

Pro gradu -tutkielma

**Tunturirautu (*Salvelinus alpinus* (L.)) muuttuvassa
ympäristössä**

Markku Seppänen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

19.1.2021

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

Markku Seppänen: Tunturirautu (*Salvelinus alpinus* (L.)) muuttuvassa
ympäristössä
Pro gradu: 39 s., 1 liite (1 s.)
Työn ohjaajat: Dos. Timo J. Marjomäki ja FT Mikko Kiljunen
Tarkastajat: Dos. Juhani Pirhonen
Tammikuu 2021

Hakusanat: rautu (*Salvelinus alpinus* (L)), Stuurra Ravdojärvi, veden lämpötila, Ylä-Lappi

Ylä-Lapin tunturivesien hävinneitä rautukantoja (*Salvelinus alpinus* (L.)) on elvytetty 1980-luvun lopulta alkaen pyytämällä luonnonvaraisia rautuja ja istuttamalla niitä järviin, joista rautukanta on hävinnyt. Tässä tutkimuksessa selvitettiin Vadaid Ravdojärvestä pyydetyn ja Stuurra Ravdojärveen istutetun rautukannan tilaa ja kalastojen runsaussuhteita verkkokoekalastuksilla. Stuurra Ravdojärven veden lämpötilaa seurattiin neljän vuoden ajan. Istutuskalojen kasvua, ikää ja sukukypsyyden saavuttamista verrattiin pyyntijärven rautujen kasvuun. Ravinnon käyttöä selvitettiin mahanäytteiden ja hiilen ja typen pysyvien isotooppien avulla. Stuurra Ravdojärvestä veden lämpötila kohosi raudulle kriittisenä pidetyn 22 °C yli 8 päivänä vuonna 2018. Mädille ja vastakuoriutuneille letaali lämpötilaraja 8 °C saavutettiin keskimäärin 12 vuorokauden kuluttua jäiden lähtemisestä. Istutusjärvestä rautu saavutti suuremman koon verrattuna pyyntijärven rautuihin. Stuurra Ravdojärven alkuperäiseen kalastoon kuuluvat taimen (*Salmo trutta*) ja made (*Lota lota*) siirtyivät käyttämään kalaravintoa 20–30 cm:n pituisena. Sen sijaan rautu käytti ravintonaan pohjaeläimiä ja eläinplanktonia. Raudun nuorten ikäryhmien puuttuminen istutusjärvestä viittaa siihen, että lisääntyminen ei todennäköisesti onnistu. Todennäköinen syy on taimenen ja mateen rautuun kohdistama predaatio. Toinen mahdollinen syy raudun lisääntymisen epäonnistumiseen voi olla liian korkea veden lämpötila.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Aquatic Science

Markku Seppänen:

Master of Science Thesis:

39 p., 1 appendice (1 p.)

Supervisors:

Docent Timo T. Marjomäki, PhD. Mikko
Kiljunen

Inspectors:

Docent Juhani Pirhonen

January 2021

Key Words: Northern Lapland, Stuorra Ravdojärvi, water temperature

The depleted populations of Arctic charr in the highland waters of Northern Lapland have been resuscitated since the late 1980s by catching wild Arctic charr and stocking them into the lakes that no longer have such fish. This study analysed the status of the Arctic charr population that was caught from Lake Vadaid Ravdojärvi and stocked into Lake Stuorra Ravdojärvi. The fish populations of these two lakes and their abundance ratios were analysed through exploratory fishing with gillnets. The water temperature of Stuorra Ravdojärvi was observed for a period of four years. The growth, the age and the sexual maturation of the stocked fish were compared to the growth of the Arctic charr in the catch lake Vadaid Ravdojärvi. The diets of the fish were studied using stomach samples and stable isotopes of carbon and nitrogen. In Stuorra Ravdojärvi, the water temperature exceeded the 22°C that is considered critical for Arctic charr on 8 days in 2018. The temperature limit 8°C that is lethal for the spawn and the fry was reached on an average 12 days after the breakup of ice. The charr attained a bigger size in the receiving lake than in the catch lake. The brown trout (*Salmo trutta*) and the burbot (*Lota lota*) that were the other original fish populations of Stuorra Ravdojärvi shifted to feeding on fish of the size 20–30 cm, while the Arctic charr relied on zoobenthos and zooplankton. The lack of young age groups of Arctic charr in the receiving lake suggests that reproduction may not be succeeding. Predation by brown trout and burbot is the probable reason for this. Another possible reason for the reproductive failure may be too high a water temperature.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	1
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	6
2.1 Tutkimusjärvet.....	6
2.1.1 Istutusjärvi Stuurra Ravdojärvi	6
2.1.2 Emokalajärvi Vadaid Ravdojärvi	8
2.2 Vedenlaatu ja lämpötila.....	10
2.3 Koekalastukset ja muu näytteenotto	11
2.3.1 Kala-aineistot.....	11
2.3.2 Kalojen ravinnon käyttö ja isotooppiaineistot.....	13
2.4 Aineiston analysointi	15
3 TULOKSET	17
3.1 Veden lämpötila.....	17
3.2 Kalalajit	19
3.3 Kalojen kasvu, ikä ja sukukypsyys	20
3.4 Kalojen ravinto, trofiataso ja energian lähde.....	25
4 TULOSTEN TARKASTELU	29
KIITOKSET.....	34
KIRJALLISUUS.....	34

LIITE 1. STUORRA RAVDOJÄRVEN JA VADAID RAVDOJÄRVEN VEDENLAATU	40
--	-----------

1 JOHDANTO

Nieriä (*Salvelinus alpinus* (L.)) tunnetaan erityisesti arktisena kalalajina. Pohjoisilla alueilla kalaa kutsutaan yleisesti nimellä rautu, joka on peräisin saamenkielisestä rávdu-sanasta (Malmberg 1872). Nieriä-nimi lienee alun perin lähtöisin Siperian suomalais-ugrilaisilta kansoilta (Berg 1962). Tässä tutkimuksessa käytetään nimeä rautu. Rautu on ainoa makean veden kalalaji, jolla on sirkumpolaarinen eli pohjoisnavan ympäri menevä levinneisyys (Reist 2008, Klemetsen 2013). Rautua esiintyy arktisella, subarktisella ja lauhkealla ilmastovyöhykkeillä (Johnson 1980). Parhaiten se viihtyy viileissä ja hapekkaissa vesissä, joissa on vain vähän muita kalalajeja. Useissa tundra-alueen järvissä ja napa-alueen merialueilla se on ainoa kalalaji, joka selviää pitkästä jääpeitteisestä jaksosta ja kylmyydestä. Sillä on myös paras lohikalojen kylmänsietokyky (Johnson 1995).

Eniten rautupopulaatioita on Pohjoismaissa, etenkin Norjassa, ja rautua tavataan myös esimerkiksi Kanadassa, Venäjällä ja Grönlannissa (Freyhof & Kottelat 2008). Erillään olevia rautukantoja löytyy mm. Vuoksen vesistöalueelta, Laatokasta, Äänisjärvestä, Vienan Karjalan Kuittijärvistä, Ruotsin suurista järvistä sekä Alppijärvistä ja Skotlannista (Jääskeläinen 1917, Svärdsen 1945, Seppovaara 1969). Rautua pidetään glasiaalitulokkaana tai jääkauden lopun saapujana (Segerstråle 1976, Koli 1984). Lajin sirkumpolaarinen levinneisyys, erilaiset ympäristöt ja olosuhteet ovat muovanneet siitä useita pääasiassa makeissa vesissä esiintyviä

muotoja (Reist ym. 2013). Alun perin eri muotoja pidettiin lajeina (Johnson 1980). Nykykäsityksen mukaan eri muodot eivät täytä lajikriteereitä ja siten samassa järvessä voi esiintyä eri muotoja (Johnson 1995). Makean veden muotojen lisäksi tavataan anadromista meressä syönnösvaelluksella käyvää ja jokeen palaavaa merirautua (Langeland 1995).

Raudun eri muotojen erottelussa on käytetty kalan kokoon ja morfologiaan perustuvaa jakoa (Langeland 1995). Islantilaisen Thingvallavatn-järven neljä eri muotoa erotettiin pään muodon, värityksen ja pituuden mukaan (Johnston ym. 2004). Eri muodot ilmentävät ravinnon käyttöä ja elinympäristön valintaa (Johnston ym. 2004). Thingvallavatn-järvessä pohjaeläinravinto oli kahden pohjalla elävän raudun pääasiallinen ravinnonlähde, ulapalla viihtyvä muoto oli erikoistunut käyttämään eläinplanktonia ja osa rauduista käytti kaloja ravintonaan (Johnston ym. 2004). Eri rautumuotojen geneettistä eroavaisuutta on selvitetty skotlantilaisessa Loch Rannoch järvessä (Verspoor ym. 2010). Järven kolme eri rautumuotoa erosivat geneettisesti toisistaan. Tutkimus tuki pohjarautujen ja ulappa-alueen muotojen eriytymistä yhdestä alkuperäisestä populaatiosta. Vaikka muodot ovat eriytyneet, muodot voivat lisääntyä ja sekoittua keskenään.

Suomessa raudusta on erotettu kaksi lähinnä kokoon perustuvaa muotoa (Seppovaara 1969). Isonieriä, joka nimensä mukaan kasvaa isoksi, tavataan ainakin Saimaan vesistössä, Inarijärvessä ja Kilpisjärvessä (Seppovaara 1969). Pohjoisilla tunturialueilla ja pienemmissä järvissä esiintyviä muotoja kutsutaan pikkunieriäksi, rauduksi tai tunturirauduksi (Seppovaara 1969). Inarijärven isonieriää kutsutaan myös pohjarauduksi ja pikkunieriää paltsarauduksi. Isonieriä voi kasvaa useamman kilogramman painoiseksi ja yleensä sen kutukoko on yli 1,5 kg (Seppovaara 1969). Suomen ennätyskalarekisterin mukaan suurin Suomessa pyydetty rautu painoi 8,6 kg (Suomen vapaa-ajan kalastajien keskusjärjestö 2020). Utsjoen tunturialueiden raudut ovat suhteellisen pienikokoista muotoa (Niemelä & Vilhunen 1987). Kääpiöityneitä muotoja esiintyy yleisesti (Niemelä & Hynninen

1983). Tenojoen pääuomassa tavataan hyvin harvinaisena anadromista Jäämeressä syönnösvaelluksella käyvää merirautua (Niemelä & Vilhunen 1987).

Suomessa rautua esiintyy hajanaisesti. Yhtenäisempi esiintymisalue sijaitsee Ylä-Lapissa kolmen pohjoisimman kunnan alueella Inarissa, Utsjoella ja Enontekiöllä (Seppovaara 1969). Muualla Suomessa rautua alkuperäisenä kalalajina tavataan Vuoksen vesistössä. Koutajoen vesistön latvajärvistä Kuusamon, Sallan ja Kemijärven yläköalueelta on mainintoja raudusta (Seppovaara 1969). Kannat lienevät jo osittain hävinneet lukuun ottamatta Posion Karhunpesälampea, josta kalastettiin kääpiörautuja emokaloiksi riista- ja kalatalouden tutkimuslaitokselle Ohtaajalle vuonna 2000 (Janhunen 2009).

Suomen kalalajien uhanlaisuuden arvioinnissa vuonna 2019 Lapissa esiintyvät rautupopulaatiot arvioitiin siinä määrin turvatuiksi, että raudun luokka muutettiin silmälläpidettävästä elinvoimaiseksi (Luonnonvarakeskus 2019). Vaikka nykytilanne on arvioitu hyväksi, silti Ylä-Lapissa kalalajien istutuksilla ja tehokkaalla ja rajoittamattomalla kalastuksella on aiheutettu rautukantojen taantumista ja häviämistä (Niemelä & Vilhunen 1987).

Metsähallituksen paikkatietojärjestelmän (SAKTI) ja kalavesien käyttö- ja hoitosuunnitelmien perusteella Ylä-Lapissa rautua tavataan 300 järvessä (Siltamaa 1956, Niemelä & Hynninen 1983, Kasurinen 1985, Niemelä & Vilhunen 1987, Sarjamo ym. 1989, Seppänen 2001, Seppänen 2007, Pulkkinen ym. 2010, Metsähallitus 2016). Rautujärviksi luetaan kaikki ne järvet, joissa esiintyy tai on esiintynyt alkuperäistä, ei istutettua rautua.

Alkuperäiset rautukannat ovat hävinneet 26 järvestä (Metsähallitus 2016). Kantojen häviämiseen ovat vaikuttaneet useat eri syyt. Utsjoen tunturivesien kalakantojen käyttö- ja hoitosuunnitelmassa merkittävimmäksi syyksi mainitaan siikaistutukset (*Goregonus lavaretus*) ja tehostunut pyynti (Niemelä & Vilhunen 1987). Istutuksia ei suunniteltu ja istutuksien vaikutuksista alkuperäiseen kalalajistoon ei tiedetty.

Tavoitteena oli saada mahdollisimman paljon saalista siian lihan muodossa. Istutusten tuloksena siika kotiutui useisiin rautujärviin. Kymmenien järvien rautukannat joko tuhoutuivat tai taantuivat. Kalojen istutukset muista vesistöistä Tenojoen vesistöalueelle kiellettiin vuoden 1986 jälkeen ja niiden aiheuttama uhka väistyi (Maa- ja metsätalousministeriö 1987). Sen sijaan verkkokalastus, ilmaston lämpeneminen ja veden laadun muutokset uhkaavat koko ajan rautukantoja koko Ylä-Lapin alueella (Ahonen ym. 1998, Lehtonen 1998).

Tenojoen vesistöalueella rautuvesien hoito- ja kalastuksen säätelytoimet aloitettiin 1980-luvun loppupuolella. Tavoitteena oli palauttaa alkuperäisiä, hävinneitä ja taantuneita rautukantoja. Hävinneiden rautukantojen palautus ja elvyttäminen aloitettiin suorittamalla siirtoistutuksia, joita on toteutettu Utsjoen tunturialueella vuodesta 1987 alkaen 27 eri järveen (Seppänen 2007). Siirtoistutuksella tarkoitetaan istutuskalojen pyyntiä luonnonvedestä ja siirtämällä niitä hoidon kohteena olevaan järveen. Kalatautien leviämisen estämiseksi istutuksia on tehty kontrolloidusti maa- ja metsätalousministeriön ja Lapin ELY-keskuksen myöntämällä luvilla (Maa- ja metsätalousministeriö 1987). Siirrettävät kannat ovat olleet peräisin maantieteellisesti mahdollisimman läheltä istutusjärveä. Lohikantojen (*Salmo salar*) suojelemiseksi istutuksia on tehty lohen nousualueiden ulkopuolella.

