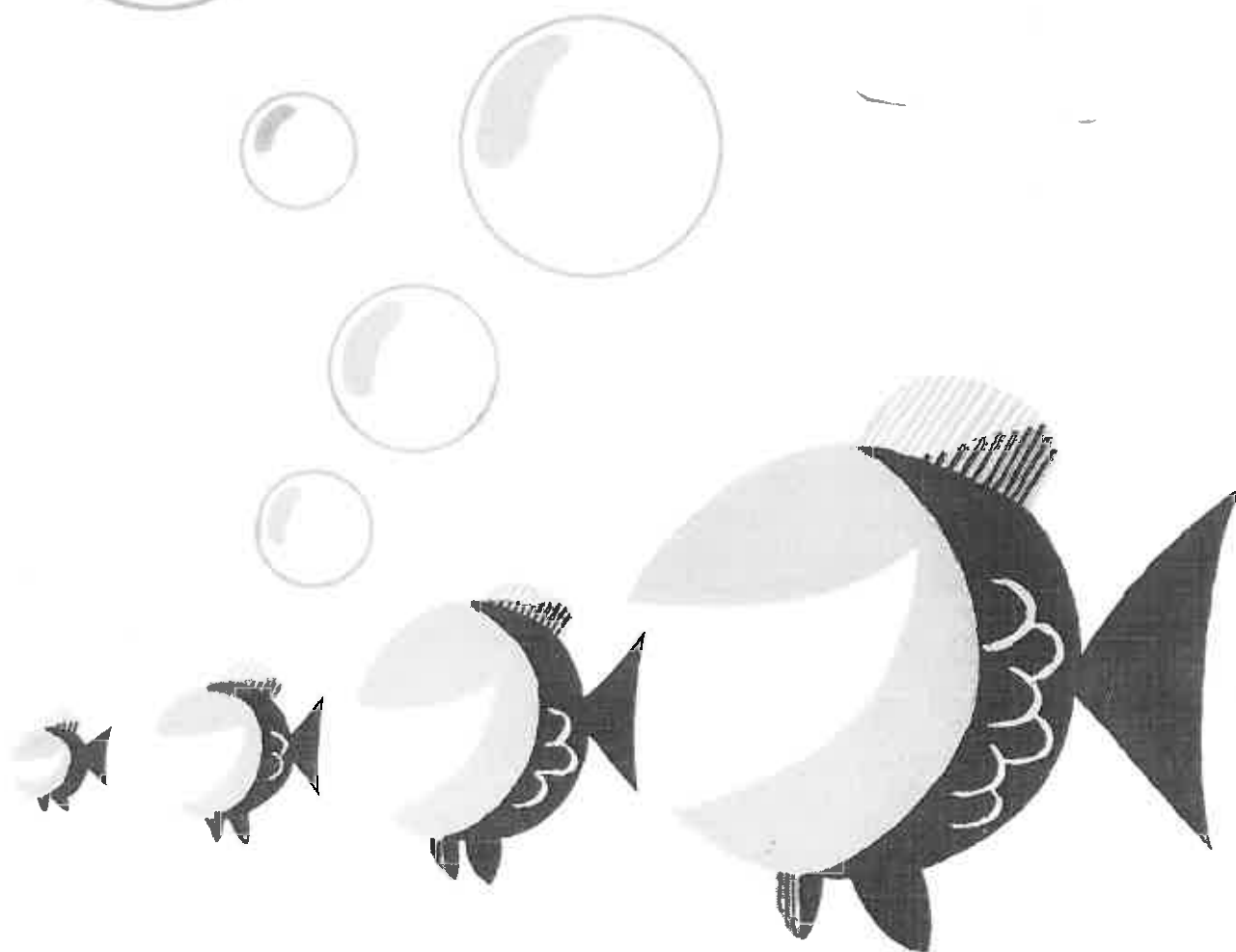


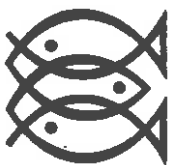
RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO



MONISTETTUJA JULKAISUJA

79
1988





RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUA JULKAISUA

Toimittaja: Viljo Nylund. Toimitussihteerit: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen.

Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston kirjastolle, PL 202, 00151 Helsinki.

Monistettuja julkaisuja on jatkoa sarjalle: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" ja "Meddelanden".

Redaktör: Viljo Nylund. Redaktionssekreterare: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer.

Förfrågningar angående tidskriften riktas till bibliotekarien, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, fiskeriforskningsavdelningen, PB 202, 00151 Helsingfors.

Tidskriften är fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Övriga publikationsserier från fiskeriforskningsavdelningen är "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" och "Meddelanden".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

No 79

1988

AHVENEN (PERCA FLUVIATILIS L.) KASVU JA KASVUUN
VAIKUTTAVAT TEKIJÄT SUOMEN RANNIKKOALUEELLA

PAULA BÖHLING

HELSINKI 1988

ISBN 951-8914-09-5
ISSN 0358-4623
HELSINKI 1988
YLIOPISTOPAINO

Sisällysluettelo

1. Johdanto.....	1
2. Aineisto ja menetelmät	2
2.1. Näytteenottoalueet	2
2.1.1. Yleiskuvaus	2
2.1.1.1. Seurasaarenselkä, Vanhankaupun- ginlahti ja Vartiokylänlahti ..	2
2.1.1.2. Mynämäenlahti	2
2.1.1.3. Färjsundet (Lumparn)	5
2.1.1.4. Reposaaaren edusta	5
2.1.1.5. Maalahdenjokisuu	6
2.1.1.6. Kyrönjokisuu	6
2.1.1.7. Björköby, Valassaaret ja Mikkelinsaaret	6
2.1.1.8. Luodon saaristo	7
2.1.2. Ahvenkannat ja ahvenen kalastus	7
2.2. Aineisto	9
2.2.1. Saalisnäytteet	9
2.2.2. Saalistilastot	10
2.2.3. Ympäristöä kuvaavat muuttujat	11
2.3. Menetelmät	11
2.3.1. Iänmääritys	11
2.3.2. Kasvun arvioiminen	11
2.3.3. Populaation koon ja vuosiluokkien runsauden arvioiminen	12
2.3.3.1. Populaatioanalyysi	12
2.3.3.2. Vuosiluokkien suhteellisten runsauksien laskeminen	12
2.3.4. Tilastolliset menetelmät	13
3. Tulokset	15
3.1. Sukukypsyysjakaumat	15
3.2. Ikärakenne ja sukupuolijakaumat	16
3.2.1. Pyyntimenetelmän vaikutus näytteen ikärakenteeseen ja sukupuolijakaumaan ..	16
3.2.2. Pyyntiajan vaikutus näytteen ikä- rakenteeseen ja sukupuolijakaumaan	19
3.2.3. Näytteiden ikärakenteet alueittain	21
3.3. Vuosiluokkien runsaussuhteet	21
3.3.1. Vuosiluokkien suhteelliset runsaudet eri alueilla	21
3.3.2. Populaatioanalyysi	23
3.3.2.1. Populaatioanalyysin syöttö- tiedot	23
3.3.2.2. Populaatioanalyysin tulokset ..	23
3.4. Pituusjakaumat	23
3.4.1. Pituusjakaumat pyydyksittäin	26
3.4.2. Pituuden vaihtelu	30
3.5. Keskipituudet	33
3.5.1. Keskipituudet eri aikoina otetuissa näytteissä	33
3.5.2. Sukupuolten väliset erot	34
3.5.3. Vuosiluokkien väliset erot	37
3.5.4. Populaatioiden väliset erot	38
3.6. Kasvuun vaikuttavat tekijät	41

