesti kerro, onko kirjolohen osuus ravinnossa juuri se tekijä, joka poikuekokoon on vaikuttanut. Kirjolohen osuuden ja etäisyyden välistä yhteyttä ei suoraan rengastusaineistosta voitu tutkia. Kuitenkin tarkkailuaineiston tulokset antoivat tukea oletukselle, että kirjolohen osuus sääksien ravinnossa kasvaa etäisyyden pienetessä. Näin ollen nämä kahden eri aineiston tulokset yhdessä puoltavat tulkintaa, että kirjolohen osuus sääksen ravinnossa parantaa sen pesimismenestystä pitkällä aikavälillä.

Tarkkailuaineiston ja rengastusaineiston tulokset poikkeavat Sivosen (2014) tutkimuksen tuloksista, sillä hän ei löytänyt kirjolohen saatavuuden ja pesimismenestyksen väliltä yhteyttä. Kuitenkin Bai ym. (2009) havaitsivat luonnonvesien laadun vaikuttavan sääksen saalistusmahdollisuuksiin ja sen myötä poikastuottoon. Täten pidän mahdollisena, että pesiä ympäröivien luonnonvesien saalistusmahdollisuudet voivat selittää tämän työn ja Sivosen (2014) tutkimusten tulosten välisiä eroja. Kirjolohen saatavuudella voi olla vaikutusta pesimismenestykseen ainoastaan silloin, kun luonnonkalasta on puutetta, tai sen kalastaminen on muutoin vaikeaa. Sivosen (2014) tutkimusalueen sääksillä voi olla luonnostaan karua Konnevettä paremmat saalistusmahdollisuudet, esimerkiksi rehevämpien ja matalampien järvien ansiosta. Tällöin luonnostaan hyvät saalistusvedet takaisivat Sivosen (2014) tutkimusalueen sääksille riittävät saalistusmahdollisuudet kirjolohen saatavuudesta huolimatta, eikä lisäravinnolla näin ollen olisi vaikutusta pesimismenestykseen.

Rengastusaineiston tulosten mukaan myös poikasten yhteispainon ja etäisyyden väliltä löytyi merkitsevä negatiivinen yhteys, joka oli hyvin samankaltainen kuin keskimääräisen poikuekoon ja etäisyyden välillä. Sen sijaan poikasten keskipainon

ja etäisyyden väliltä yhteyttä ei löytynyt. Tämä tulos viittaa siihen, että poikasten yhteispaino ja poikuekoko kuvaavat samaa ilmiötä, eli poikasten määrää pesässä. Näin ollen voidaan päätellä, että lähempänä viljelylaitosta pesineillä sääksillä on ollut keskimäärin enemmän poikasia, mutta poikaset eivät ole olleet sen painavampia kuin kauempana pesivillä sääksillä.

Tarkkailuaineiston tuloksia tulkittaessa ja vertailtaessa on muistettava aineiston rajallisuus. Huolimatta kohtalaisen suuresta tarkkailutuntimäärästä, pesille vietyjen tunnistettujen kalojen kokonaismäärä jäi melko pieneksi (62 kpl). Samoin myös tarkkailupesien määrä jäi pieneksi (8 kpl), sillä sopivia pesiä oli vaikea löytää. Tarkkailuja suoritettiin ainoastaan yhtenä poikkeuksellisen helteisenä kesänä, mikä on voinut vaikuttaa tuloksiin. Nämä rajoitukset on syytä ottaa huomioon, mikäli tuloksia yleistetään koskemaan muita alueita kuin tutkimusaluetta, tai jos tuloksia vertaillaan muiden vuosien tuloksiin.

5.2 Isotooppiaineisto

Isotooppiaineiston analyysien tulokset ovat osittain poikkeavia verrattuna tarkkailuaineiston ja rengastusaineiston tuloksiin. Etenkin havaittu negatiivinen yhteys kirjolohen osuuden ja poikasmäärän välillä vaikuttaa olevan ristiriidassa rengastusaineiston ja tarkkailuaineiston tulosten kanssa. Pesimismenestystä kuvaavana muuttujana poikuekoko on herkkä vuosittaisille luonnollisille vaihteluille, kuten sääoloille. Kuitenkin tässä tutkimuksessa sääksen poikasten sulkia oli vain kahdelta eri vuodelta, joten pidemmän aikavälin vaikutukset jäävät tämän tarkastelun ulkopuolelle.