Siirtoistutusten tuloksellisuutta selvitettiin kymmenen vuoden jälkeen istutusten alkamisesta (Ahonen ym. 1998). Istutuksia oli suoritettu 20 järveen kahdeksasta eri emokalajärvestä. Tulosten perusteella yli puolet suoritetuista istutuksista katsottiin onnistuneen hyvin tai kohtalaisesti. Tärkein onnistuneita istutuksia yhdistävä tekijä oli muiden kalalajien aiheuttaman kilpailun tai saalistuksen vähäisyys. Istutusten katsottiin epäonnistuneen järven mataluudesta johtuvasta happikadosta, hauen (*Esox lucius*), ahvenen (*Perca fluviatilis*) tai harjuksen (*Thymallus thymallus*) kilpailun tai predaation vuoksi. Verkoilla tapahtuvaa salapyyntiä oli myös kohdistunut hoitovesiin. Selvityksessä ei verrattu eri rautumuotojen kasvua tai soveltuvuutta istutuksiin eikä ennustetun ilmastonmuutoksen aiheuttamaa

vesistöjen lämpenemisen vaikutuksia. Istutuksia jatkettiin 2000-luvulla siirtoistutuksia koskevan tutkimusraportin suositusten mukaisesti. Istutuksien suunnittelussa tuli ottaa huomioon järven fysikaaliset olosuhteet (syvyys ja kutualueet), ajantasaiset tiedot veden kemiallisista ominaisuuksista ja muut kalalajit (Ahonen ym. 1998). Istutuksiin on käytetty sekä kääpiökantoja että myös kookkaammaksi kasvavia muotoja. Istutustulokseen voi siten vaikuttaa myös siirtokalojen alkuperäinen ekologinen muoto.

Hallitusten välisen viidennen ilmastopaneelin (IPPC) raportin mukaan maanpinnan keskilämpötila on noussut 0,85 °C reilun sadan vuoden aikana (Stern 2018). Mikäli kasvihuonepäästöjä ei saada vähennettyä, maapallon keskilämpötila nousee 2–6 °C vuosisadan loppuun mennessä (Stern 2018). Lämpötilan nousun seurauksena avovesikausi pitenee pohjoisilla leveysasteilla, nostaa veden keskilämpötilaa ja vaikuttaa järvien tuotantoon epäorgaanisen ja orgaanisen hiilen lisääntymisenä (Karlsson 2005a). Muutokset tulevat näkymään ekosysteemien muutoksina (Karlsson 2005a, Reist 2006). Ilmasto-olosuhteiden muutos on havaittu Utsjoen jokilaaksossa sijaitsevassa Kevojärvessä, jonka avovesikauden pituus oli 147 vrk mittausjaksolla 1962–2009 (Korhonen & Haavanlammi 2012). Sen jälkeen avovesikausi on pidentynyt 18 vrk vuosien 2010–2016 aikana (Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus 2017). Olosuhteiden muutos voi vaikuttaa olemassa olevien kalalajien runsaussuhteisiin, vuorovaikutuksiin ja uusien lajien leviämiseen luontaisesti (Reist 2006).

Ilmastonmuutoksen aiheuttamaa vesistöjen lämpenemistä pidetään vakavana uhkana rautukannoille (Lehtonen 1998, Reist 2006, Elliott & Elliot 2010). Esiintymisalueensa etelärajalla olevien ja matalien tunturijärvien rautukannat taantuvat tai häviävät todennäköisesti kokonaan (Lehtonen 1996, Lehtonen 1998). Utsjoen tunturivesien koekalastuksissa on huomattu muutoksia kalastoissa ja rautukantojen taantumista (Metsähallitus 2016). Useat rautujärvet ovat matalia, joissa ennustettu vesistöjen lämpeneminen voi vaikuttaa ympäristöolosuhteisiin ja

kalastoon (Niemelä & Vilhunen 1987, Lehtonen 1998). Utsjoella sijaitseva Stuorra Ravdojärvi on matala tunturijärvi, johon on siirtoistutettu rautuja 1980-luvun lopulta alkaen (Seppänen 2001). Istutettu rautu lisääntyi järvessä 1990-luvulla (Ahonen ym. 1998). Lisääntymistä ei ole havaittu enää 2000-luvulla toistuvista istutuksista huolimatta (Metsähallitus 2016). Emokalajärvessä (Vadaid Ravdojärvi) rautujen lisääntymisessä ei ole havaittu muutoksia istutuskalojen yli 30-vuotisen pyyntihistorian aikana. Ympäristöolosuhteiden ja kalalajiston muutos voi olla syynä raudun lisääntymisen epäonnistumiseen Stuorra Ravdojärvessä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää mahdollisia syitä raudun lisääntymisen epäonnistumiseen Stuorra Ravdojärvessä. Tutkimuksessa selvitettiin Stuorra Ravdojärven ja Vadaid Ravdojärven kalalajistoa ja verrattiin Stuorra Ravdojärven istutusperäisten rautujen kasvua, ikää, sukukypsyyden saavuttamista ja ravinnon käyttöä emokalajärven (Vadaid Ravdojärvi) rautuihin. Vesistöjen lämpenemisen aiheuttamaa uhkaa arvioitiin Stuorra Ravdojärven veden lämpötilatietojen ja kirjallisuuden perusteella. Oletuksena on, että Stuorra Ravdojärvi täyttää raudun ympäristövaatimukset ja luontaisen lisääntymisen edellytykset.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusjärvet

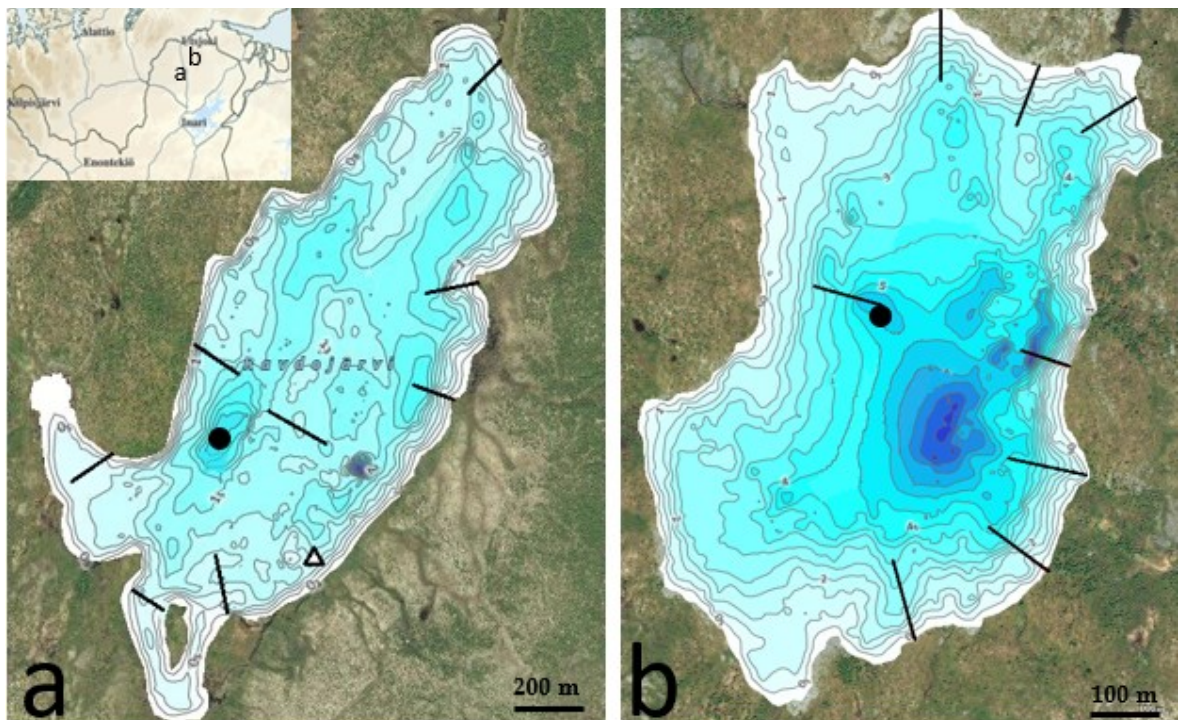
2.1.1 Istutusjärvi Stuorra Ravdojärvi

Stuorra Ravdojärvi (99 ha) sijaitsee Tenojoen vesistössä Utsjoen ja Inarin kuntien rajalla Petsikkotunturissa (Kuva 1a). Se on Utsjoen osavesistön (68.083.1.027) ylin järvi, johon laskee ainoastaan kaksi pientä lähdeojaa (Suomen ympäristökeskus 2020). Järvi sijaitsee 251 merenpinnan yläpuolella subarktisella tunturikoivua

kasvavalla vyöhykkeellä ja glasifluviaalisten muodostumien alueella kuten Vadaid Ravdojärvikin (Manner & Tervo 1988, Suomen ympäristökeskus 2020). Laskujoki on 1,2 km pituinen ja matala. Se laskee loppuosaltaan jyrkkänä alapuoliseen Utsjokeen. Korkeuseroa on 25 m. Järvi on lähes kauttaaltaan saman syvyyistä. Suurin osa järvestä on 0,5-2 m syvyyistä. Rannat ovat hiekka- ja sorapohjaisia. Pehmeän pohjan alue alkaa 1–1,5 m syvyydeltä. Pehmeän pohjasedimentin paksuus on paikoin yli 4 m.

Järvi on saanut nimensä sen alkuperäisen kalalajin, raudun mukaan. Muita alkuperäiseen kalastoon kuuluvia lajeja ovat taimen (*Salmo trutta*), made (*Lota lota*) ja hauki (*Esox lucius*) (Niemelä & Hynninen 1983, Niemelä & Vilhunen 1987). Hauki mainitaan Utsjoen ensimmäisen tunturivesien käyttö- ja hoitosuunnitelman haastattelutiedoissa (Niemelä & Hynninen 1983). Hauesta ei kuitenkaan ole havaintoja, vaikka alempana Utsjoen järvilaajentumissa sitä esiintyy. Jyrkkä laskujoki estänee kalojen vaelluksen, mutta korkea tulvavesi voi mahdollistaa kalojen vaelluksen alapuolisesta vesistöstä.

Järveen on istutettu Ivalojoen kantaa olevaa pohjasiikaa (*Goregonus lavaretus*) mätinä ja vastakuoriutuneina poikasina vuosina 1957–1962 yhteensä 318 000 kappaletta (Niemelä & Vilhunen 1987). Istutetut siiat olivat kasvaneet hyvin ja saaliit olivat olleet huomattavia (suullinen tiedonanto, puistomestari Kari Kyrö). Siika kalastettiin pois tehokkaasti ja sen lisääntymisestä ei ole havaintoja. Inarin isonieriää istutettiin vastakuoriutuneena vuosina 1977 ja 1979. Paikalliskalastajien mukaan istutuskalat kasvoivat hyvin isompien saavuttaessa 3 kg painon (Ahonen 1998).



Kuva 1. Storra Ravdojärven (a) ja Vadaid Ravdojärven (b) sijainti ja syvyysvyöhykkeet. Suurin luodattu syvyys Storra Ravdojärnessä on 2,8 m ja Vadaid Ravdojärnessä 8 m. Verkkokoekalastuspaikat on merkitty viivoilla, vesinäytteiden havaintopiste ympyrällä ja veden lämpötilan mittauspiste kolmiolla.

Storra Ravdojärven kalastoa selvitettiin verkkokoekalastuksella 1980-luvun loppupuolella (Metsähallitus 2016). Koekalastuksessa ei saatu kaloja. Järven kalakannan elvyttäminen aloitettiin vuonna 1988 siirtämällä tunturirautuja samalla vesistöalueella sijaitsevalta Vadaid Ravdojärvestä. Rautujen siirtoja on tehty siitä lähtien muutaman vuoden välein, viimeksi vuonna 2020. Siirtoihin on käytetty koko ajan Vadaid Ravdojärven kaloja. Verkkokalastus kiellettiin Storra Ravdojärnessä Utsjoen kalastusalueen päätöksillä 2000-luvun alussa (Seppänen 2001) ja vuodesta 2019 alkaen Lapin Ely-keskuksen päätöksellä (Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus 2019).

2.1.2 Emokalajärvi Vadaid Ravdojärvi

Vadaid Ravdojärvi (54 ha) on subarktinen 300 m merenpinnan yläpuolella ja Tenojoen vesistöalueella sijaitseva tunturijärvi (Kuva 1b). Se on Utsjokeen laskevan

pienen osavesistön (68.081.1.025) latvajärvi, joka laskee kahden muun tunturijärven kautta Utsjokeen ja edelleen Tenojokeen (Suomen ympäristökeskus 2020). Laskujoki on jyrkkä loppuosastaan ja estää kalojen vaelluksen alapuolisesta vesistöstä. Alueen vesistöt ja glasifluviaaliset maamuodostumat ovat vetäytyneen mannerjäätikön aiheuttamien prosessien tulosta (Manner & Tervo 1988). Koivuvyöhykkeellä sijaitsevan järven rannat ovat kivikkoiset ja lohkareiset. Suurin osa järvestä on alle 6 m syvyistä (Kuva 1 b). Järven pohja on aina 3–4 m syvyyteen asti on kivistä ja lohkareista.

Koekalastusten ja haastattelutietojen perusteella alkuperäiseen kalastoon kuuluvat rautu ja made (Niemelä & Vilhunen 1987). Vadaid Ravdojärven ja 24 m alempana sijaitsevan Ravdojärven yhdistävässä joessa havaittiin pieniä taimenia kesällä 2018. Inarin isonieriäistutuksesta on maininta vuodelta 1978, jolloin istutus on suoritettu vastakuoriutuneilla poikasilla. Istutuksen kohdentuminen juuri Vadaid Ravdojärveen on kuitenkin epävarmaa. Istutus on voitu suorittaa myös alempaan Ravdojärveen (Niemelä & Hynninen 1983).