4. Tulosten tarkastelu	45
4.1. Aineiston edustavuuteen vaikuttavat tekijät ...	45
4.1.1. Ahventen vaellukset	45
4.1.2. Pyyntitekniikka	46
4.1.2.1. Pyydys	46
4.1.2.2. Pyyntiaika ja lämpötila	47
4.1.2.3. Pyyntipaikka	49
4.1.2.4. Muut tekijät	49
4.2. Menetelmien arviointi	49
4.2.1. Iänmääritys	49
4.2.2. Kasvun arvioiminen	50
4.2.3. Populaatioanalyysi	50
4.2.4. Vuosiluokkien suhteellisten runsauksien arvioiminen	51
4.2.5. Kasvun ja ympäristötekijöiden suhteen arvioiminen	51
4.3. Rannikon ahvenpopulaatioiden rakenne	52
4.3.1. Sukukypsyysikä	52
4.3.2. Ikärakenne ja sukupuolten runsaussuhteet	52
4.3.3. Vuosiluokkien runsaudenvaihtelu	53
4.4. Keskimääräinen kasvu eri alueilla	55
4.4.1. Sukupuolten väliset kasvuerot	55
4.4.2. Alueiden väliset kasvuerot	55
4.5. Ahvenen kasvuun vaikuttavat tekijät	58
4.5.1. Yksilötason tekijät	59
4.5.1.1. Sukukypsyys	59
4.5.1.2. Sukupuoli	60
4.5.1.3. Käyttäytyminen	61
4.5.2. Ympäristötekijät ja populaatorakenne...	61
4.5.2.1. Saariston laajuus ja ranta- viivan pituus	61
4.5.2.2. Lämpötila	62
4.5.2.3. Suolapitoisuus	64
4.5.2.4. Happi ja valo	65
4.5.2.5. Ravinto	65
4.5.2.6. Ihmisen aiheuttamat ympäristön- muutokset	68
5. Yhteenveto ja päätelmät	71
5.1. Näytteenotto	71
5.2. Ahvenen kasvu ja siihen vaikuttavat tekijät ...	72
5.2.1. Keskimääräinen kasvu	72
5.2.2. Kasvuun vaikuttavat tekijät	73
5.3. Kasvunopeuden merkitys	75
5.3.1. Kannan dynamiikka	75
5.3.2. Kalastusbiologiset mallit	75
5.3.3. Kasvu ympäristömuutosten ilmentäjänä ..	76
Kiitokset	77
Kirjallisuusluettelo	78
Liitteet 1 ja 2	

1. Johdanto

Ahven on sopeutumiskykyinen laji, joka on levinnyt laajalle niin Euroopassa, Aasiassa kuin Pohjois-Amerikassakin. Lisäksi se on kotiutettu istuttamalla Etelä-Afrikkaan, Australiaan ja Uuteen Seelantiin (Thorpe 1977).

Suomessa ahventa tavataan joitakin pienvesiä ja tunturivesiä lukuunottamatta koko maassa. Se elää sekä pienissä lammissa, missä se saattaa joskus olla ainoa kalalaji, järvissä, hitaasti virtaavissa vesissä että merialueella. Meillä ahvenen esiintymistä voivat rajoittaa lähinnä lämpötila, lisääntymisalueet, virtaukset ja veden happamuus. Aikuisena ahven on tosin hauen ohella parhaiten happamuutta kestävä kalalajimme (Almer & Hanson 1980).

Levinneisyysalueen laajuuden ja elinympäristöjen monimuotoisuuden vuoksi ahvenen kasvunopeus ja populaatiorakenne vaihtelevat suuresti (Thorpe 1977, Craig 1987). Kasvuerot ovat suuria erityisesti sisävesissä, missä myös on todettu kasvun nopeutuvan populaation harventuessa (Alm 1946, 1952, Le Cren 1958, Rask 1983, Henderson 1985, Rask & Raitaniemi 1987).

Ahventa on käytetty indikaattorilajina seurattaessa ympäristönmuutosten, lähinnä vesistötöiden, happamoitumisen, öljyvahinkojen ja jätevesipäästöjen vaikutuksia kaloihin ja kalastukseen (esim. Hudd ym. 1984, Hudd ym. 1987, Sandström ym. 1987). Suomessa rannikkoalueen ahvenpopulaatioiden rakennetta ja/tai ahvenen kasvua ovat tutkineet myös mm. Segerstråle (1933, 1948), Halme & Hurme (1952), Seppänen (1970), Koli ym. (1978, 1985), Hyvärinen (1983) ja Lehtonen ym. (1983) sekä Ruotsissa Nilsson (1921), Neuman (1974, 1976), Karås & Neuman (1981), Hansson (1985) ja Hansson & Westin (1985). Itämeren alueelta on lisäksi olemassa tietoja Nevanlahdesta ja Kuurinlahdesta (Kurskij Saliv) (Smirnov 1977).

Tämän työn tarkoituksena on osoittaa, että rannikkoalueella voi olla huomattavia kasvueroja sekä populaatioiden välillä että populaatiotasolla vuosiluokkien välillä huolimatta elinympäristöjen "avonaisuudesta" ja eliöyhteisöjen

monimuotoisuudesta. Kasvuerot ja tärkeimmät kasvuun vaikuttavat mekanismit pyritään selvittämään kahdeltatoista alueelta otettujen näytteen perusteella. Perusoletuksena on, että kasvuerot voidaan selittää populaation rakenteen ja ympäristötekijöiden avulla. Kasvu arvioidaan pituuksien perusteella olettaen, että pituus-painosuhte ei vaihtelee olennaisesti eri populaatioissa. Koska työssä käytetään havaittuja pituuksia (kasvua ei määritetty takautuvasti), näytteen koostumukseen vaikuttavien tekijöiden tarkastelulla on keskeinen osuus. Poikasvaiheen kehitykseen ei puututa.