Kirjolohen osuudella puolestaan ei näyttänyt isotooppiaineiston tulosten mukaan olevan yhteyttä etäisyyteen lähimmästä laitoksesta, vaikka tarkkailuaineiston perusteella tällainen yhteys havaittiin. Kuitenkin kirjolohen osuudessa havaittiin merkitsevä ero eri vuosien välillä, mikä viittaa siihen, ettei kirjolohen osuus sääksien ravinnossa ole välttämättä sama jokaisella pesimiskaudella – edes saman pesän sääksillä. Täten myös kirjolohen osuuden yhteys pesän etäisyyteen

lähimmästä kalanviljelylaitoksesta voi vaihdella eri vuosien välillä. Vaikuttaisi siis siltä, että tarvitaan pidemmän aikavälin tutkimusta, jotta ravinnon sisältämän kirjolohen osuuden mahdollinen vaikutus pesimismenestykseen voidaan erottaa muuttujien luonnollisesta vaihtelusta.

On mahdollista, että kirjolohen osuuden yhteys pesän ja laitoksen väliseen etäisyyteen paljastuisi selvemmin, kun mukaan tarkasteluun otettaisiin pesiä huomattavasti pidemmän etäisyyden päästä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta. Tarkkailuaineistossa kauimpana laitoksesta sijaitseva pesä oli 17 km päässä ja isotooppiaineistossa 21,7 km päässä. Vahvana lentäjänä sääksi voi käydä kalastamassa viljelylaitoksilla säännöllisesti ainakin 20 km etäisyydeltä (Häkkinen ja Jokinen 1974, Karevaara 1998). Näin ollen sekä tarkkailuaineistoon että sulka-aineistoon olisi tuonut huomattavan parannuksen, jos niissä olisi ollut mukana pesiä myös kauempaa kalanviljelylaitoksista. Tällaiset kaukana viljelylaitoksista sijaitsevat pesät olisivat toimineet kontrolleina, sillä niiden osalta voitaisiin olla varmoja, etteivät niissä pesivät sääkset käytä ravinnokseen kirjolohta ainakaan säännöllisesti.

Sulka-aineiston analyysiä vaikeutti myös se, että joistakin pesistä oli kerätty sulka ainoastaan yhdeltä poikaselta, vaikka rengastustietojen mukaan pesässä oli ollut useampia poikasia. Lisäksi suuri osa sulista oli kerätty eri vuosina eri pesistä, vaikka vertailun kannalta olisi ollut mielekkäämpää, jos sulat olisivat olleet peräisin samoista pesistä. Tämä puute heikensi tilastoanalyysien tehoa. Tässä tutkimuksessa en kuitenkaan itse voinut vaikuttaa sulka-aineiston keruuseen, sillä sulat oli kerätty jo aikaisemmin ja saatu tutkimuskäyttöön rengastajien lahjoittamana.

Hyvin olennainen isotooppianalyysin tuloksiin vaikuttava tekijä on isotooppiarvoille käytettyjen ravintoverkkotasojen muutoskertoimien soveltuvuus. Käytin tässä työssä kertoimia, jotka Hobson ja Clark (1992b) olivat mitanneet kalalla ruokittujen varisten sulista. Kuitenkin sääksillä sulkien ja ravinnon välinen isotooppiarvojen fraktioituminen saattaa olla eri suuruista kuin variksilla, joten

tässä kohtaa lisätutkimukselle olisi tarvetta. Isotooppiarvojen korjaaminen muutoskertoimilla vaikuttaa suoraan itse arvoihin, mikä puolestaan vaikuttaa analyysien lähtötilanteeseen ja saataviin tuloksiin (Phillips ym. 2014). Kun isotooppianalyysien lähtötilanteiden geometrioita tarkastellaan, havaitaan niiden olevan muutoin melko hyvät, mutta osa vuoden 2016 sulkien isotooppiarvoista on typen suhteen melko alhaalla (ks. kuvat 15 ja 16). Nämä arvot saattavat kertoa siitä, etteivät käyttämäni isotooppiarvojen muutoskertoimet olleet tähän tarkoitukseen täysin sopivat.

Sääksen saalislajeista ahvenen, hauen ja särjen isotooppiarvot eivät eronneet toisistaan riittävästi, jotta niitä olisi voitua käsitellä isotooppianalyysissä omina ravintolähteinään. Näin ollen nämä saalislajit jouduttiin yhdistämään analyysiä varten yhdeksi ryhmäksi (Phillips ym. 2014), jolloin lajiryhmän sisäinen isotooppiarvojen vaihtelua kasvoi. Tämä lajiryhmien sisäinen vaihtelu puolestaan lisäsi epävarmuutta isotooppianalyysin ennustamissa saalislajiosuuksissa.