Vadaid Ravdojärvestä on siirretty rautuja vuodesta 1988 alkaen noin 25 km etelämpänä sijaitsevaan Stuurra Ravdojärveen (Kuva 1a) Siirtojen alkaessa kalat olivat 50–250 g painoisia, osa kutukypsiä kaloja (Ahonen ym. 1998). Siirtokalojen yksilökoko on kasvanut 30 vuoden aikana pyynnin alkamisesta. Nykyiset siirtokalat ovat pääosin 100–300 g:n painoisia. Verkkokalastus kiellettiin Utsjoen kalastusalueen päätöksillä 2000-luvun alussa (Seppänen 2001) ja vuodesta 2019 alkaen Lapin Ely-keskuksen päätöksellä (Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus 2019). Kalojen suuremman koon myötä sekä viehe- että pilkkikalastus on lisääntynyt.

2.2 Vedenlaatu ja lämpötila

Vedenlaatutietoja Vadaid Ravdojärvestä on vuodesta 1980 ja Stuurra Ravdojärvestä vuodesta 1987 alkaen (Liite 1). Vesinäytteiden keräämisestä on vastannut Lapin ympäristökeskus, nykyinen Lapin Ely-keskus ja näytteet on määritetty Lapin ympäristökeskuksen ja Ahma-ympäristöt Oy:n laboratorioissa. Analyysitiedot on haettu Suomen ympäristökeskuksen ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertasta (Suomen ympäristökeskus 2017). Tärkeimmät vedenlaatumuuttujat, joita tarkasteltiin, olivat liukoisen hapen pitoisuus (mg/l), hapen kyllästysaste (kyll. %), happamuus (pH), alkaliniteetti (mmol/l), kokonaisfosforipitoisuus (mg/l), kokonaistyyppi (mg/l), sähkönjohtavuus (mS/m), kemiallinen hapenkulutus CODMn (mg/l) ja väriluku (mg/l Pt). Vadaid Ravdojärvestä vesinäytteet on otettu kahdesta tai kolmesta pisteestä 1–4 m syvyydestä (Kuva 1b). Matalasta Stuurra Ravdojärvestä kesällä näytteet on otettu 0,5 m ja talvella 1,0 m syvyydestä järven syvänealueelta (Kuva 1a).

Stuurra Ravdojärven vedestä oli 1990-luvulla kevättalvisin tunnistettavissa hieman mädäntyneen (rikkivety) hajua, joka on vähentynyt 2000-luvulla (Metsähallitus 2016). Veden happipitoisuus (6,4–6,6 mg/l) kevättalvella vuosina 2016 ja 2017 otetuissa vesinäytteissä oli alhaisempi verrattuna vuonna 1987 otettuun vesinäytteeseen (9,1 mg/l). Vadaid Ravdojärvestä happipitoisuus vaihteli 9,5–9,4 mg:n välillä kesällä 1980 ja kesällä 2016 happipitoisuus oli 11 mg sekä 1 m että 4 m syvyydessä. Talvella 1983 happipitoisuus vaihteli välillä 13,6–7,0 mg 1–4 m syvyydessä. Talvella 2016 ja 2017 pintaveden happipitoisuus mitattuna 1 m syvyydestä oli korkea (12–13 mg/l). Sitä vastoin 4 m syvyydessä happipitoisuus vaihteli välillä 3,5–5,9 mg/l.

Veden happamoitumiseen vaikuttaa veden puskurikyky. Suomen ympäristökeskuksen luokitteluun perustuen Vadaid Ravdojärven puskurikyky on

välttävä (Suomen ympäristökeskus 2015). Sitä vastoin Stuurra Ravdojärnessä tilanne on hieman parempi ja puskurikyky on tyydyttävä.

Kesällä molemmat järvet ovat lievästi emäksisiä. Kevättalvella vesi muuttuu happamammaksi, mutta pH pysyttelee arvon 6 yläpuolella. Veden happamuudessa ei ole tapahtunut muutoksia Vadaid Ravdojärnessä lähes 40 vuoden mittaushistorian aikana. Stuurra Ravdojärnessä on sama tilanne ja happamoitumista ei ole havaittu.

Stuurra Ravdojärven veden lämpötilaa mitattiin automaattisella MadgeTech 4 lämpötilaloggerilla (Madge Tech, Inc), joka rekisteröi lämpötilan 0,1 asteen tarkkuudella neljän tunnin välein. Mittaus aloitettiin 22.5.2016, jolloin järvi oli osittain jäätön. Mittari asennettiin 10 cm syvyyteen pinnasta ja noin 100 metriä rannasta. Mittauspaikalla veden syvyys oli 1 m. Mittausta jatkettiin jäätymiseen 26.10.2016 asti. Ilman lämpötilaa mitattiin rinnakkaisella mittarilla, joka oli asennettu järven rantaan 1 m korkeuteen maan pinnasta. Veden lämpötilojen mittausta jatkettiin samoilla paikoilla vuosina 2017, 2018 ja 2019. Ilman lämpötilaa mitattiin vuosina 2016 ja 2018. Jäiden lähtö ja jäätymisajankohta määritettiin aikaviivekameralla (GD2712 Timing Camcorder) otetuista kuvista. Kamera oli säädetty ottamaan kolme kuvaa vuorokaudessa.

2.3 Koekalastukset ja muu näytteenotto

2.3.1 Kala-aineistot

Kala-aineistot hankittiin molemmista järvistä koeverkkosarjalla, johon kuului 10 verkkoa. Verkkosarja koostui solmuväliltään 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60 mm verkoista. Kukin verkko oli 30 m pitkä ja 1,8 m korkea. Näiden lisäksi käytössä oli kolme pohjoismaista Nordic-yleiskatsausverkkoa (Olin ym. 2014).

Vadaid Ravdojärven koekalastus suoritettiin 15.–17.8.2016. Verkot olivat pyynnissä kahtena yönä pyyntiajan ollessa ensimmäisenä yönä 12 tuntia ja toisena yönä 10 tuntia. Ensimmäisenä yönä koeverkot laskettiin 1-4 m syvyysvyöhykkeille viiteen eri paikkaan (Kuva 1b). Toisena yönä verkot olivat pyynnissä kolmessa eri paikassa. Kala-aineistoa täydennettiin syksyllä 2017 siirtoistuskalojen pyynnin yhteydessä, jolloin rautuja otettiin valikoimaton saalisnäyte tutkimusta varten. Istutuskalat pyydettiin verkoilla.

Stuorra Ravdojärvellä pyynti tapahtui 24.–26.8.2016 ja 5.–6.9.2017 välisenä aikana. Pyynnissä oli käytössä samat koeverkot kuin Vadaid Ravdojärvelläkin. Vuonna 2016 verkot laitettiin pyyntiin satunnaisesti eri puolille järveä viiteen jataan 0,5–2,4 metrin syvyyteen (Kuva 1a). Vuonna 2017 suoritettiin uusintapyynti kolmella Nordic-yleiskatsausverkolla 5.–6.9. välisenä aikana. Verkot olivat pyynnissä 12 tuntia molempina vuosina. Stuorra Ravdojärven rautukanta otaksuttiin vähälukuseksi, joten koekalastuksella ei haluttu vaarantaa kalastoa ja siksi elossa olevat isot ja hyväkuntoiset raudut vuonna 2016 vapautettiin. Vapautetut kalat olivat sukukypsiä ja kutuun valmistuvia arviolta 1–1,5 kg:n painoisia sekä naaras-että koiraskaloja. Seuraavan vuoden koekalastuksessa saatiin yksi kookas rautu, joka myös vapautettiin.

Pyynnin jälkeen kalat irrotettiin verkoista pyyntipaikalla ja merkittiin yksilökohtaisesti jadoittain ja solmuväleittäin jatkokäsittelyä varten. Sen jälkeen näytekalat säilöttiin jäihin kuljetuksen ajaksi ja pakastettiin vuorokauden kuluessa pyynnistä. Varsinainen kalojen mittaaminen ja näytteiden otto tapahtui sisätiloissa syksyllä 2016. Vuoden 2017 näytekalat käsiteltiin samalla tavalla. Pakastetut kalat sulatettiin ja kustakin kalasta mitattiin kokonaispituus mm tarkkuudella leuan kärjestä suoraksi ojennetun ja yhteen puristetun pyrstöevän kärkeen. Tuorepaino määritettiin kokonaisista kaloista g tarkkuudella. Sukupuoli ja sukukypsyyssaste määritettiin silmämääräisesti gonadien koon ja värityksen perusteella. Nuorista

yksilöistä sukupuoli jätettiin merkitsemättä, mikäli sukupuolta ei voitu varmuudella määrittää. Mahalaukut irrotettiin ravinnon määrittämistä varten.

Kaikilta kaloilta otettiin iänmäärittämiin yleensä molemmat sagittat eli suurimmat kuuloluut. Iänmäärittäminen tehtiin preparointimikroskooppilla. Mikäli kasvuyvyöhykkeet olivat helposti havaittavissa, iänmäärittäminen tehtiin käsittelemättömistä sagittoista. Muussa tapauksessa toinen sagitta värjättiin neutraalipunaliuoksella vuosirenkaiden näkyvyyden parantamiseksi. Käsittelemättömiä sagittoja tarkasteltiin tislattuun veteen upotettuina petrimaljalla. Värjäyksessä sagitta katkaistiin ja katkaisupinta hiottiin vesihiomapaperilla, minkä jälkeen sagitta upotettiin noin 8 minuutiksi väriliuokseen. Liuos sisälsi neutraalipunaa (1 %:n liuos, paino-%) ja etikkahappoa (0,5 %:n liuos, tilavuus-%). Käsitellyt sagittat asetettiin mikroskoopin alle petrimaljalle katkaisupinta ylöspäin iän määrittämiseksi. Iänmäärittäminen teki Luk Maija Sujala.

Stuorra Ravdojärven itäranta, järveen etelästä laskeva lähdepuro ja laskujoen alkuosa sähkökalastettiin 17.8.2016. Sää oli puolipilvinen ja vedenkorkeus normaalilla tasolla. Akkukäyttöisen sähkökalastuslaitteen GeOmega FA4 toimivuus oli varmistettu etukäteen. Koealueet valittiin silmämääräisesti noin 2 km pituiselta rantavyöhykkeeltä, jossa oli soraikkoa ja kivikkoa. Laskujoen koealueen pohjaa peitti pääosin halkaisijaltaan 10-30 cm kivet. Kalastus suoritettiin rannalta ja kahlaamalla rantavedessä. Koealueiden pituus vaihteli 10-30 metriin. Lähdepuro ja laskujoki mukaan lukien koealueiden kokonaispituus oli 200 m.

2.3.2 Kalojen ravinnon käyttö ja isotooppiaineistot

Stuorra Ravdojärven kalojen ravinnon käyttöä tarkasteltiin mahalaukun sisällön ja lihaksen hiilen ja typen pysyvien isotooppien perusteella. Mahalaukun sisällöstä ravintokohteet määritettiin silmämääräisesti ja ne luokiteltiin eläinplanktoniin, pohjaeläimiin ja kalaravintoon. Tyhjämahaiset merkittiin erikseen omaksi luokaksi.

Kalojen ravinnonkäyttöä voidaan perinteisesti tutkia syönnösanalyysien avulla, mutta myös hiilen ja typen vakaiden isotooppien avulla (Peterson & Fry 1987, Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Isotoopit kertovat kalojen ravinnonkäytöstä selvästi pidemmältä aikaväliltä, jopa yli vuoden aikaista ravinnonkäyttöä, mutta eivät anna yhtä yksityiskohtaista tietoa kuin mahanäytteet (Hesslein ym. 1993, Beaudoin ym. 1999). Hiilen $\delta^{13}\text{C}$ ja typen $\delta^{15}\text{N}$ isotoopit rikastuvat siirtyessään ravintoverkossa ylöspäin (Peterson & Fry 1987). Hiilen isotooppien avulla voidaan selvittää käytettyä ravintoa ja sekä energialähteitä (Vander Zanden & Rasmussen 1999). Typen isotooppeja käytetään trofiatason määrittämiseen, sillä $\delta^{15}\text{N}$ rikastuu tyypillisesti merkittävästi jokaisella ravintoketjun tasolla ylöspäin siirryttäessä (Vander Zanden 1997). Vakaiden isotooppien avulla voidaan selvittää myös tyhjämahaisten kalojen käyttämää ravintoa (Beaudoin ym. 1999, Paradis ym. 2008). Isotooppinäytteenä käytetään yleisimmin kalan vaaleaa lihaskudosta (Pinnegar & Polunin 1999).

Kaikista vuoden 2016 verkkokoekalastuksissa saaduista kaloista otettiin ruodoton lihasnäyte isotooppitutkimusta varten. Lihasnäyte otettiin kalan selkäpuolelta kylkiviivan yläpuolelta rasvaevän ja selkäevän puolivälistä. Näytepala oli kooltaan noin 5*5*5 millimetriä. Yksilökohtaiset näytteet pakastettiin ja käsiteltiin Jyväskylän yliopiston laboratoriossa syksyllä 2016. Isotooppiarvojen tulkintaa varten molemmista tutkimusjärivistä otettiin pohjaeläin- ja eläinplanktonnäytteet. Pohjaeläinnäytteet otettiin Ekman-noutimella (SFS 5076 Ekman) sekä litoraali- että profundaalialueelta. Litoraalinäyte otettiin heti rantakivien jälkeen pehmeän pohjan alkaessa 0,5–1,0 merin syvyydeltä. Profundaalinäytteet otettiin molemmista järivistä pehmeän pohjan alueilta yli yhden metrin syvyydestä. Näytteitä otettiin kolmesta eri pisteestä. Kustakin näytepisteestä otettiin kolme rikkaisnäytettä, jotka yhdistettiin. Litoraalialueen näytteitä täydennettiin ranta-alueelta kootuilla näytteillä, jotka kerättiin 0–40 cm:n syvyydestä potkuhaavilla ja käsin poimimalla. Näytteet seulottiin maastossa 0,5 mm silmäkoon seulalla keräämisen jälkeen ja

säilöttiin muovirasioihin ja jätettiin jatkokäsittelyä varten. Vuorokauden kuluttua näytteenotosta näyte-eläimet kerättiin pinseteillä Minigrip-pusseihin ja pakastettiin. Pohjaeläinnäytteet yhdistettiin kummastakin järvestä erikseen yhdeksi näytteeksi.