2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Näytteenottoalueet

2.1.1. Yleiskuvaus

Ahvennäytteitä kerättiin rannikolta kuvaan 1 merkityiltä alueilta. Näytteenottoalueita kuvaavia numerotietoja on koottu taulukkoon 1 ja kuvaan 2.

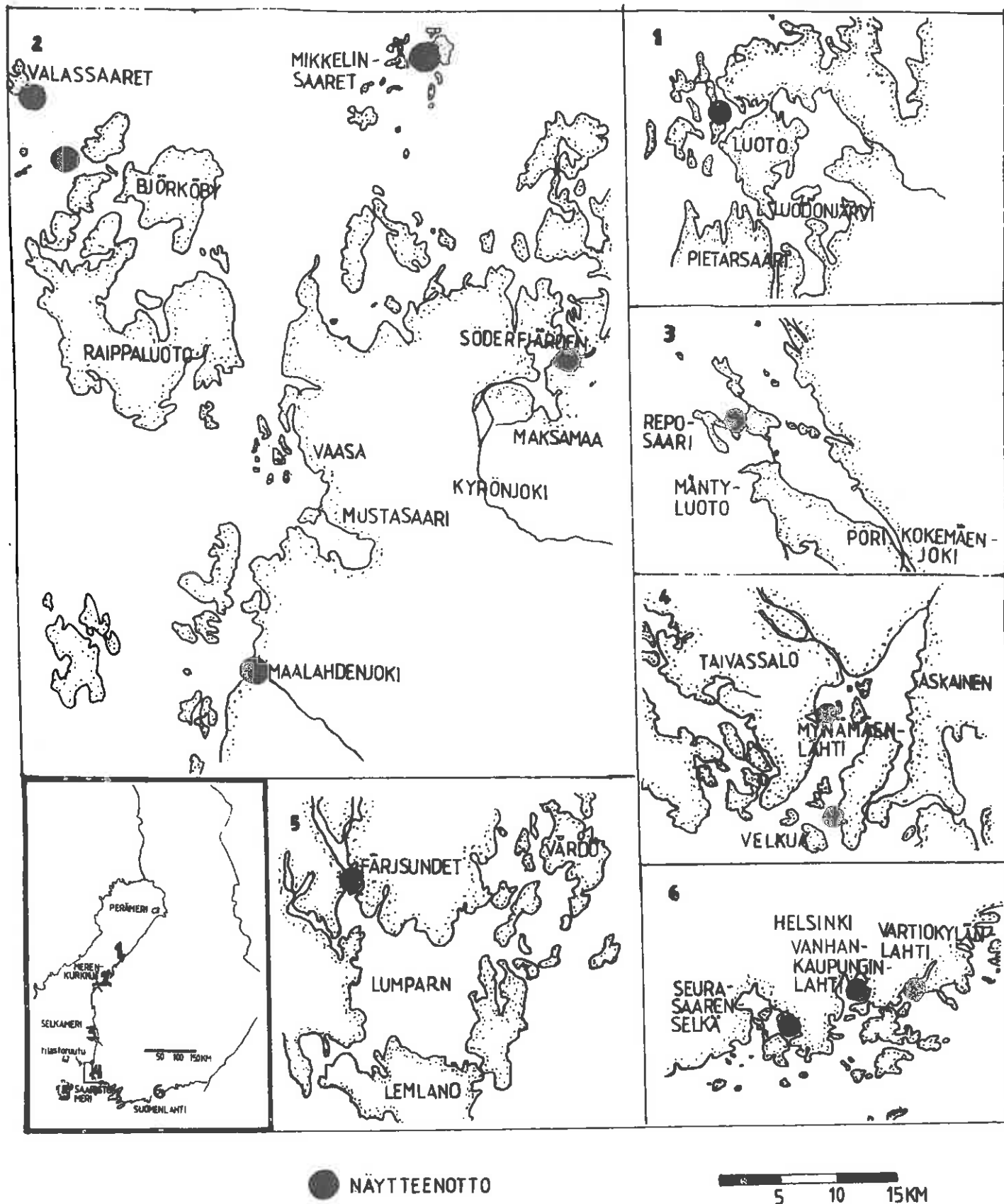
2.1.1.1. Seurasaarenselkä, Vanhankaupunginlahti ja Vartiokylänlahti

Seurasaarenselällä veden syvyys on 1-10 m, Vanhankaupunginlahdella ja Vartiokylänlahdella vain 1-5 m. Saaristovyöhykkeen leveys on Helsingin edustalla 3-7 km ja vesien syvyys lahtialueen ulkopuolella 10-30 m.

Lahdissa perustuotanto on runsasta ja pohjaeläimistö paikoin hyvin niukkaa. Kapeat salmet hidastavat vesien vaihtumista. Salmien ulkopuolella veden vaihtuvuus paranee, perustuotanto vähenee ja pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat kasvavat (Luotamo 1971, Norha & Pesonen 1984).

2.1.1.2. Mynämäenlahti

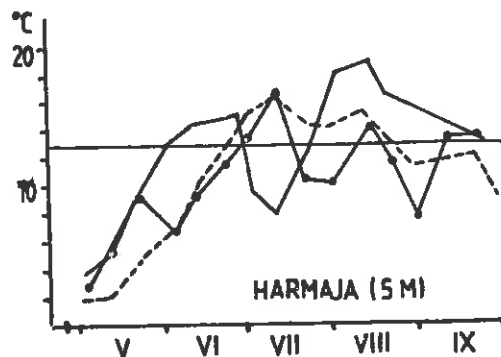
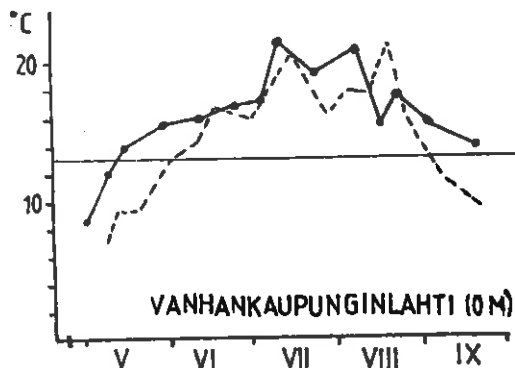
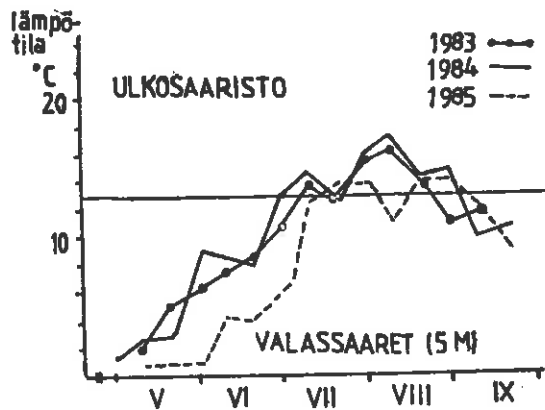
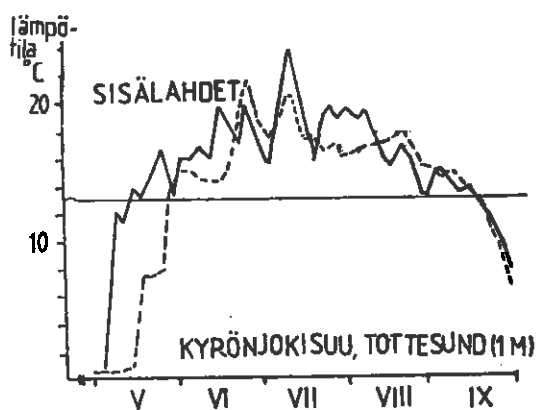
Saaristomeren pohjoisosassa sijaitseva Mynämäenlahti on matala (1-10 m): suurimmassa osassa lahtea veden syvyys on alle 5 m. Tiheä saaristo, kapeat salmet ja runsas kasvillisuus estävät veden vaihtumista lahden sisäosissa. Rannikkovesien syvyys on laajoilla alueilla alle 10 m.