Kun tiedetään, että sääksien käyttämä saalistusalue ulottuu ainakin 20 km etäisyydelle pesästä (Häkkinen ja Jokinen 1974, Karevaara 1998), on hyvinkin mahdollista, että Konneveden alueen sääkset käyvät saalistamassa muuallakin kuin Konneveden järvialueella. Tästä syystä Konneveden ja sen lähivesistöjen luonnonkalojen isotooppiarvoja olisi syytä vertailla keskenään. Tällä tavoin voitaisiin tehdä päätelmiä siitä, miten paljon sääksien mahdollisesti muista järvistä kuin Konnevedestä kalastamat luonnonkalat vaikuttavat isotooppianalyysin tuloksiin.

5.3 Jatkotutkimuksen mahdollisuuksia

Tässä tutkimuksessa painotettiin pesän ja lähimmän laitoksen välisen etäisyyden vaikutusta kirjolohen osuuteen ja pesimismenestykseen. Etäisyyden lisäksi olisi hyödyllistä tutkia, vaikuttaako pesien spatiaalinen sijoittuminen suhteessa viljelylaitoksiin pesimismenestykseen. Samalla voitaisiin tutkia, onko saalistusvesien sijainnilla suhteessa pesiin ja kalanviljelylaitoksiin merkitystä. Myös

pesimistiheys olisi järkevää ottaa mukaan tarkasteluun, sillä Sivonen (2015) havaitsi juuri pesimistiheyden olevan suurempi lähellä lisäravinnon lähdettä, vaikkei pesimismenestys alueella muutoin ollutkaan vertailualueeseen nähden parempi. Eräs jatkotutkimuksen mahdollisuus olisi pitkien aikasarjojen tarkastelu, mikäli tutkimusalueelta olisi saatavilla kattava sääksien rengastusaineisto ajalta ennen kalanviljelylaitoksen perustamista ja sen jälkeen. Tällaisen aineiston avulla voisi pyrkiä selvittämään, onko laitoksen toiminnan alkamisella ollut vaikutusta alueellisen sääksipopulaation kokoon, pesimistiheyteen tai poikastuottoon. Vielä eräs menetelmä, joka voisi helpottaa sääksen saalislajikoostumuksen selvittämistä, olisi pesäkameroiden käyttöönotto. Tällaisten kameroiden käyttö viihdetarkoituksessa on lisääntynyt nopeasti ja näen niissä paljon potentiaalia myös tutkimuksessa.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän työn perusteella Konneveden alueen sääkset hyötyvät kalanviljelylaitoksilta pyytämästään kirjolohesta pitkän ajan kuluessa suurempana poikastuottona. Vaikuttaisi kuitenkin siltä, että kirjolohen osuus poikasten ravinnossa voi vaihdella suuresti pesien ja eri vuosien välillä. Vaikkei sääksien kirjolohesta saama hyöty vaikuta suurelta, saattaa se hitaasti lisääntyvällä sääksellä olla merkittävä. Poikasten kokoon kirjolohen osuudella ja laitosten etäisyydellä ei näytä tämän tutkimuksen perusteella olleen vaikutusta. Tulee kuitenkin huomata, että poikasten kokoon vaikuttavien tekijöiden luotettavampi arvioiminen vaatisi poikasten kuoriutumisajankohtien tuntemista. Pesäkamerat voisivat tulevaisuudessa toimia työkaluna kuoriutumisajankohtien selvittämisessä ja saalislajikoostumusta koskevan tiedon tarkentamisessa. Myös pesätarkkailu oli saalislajikoostumuksen selvittämiseen melko toimiva, mutta työläs menetelmä. Sopivien tarkkailupesien löytäminen oli kuitenkin vaikeaa ja sääksien häiriintyminen voi rajoittaa menetelmän käyttöä. Kirjolohen osuuden arvioimista vakaiden isotooppien avulla