Eläinplanktonnäytteet kerättiin planktonhaavilla (100 µm) horisontaalisesti ulappa-alueelta molempien järvien syvimältä kohdalta ja Stuurra Ravdojärvessä myös matalasta 0,5–1,0 metrin syvyydestä lahdesta. Haavia vedettiin pinnassa veneellä 50 metrin matka, jonka jälkeen näyte siirrettiin Minigrip-näytepusseihin. Molempien järvien näytteet koostuivat kahdesta vedosta, jotka yhdistettiin yhdeksi näytteeksi.

Isotooppinäytteet sulatettiin ja siirrettiin näyteputkiin ja kuivattiin pakkaskuivurissa. Sen jälkeen näytteet jauhettiin huhmaressa hienorakeiseksi jauheeksi. Jauhetta punnittiin 0,5-1 milligrammaa tinakuppeihin, jotka puristettiin pieneksi palloksi. Standardina käytettiin hauen (*Esox lucius*) kylmäkuivatusta lihaksesta valmistettua laboriostandardia (FSS III), jonka vakaiden isotooppien ($\delta^{15}\text{N}$ ja $\delta^{13}\text{C}$) suhteet on määritetty IAEA:n standardeja vasten. Näytteet analysoitiin Thermo Finnigan DELTA^{plus} advantage isotooppimassaspektrometrillä (Thermo Fisher scientific), joka oli yhdistetty Thermo Finnigan EA 1112 alkuaineanalyysointoriin.

2.4 Aineiston analysointi

Aineistot tallennettiin tiedostoihin, joita käsiteltiin Microsoft Excel ja IBM SPSS statistics (versio 24) ohjelmistojen avulla. Näiden tietojen avulla tehtiin tarvittavat tilastot ja kuvat, joiden perusteella arvioitiin tutkimustuloksia. Rautujen pituus- ja ikäjakaumaa ja sukukypsyyden saavuttamista järvien välillä verrattiin χ^2 -testillä. Rautujen kasvua järvien välillä verrattiin tilastollisesti t-testillä. Taimenien pituus- ja ikäjakauman tilastolliseen vertailuun vuosien 2016 ja 2017 välillä käytettiin χ^2 -testiä. Kalojen ravinnonkäyttöä ja trofiatasoa vertailtiin χ^2 ja t-testillä.

Veden lämpötilaa ja sen merkitystä lohikaloille, erityisesti raudulle, arvioitiin kirjallisuustietojen perusteella. Kala-aineistot jaettiin lajeittain pituusluokkiin (5 mm välein) ja ikäryhmiin. Vadaid Ravdojärven kala-aineisto vuodelta 2017 jätettiin pituustarkastelusta, koska kalat olivat valikoidusti pyydettyjä siirtoistutusta varten. Ikäryhmille laskettiin keskipituudet. Sukukypsyyden saavuttamisajankohtaa tutkittiin pituusluokittain. Pituusluokan katsotaan saavuttaneen sukukypsyyden, kun sen yksilöistä 50 % on sukukypsiä.

Kalojen kasvumallina käytettiin von Bertalanffyn epälineaarista kasvuyhtälöä

$$L_t = L_{\max}(1 - \exp(-K(t-t_0))) \quad (1)$$

jossa L_t = ikäryhmän keskipituus iässä i , L_{\max} = estimoitu maksimipituus, jolloin kasvua ei enää tapahdu, K = kasvunopeus, t = kalojen ikäryhmä ja t_0 = laskennallinen hetki, jolloin pituus on nolla (von Bertalanffy 1938). Yhtälön avulla voidaan arvioida puuttuvien ikäryhmien keskipituuksia, kalakannan maksimipituuksia ja kasvunopeutta (von Bertalanffy 1938).

Tutkimusjärvien kalojen energialähteiden ja trofiatason määrittämiseen käytettiin hiilen $\delta^{13}\text{C}$ ja typen $\delta^{15}\text{N}$ pysyviä isotooppeja. Kalojen trofiatasot laskettiin litoraalin ja pelagiaalin hiilen $\delta^{13}\text{C}$ ja typen $\delta^{15}\text{N}$ pysyvien isotooppien lähtötasoihin perustuen (Karlsson 2005b). Lähtötasoina käytettiin litoraalin pohjaeläimien ja pelagiaalin eläinplanktonin isotooppiarvoja. Pelagiaalista (f_{pel}) ja litoraalista (f_{lit}) tulevan energian osuus laskettiin seuraavasti Post (2002):

$$f_{pel} = \frac{(\delta_{kala} - \delta_{lit})}{(\delta_{pel} - \delta_{lit})} \quad (2)$$

$$f_{lit} = 1 - f_{pel} \quad (3)$$

jossa δ_{kala} on kalan hiilen arvo, δ_{lit} on rantavyöhykkeen pohjaeläimien hiilen arvo ja f_{pel} on ulappa-alueen eläinplanktonin hiilen arvo. Hiilen $\delta^{13}\text{C}$ arvon oletettiin

rikastuvan 0,5 ‰ kutakin ravintoketjua kohti ja kalojen oletettiin olevan kolmannella ravintoketjutasolla, joten litoraalin ja pelagiaalin lähtötasoihin lisätettiin 1 ‰ hiilen isotooppiarvon ravintoverkkorikastumisen korjaamiseksi. Kalojen tarkan trofiatason (TT_{kala}) laskemiseen käytettiin kahden lähtötason mallia (Post 2002):

$$TT_{kala} = \frac{(\delta^{15}N_{kala} - (\delta^{15}N_{lit} \times \alpha + \delta^{15}N_{lit} \times (1 - \alpha)))}{\Delta N} + 2 \quad (4)$$

jossa ΔN (3,4) on typen rikastumisarvo ja α on pelagiaalin (f_{pel}) ravintoverkon energian osuus ja 2 on litoraalin ja pelagiaalin perustasojen oletettu ravintoketjutaso (Post 2002). Kalojen energialähteiden osuutta ja trofiatasoa tarkasteltiin kalan pituuden mukaan jakamalla kalat alle 30 cm:n ja yli 30 cm:n pituisiin ryhmiin, joka perustui Stuurra Ravdojärven rautujen ja taimenien mahanäytteiden ravintokohteiden muutokseen.

3 TULOKSET

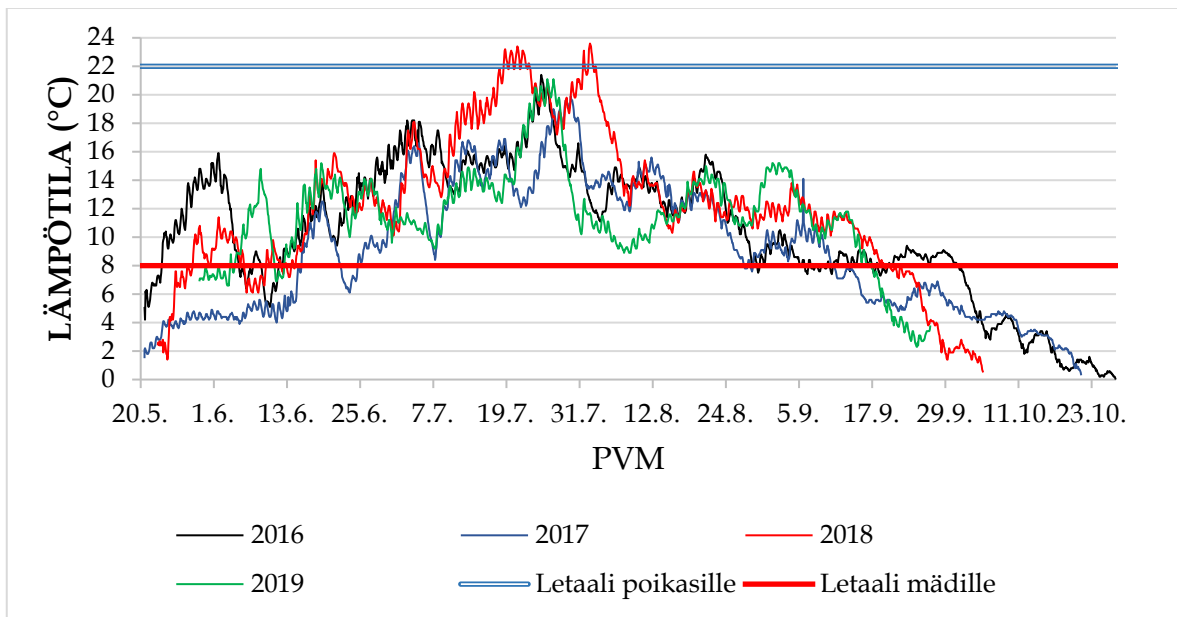
3.1 Veden lämpötila

Avovesikauden pituus Stuurra Ravdojärnessä vuosina 2016-2019 oli keskimäärin 150 vuorokautta (+/-10 vrk). Seurantajakson aikana järvi vapautui jäistä keskimäärin 20.5. ja jäätyminen tapahtui keskimäärin lokakuun 16 päivä (Taulukko 1). Veden lämpötila kohosi mittausjakson aikana kolmena vuotena yli 20 asteen (Taulukko 1). Matalan järven vesi reagoi herkästi ilman lämpötilaan. Veden ja ilman keskilämpötilojen ero oli 1,3 astetta vuonna 2016 (Taulukko 1). Raudun poikasille letaali lämpötilaraja 22 C ylitettiin kahdeksana päivänä vuonna 2018 (Taulukko 1).

Taulukko 1. Veden keskimääräinen lämpötila Stuurra Ravdojärnessä jäiden lähdöstä jäätymiseen ja vuorokausien lukumäärä, jolloin lämpötila ylittää 20 astetta ja 22 astetta ja ilman keskimääräinen lämpötila jäiden lähdöstä jäätymiseen. Veden lämpötila on mitattu 10 cm pinnasta ja ilman lämpötila yhden metrin korkeudelta maan pinnalta järven rannalla.

	2016	2017	2018	2019
Veden keskilämpötila (°C)	10,5	9,1	12,3	11,5
Veden lämpötila ≥ 20 (°C) vrk	3	0	18	2
Veden lämpötila ≥ 22 (°C) vrk	0	0	8	0
Ilman lämpötila (°C)	9,1		11	
Jäiden lähtö	18.5.	20.5.	22.5.	21.5.
Jäätyminen	26.10.	21.10.	5.10.	14.10.

Pitkään jatkuneen hellejakson aikana 3.7.–3.8. 2018 veden lämpötila pysytteli lähes yhtäjaksoisesti 20 asteen yläpuolella (Kuva 2). Korkein lämpötila mitattiin elokuun ensimmäisenä päivänä, jolloin lämpötila kohosi 23.6 asteeseen. Ilman lämpötila nousi samanaikaisesti 33,8 asteeseen. Seurantajakson muina vuosina veden lämpötila heinäkuun alusta elokuun ensimmäiselle viikolle pysytteli 15–20 asteen välillä (Kuva 2). Mädille ja vastakuoriutuneille poikasille letaali 8 asteen lämpötila saavutettiin mittausjakson aikana keskimäärin 12 vuorokauden kuluttua jäiden lähdöstä vaihteluvälin ollessa 5–27 vuorokautta.



Kuva 2 . Veden lämpötila 10 cm:n syvyydessä Stuurra Ravdojärnessä vuosina 2016-2019. Kuvassa on esitetty raudun mädille ja vastakuoriutuneille poikasille letaalit lämpötilat (punainen katkoviiva) ja vanhemmille poikasille (sininen viiva).

3.2 Kalalajit

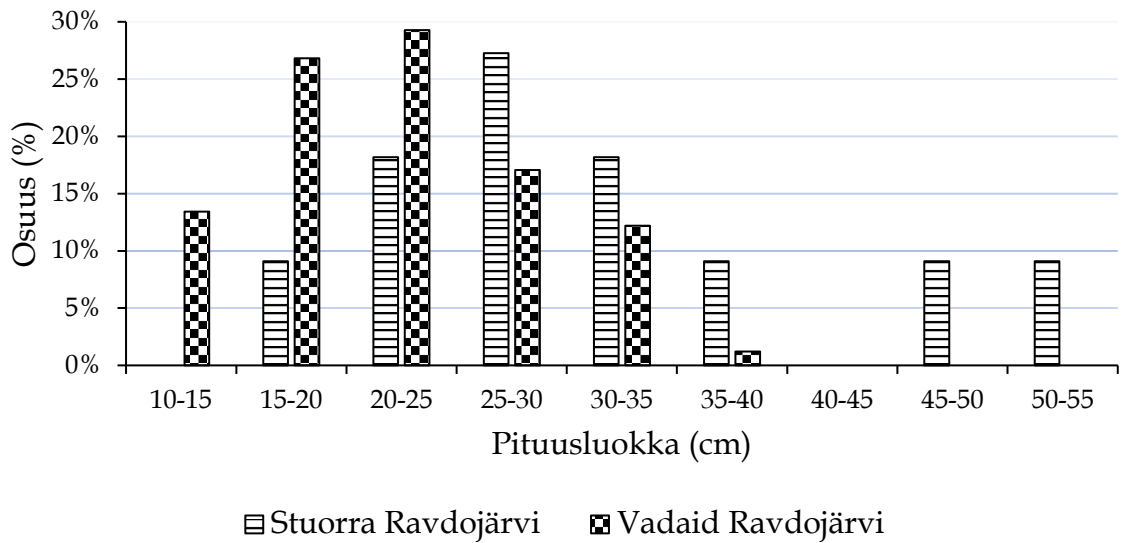
Stuurra Ravdojärven verkkokoekalastuksissa vuosina 2016 ja 2017 runsaslukuisin kalalaji oli taimen (Taulukko 2). Rautuja saatiin vuonna 2016 yhteensä 21 kappaletta, joista 11 kalaa otettiin näytekaloiksi ja kymmenen kalaa vapautettiin. Stuurra Ravdojärveen saaliissa esiintyi raudun lisäksi madetta ja taimenta. Vadaid Ravdojärven koekalastussaalit koostui pelkästään rauduista, jotka saatiin koeverkkopyynnillä vuonna 2016 ja siirtoistutuskalojen pyynnin yhteydessä syyskuussa 2017 (Taulukko 2). Sähkökoekalastuksessa ei saatu kaloja. Ainoa havainto kaloista oli laskujoen niskalla, jossa havaittiin kahden kalan pakenevan.