Kuva 1. Näytteenottoalueet.

Taulukko 1. Tutkimusalueita kuvaavia ympäristömuuttujia. Saariston laajuus = alle 20 m syvyisen rannikkoalueen leveys (km). Ilman lämpösума = keskimääräinen kesä-syyskuun lämpösума vuosina 1976-1985 tutkimusalueella lähinnä olevalla Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemalla. Kasvukauden pituus = aika, jona veden lämpötila on keskimäärin yli 13-14 °C (lämpötilatilastot). Suolapitoisuus = keskimääräinen pintaveden suolapitoisuus (‰) kesällä 1979-1983. pH-haitat + = pH laskee alueella ajoittain alle 5:n. Ympäristömyrkyt + = alueella esiintyy raskasmetalleja tai muita ympäristömyrkyjä. Klorofylli a = keskimääräinen klorofylli a - pitoisuus pintavedessä kesällä 1979-1983. Epäorgaaninen N : P = epäorgaanisen typen ja fosforin suhde pintavedessä talvella 1979-1983. Kokonais-N ja kokonais-P = kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuus pintavedessä kesällä 1979-1983. Lähteet: Helminen (1975), Niemi (1980), Häkkinen (1981), Hudd ym. (1984), Pitkänen ym. (1987), lämpötilatilastot (kappale 2.2.3.).

	Saariston laajuus (km)	Ilman lämpösума (°C)	Kasvuk. pituus (kk)	Suola- pitoisuus (‰)	pH- haitat (+/-)	Ympäristö- myrkyt (+/-)	Kloro- fylli a (mg/m ³)	Epäorg. N:P	Kok. N (mg/m ³)	Kok. P (mg/m ³)
Luoto	10	1541	3	2-3,6	+	+	2	10-30	400	20
Mikkelinsaaret	40	1486	2	4	-	-	2-3	36	250	13
Kyrönjokisuu	30	1581	3-4	0-4	+	+	3-5	30-70	300-500	20-30
Björköby	40	1486	2	4-5	-	-	2	23	200	10
Valassaaret	40	1486	2	4-5	-	-	2	23	200	10
Maalahdenjokisuu	30	1581	3	4	+	+	3-5	32	300	20-30
Reposaari	10	1637	3	4-6	+	+	1-10	10-20	300-500	15-20
Mynämäenlahti	60	1664	4	5,5-6,5	-	-	4-5	6-10	250-300	20
Färjsundet	20	1633	3	6	-	-	5	5-10	300	10-20
Helsinki	7	1745	3-4	5-6	-	-	5-50	10-30	400-500	30-40



Kuva 2. Veden lämpötilat touko-syyskuussa 1983-1985 Merenkurkussa ja Helsingin edustalla. Lämpötilat on mitattu Valassaarilla ja Harmajassa 5 m:n syvyydestä (Merentutkimuslaitos), Kyrönjoen suussa 1 m:n syvyydestä (Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri) ja Vanhankaupunginlahdessa pinnasta (Helsingin kaupunki).

Mynämäenlahdessa perustuotanto on jonkin verran kasvanut lähinnä maataloudesta ja asutuksesta sekä paikoin ulommilla alueilla kalankasvatuksesta peräisin olevan kuormituksen vuoksi (Jumppanen 1987, Isotalo ym. 1985). Saaristomeren ulkosaariston pohjaeläimistö luokitellaan luonnontilaiseksi, mutta sisäsaaristossa on havaittavissa rehevöitymisen aiheuttamia muutoksia (Häkkilä & Puhakka 1984).

2.1.1.3. Färjsundet (Lumparn)

Kapeat Ahvenanmaan mantereeseen työntyvät lahdet ovat Färjsundetin salmen kautta yhteydessä Lumparnin lahteen. Kynnissyvyys salmessa on 9-10 m. Lumparn on keskiosastaan noin 20 m:n syvyinen ja lahti kuuluu ulkosaaristovyöhykkeeseen.

Färjsundetin ympäristössä vesiä kuormittavat maatalous ja elintarviketeollisuus. Veden laatu on ollut kuitenkin suhteellisen hyvä lukuunottamatta ajoittaista hapen vajausta syvänteissä. Pohjaeläimistössä on nähtävissä rehevöitymisen aiheuttamia muutoksia, mutta ulkosaaristossa lajisto ja biomassa ovat lähellä luonnontilaista (Helminen 1975, Eriksson & Leppäkoski 1983).

2.1.1.4. Reposaaaren edusta

Ahvennäytteet otettiin Tahkoluodon ja Lampaluodon väliseltä matalalta (1-3 m) lahtialueelta. Alueella on havaittavissa Kokemäenjoen mukanaan tuoman makean veden vaikutus.

Koko Kokemäenjoen suistoalue on rehevöitynyt joen tuoman kuormituksen sekä asutus- ja teollisuusjätevesien vuoksi. Näytteenottoalue on Häkkilän (1983) mukaan lievästi rehevöitynyt. Lisäksi siellä tavataan teollisuusjätevesistä peräisin olevia yhdisteitä ja rautasaostumia. Pohjafauna on paikoin häiriytynyt alhaisen pH:n, suuren rautapitoisuuden ja pienen happipitoisuuden vuoksi. Jätevedet ovat todennäköisesti ajoittain rajoittaneet perustuotantoa Mäntyluodon edustalla (Mankki & Kosonen 1982, Andersin 1983, Häkkilä 1983, Kosonen & Patrikainen 1986).