vaikeuttivat sopivien ravintoverkkotasojen muutoskertoimien löytäminen sekä luonnonkala-aineiston lajiryhmän isotooppiarvojen suuri sisäinen vaihtelu. Oletettavasti nämä tekijät aiheuttivat isotooppianalyysin ennustamiin kirjolohen osuuksiin epävarmuutta, minkä vuoksi analyysien tulokset osittain poikkesivat tarkkailu- ja rengastusaineiston analyysien tuloksista. Kirjolohen merkityksessä sääksen menestymiselle riittää vielä tutkittavaa. Hitaasti lisääntyvän lajin pesimismenestystä tutkittaessa tarvitaan pitkäaikaista tutkimusta, jotta siihen liittyvät mahdolliset heikot yhteydet voidaan erottaa luonnollisesta vaihtelusta. Rengastusaineistot tarjoavat tähän tutkimukseen hyvät mahdollisuudet. Tutkimusaluetta tulisi kuitenkin vielä laajentaa ja menetelmiä monipuolistaa. Muun muassa pesäkameroiden käyttö, sääksen alueellisen pesimistiheyden tutkiminen, ja pesien sijoittumisen (toisiinsa- ja viljelylaitoksiin nähden) tutkiminen, voisivat tuoda uusia näkökulmia avata uusia mahdollisuuksia. Tällä tavalla tiedot kalanviljelylaitosten vaikutuksesta sääksen pesimismenestykseen voisivat edelleen tarkentua ja tulokset voisivat olla paremmin yleistettävissä.

KIITOKSET

Yhteistyö eri tahojen kanssa tämän projektin aikana on ollut antoisaa ja opettavaista. Haluan osoittaa kiitokseni Ympäristöministeriölle ja erityisesti Hanne Lohilahdelle hankkeen rahoituksesta ja siten opinnäytetyön mahdollisuudesta. Suuret kiitokset ohjaajilleni Heikki Hämäläiselle, Anssi Lensulle sekä Jyrki Torniaiselle hyvistä neuvoista ja tarpeellisesta avusta työn aikana. Heidi Björklundia ja Kalle Melleriä (LUOMUS) kiitän luottamuksesta ja rengastusaineistojen käyttömahdollisuudesta. Konneveden tutkimusasemaa ja erityisesti aseman henkilökuntaa haluan kiittää yösijasta ja veneen käyttömahdollisuudesta. Marko Jäntille suurkiitos maastoavusta, jota ilman tähän työhön vaadittavat maasto-osuudet eivät olisi olleet mahdollisia. Lopuksi tahdon vielä kiittää kaikkia niitä uutteria sääksen

rengastustyöhön ja suojeluun osallistuneita harrastajia ja ammattialisia, joiden ansiosta sääksi kuuluu jälleen elinvoimaisten lajien joukkoon myös Suomessa.

KIRJALLISUUS

Ahonurmi A. & Auerniitty A. 2015. *Kalanviljelylaitosten merkitys sääksen (Pandion haliaetus) pesimämenestykseen Konnevedellä ja Rautalammilla.* LuK-tutkielma: University of Jyväskylä, Department of Biological and Environmental Science, Aquatic sciences.

Bai M.L., Schmidt D., Gottschalk E. & Mühlenberg M. 2009. Distribution pattern of an expanding Osprey (*Pandion haliaetus*) population in a changing environment. *Journal of Ornithology* 150(1): 255–263.

Bajinskis J. & Kalvans A. 2016. The diet composition of breeding Ospreys (Pandion haliaetus) in Latvia. *Environmental and Experimental Biology* 14: 107–111.

Bierregaard R.O., Poole A.F. & Washburn B.E. 2014. Ospreys (*Pandion haliaetus*) in the 21stCentury: Populations, migration, management, and research priorities. *J. of Raptor Research* 48(4): 301–308.

Björklund H. 2018. *Suomen petolintuseuranta.* Luonnontieteellinen keskusmuseo.

Björklund H., Saurola P. & Valkama J. 2018. Kolea kevät koetteli petolintuja. Teoksessa: *Linnut-vuosikirja*, 2017, pp. 56–69.

Brooks M.E., Kristensen K., van Benthem K.J., Magnusson A., Berg C.W., Nielsen A., Skaug H.J., Maechler M. & Bolker B.M. 2017. glmmTMB Balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9(2): 378–400.

Canal D., Morandini V., Martín B., Langgemach T., Muriel R., Lucas M. & Ferrer M. 2018. Productivity is related to nest site protection and nesting substrate in a German Osprey population. *Journal of Ornithology* 159: 265–273.

Cribari-Neto F. & Zeileis A. 2010. Beta regression in R. *Journal of Statistical Software* 34(2): 1–24. Saatavissa: http://www.jstatsoft.org/v34/i02/.

Curtis K. S., Pitt W. C. & Conover M. R. 1996. *Overview of Techniques for Reducing Bird Predation at Aquaculture Facilities.* Jack H. Berryman Institute, Department of Fisheries and Wildlife, College of Natural Resources, Utah State University.

Emlen J. 1966. The role of time and energy in food preference. *The American Naturalist* 100: 611–617.