Taulukko 2. Stuurra Ravdojärven ja Vadaid Ravdojärven verkkokoekalastusten saalis vuonna 2016 ja Vadaid Ravdojärven siirtoistuspyynnin yhteydessä vuonna 2017 tutkimusta varten otettu saalisnäyte.

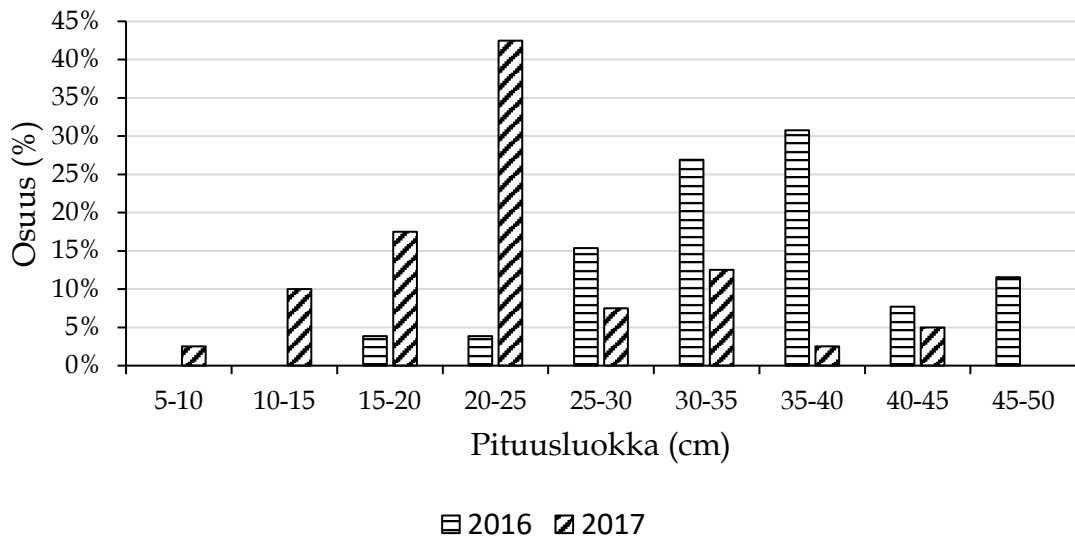
Järvi	Vuosi	Saalis (kpl)		
		Rautu	Taimen	Made
Stuurra Ravdojärvi	2016	11	26	3
	2017		40	
Vadaid Ravdojärvi	2016	82		
	2017	50		

3.3 Kalojen kasvu, ikä ja sukukypsyys

Stuurra Ravdojärven rautujen kokonaispituus vaihteli 18,1 cm:stä 52,5 cm:iin. Yli neljäsosa (27 %) rauduista sijoittui pituusluokkaan 25–35 cm (Kuva 3). Vadaid Ravdojärven saalisrautujen pituusjakauma vaihteli 10,5 cm:stä 35,9 cm:iin. Eniten kaloja sijoittui pituusluokkiin 10–15 cm ja 15–20 cm. Pituusjakauma ei poikennut Stuurra Ravdojärven kalojen jakaumasta ($df = 4$, $\chi^2 = 4,14$, $p = 0,384$) (Kuva 3). Taimenien pituusjakaumat erosivat vuosien 2016 ja 2017 välillä ($df = 6$, $\chi^2 = 30,25$, $p < 0,001$) (Kuva 4). Vuonna 2016 yli puolet taimenista (58 %) oli 30–40 cm:n pituisia, kun taas vuonna 2017 lukumäärältään eniten (43 %) taimenista sijoittui pituusluokkaan 25–30 cm.



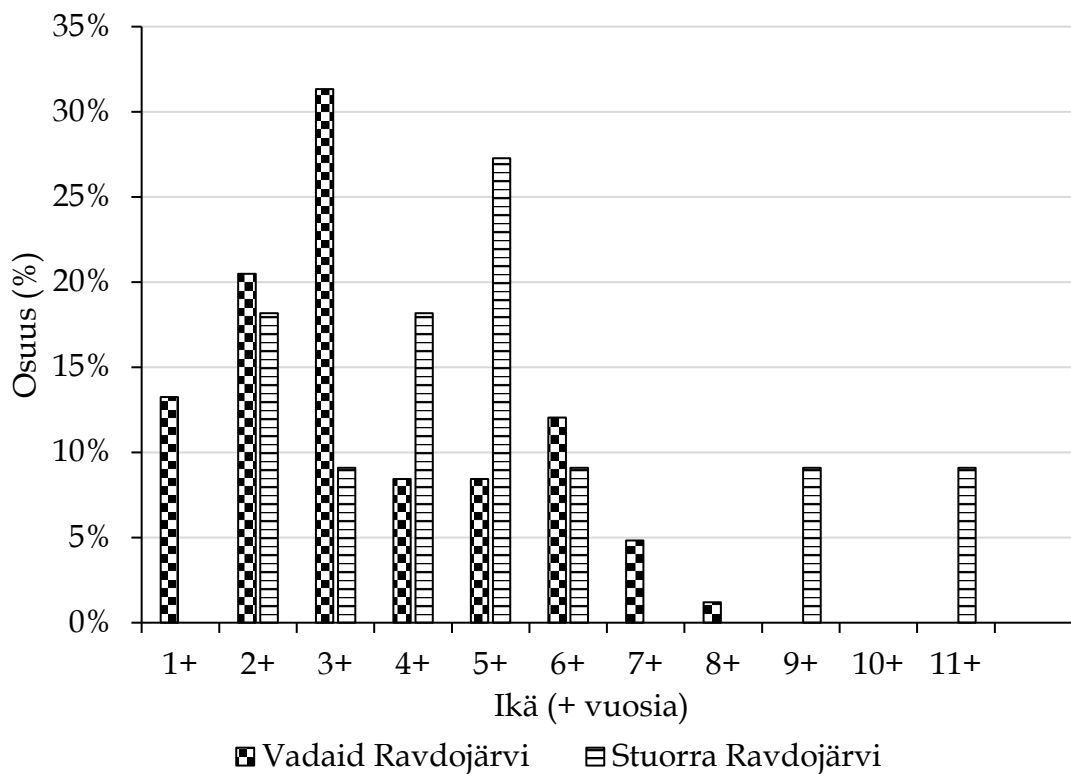
Kuva 3. Verkkokoekalastuksissa vuonna 2016 saatujen rautujen pituusjakauma Storra Ravdojärvässä (n=11) ja Vadaid Ravdojärvestä (n=82). Pituusjakaumassa ei ole mukana koekalastuksessa vapautettuja rautuja.



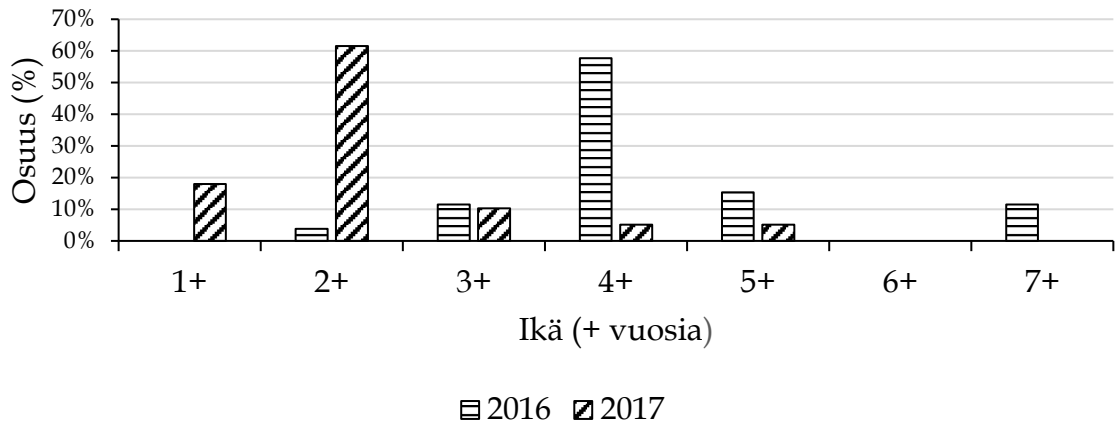
Kuva 4. Verkkokoekalastuksissa vuonna 2016 (n=26) ja 2017 (n=40) saatujen taimenien pituusjakauma Storra Ravdojärvässä.

Storra Ravdojärven saalisrautujen ikä vaihteli 1+ vuodesta 11+ vuoteen (Kuva 5). Vanhin näyterautu oli 12 kasvukaudella (11 +) oleva 52,5 cm:n pituinen kala. Vanhempien yksilöiden olemassaolo on mahdollista, sillä osa koekalastuksessa vapautetuista rauduista oli näytteiksi otettuja rautuja suurempia. Storra

Ravdojärven rautujen yleisin ikäryhmä oli kuudennella kasvukaudella olevat 5+ kalat. Vadaid Ravdojärven rautujen ikä ei poikennut Stuurra Ravdojärven rautujen iästä ($df = 5, \chi^2 = 6,71, p = 0,243$). Kalojen ikä vaihteli 1+ vuodesta 8+ vuoteen (Kuva 5). Yleisin ikäryhmä oli neljännellä kasvukaudella olevat yksilöt. Taimenien ikäjakaumassa oli eroa vuosien 2016 ja 2017 välillä ($df = 4, \chi^2 = 34,66, p < 0,001$) (Kuva 6). Suurin osa taimenista vuonna 2016 oli viidennellä kasvukaudella. Vuonna 2017 nuorten kolmannella kasvukaudella olevien taimenien osuus oli suurin.

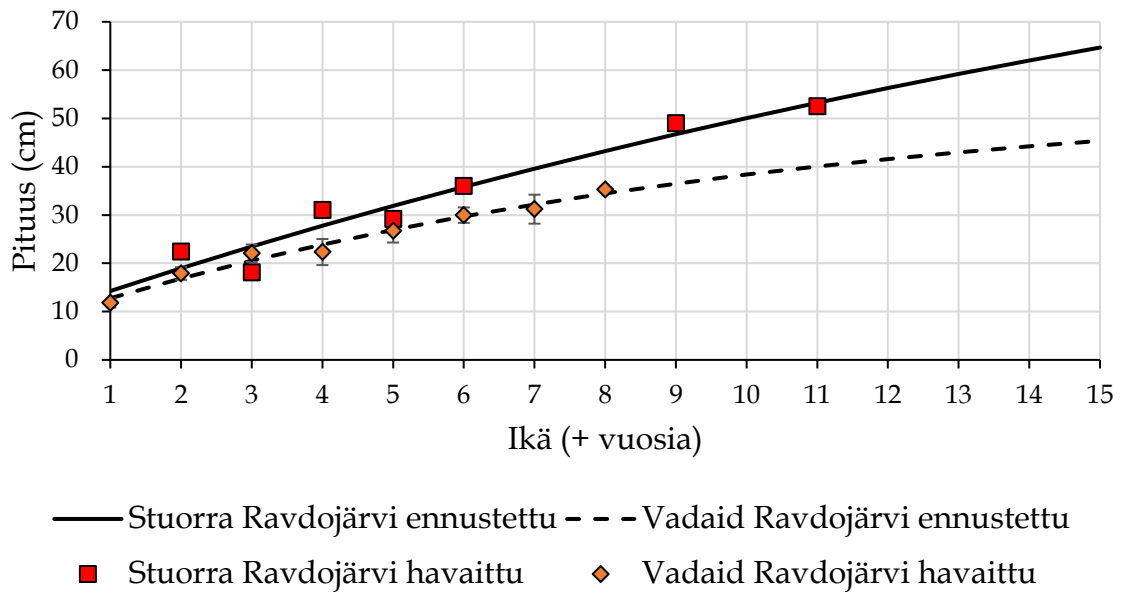


Kuva 5. Verkkokoekalastuksissa vuonna 2016 Stuurra Ravdojärvestä saatujen rautujen ($n=11$) ja vuosina 2016 ja 2017 Vadaid Ravdojärvestä saatujen rautujen ($n=82$) ikäjakauma. Ikäjakaumassa ei ole mukana koekalastuksessa vapautettuja rautuja.



Kuva 6. Verkkokoekalastuksissa vuosina 2016 (n=26) ja 2017 (n=39) Stuurra Ravdojärvestä saatujen taimenien ikäjakauma.

Koekalastusaineiston perusteella rautu saavuttaa Stuurra Ravdojärnessä kolmannella kasvukaudella (2+ ikäinen) yli 20 cm:n ja 12. kasvukaudella yli 50 cm:n pituuden (Kuva 7). Vadaid Ravdojärnessä 2+ ikäinen rautu ei ole merkittävästi lyhyempi (df = 1,3, t = 4,779, p = 0,131). Stuurra Ravdojärven rautu oli nopeampikasvuisempi kuin Vadaid Ravdojärven rautu von Bertalanffyn kasvuyhtälöllä arvioiden (Kuva 7, Taulukko 3). Kasvun ero Lmax-arvoissa (95 % luotettavuusväli) osoittaa, että Stuurra Ravdojärven raudun maksimipituus on suurempi kuin Vadaid Ravdojärven. Rautu saavuttaa Stuurra Ravdojärnessä yhtälön mukaan 15- vuotiaana 62 cm:n pituuden, mikä vastaa koekalastuksessa vapautettujen noin kahden kilon painoisten yksilöiden kokoa.