2.1.1.5. Maalahdenjokisuu

Maalahdenjokisuuta ympäröi saaristovyöhyke (veden syvyys alle 8 m), joka estää vesien vaihtumista. Sisäsaariston vedet ovat lievästi rehevöityneet maatalouden ja asutuksen vuoksi (Sevola 1978). Huomattavin ympäristönmuutos kalaston kannalta on kuitenkin vesien happamoituminen, joka aiheutuu lähinnä ojituksista ja vesistötöistä rikkipitoisilla mailla (pH ajoittain alle 5, katso myös Kyrönjokisuu).

2.1.1.6. Kyrönjokisuu

Ahvennäytteet otettiin Söderfjärdenin lahtialueelta. Kyrönjoen suistossa on laajoja 1-2 metrin syvyisiä alueita, joilla kasvillisuus on hyvin runsasta. Selillä on yli 10 metrin syvänteitä. Jokisuun edustalla oleva saaristo hidastaa joki- ja meriveden sekoittumista.

Alasaarelan (1983) mukaan suistoalueen jätevesikuormitus on vähentynyt 1970-luvun lopun jälkeen. Kalakantojen kannalta merkittävin ympäristönmuutos on kuitenkin rikkipitoisilla sulfidimailla tehtävistä ojituksista ja vesistötöistä aiheutuva vesien happamoituminen, joka on ollut ongelmana 1960-luvun lopulta alkaen. Tilanne on huonoin touko-kesäkuussa, jolloin pH laskee yleensä alle 5:n (Alasaarela 1983). Valumavesien metallipitoisuudet (alumiini, rauta, sinkki, magnesium, elohopea) ovat lisäksi korkeita (Sevola ym. 1982, Hartikainen & Ylihalla 1986). Alumiinipitoisuus on ollut ajoittain useille kalalajeille myrkyllisen korkea (Hudd ym. 1984). Meriläisen (1984) mukaan happamuus on tärkeimpiä syitä siihen, että pohja-eläinlajisto on niukkaa ja biomassat pieniä Kyrönjoen suualueella. 1970-luvulla jokisuussa havaittiin myös useita kalakuolemia (Hudd ym. 1984).

2.1.1.7. Björköby, Valassaaret ja Mikkelinisaaret

Björköby, Valassaaret ja Mikkelinisaaret sijaitsevat Merenkurkun ulkosaaristossa. Mikkelinisaarilla ahvennäytteet otettiin pienestä mereen yhteydessä olevasta lahdesta, johon ahvenet nousevat kutemaan. Björköbyn ja Valassaarten näytteet otettiin merestä.

Merenkurkussa vedet ovat pääasiassa alle 20 m:n syvyyksiä myös ulkosaaristoalueella. Koska Merenkurkku muodostaa kynnyksen Selkämeren ja Perämeren välille, veden virtaus on voimakasta varsinkin syksyisin.

Ulkosaaristossa vedet ovat varsin puhtaita ja pohjaeläimistö luonnontilaista (Sevola 1978, Meriläinen 1984, Nyman ym. 1987). Selkämereltä Perämerelle siirryttäessä pohjaeläimistön lajimäärä ja biomassa pienenevät jyrkästi (Bagge & Ilus 1973, Elmgren 1978, 1984).

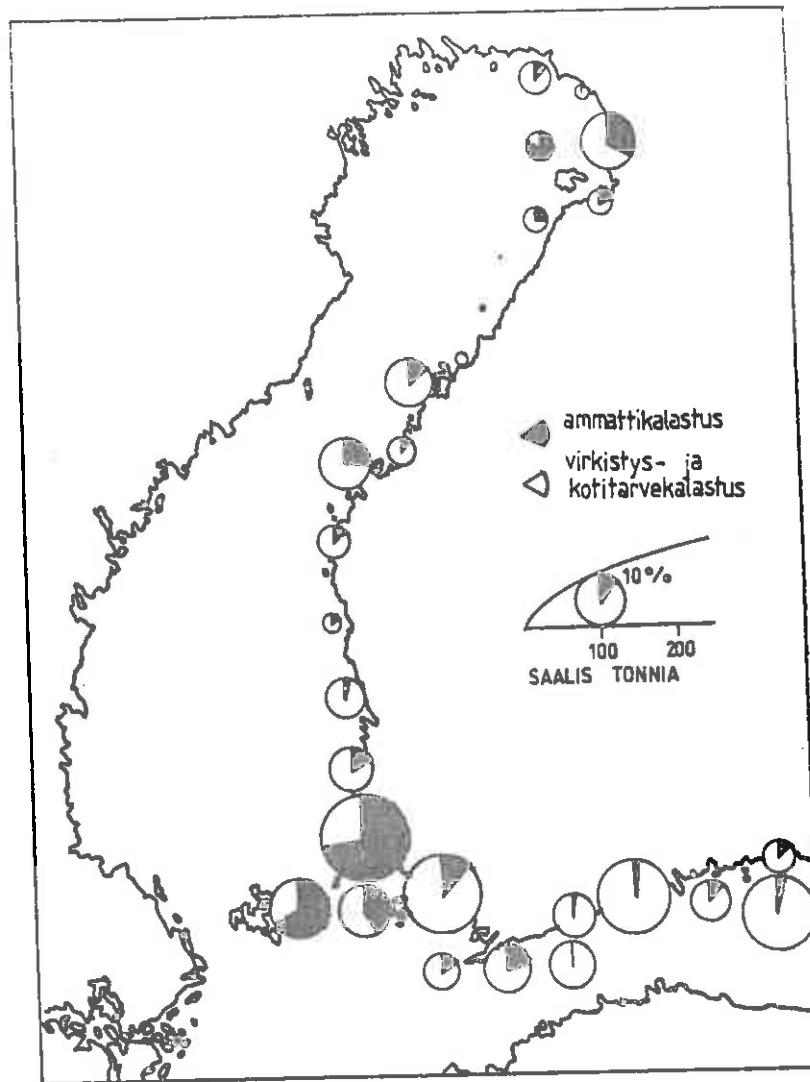
2.1.1.8. Luodon saaristo

Luodon saariston matalia vesiä (syvyys alle 5 m) kuormittavat Pietarsaaren kaupungin, metalli- ja kemianteollisuuden sekä puunjalostusteollisuuden jätevedet. Veden laatu on ollut ajoittain hyvin huono, mutta on 1980-luvulla jonkin verran parantunut. Alueella ovat lisäksi maamme suurimmat saaristoon rakennetut makeavesialtaat, joissa pH laskee ajoittain alle 5:n (Niemi 1980). Hapan vesi leviää altaista myös saaristoon.