Eriksson M. O. G. & Wallin K. 1994. Survival and breeding success of the Osprey *Pandion haliaetus* in Sweden. *Bird Conservation International* 4: 263–277.

Eskelinen U., Vielma J., Kankainen M. & Setälä J. 2014. *Suomen vesiviljelyn ympäristösäätely ja sen kehittämistarpeet*. RKTL:n työraportteja 37/2014. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.

Fleming P. A. & Bateman P. W. 2018. Novel predation opportunities in anthropogenic landscapes. *Animal Behaviour* 138: 145–155.

Fry B. 2007. *Stable isotope ecology*. Springer Science & Business Media, New York.

Gorenzel W. P., Conte F. S. & Salmon T. P. 1994. Bird damage at aquaculture facilities. Teoksessa: Hygnstrom S.E, Timm R.M & Larson G.E (toim.) *The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage*. University of Nebraska, Lincoln. Pp: E5–E18.

Graham K., Beckerman A. P. & Thirgood, S. 2005. Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation* 122: 159–171.

Hallikainen M. 2001. *Luonnonsuojelulailla rauhoitettujen lintujen aiheuttamien vahinkojen torjuminen - Menetelmät ja niiden soveltuvuus Suomen olosuhteisiin*. Suomen ympäristö 451. Ympäristöministeriö, Helsinki 2001.

Harmata P.J., Restani M. & Harmata A.R. 2007. Settlement patterns, foraging behavior, and reproductive success of ospreys along a heterogeneous riverine corridor. *Can. J. Zool.* 85:56–62.

Hobson K.A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120: 314–326.

Hobson K.A. & Clark R.G. 1992a. Assessing avian diets using stable isotopes I. Turnover of 13 C in tissues. *The Condor* 94: 181–188.

Hobson K.A. & Clark R.G. 1992b. Assessing avian diets using stable isotopes II: Factors influencing diet-tissue fractionation. *The Condor* 94: 189–197.

Hopkins J.B. & Ferguson J.M. 2012. Estimating the Diets of Animals Using Stable Isotopes and a Comprehensive Bayesian Mixing Model. *PLoS ONE* 7(1): e28478. doi.org/10.1371/journal.pone.0028478.

Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U-M. 2019. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Saatavilla: https://punainenkirja.laji.fi/publications (ladattu 26.3.2019).

Häkkinen I. 1977. Food catch of Osprey *Pandion haliaetus* during breeding season. *Ornis fennica* 54: 166–169.

Häkkinen I. 1978. Diet of the Osprey Pandion haliaetus in Finland. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 9(1): 111–116.

Häkkinen I. & Jokinen M. 1974. Kalasääksien saalistuksesta kahdella kalalaitoksella Pohjois – Hämeessä. *Suomen kalastuslehti* 6: 145–149.

Inger R. & Bearhop S. 2008. Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis* 150: 447-461.

Inger R., Jackson A., Parnell A. & Bearhop S. 2010. SIAR V4: Stable Isotope Analysis in R. An Ecologist's Guide. Saatavissa: https://maths.ucd.ie/~parnell_a/media/SIAR_For_Ecologists.pdf.

Jäntti M., Virtanen J., Torniainen J. & Hämäläinen H. 2019. *Rauhoitettujen lajien aiheuttamat kalatalousvahingot ja vahinkojen ehkäisy – selvitys*. Raportti ympäristöministeriölle, saatavissa https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Rauhoitetut_lajit/Rauhoitettujen_lajien_aiheuttamat_vahingot.

Kapfer J.M., Mueller W.P., Bub B.R. & Engelhardt J.W. 2010. The response of nesting Ospreys (*Pandion haliaetus*) to maintenance activities along transmission lines in central Wisconsin. *Passeng Pigeon* 72: 3–11.

Karevaara T-A. 1998. *Sääksen (Pandion haliaetus) saalistuskäyttäytyminen kalanviljelylaitoksilla*. Pro gradu -tutkielma: University of Joensuu, Faculty of Biology.

Kiljunen M., Grey J., Sinisalo T., Harrod C., Immonen H. & Jones R. I. 2006. A revised model for lipid-normalizing δ13C values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models. *Journal of Applied Ecology* 43: 1213–1222.

Kloskowski J. 2011. Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. *European Journal of Wildlife Research* 57(2): 295–304.

Layman C.A., Araujo M.S., Boucek R., Hammerschlag-Peyer C.M., Harrison E., Jud Z.R., Matich P., Rosenblatt A.E., Vaudo J.J., Yeager L.A., Post D.M. & Bearhop S. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biol. Rev.* 87: 545–562.