Kuva 7. Stuurra Ravdojärven (n=11) ja Vadaid Ravdojärven rautujen (n=129) ikäryhmittäin havaitut keskimääräiset pituudet, pituuden keskihajonta ja von Bertalanffyn ei lineaarisella kasvumallilla arvioitu kasvu. Kalojen pituudet on mitattu kasvukauden aikana elokuussa pyydetyistä kaloista.

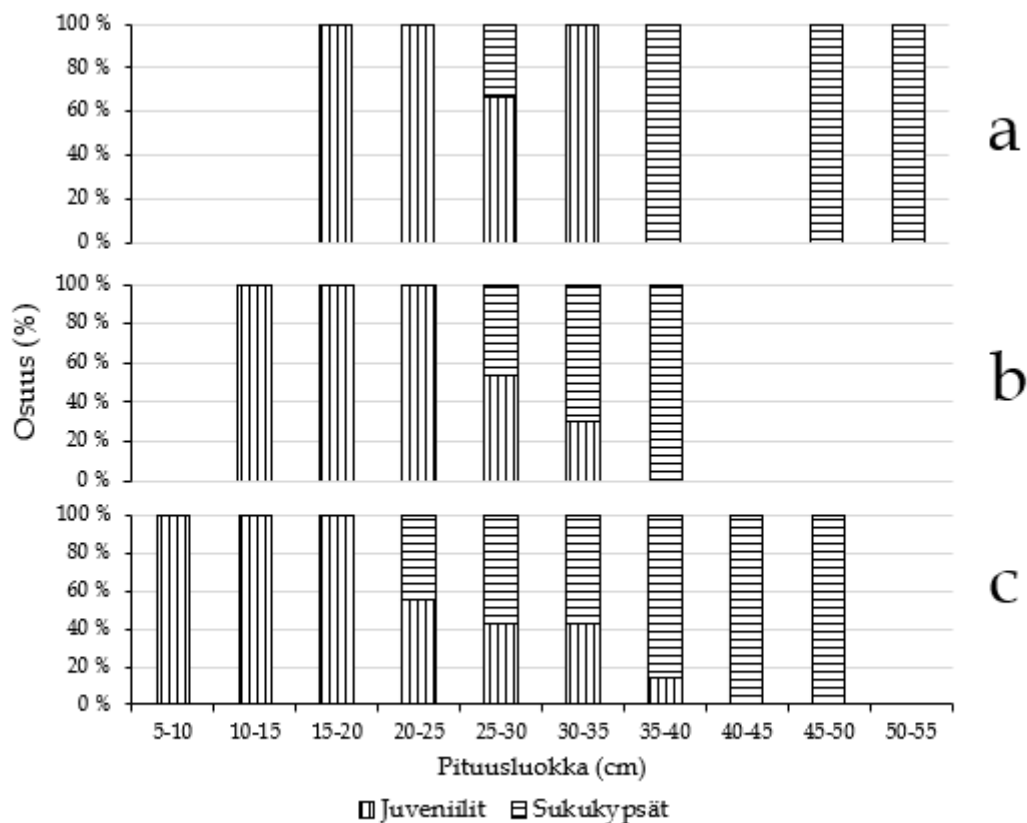
Taulukko 3. Stuurra Ravdojärven ja Vadaid Ravdojärven rautujen von Bertalanffyn kasvumallin parametrien estimaatit ja niiden 95 % luotettavuusvälit.

Järvi	Kasvunopeus K +/-95 %	Maksimipituus (cm) L_{∞} +/-95 %	Alkupituus (cm) t_0 +/-95 %
Stuurra Ravdojärvi	0,043+/-0,105	125,7+/-214,4	-1,799 +/- 2,824
Vadaid Ravdojärvi	0,098+/-0,067	56,4 +/-21,4	-1,614 +/- 0,878

Stuurra Ravdojärnessä rautu saavuttaa sukukypsyyden 25-35 cm:n pituisena (Kuva 8). Näyteaineiston kookkain ja vanhin 11 + vuotias rautu oli kuitenkin aikaisemmin (nuorempana). Sukukypsät ja kutuun valmistautuvat Stuurra Ravdojärven raudut olivat vähintään kuudennella kasvukaudella eli 5 + ikäisiä. Vadaid Ravdojärnessä lyhyimmät sukukypsät raudun olivat 20-25 cm:n pituisia ja populaatiotasolla 50 % sukukypsäysaste saavutettiin neljännellä kasvukaudella 25-30 cm:n pituisena (Kuva 5). Sukukypsyyden saavuttamisessa (pituusluokka 25-35 cm) ei havaittu

eroa Stuurra Ravdojärven ja Vadaid Ravdojärven järvien rautujen välillä ($df = 3$, $\chi^2 = 4,6$, $p = 0,204$).

Pienimmät sukukypsät taimenet Stuurra Ravdojärnessä olivat 20-25 cm:n pituisia. Sukukypsien taimenien osuus kasvoi pituuden kasvaessa siten, että näyteaineistossa kaikki yli 35 cm:n pituiset kalat olivat kutukypsiä.

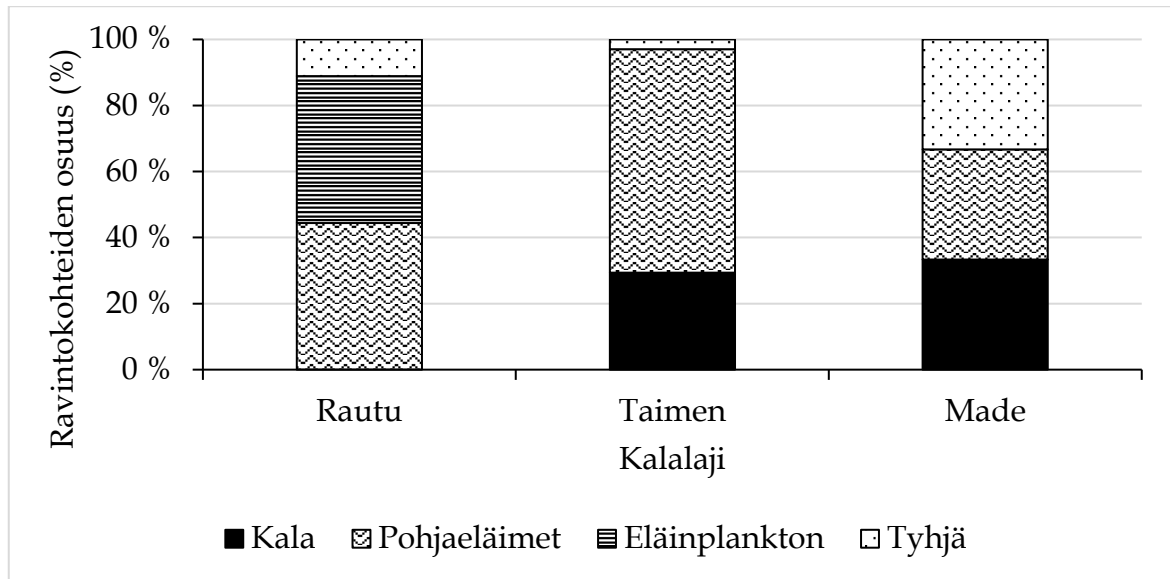


Kuva 8. Vuonna 2016 verkkokoekalastuksissa saatujen rautujen sukukypsäisyys pituusluokittain (a) Stuurra Ravdojärnessä ($n=11$), (b) Vadaid Ravdojärnessä ($n=81$) ja taimenien ($n=66$) sukukypsäisyys (c) Stuurra Ravdojärnessä pituusluokittain.

3.4 Kalojen ravinto, trofiataso ja energian lähde

Stuurra Ravdojärven kalalajeilla oli mahanäytteiden perusteella eroa ravinnon käytössä ($df = 6$, $\chi^2 = 29,29$, $p < 0,001$) (Kuva 9). Pohjaeläin- ja planktonnäytteiden perusteella tunnistettavia pääryhmiä olivat sudenkorennot (Odonata), sukeltajat

(Dytiscidae), vesiperhoset (Trichoptera), surviassääsken toukat (Chironomidae) ja vesikirput (Cladocera). Raudun ravinto koostui pohjaeläimistä ja eläinplanktonista. Taimen ja made käyttivät pohjaravinnon lisäksi myös kalaravintoa, joka koostui pienistä 5-12 cm:n pituisista mateista.



Kuva 9. Stuurra Ravdojärven raudun (n=11), taimenen (n=22) ja mateen (n=3) eri ravintokohteiden suhteelliset osuudet mahanäytteissä vuonna 2016.

Raudun pohjaeläin- ja planktonravinnon käytössä ei ollut merkitsevää eroa alle 30 cm ja yli 30 cm pituisten kalojen välillä ($df = 1$, $\chi^2 = 0,04$, $p = 0,850$) (Taulukko 4). Taimenet olivat siirtyneet käyttämään kaloja (pieniä mateita) ravinnokseen yli 30 cm:n pituisena (Kuva 4). Pohjaeläin- ja kalaravinnon käytössä ei ollut kuitenkaan merkitsevää eroa alle 30 cm yli 30 cm pituisten kalojen välillä ($df = 1$, $\chi^2 = 0,0451$, $p = 0,034$). Made siirtyi käyttämään ravinnokseen omia lajitovereitaan alle 30 cm:n pituisena.

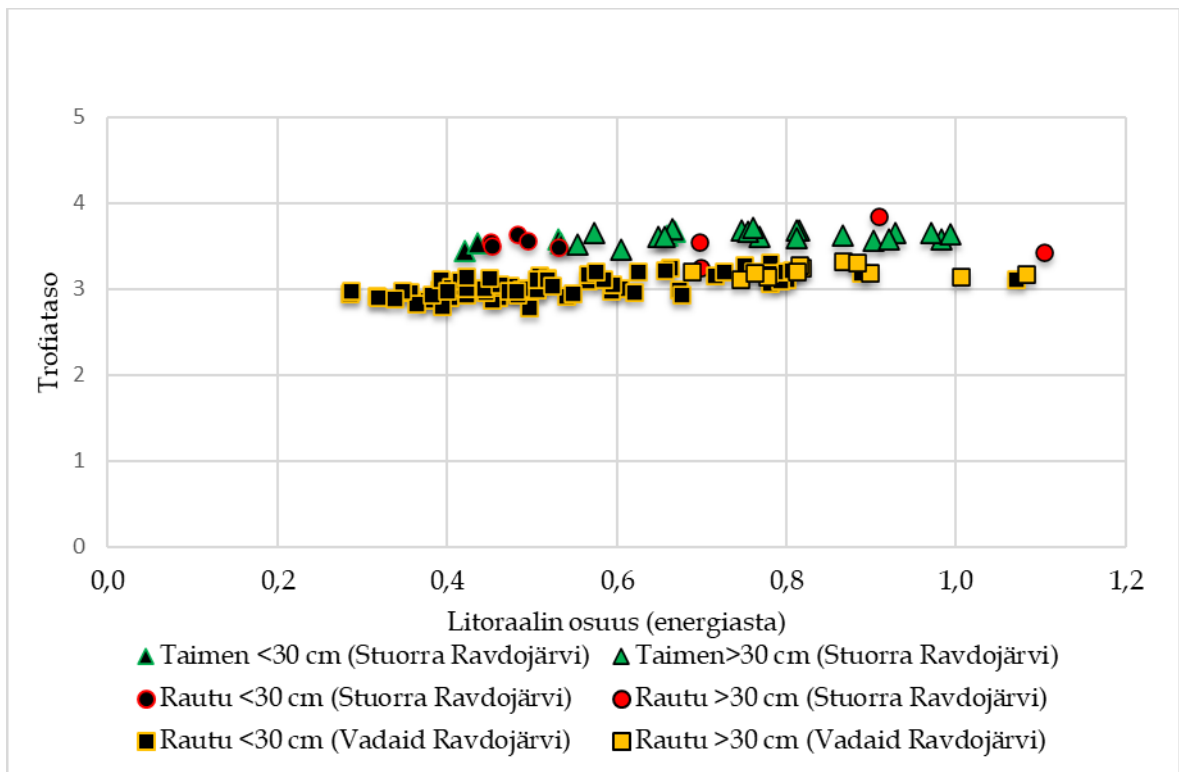
Stuurra Ravdojärven rantavyöhykkeen pohjaeläinnäyteaineiston pääryhmät koostuivat vesiperhosista ((Trichoptera), sääsken toukista (Chironomidae), koskikorennoista (Plecoptera) ja sukeltajista (Dytiscidae). Syvännealueelta otetussa

näytteessä esiintyi surviaissääskien toukkia (Chironomidae), harvasukasmatoja (Oligochaeta) ja vesikirppujen (Cladocera) jäänteitä. Ulappa-alueella esiintyi pääasiassa vesikirppuja. Vadaid Ravdojärven rantavyöhykkeen ja syvännealueen pohjaeläinnäytteissä esiintyi vesiperhosia ja kotiloita. Ulappa-alueen näyte koostui vesikirpuista.

Taulukko 4. Raudun, taimenen ja mateen ravinnonkäyttö pituusluokittain Stuurra Ravdojärvässä.

Kalalaji	Pituus	n	Kala	Pohjaeläimet	Eläinplankton	Tyhjä
Rautu	<30 cm	5		40 %	60 %	
	>30 cm	4		25 %	50 %	25 %
Taimen	<30 cm	5		100 %		
	>30 cm	25	50 %	45 %		5 %
Made	<30 cm	2	50 %			50 %
	>30 cm	1		100 %		

Stuurra Ravdojärven raudut, taimenet ja mateet pituusluokasta riippumatta olivat kolmannella trofiatasolla (Taulukko 5). Rautujen (ka = 3,54) ja taimenien (ka = 3,61) keskimääräisessä trofiatasoissa ei ollut merkitsevää eroa (df = 9,1, t = 1,344, p = 0,212). Vadaid Ravdojärven (ka = 3,07) raudut olivat sitä vastoin hieman alemmalla trofiatasolla verrattuna Stuurra Ravdojärven rautuihin (df = 9,1, t = 8,472, p < 0,001). Stuurra Ravadojärven rautujen pääasiallinen energia on peräisin rantavyöhykkeen (litoraali) pohjaeläimistä (Kuva 10). Raudulla rantavyöhykkeen energian osuus lisääntyy pituuden kasvaessa (df = 4, t = 70,48, p < 0,001). Taimella rantavyöhykkeen energian osuus lisääntyy myös pituuden kasvaessa merkitsevästi (df = 5, t = 51,19, p < 0,001). Vadaid Ravdojärvässä rantavyöhykkeen pohjaeläinten energian osuus kasvoi merkitsevästi pituuden kasvaessa (df = 11, t = 90,515, p < 0,001) (Taulukko 5).