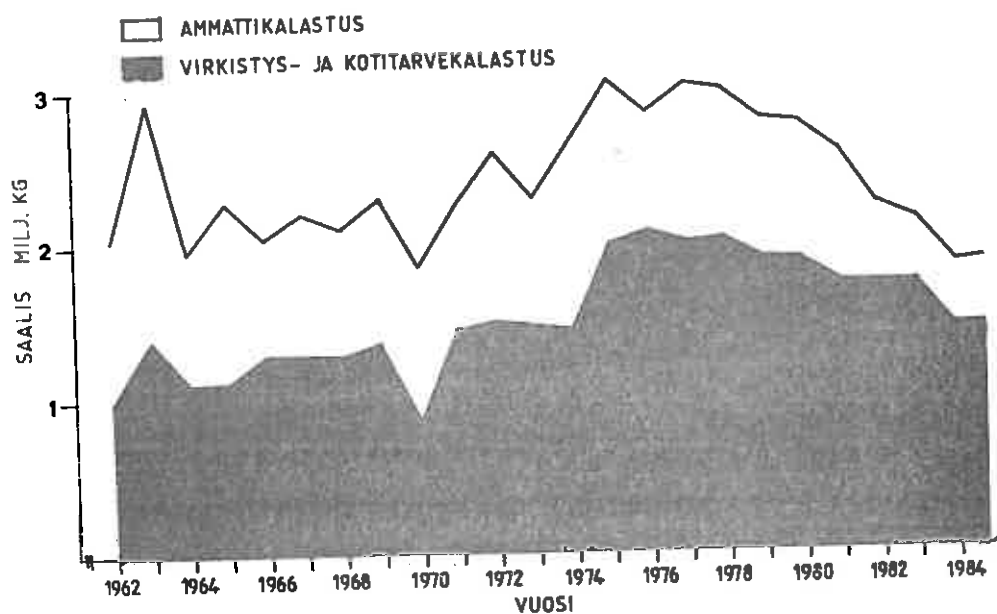
Perustuotanto on Luodon saaristossa vähäistä, ja vesiä voidaan pitää lievästi rehevöityneinä huolimatta suuresta ravinnekuormituksesta ja orgaanisesta kuormituksesta. Syynä alhaiseen perustuotantoon ovat todennäköisesti teollisuus-jätevesien toksinen vaikutus sekä pieni epäorgaanisen fosforin pitoisuus tyypeen verrattuna (Aaltonen & Vertanen 1984, 1985, Pitkänen ym. 1987). Veden laadun parantumisen vuoksi pohjaeläimistö on elpynyt muualla paitsi lähellä kuormituslähteitä, missä lajisto ja biomassat ovat hyvin niukkoja (Aaltonen & Vertanen 1984, 1985).

2.1.2. Ahvenkannat ja ahvenen kalastus

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalastustilastojen (kappale 2.2.2.) perusteella laadittu kuva 3 antaa karkean kuvan ahvenkantojen runsaudesta eri osissa rannikkoa. Saaliit ovat suurimmat laajoilla saaristoalueilla. Rannikkoalueen ahvensaaliit olivat suurimmillaan 1970-luvun lopulla (kuva 4).



Kuva 3. Rannikkoalueen ahvensaalis vuonna 1984 tilastoruuduittain. Ahvenanmaan saalis on merkitty kokonaisuudessaan yhteen ruutuun.



Kuva 4. Rannikkoalueen ahvensaalis vuosina 1962-1985 Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tilastojen mukaan. Ahvenanmaan saalis puuttuu kuvasta.

Helsingin edustan merialueella ahventa kalastavat vain virkistys- ja kotitarvekalastajat, jotka saavat suurimman osan saaliistaan pilkillä ja ongella.

Saaristomerellä ja Ahvenanmerellä ahvenkannat ovat saaliiden perusteella rannikkoalueen vahvimmat. Taivassalon-Kustavin alueella ammattikalastajien ahvensaalis on huomattavasti virkistys- ja kotitarvekalastajien saalista suurempi. Ammattikalastajien saaliista suurin osa saadaan verkoilla ja ahvenryssä sekä silakan rysäpyynnin sivusaaliina. Virkistys- ja kotitarvekalastajat saavat keskimäärin puolet saaliistaan verkoilla.

Porin edustalla ahventa kalastavat lähinnä virkistys- ja kotitarvekalastajat, jotka saavat keskimäärin yli puolet saaliistaan verkoilla.

Merenkurkku on Saaristomeren ja Perämeren pohjoisosan ohella ainoa alue, jossa ammattimaisen kalastuksen osuus ahvensaaliista on vähintään neljännes. Suurimman osan saaliista pyytävät kuitenkin virkistys- ja kotitarvekalastajat. Ammattikalastajat saavat saaliinsa pääasiassa verkoilla ja rysillä. Virkistys- ja kotitarvekalastajien tärkeimmät pyydykset saaliin määrän perusteella ovat verkot ja katiskat.

Pietarsaaren edustalla ahventa kalastavat lähinnä virkistys- ja kotitarvekalastajat, jotka saavat suurimman osan saaliistaan verkoilla.

2.2. Aineisto

2.2.1. Saalisnäytteet

Saalisnäytteet, yhteensä 18959 kalaa, kerättiin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksessa vuosina 1978 - 1986 pääasiassa "Rannikon sisävesikalakantojen arviointi" -projektin yhteydessä (taulukko 2). Silakkaryssä- ja ahvenryssänäytteet otettiin ammattikalastajien saaliista ja pilkinäytteet pilkkikisojen saaliista. Muun pyynnin hoiti laitoksen henkilökunta. Pyydysten silmäkoot (solmuväli) olivat seuraavat: silakkaryssä 12-13 mm, ahvenryssä 35 mm, katiska 25 mm, poikaspauretti 8 mm ja nuotta 10 mm. Näytteet otettiin valikoimattomina otoksina saaliista pääasiassa kutuaikana touko-kesäkuussa. Näytteet otettiin

Taulukko 2. Ahvennäytteiden määrä (kpl) pyydyksittäin ja alueittain.

Näytteenottoalue	Pyydys	Näytteen- ottovuodet	Näytteen- ottokuuk.	Määrä (kpl)
Luoto	Katiska	1985	5-6,8-9	377
Maksamaa, Mikkelinisaaret	Katiska	1985-86	4-6	616
Maksamaa, Kyrönjokisuu	Katiska	1981-85	5-6	865
Mustasaari, Valassaaret	Katiska	1985	6	92
Mustasaari, Björköby	Katiska	1985	6	259
Maalahti, Maalahdenjokisuu	Purorysä	1982-83,85-86	5	933
Reposaari	Katiska	1981-86	4-8	1775
Taivassalo, Mynämäenlahti	Katiska	1986	5	300
" "	Silakkarysä	1978-86	5-6	2299
" "	Ahvenrysä	1978,80-81	5-7	262
" "	Poikaspaun.	1979	6	133
Sund, Färjsundet	Katiska	1986	5-6	435
" "	Silakkarysä	1978-79,81,83-86	5-6	2129
" "	Ahvenrysä	1980	5-6	200
" "	Nuotta	1980	6	161
Helsinki, Seurasaarenselkä	Katiska	1982-86	5-7	1416
" "	Pilkki	1978-85	3	1831
Helsinki, Vanhankaupunginlahti	Katiska	1978,80,84-85	5-6	726
" "	Pilkki	1985	2	295
Helsinki, Vartiokylänlahti	Katiska	1978,80-86	5-6	2645
" "	Pilkki	1982-85	3	1210

vuosittain samoilta alueilta, kutuaikana kutualueilta, ja joitakin poikkeuksia lukuunottamatta useassa erässä. Pilkinäytteet otettiin yhden päivän saaliista helmi-maaliskuussa.