Luonnonvarakeskus 2018. *Vesiviljely* 2017. http://stat.luke.fi/vesiviljely (luettu 12.10.2018).

Löhmus A. 2001. Habitat selection in a recovering Osprey *Pandion haliaetus* population. *Ibis* 143: 651–657.

Martin T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life history perspective. *Annual Review on Ecology and Systematics* 18: 453–487.

Michener R.H. & Kaufman L. 2007. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: An update. Teoksessa: Robert Michener & Kate Lajtha (toim.) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. 2nd ed. Blackwell Publishers, Boston, Massachusetts. Pp: 238–282.

Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., Börger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria-Londoño S., Edgar M.J., Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhusseini T., Ingram D.J., Itescu Y., Kattge J., Kemp V., Kirkpatrick L., Kleyer M., Correia D.L.P., Martin C.D., Meiri S., Novosolov M.,Pan Y., Phillips H.R.P., Purves D.W., Robinson A., Simpson J., Tuck S.L., Weiher E., White H.J., Ewers R.M., Mace G.M., Scharlemann J.P.W. & Purvis A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520: 45–50.

Parnell A.C., Inger R., Bearhop S. & Jackson A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One* 5(3): e9672. doi.org/10.1371/journal.pone.0009672

Phillips D.L. 2012. Converting isotope values to diet composition: the use of mixing models. *J. Mammal* 93(2): 342–352.

Phillips D.L., Inger R., Bearhop S., Jackson A.L., Moore J.W., Parnell A.C., Semmens B.X., & Ward E.J. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Can. J. Zool.* 92(10): 823–835.

Redpath S.M., Young J., Evely A., Adams W.M., Sutherland W.J., Whitehouse A., Amar A., Lambert R.A., Linnell J.D. & Watt A. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends Ecol. Evol.* 28: 100–109.

Saurola P. 1997. The Osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *J. Raptor Res.* 31: 129.

Saurola P. 2005. Monitoring and conservation of Finnish Ospreys, *Pandion haliaetus*, in 1971–2005. In Status of raptor populations in eastern Fennoscandia. Proceedings of the Workshop, Kostomuksha, Karelia, Russia, November 8th–10th 2005.

Saurola P. 2017. Suomen sääkset 1971–2016 Finnish Ospreys (*Pandion haliaetus*) 1971–2016. – *Linnut-vuosikirja 2016*: pp. 32–41.

Saurola P. & Koivu J. 1987. *Sääksi (The Osprey)* – Kanta-Hämeen Lintumiehet ry, Forssa.

Schoener T. W. 1971. Theory of feeding strategies. *Ann. Rev. Ecol*. 2: 369–404.

Seppälä J., Silvenius F., Grönroos J., Mäkinen T., Silvo K. & Storhammar E. 2002. *Kirjolohen tuotanto ja ympäristö*. Suomen Ympäristökeskus. Edita Prima Oy, Helsinki.

Silvenius F. 2000. *Kalankasvatus ja ympäristönsuojelu – Kalankasvatuksen prosessikuvaus.* Kala- ja riistaraportteja nro. 198. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.

Sivonen T. 2014. *The effects of supplementary feeding and weather factors on the breeding success of Osprey, Pandion haliaetus, in Finland*. Pro gradu -tutkielma: Department of Forest Sciences, University of Helsinki.

Smith J. 1978. Optimization theory in evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9: 31–56.

Solonen T. J. 2008. Large-scale climatic phenomena and timing of breeding in a local population of the Osprey *Pandion haliaetus* in southern Finland. *Journal of Ornithology* 149: 229.

Steenhof K. & Newton I. 2007. Assessing raptor nesting success and productivity. Teoksessa: Bird D.M. &. Bildst K.L (toim.) *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House, Surrey, Canada. Pp. 181–192.

Sulzman E.W. 2007. Stable isotope chemistry and measurement: a primer. Teoksessa: Robert Michener & Kate Lajtha (toim.) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. 2nd ed. Blackwell Publishers, Boston, Massachusetts. Pp: 1–21.

Suomen kalankasvattajaliitto. 2019. *Kalanviljely elinkeinona*. http://www.kalankasvatus.fi/kalanviljely/kalanviljely-elinkeinona (luettu 6.3.2019).

Suomen virallinen tilasto (SVT). 2017. *Vesiviljely*. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavilla: http://stat.luke.fi/vesiviljely (luettu 5.3.2019).