Kuva 10. Stuurra Ravdojärven ja Vadaid Ravdojärven kalojen rantavyöhykkeen (litoraali) energian osuus suhteessa trofiatasoon pituusluokittain.

Taulukko 5. Raudun, taimenen ja mateen rantavyöhykkeen (litoraali) suhteellinen energian osuus ja trofiatason tunnusluvut (näytteiden lukumäärä (n), pituusluokka (<30 cm, >30 cm), keskiarvo (ka), keskihajonta (sd), pienin (min) ja suurin (max) arvo pituusluokittain ja järvittäin.

Järvi	Kalalaji	n	pituusluokka	Litoraalin osuus	Trofiataso			
					ka	sd	min	max
Stuurra Ravdojärvi	Rautu	5	< 30 cm	48 %	3,55	0,06	3,49	3,64
	Rautu	4	> 30 cm	83 %	3,52	0,25	3,25	3,85
	Taimen	6	< 30 cm	54 %	3,56	0,08	3,44	3,67
	Taimen	20	> 30 cm	79 %	3,62	0,06	3,46	3,71
	Made	3		95 %	3,42	0,13	3,27	3,50
Vadaid Ravdojärvi	Rautu	73	< 30 cm	53 %	3,04	0,12	2,79	3,30
	Rautu	11	> 30 cm	82 %	3,21	0,07	3,11	3,33

4 TULOSTEN TARKASTELU

Stuorra Ravdojärvässä pintaveden lämpeneminen kriittisenä pidetyn 20-22 asteen rajan yli on hälyttävä merkki, joka vaikuttaa raudun elinmahdollisuuksiin. Korkeimmillaan lämpötila kohosi 23,6 asteeseen, joka ei ole enää kaukana äärimmäisen letaalista Baroudyn ja Elliotin havaitsemasta +26,6 asteen lämpötilasta (Baroudy 1994a). Aikuiset raudut kestävät hetkellisesti korkeita lämpötiloja, jos ne voivat paeta kylmimpiin vesikerroksiin, kylmää vettä tuottaviin pohjalähteisiin tai virtaavaan veteen (Regier ym. 1996, Lehtonen 1998). Stuorra Ravdojärvässä ei ilmeisesti synny harppauskerrosta ja järven koko vesipatsas lämpenee todennäköisesti pinnasta pohjaan saman lämpöiseksi. Veden lämpötilaa ei mitattu järven pohjalta. Järvessä on näköhavaintojen perusteella pohjalähteitä, jotka voivat auttaa rautua selviämään lämpimän jakson yli. Hellejakson aikana vuonna 2018 järveen laskevan lähdepuron tarkastuksessa aikuisten rautujen havaittiin siirtyneen puron suuhun ja myös itse puroon. Pohjois-Ruotsissa Rostojärveltä on samanlainen havainto rautujen vaelluksesta virtaavaan veteen hellejakson aikana (Hammar & Greer 2013).

Raudun optimaalinen kasvulämpötila jää alle 18 asteeseen ja poikasten selviytymisen sietokyvyn raja saavutetaan 20-22 asteen lämpötilassa (Baroudy 1994a,b, Elliott & Elliott 2010). Viljelyolosuhteissa Inarijärven alle yksivuotiaiden isonieriän poikasten letaali lämpötila oli 23-24 °C:ssa (Lyytikäinen ym. 1997). Stuorra Ravdojärven veden lämpötilamittausjakson aikana vuosina 2016-2019 mädille ja vastakuoriutuneille poikasille kriittinen 8 asteen lämpötila saavutettiin kuitenkin noin kahden viikon päästä jäiden lähtemisestä. Nopeimmillaan vesi lämpeni 8 asteeseen 5 vuorokaudessa jäiden lähdöstä. Onkin todennäköistä, että aikuiset raudut selviävät vielä nykyisistä lämpötiloista, mutta mädille ja vastakuoriutuneille poikasille alkukesän nopea veden lämpeneminen voi olla tuhoisaa. Vadaid Ravdojärvi on Stuorra Ravdojärveä syvämpi ja veden

lämpeneminen ei ehkä suoraan uhkaa rautukantaa. Vedenlaatutietojen perusteella muu veden kemiallinen ja fysikaalinen laatu molemmissa järvissä täyttää raudun elinympäristövaatimukset.

Stuorra Ravdojärnessä runsaslukuisin kalalaji oli taimen, jota ei saatu koekalastuksissa raudun istutusten alkaessa 1980-luvun lopulla. Tämän tutkimuksen perusteella kalakannan muutos on tapahtunut 2000-luvulla. Sitä vastoin yhtä pitkän seurantajakson aikana Vadaid Ravdojärvi ei havaittu vastaavaa kalaston muutosta, vaikka alapuolisessa vesistössä esiintyykin taimenta. Ilmaston muutos näkyy avovesikauden pidentymisenä. Muutos on ollut huomattava Utsjoella sijaitsevan Kevon tutkimusaseman mittauksissa, joiden perusteella Kevojärven jääpeitteinen aika on lyhentynyt lähes kolme viikkoa viimeisen kymmenen vuoden aikana (Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus 2017). Olosuhteiden muutoksilla on vaikutusta olemassa olevien lajien runsaussuhteisiin ja vuorovaikutuksiin ja uusien lajien leviämiseen, jos luontainen leviämisreitti on olemassa (Reist 2006). Ylä-Lapin tunturivesissä taimenta ja rautua esiintyy yleisesti samoissa vesistöissä. Tunturivesien koekalastuksissa on havaittu muutoksia lajien runsaussuhteissa (Metsähallitus 2016). Stuorra Ravdojärnessä taimen on alkuperäiseen kalastoon kuuluva laji, mutta muiden kalalajien, lähinnä hauki, leviäminen alapuolisesta vesistöstä Stuorra Ravdojärveen on myös mahdollista.

Molempien järvien rautujen ikäryhmittäin laskettu keskipituus oli hieman suurempi samalla vesistöalueella sijaitseviin ja olosuhteiltaan samanlaisiin järviin verrattuna. Kuudentoista Utsjoen rautujärven kuudennella kasvukaudella (5 + ikäisiä) olevien rautujen keskipituus oli 25,6 cm vuosien 1980–1986 koekalastuksissa (Niemelä & Vilhunen 1987). Stuorra Ravdojärnessä vastaavan ikäinen rautu saavuttaa keskimäärin 29,2 cm:n pituuden ja Vadaid Ravdojärnessä 26,7 cm:n pituuden. Raudun ikä ja pituus kuitenkin vaihtelevat laajasti alueittain ja järvittäin (Johnson 1980). Laajassa 18 järven tutkimuksessa iäkkäimmät raudut olivat 30-vuotiaita ja saavuttivat 70 cm maksimipituuden (Johnson 1980). Utsjoen

tunturivesien koekalastuksissa yli 10 vuoden ikäisiä rautuja ei juurikaan esiinny (Niemelä & Vilhunen 1987). Stuurra Ravdojärnessä suurimmat yksilöt kuitenkin saavuttavat yli 50 cm:n pituuden ja yli 10 vuoden iän. Kalastuslupamyynnin perusteella kalastuskuolevuus lienee suhteellisen voimakasta ja mahdollisesti tästä syystä 10 ikävuoden saavuttavien kalojen lukumäärä on vähäinen (Metsähallitus 2019). Sitä vastoin Vadaid Ravdojärnessä kalastusvalvojen mukaan kalastus on vähäistä.

Stuurra Ravdojärven istutukset on suoritettu syyskuussa, jolloin osa rauduista on ollut valmiina kutemaan. Oletettavaa on, että siirretyt kalat ovat myös kuteneet istutuksen jälkeen. Kalat kasvoivat hyvin istutusten alussa saavuttaen noin 1-2 kg:n painon (Metsähallitus 2016). Vadaid Ravdojärnessä, josta istutuskalat on pyydetty, raudun maksimipaino jää noin 500 g:aan (Metsähallitus 2016). Stuurra Ravdojärven rautujen pienen näytemäärän perusteella ei voida olla varmoja istutusjärnessä tapahtuneesta kasvusta. Näyteaineistossa voi olla 15-25 cm pituisia siirtoistutuskaloja, joiden kasvu on mahdollisesti tapahtunut emokalajärnessä. Stuurra Ravdojärven näyteaineistossa nuorten alle 15 cm:n pituisten rautuyksilöiden puuttuminen viittaa siihen, että luontainen lisääntyminen lienee vähäistä.

Stuurra Ravdojärnessä raudun ja mateen kutu tapahtuu ilmeisimmin järnessä. Sitä vastoin taimenen kutu voi tapahtua virtaavassa vedessä laskujoen yläosassa tai järveen laskevissa lähdepuroissa. Rautujen nuoria ikäryhmiä on mahdollista saada rantavyöhykkeeltä sähkökalastamalla (Gallagher 2010). Stuurra Ravdojärven rantavyöhykkeeltä ei saatu sähkökalastamalla raudun eikä muidenkaan kalojen poikasia. Klemetsenin (1989) havaintojen mukaan raudun poikaset siirtyvät rantavyöhykkeen kutualueilta syvänealueille kuoriutumisen jälkeen (Klemetsen ym. 1989). Raudun kutualueiden sijaintia Stuurra Ravdojärnessä ei tiedetä, mutta todennäköisesti kutu tapahtuu kivipohjilla rannan läheisyydessä. Kuoriutumisen jälkeen poikaset keskikesällä ovat ilmeisemmin siirtyneet jo syvemmälle. Syynä voi

olla myös Stuurra Ravdojärven rantavyöhykkeen laaja homogeeninen pohjarakenne, joka ei tarjoa piilopaikkoja vanhemmille poikasille. Vuoden vanhojen raudun poikasten habitaatin valinnasta tiedetään, että ravinnon saatavuus ja predaatoriski vaikuttaa habitaatin valintaan (Byström 2004). Monilajisissa järvissä nuoret raudut siirtyvät voimakkaan taimenen ja mateen aiheuttaman ravintokilpailun ja predaation vuoksi rantavyöhykkeeltä ulapalle (Langeland 1991, Gregersen 2006). Nuoret raudut ovat saalistuksen kohteena molemmissa järvissä. Made kilpailee pohjaeläinravinnosta raudun kanssa ja samalla nuoret raudut joutuvat voimakkaan saalistuksen kohteeksi syvännealueilla (Knudsen 2010). Stuurra Ravdojärvessä taimenen voimakas lisääntyminen on tapahtunut viimeisen kymmenen vuoden aikana. Nuorien 1–3-vuotiaiden taimenien runsas osuus osoittaa lisääntymisen onnistuvan ja tuottavan voimakkaita vuosiluokkia. Siirtoistutetut raudut lisääntyivät Stuurra Ravdojärvessä 1990-luvun alussa, mutta sen jälkeen satunnaisissa koepyyntöissä pieniä yksilöitä ei ole saatu (Metsähallitus 2016).

Vadaid Ravdojärven kivinen ja lohkareinen rantavyöhyke tarjoaa nuorille kaloille suojapaikkoja. Lähes kauttaaltaan matalassa Stuurra Ravdojärvessä rantavyöhykettä on suhteellisesti enemmän kuin Vadaid Ravdojärvessä, mutta suojapaikkoja tarjoavia kivikoita vähemmän. Stuurra Ravdojärvessä raudun nuorempien ikäryhmien puuttuminen viittaa siihen, että poikaset tuhoutuvat joko heti kuoriutumisen jälkeen veden lämpenemisen ja/tai voimakkaan taimenen ja mateen aiheuttaman predaation vuoksi. Vadaid Ravdojärvessä raudun nuorten ikäryhmien osuus oli huomattava, mikä osoittaa lisääntymisen onnistuvan. Nuorten yksilöiden saalisuus on pysynyt myös suurena yli 30-vuoden istutuskalojen pyyntihistoriassa.

Stuurra Ravdojärvessä rantavyöhykkeen pohjaeläinravinto oli merkittävä energianlähde sekä raudulle että taimenelle. Rantavyöhykkeen pohjan ravintokohteet ovat yleensä isoja ja sisältävät paljon energiaa, minkä vuoksi rautu

ja taimen suosivat niitä (Karlsson 2005b). Isotooppianalyysin tulokset osoittivat, että rantavyöhykkeen pohjaeläinravinnon merkitys kasvoi kalan koon kasvaessa molemmissa järvissä. Stuurra Ravdojärven rauduilla ja taimenilla pitkän ajan ravinnon käyttö oli päällekkäistä ja kalat olivat isotooppianalyysitulosten perusteella ravintoketjussa samalla tasolla. Rautu, taimen ja made ovat kaikki petokaloja ja siirtyvät käyttämään kalaravintoa koon kasvaessa (Langeland 1991, Knudsen 2010, Eloranta 2013). Stuurra Ravdojärvässä, taimenesta ja mateesta poiketen, raudulla ei havaittu kalaravinnon käyttöä syönnösanalyysin perusteella. Rautu on sopeutunut hyvin käyttämään eri ravintokohteita ja muuttamaan joustavasti habitaattia ja ravintokohteita erityisesti kilpailutilanteessa (Klemetsen 2003, Eloranta 2011, Eloranta 2013, Kahilainen ym. 2019). Ravinnon käytön joustavuus tulee esille monilajisissa järvissä, joissa rautu kilpailee muiden kalalajien, yleensä siian, harjuksen, mateen ja taimenen kanssa (Jansen 2002, Klemetsen 2003, Knudsen 2010, Kahilainen ym. 2019). Rautu yleensä väistyy hyödyntämään ulappa-alueen eläinplanktonia kilpaillessaan elintilasta taimenen kanssa (Langeland 1991, Eloranta 2013). Stuurra Ravdojärvässä ravintokilpailu on ilmeistä ja rautu käyttää myös ulappa-alueen eläinplanktonia. Raudun ja taimenen ravinnonkäyttö on kuitenkin päällekkäistä. Syynä voi olla se, että Stuurra Ravdojärvässä selkeää habitaatin eroa ei ole tai habitaatit ovat limittäin, jolloin ei myöskään tapahdu selkeää erikoistumista ravinnon käyttöön. Raudun kasvussa, iässä ja sukukypsyyskoossa tutkimusjärvien välillä ei havaittu sellaista poikkeavuutta, joka estäisi raudun lisääntymisen Stuurra Ravdojärvässä. Sitä vastoin raudun elintila on kaventunut Stuurra Ravdojärvässä vahvan taimenkannan vuoksi ja raudut joutuvat ilmeisesti predaation kohteeksi. Pintaveden lämpeneminen letaalille tasolle voi olla tuhoisa nuorille rauduille tai pakottaa ne siirtymään lähelle pohjaa, jossa ne ovat alttiina mateen predaatiolle.