Näytekalat mitattiin (kokonaispituus) ja punnittiin. Lisäksi määritettiin sukupuoli ja sukukypsyyssaste Kestevenin (1960) asteikon mukaan. Iänmäärittystä varten otettiin jokaisesta näytekalasta kiduskannen operculum-luu sekä suomuja kyljen keskiosasta kylkiviivan alapuolelta.

2.2.2. Saalistilastot

Saalistiedot koottiin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tilastoista. Ammattikalastustilasto laaditaan vuosittain kalastajien täyttämien päiväkirjojen perusteella (Rantala 1983). Kotitarve- ja virkistyskalastustilasto on laadittu tiedustelun perusteella vuosina 1975, 1978, 1981 ja 1984 (Lehtonen & Salojärvi 1978, 1981, Leinonen & Lehtonen 1987).

2.2.3. Ympäristöä kuvaavat muuttujat

Näytteenottoalueita kuvaavia ympäristötietoja kerättiin pääasiassa kirjallisuudesta. Veden lämpötilatietoja saatiin seuraavista lähteistä (julkaisematonta aineistoa): Merentutkimuslaitos, Vaskiluodon Voima, Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri, Imatran Voiman Naantalin voimalaitos ja Helsingin kaupungin vesilaboratorio. Lisäksi käytettiin RKTL:n poikasnäytteenoton yhteydessä mitattuja lämpötiloja.

2.3. Menetelmät

2.3.1. Iänmääritys

Iänmääritystä varten otetut operculum-luut puhdistettiin keittämällä ja suomujen reliefit prässättiin pehmeälle muovilevyille, jota voidaan tarkastella mikrofilmin lukulaitteessa. Ikä määritettiin tarkastelemalla veteen upotettua operculumia binokulaarimikroskoopin alla vinosti ylhäältä tulevassa valossa tummaa taustaa vasten. Iät määritettiin pääasiassa operculumien perusteella, mutta varsinkin epäselvissä tapauksissa käytettiin apuna suomuja. Ensimmäinen vuosi erottuu yleensä suomussa selvemmin kuin operculumissa (Segerstråle 1933, Le Cren 1947).

2.3.2. Kasvun arvioiminen

Ahventen kasvua kuvattiin ikäryhmien keskipituuksien, keskipainojen ja hajontalukujen avulla. Pääasiassa käytettiin silak-karysä- purorysä- ja katiska- ja pilkkinäytteitä. Poikaspau-netti-, nuotta- ja ahvenrysänyytteitä käytettiin lähinnä arvioitaessa pyydysten valikoivuutta.

Keskikoot laskettiin aritmeettisina keskiarvoina ($\bar{x}$) havaituista pituuksista ja painoista. Ikäryhmän pituuden hajontaa kuvattiin keskihajonnan (s) ohella pituuden variaatiokertoimella. Variaatiokerroin laskettiin jakamalla keskihajonta keskiarvolla ($CV = s / \bar{x}$).

2.3.3. Populaation koon ja vuosiluokkien runsauden arvioiminen

2.3.3.1. Populaatioanalyysi

Ahvenen kanta-arvio tehtiin Saaristomeren pohjoisosalle (tilastoruutu 47, ks. kuva 1), mistä oli käytettävissä parhaat lähtötiedot. Kannan koko ja vuosiluokkien runsaudet arvioitiin populaatioanalyysin (Virtual Population Analysis, suom. VPA-malli, sijaispopulaatioanalyysi) avulla (Fry 1949, Gulland 1965).

Populaatioanalyysissä kannan koko lasketaan seuraamalla yksittäisiä vuosiluokkia saaliissa ajassa taaksepäin olettaen, että vuosiluokan kokoa säätelevät hetkellinen luonnollinen kuolevuus (M) ja hetkellinen kalastuskuolevuus (F). Hetkellisen luonnollisen kuolevuuden ja hetkellisen kalastuskuolevuuden summa on hetkellinen kokonaiskuolevuus ($M + F = Z$).

Populaatioanalyysissä käytetään lähtötietoina vuotuisia saaliita, saaliin ikärakennetta ja keskimääräisiä yksilöpainoja, joiden avulla lasketaan kappalemääräinen saaliin koko. Tämän lisäksi annetaan hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvo, viimeisen ikäryhmän hetkellinen kalastuskuolevuus ja viimeisen vuoden kalastuskuolevuuden arvot kaikille ikäryhmille.

Kannan koko arvioitiin käyttämällä Mynämäenlahden silakkarysänäytteiden ikärakennetta vuosina 1978-1986 ja tilastoruudun 47 kokonaissaaliita vuosina 1978-1985. Koska virkistys- ja kotitarvekalastuksen saaliista on olemassa arviot vain vuosille 1975, 1978, 1981 ja 1984, käytettiin välivuosille edellistä arviota. Vuoden 1986 kokonaissaalis oletettiin samaksi kuin vuoden 1985 saalis.

2.3.3.2. Vuosiluokkien suhteellisten runsauksien laskeminen

Silloin kun saalisnäytteitä oli vähintään neljän vuoden ajalta, laskettiin suhteelliset vuosiluokkien runsaudet populaatiossa muunnetulla Svärdsonin (1961) ja Kempen (1962) menetelmällä,

joka kuvataan teoksessa "Projekthandbok för fältundersökningar" (Thoresson 1976). Runsausindeksi laskettiin alueittain seuraavasti:

- 1) laskettiin prosentuaaliset ikäjakaumat näytteenottovuosittain
- 2) laskettiin kuhunkin ikäryhmään keskimäärin kuuluneiden yksilöiden prosenttiosuus koko tutkimusaikana (edellä laskettujen prosenttiosuuksien keskiarvo ikäryhmittäin)
- 3) laskettiin näytteenottovuosittain kunkin ikäryhmän prosenttiosuus kyseiseen ikäryhmään keskimäärin kuuluneiden yksilöiden osuudesta
- 4) laskettiin kullekin vuosiluokalle näin saatujen vuosittaisien prosenttiosuuksien keskiarvo = suhteellisen runsauden indeksi.