Tiainen J., Mikkola-Roos M., Below A., Jukarainen A., Lehikoinen A., Lehtiniemi T., Pessa J., Rajasärkkä A., Rintala J., Sirkiä P. & Valkama J. 2016. *Suomen lintujen uhanalaisuus 2015 – The 2015 Red List of Finnish Bird Species*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Saatavilla: https://punainenkirja.laji.fi/publications (ladattu 26.3.2019).

Tuvi J. & Väli Ü. 2007. The impact of the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) and the Osprey (*Pandion haliaetus*) on Estonian Common Carp (*Cyprinus carpio*) production: how large is the economic loss? *Proc. Est. Acad. Sci. Biol. Ecol.* 56: 209–223.

Venter O., Sanderson E. W., Magrach A., Allan J.R., Beher J., Jones K.R., Possingham H.P., Laurance W.F, Wood P., Fekete B.M., Levy M.A. & Watson J.E.M. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nat. Commun*. 7: 12558 (2016). doi.org/10.1038/ncomms12558.

Washburn B.E. 2014. Human-Osprey Conflicts: Industry, Utilities, Communication, and Transportation. *Journal of Raptor Research* 48(4): 387–395.

West J.B., Bowen G.J, Cerling T.E & Ehleringer J.R. 2006. Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. *Trends in ecology & evolution* 21: 7408–7414.

Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus (2019). *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Saatavilla: https://punainenkirja.laji.fi/publications (ladattu 26.3.2019).

Yodzis P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology and Evolution* 16(2): 78–84.

LIITE 1. Analyyseissä käytetyt R-koodit

TARKKAILUAINEISTON ANALYYSIT – Etäisyyden ja poikasten lukumäärän vaikutus kirjolohen osuuteen sääksen ravinnossa

```
# Aineiston luku
saalis <- read.table("Aineisto.txt", header=T, na.strings = "-", dec=",")

# Painotus kalojen lukumäärän mukaan
Weights <- saalis$kalojen_lukumaara/sum(saalis$ kalojen_lukumaara)*
(1/0.18032787)

# Betareg-lisäpaketin asennus
install.packages("betareg")
library("betareg")

# Mallin sovittaminen
betamalli <- betareg(Osuus ~ Etaisyys + Poikasten_maara + Laitos, data =
saalis, weights = weights, link = "logit")
```

RENGASTUSAINEISTON ANALYYSIT

```
# Aineiston luku
saakset <- read.table("Aineisto.txt", header = T, dec = ",", na.strings =
"-")

# POIKUEKOKOON JA VALITTUJEN MUUTTUJIEN VÄLINEN YHTEYS

# Painotus pesittyjen vuosien mukaan
weight <- saakset$pesityt_vuodet/18*1/0.5

# Aineiston valmistelu
saakset$Laitos <- as.factor(saakset$Laitos)

# Mallin sovittaminen
glm_malli <- glm(poikasten_maara ~ Etaisyys + Laitos, weights = weight,
Gamma(link=log), data = saakset)
```

```
# POIKASTEN YHTEISPAINON JA VALITTUJEN MUUTTUJIEN YHTEYS

# Painotus niiden vuosien mukaan, joilta painotiedot olivat saatavilla
weight <- saakset$paino_vuodet/18*(1/0.22222222)

# Aineiston valmistelu
saakset$Laitos <- as.factor(saakset$Laitos)

# Mallin sovittaminen
Lm_malli <- lm(Yhteispaino ~ Etaisyys + Laitos, weights = weight, data =
saakset)

# POIKASTEN KESKIPAINO

# Painotus niiden vuosien mukaan, joilta painotiedot olivat saatavilla
weight <- saakset$paino_vuodet/18*(1/0.22222222)

# Aineiston valmistelu
saakset$Laitos <- as.factor(saakset$Laitos)
saakset$Keski_paino <- saakset$Yhteispaino/saakset$Poikasten_maara

# Mallin sovittaminen
Lm_malli2 <- lm(Keski_paino ~ Etaisyys + Laitos + Poikasten_maara, weights
= weight, data = saakset)
```