KIITOKSET

Erityiskiitos ohjaajilleni Timo Marjomäelle ja Mikko Kiljuselle perinpohjaisesta ohjauksesta sekä lukuisista arvokkaista neuvoista. Erityisen suuri kiitos kuuluu vaimolleni Sirpalle kannustuksesta ja ymmärryksestä ja avusta aineiston hankinnassa ja käsittelyssä. Suuri kiitos kuuluu myös pojalleni Pietarille kenttätöiden avusta ja Maija Sujalalle kalojen ikämäärittämisestä.

KIRJALLISUUS

- Ahonen M., Huhtamella J. & Seppänen M. 1998. *Nieriän siirtoistutukset Ylä-Lapissa*. Metsähallitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 91, Vantaa.
- Baroudy E. 1994a. The critical thermal limits for juvenile Arctic charr *Salvelinus alpinus*. *J Fish Biol* 45: 1041-1053.
- Baroudy E. 1994b. Tolerance of parr of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, to reduced dissolved oxygen concentrations. *J Fish Biol* 44: 736-738.
- Beaudoin C., Tonn W., Prepas E. & Wassenaar L. 1999. Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. *Oecologia* 120: 386-396.
- Berg L.S. 1962. *Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries*. Vol I, 504 s. Jerusalem.
- Byström P. 2004. Size-dependent resource limitation and foraging-predation risk trade-offs: growth and habitat use in young arctic char. *Oikos* 104: 109-121.
- Elliott J.M. & Elliott J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *J Fish Biol* 77: 1793-1817.

- Eloranta A. 2013. Niche segregation of coexisting Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) constrains food web coupling in subarctic lakes. (Report). *Freshwat Biol* 58: 207.
- Eloranta A. 2011. Dietary plasticity of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) facilitates coexistence with competitively superior European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Ecol Freshwat Fish* 20: 558-568.
- Freyhof J. & Kottelat M. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Luettu 2017.
- Gallagher C.P. 2010. Trophic structure of a landlocked Arctic char *Salvelinus alpinus* population from southern Baffin Island, Canada. *Ecol Freshwat Fish* 19: 39-50.
- Gregersen F. 2006. Long-term variation in diet of Arctic char, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*: effects of changes in fish density and food availability. *Fish Manage Ecol* 13: 243-250.
- Hammar J. & Greer R.B. 2013. Rödingen i Rostujavri. *Aqua reports* 2013:14.
- Hesslein R.H., Hallard K.A. & Ramlal P. 1993. Replacement of Sulfur, Carbon, and Nitrogen in Tissue of Growing Broad Whitefish (*Coregonus nasus*) in Response to a Change in Diet Traced by ^{34}S , ^{13}C , and ^{15}N . *Can J Fish Aquat Sci* 50: 2071-2076.
- Jääskeläinen V. 1917. *Pohjois-Laatokan kaloista ja kalastuksesta*. Suomen kalastusyhdistys, Helsinki.
- Janhunen M. 2009. Morphological variability among three geographically distinct Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) populations reared in a common hatchery environment. *Ecol Freshwat Fish* 18: 106-116.
- Jansen P. 2002. Niche segregation between Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*): An experimental study of mechanisms. *Can J Fish Aquat Sci* 59: 6-11.
- Johnson L. 1995. Systems for survival: of ecology, morals and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). 3. *International Charr Symposium, Trondheim (Norway), 13-18 Jun 1994*.
- Johnson L. 1980. *The Arctic Charr, Salvelinus Alpinus*. Teoksessa E. K. Balon, *Charrs Salmonid of the Genus Salvelinus*. Springer Netherlands.

- Kahilainen K., Thomas S., Harrod C., Hayden B. & Eloranta A. 2019. Trophic ecology of piscivorous Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) in subarctic lakes with contrasting food-web structures.
- Karlsson J. 2005a. Productivity of high-latitude lakes: climate effect inferred from altitude gradient. *Global Change Biol* 11: 710-715.
- Karlsson J. 2005b. Littoral energy mobilization dominates energy supply for top consumers in subarctic lakes. *Limnol Oceanogr* 50: 538-543.
- Kasurinen M. 1985. *Enontekiön kalavesien käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Metsähallitus.
- Klemetsen A. 2013. The most variable vertebrate on Earth. *J Ichthyol* 53: 781-791.
- Klemetsen A. 2003. *Atlantic salmon Salmo salar L., brown trout Salmo trutta L. and Arctic charr Salvelinus alpinus (L.): a review of aspects of their life histories*. 12: 1-59.
- Klemetsen A., Amudsen P.A., Muladal H., Rubach S. & Solbakken J.I. 1989. Habitat shifts in a dense, resident Arctic charr *Salvelinus* population. *Physiology and Ecology Japan* 1, 187-200.
- Knudsen R. 2010. Arctic charr in sympatry with burbot: ecological and evolutionary consequences. *Hydrobiologia* 650: 43-54.
- Koli L. 1984. *Suomen eläimet 3. Kalat, sammakkoeläimet, matelijat*. Weiling + Göös, Espoo.
- Korhonen J. & Haavanlammi E. 2012. Hydrologinen vuosikirja 2006-2010. *Suomen ympäristö* 81.
- Langeland A. 1991. Resource Partitioning and Niche Shift in Arctic Charr *Salvelinus alpinus* and Brown Trout *Salmo trutta*. *J Anim Ecol* 60: 895-912.
- Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus. 2019. *Utsjoen tunturivesien kalastussääntö*. Lapin Ely-keskus dnro 1591-5713-2018.
- Lapin elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus. 2017. *Kevojärven mittausasema*. Julkaisematon.
- Lehtonen H. 1998. Does global warming threaten the existence of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (Salmonidae), in northern Finland? *Ital J Zool* 65: 471-474.

- Lehtonen H. 1996. Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. *Fish Manage Ecol* 3: 59-71.
- Luonnonvarakeskus. 2019. <http://kalahavainnot.luke.fi/>. Luettu 2020.
- Lyytikäinen T., Koskela J. & Rissanen I. 1997. Thermal resistance and upper lethal temperatures of underyearling Lake Inari Arctic charr. *J Fish Biol* 51: 515-525.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1987. *Maa- ja metsätalousministeriön päätös elävään kalan kuljettamisen rajoittamisesta muualta Suomesta Tenojoen, Näätämojoen, Paatsjoen ja Luttojoen vesistöjen alueelle sekä Paatsjoen ja Luttojoen vesistöjen alueelta Näätämojoen vesistön alueelle*. MMM 470/1990.
- Malmberg A.J. 1872. *Suomen eläimistö, nuorisolle. 1-4, Nisäkkäät, linnut, matelijat ja sammakot*. G. W. Edlund, Helsinki.
- Manner R. & Tervo T. 1988. *Lapin geologia: hiekkarannoista tuntureiksi, tulivuorista tasangoiksi, mannerjäätiköstä maaperäksi*. Lapin lääninhallitus, Rovaniemi.
- Metsähallitus. 2019. *Kalastuslupamyynti (M-files)*. Metsähallitus, Vantaa.
- Metsähallitus. 2016. *SAKTI-paikkatietojärjestelmä*. Metsähallitus, Vantaa.
- Niemelä E. & Vilhunen J. 1987. *Utsjoen tunturivesien kalakantojen käyttö ja hoitosuunnitelma*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalantutkimusosasto, Hki.
- Niemelä E. & Hynninen P. 1983. *Utsjoen tunturivesien kalakantojen hoitosuunnitelma*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Hki.
- Olin M., Lappalainen A., Sutela T., Vehanen T., Ruuhijärvi J., Saura A. & Sairanen S. 2014. *Ohjeet standardinmukaisesti koekalastuksiin*. RKTL työraportteja 21, Helsinki.
- Paradis Y., Bertole A. & Magnan P. 2008. What do the empty stomachs of northern pike (*Esox lucius*) reveal? Insights from carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) stable isotopes. *Environ Biol Fishes* 83: 441-448.
- Peterson B.J. & Fry B. 1987. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annu Rev Ecol Syst* 18: 293-320.

- Pinnegar J.K. & Polunin N.V.C. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Funct Ecol* 13: 225-231.
- Post D.M. 2002. *Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumption*. *Ecology* 83: 703-718.
- Pulkkinen P., Partanen T., Laakkonen M. & Kiiskinen A. 2010. *Pallas-Ounastunturin kalavesien käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Metsähallitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja C 105.
- Regier H.A., Lin P., Ing K.K. & Wichert G.A. 1996. Likely responses to climate change of fish assemblages in the Laurentian Great. *Boreal Environment Research*: 1-16.
- Reist J. 2008. Fish in high-latitude Arctic lakes. *In book: Polar Lakes and Rivers: limnology of Arctic and Antarctic aquatic systems. (pp.249-268) Chapter 14*.
- Reist J. 2006. General Effects of Climate Change on Arctic Fishes and Fish Populations. *Ambio* 35: 370-80.
- Sarjamo H., Jääskö O. & Ahvonen A. 1989. *Inarin kunnan vesien kalakantojen käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Seegerstråle S. 1976. Immigration of glacial relicts into northern Europe. *Boreas, Vol.5, No. 1:1-7*.
- Seppänen M. 2007. *Utsjoen kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Metsähallitus, Utsjoki.
- Seppänen M. 2001. *Utsjoen kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Metsähallitus, Utsjoki.
- Seppovaara O. 1969. *Nieriä (Salvelinus alpinus L.) ja sen kalataloudellinen merkitys Suomessa*. Helsinki.
- Siltamaa E. 1956. *Utsjoen hoitoalueen kalavesien käyttö- ja hoitosuunnitelma*. Metsähallitus.
- Stern T. 2018. *The Paris agreement and its future (Paper 5)*. Brookings.
- Suomen vapaa-ajan kalastajien keskusjärjestö. 2020. <https://www.vapaa-ajankalastaja.fi/suurkalat/2000-luvun-ennatyskalat/>. Luettu 2020.

- Suomen ympäristökeskus. 2020. <https://www.jarviwiki.fi/>. Luettu 2020.
- Suomen ympäristökeskus. 2017. https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. Luettu 2018.
- Suomen ympäristökeskus. 2015. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesien_tila. Luettu 2020.
- Svärdson G. 1945. Chromosome studies on Salmonidae. *Medd. Statens unders. och försöksanst. för sötoattenfisket* 23-28: 44-123.
- Vander Zanden M.J. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Can J Fish Aquat Sci* 54: 1142-1158.
- Vander Zanden M.J. & Vadeboncoeur Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food. *Ecology* 83: 2152-2161.
- Vander Zanden M.J. & Rasmussen J.B. 1999. Primary consumer ($\delta^{13}\text{C}$) and ($\delta^{15}\text{N}$) and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80: 1395-1404.
- Verspoor E., Knox D., Greer R. & Hammar J. 2010. Mitochondrial DNA variation in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) morphs from Loch Rannoch, Scotland: evidence for allopatric and peripatric divergence. *Hydrobiologia* 650: 117-131.
- von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181-213.

LIITE 1. STUORRA RAVDOJÄRVEN JA VADAID RAVDOJÄRVEN VEDENLAATU

Vadaid Ravdojärvi	syvyys	Happi	Hapen	pH	Alkaliniteetti	Kokonais fosfori	Kokonais typpi	Sähkönjoh tavuus	Kemiall.hapen kulutus CODMn	Väriluku
		liukoinen mg/l	kyllästysaste kyll.%							
7.7.1980	1 m	9,5	95	7		6	130	1,6	2,1	5
	4 m	9,4	93	7		10	220	1,6	2,4	5
21.4.1983	1 m	13,6	94	6,45	0,06	2,3	230	2,4	2,6	10
	3 m	11,2	81							
	4 m	7	52	6,09	0,07	3,2	190	2,4	7,5	5
15.9.1987	1m			6,92	0,06	4	190		2,5	
10.4.2016	1m	13	92	6,48	0,09	11	140	1,9	2,7	12
	4 m	3,5	27	6,06	0,13	8,6	170	2,2	1,4	16
15.8.2016	1 m	11	100	7,12	0,07	L3	150	1,9	2,1	7
	4 m	11	99	7,19	0,07	L3	160	1,8	2	5
9.4.2017	1 m	12	87	6,45	0,09	5,6	150	1,9	2,2	<5
	4 m	5,9	44	6,06	0,12	3,6	160	2,2	2	<5
Stuorra Ravdojärvi										
7.4.1987	1 m	9,1	63	6,28	0,33	18		5,5	5,2	15
14.4.1989	1 m			6,5		5	240	3,6	4,4	10
9.4.1991	1,5 m	W 5,7		6,3		6	560	4,8	4,6	20
8.9.1992	0,5 m			7,09	0,108	4		2,2	4,6	20
1.9.1993	1 m			7,3	0,099	5	310	2,1	3,5	5
25.9.1996	0,5 m			7,2	0,125	5	230	2,1	3,3	5
15.9.1998	0,5 m			7,1	0,116	4	240	2,1	3,1	5
14.9.1999	0,5 m			7		6	240	2,1	4	15
10.4.2016	1 m	6,6	46		0,3	14	390	4,6	3,6	16
25.8.2016	1 m	11	100	6,96	0,14	5,1	270		4,4	L5
9.4.2017	1 m	6,4	46	6,3	0,27	8	210	4,1	3	<5