ISOTOOPPIANALYYSIT

```
# Tarvittavien aineistojen luku
sulat2015 <- read.table("sulat_2015.txt", header = T, dec = ",")
sulat2016 <- read.table("sulat_2016.txt", header = T, dec = ",")
kalat <- read.table("kala_aineisto.txt", header = T, dec = ",")
concdep = read.table("concdep.txt", header = T)

# SIAR-lisäpaketin asennus
install.packages("siar")
library(siar)

# Ajo vuoden 2016 sulille
malli1 <- siarmcmcdirichletv4(sulat2016, kalat, corrections = 0,
concdep=1, iterations = 2e+05, burnin = 50000)
```

```
# Ajo vuoden 2015 sulille
malli2 <- siarmcmcdirichletv4(sulat2015, kalat, corrections = 0,
concdep=1, iterations = 2e+05, burnin = 50000)

# tulosten tallentaminen
out1 <- malli1$output
out2 <- malli2$output


# KIRJOLOHIOSUUDEN JA VALITTUJEN MUUTTUJIEN VÄLINEN YHTEYS

# Aineiston luku
mydata <- read.table("aineisto.txt", header = T, dec = ",", na.strings =
"-")

# Aineiston valmistelu
mydata$Vuosi <- as.factor(mydata$Vuosi)
mydata$id <- as.factor(mydata$id)

# glmmTMB-lisäpaketin asennus
install.packages("glmmTMB ")
library(glmmTMB)

# Mallin sovittaminen
glmmMalli <- glmmTMB(Osuus ~ Etaisyys + Vuosi + Poikasten_maara + Laitos
+ (1|id),
                 family=beta_family(link = "logit"), data = mydata,
                 na.action = "na.omit")


# POIKASTEN YHTEISPAINON JA VALITTUJEN MUUTTUJIEN VÄLINEN YHTEYS

# Aineiston luku
mydata <- read.table("aineisto.txt", header = T, dec = ",", na.strings =
"-")

# Aineiston valmistelu
mydata$Vuosi <- as.factor(mydata$Vuosi)
mydata$id <- as.factor(mydata$id)
```

```
mydata$Yhteispaino <- mydata$Yhteispaino/1000

# lme4-lisäpaketin asennus
install.packages("lme4 ")
library(lme4)

# Mallin sovittaminen
glm_malli <- glmer(Yhteispaino ~ Osuus + Etaisyys + Vuosi + Laitos + (1|id),
     family = Gamma(link=log), data = mydata
```

LIITE 2. Tulostaulukko SIAR-mallin ennustamista kirjolohen osuuksista

Liite 1. SIAR-mallin tuloksista lasketut kirjolohen osuutta (%) kuvaavat todennäköisyyksien mediaaniluvut kullekin pesälle. Pesät, joilla on sama pesän tunnistenumero (ID) ja sama etäisyys, ovat sama pesä. Pesän etäisyys-sarake tarkoittaa pesän etäisyyttä lähimmästä kalanviljelylaitoksesta (viimeisessä sarakkeessa). Taulukosta löytyvät myös rengastusaineistosta poimitut pesintöjen poikuekoot ja poikasten yhteenlasketut painot.

Pesän tunnistenumero (ID)	Sulkien keräysvuosi	Pesän etäisyys (km)	Kirjolohen osuus (%)	Poikasten määrä pesässä	Poikasten yhteispaino (g)	Lähin kalanviljelylaitos
1	2015	2,4	45	2	-	Siikakoski
1	2016	2,4	35	3	3800	Siikakoski
2	2015	3,8	34	3	4360	Siikakoski
2	2016	3,8	49	3	4120	Siikakoski
3	2016	4,4	51	3	4190	Siikakoski
4	2015	4,6	17	3	4280	Siikakoski
5	2016	5,4	23	3	3705	Siikakoski
6	2015	6,1	31	1	1500	Tyyrinvirta
7	2016	7,9	35	3	4370	Siikakoski
8	2015	8,3	18	3	3730	Siikakoski
9	2015	8,6	34	2	2500	Siikakoski
9	2016	8,6	47	2	2690	Siikakoski
10	2015	10,0	28	3	4440	Siikakoski

10	2016	10	36	3	4880	Siikakoski
11	2016	10,4	50	2	1900	Siikakoski
12	2015	11,1	44	2	3200	Siikakoski
13	2015	11,2	33	3	4740	Siikakoski
14	2015	11,3	12	3	3730	Tyyrinvirta
15	2015	12,2	23	2	2360	Tyyrinvirta
15	2016	12,2	45	3	3790	Tyyrinvirta
16	2015	12,7	36	3	4310	Siikakoski
17	2015	12,8	31	2	3120	Tyyrinvirta
18	2016	13,8	34	2	3365	Siikakoski
19	2015	14,3	36	1	1150	Tyyrinvirta
20	2015	14,4	32	3	3850	Siikakoski
21	2015	21,2	43	3	3950	Siikakoski
22	2015	21,7	25	3	3360	Siikakoski
22	2016	21,7	46	3	4180	Siikakoski