Laskelmassa käytettiin huhti-kesäkuussa otettujen näytteiden kokonaisikäjakaumien ikäryhmiä 3-8. Vanhimpia ja nuorimpia ikäryhmiä ei otettu mukaan laskelmaan; koska niiden osuus oli useimmissa tapauksissa pieni, sattumalla olisi suuri vaikutus vaiheissa 3 ja 4 saataviin prosenttiarvoihin.

2.3.4. Tilastolliset menetelmät

Frekvenssijakaumia (ikäjakaumat ja pituusjakaumat) verrattiin χ^2 -testin avulla. Luokkia yhdistettiin tarvittaessa niin, että odotettu frekvenssi jäi alle viiden korkeintaan 20 % :ssa luokista ja alle yhden ei ainoassakaan luokassa (Vasama & Vartia 1980).

Koiraiden ja naaraiden keskipituuksia pareittain verrattaessa käytettiin t-testiä, jonka käyttö edellyttää, että aineistot ovat normaalisti jakautuneet. Ennen varsinaista testiä varianssien yhtäsuuruus testattiin F-testillä. Mikäli varianssit erosivat merkitsevästi, käytettiin t:n arvon laskemiseen Cochranin likiarvomenettelyä (Mäkinen 1970).

Ahvenpopulaatiot jaettiin ikäryhmien keskipituuksien perusteella homogeenisiin ryhmiin yksisuuntaisen varianssi-analyysin avulla. Ryhmittely tehtiin kullekin ikäryhmälle

erikseen siten, että otettiin huomioon vuosiluokkien väliset erot (kunkin näytteenottovuoden keskipituudet erikseen). Ryhmittelyssä käytettiin vain niitä ikäryhmiä, joiden oletettiin olevan pituuden suhteen valikoitumattomia (kappale 3.4.1.). Ryhmät muodostettiin siten, että ryhmien sisällä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja ($p > 0,05$), homogeenisuus ryhmien sisällä oli mahdollisimman suuri ja ryhmien lukumäärä mahdollisimman pieni. Lopuksi verrattiin näin saatuja ryhmiä keskenään yksisuuntaisen varianssianalyysin avulla.

Kasvun ja ympäristöä kuvaavien muuttujien välistä riippuvuutta kuvattiin Pearsonin tulomomenttikorrelaatiokerrointen (r) avulla. Muuttujat oletettiin tällöin normaalisti jakautuneiksi. Korrelaatiokerrointen tilastolliset merkitsevyydet perustuvat Studentin t -jakaumaan.

Pituuskasvun riippuvuutta lämpötilasta ja populaatiotiheydestä arvioitiin usean muuttujan regressioanalyysin avulla. Analyysi perustuu pienimmän neliösumman menetelmään. Lämpötilan ja selittävien muuttujien riippuvuus oletettiin lineaariseksi.

Tilastollisten testien yhteydessä mainitaan todennäköisyys (p), jolla sattuma aiheuttaa poikkeaman nollahypoteesista. Merkitsevyysrajat ovat seuraavat:

p 0,05	*	ero on melkein merkitsevä
p 0,01	**	ero on merkitsevä
p 0,001	***	ero on erittäin merkitsevä.

Vapausasteita merkitään f :llä.

3. Tulokset

3.1. Sukukypsyysjakaumat

Keskimääräiseksi sukukypsyysikäksi populaatiossa määritellään yleensä se ikäryhmä, jossa vähintään puolet yksilöistä on sukukypsiä. Koska katiska ja rysät ovat kutuaikana sukukypsyys suhteen valikoivia, mainittua perustetta voidaan käyttää ainoastaan kutuajan ulkopuolella otettuja näytteitä tarkasteltaessa.

Katiska- ja rysänäytteistä laskettujen sukukypsyysjakaumien (taulukko 3) perusteella suuri osa koiraista kutee kaikilla tutkituilla alueilla Luodon saaristoa ja Björköbytä lukuunottamatta ensimmäisen kerran kolmevuotiaana. Kyrönjokisuun, Maalahdenjokisuun, Färjsundetin ja Mynämäenlahden näytteissä oli myös kaksivuotiaana kutevia koiraita. Pilkki-näytteiden perusteella Helsingin edustalla on keskimäärin kolmannes koiraista sukukypsiä jo kahden vuoden ikäisenä ja sukukypsyysikä on 3 vuotta (sukukypsyysprosentti 59-78). Ero katiskanäytteiden antamaan tulokseen johtuu siitä, että kaksivuotiaat eivät kokonsa takia jääneet katiskoihin.

Mikkelinsaarilla, Maalahdenjokisuussa ja Kyrönjokisuussa myös suuri osa naaraista kutee ensimmäisen kerran kolmevuotiaana. Muilla alueilla naaraat kutevat ensimmäisen kerran yleensä 4-5 -vuotiaana, mutta Taivassalon, Reposaaren, Luodon ja Helsingin edustan näytteissä oli mukana myös kolmevuotiaana kutevia naaraita. Helsingin pilkinäytteiden perusteella naaraat tulivat sukukypsiksi osittain jo kaksivuotiaana, mutta keskimääräinen sukukypsyysikä oli 5 vuotta (sukukypsyysprosentti 50-71). Luodon edustalla ja Björköbyn alueella suurin osa sekä naaraista että koiraista kutee ensimmäisen kerran todennäköisesti neljävuotiaana.

Touko-kesäkuun katiska-, silakkarysä- ja purorysänäytteissä oli pääasiassa sukukypsiä koiraita. Naarailla kutuvalmiiden ja kuteneiden yksilöiden osuus kokonaisyksilömäärästä oli keskimäärin pienempi kuin koirilla. Reposaaren, Färjsundetin, Seurasaarenselän ja Vanhankaupunginlahden näytteissä näiden osuus oli poikkeuksellisen pieni varsinkin vanhimmissa

ikäryhmissä (taulukko 3). Tämä saattaa viitata siihen, että mainituilla alueilla kaikki ahvenet eivät kude joka vuosi. Koska kutuneen ja immatuurin/II-vaiheessa olevan yksilön erottaminen on kutuaikana usein vaikeaa, on todennäköistä, että ainakin osittain on kyse tulkintavirheistä. Talvella otetuissa näytteissä ei ole edellä mainittuja tulkintavirheitä, mutta niistä puuttuvat toisaalta vanhimmat ikäryhmät.

3.2. Ikärakenne ja sukupuolijakaumat

3.2.1. Pyyntimenetelmän vaikutus näytteen ikärakenteeseen ja sukupuolijakaumaan

Mynämäenlahdelta rinnakkain otetun silakkarysä- ja katiskanäytteen kokonaisikärakenteet (liite 1) erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (χ^2 24,30, f 7, $p < 0,01$), koska silakkarysänäytteessä oli kolmevuotiaita ja sitä nuorempia yksilöitä keskimäärin enemmän kuin katiskanäytteessä. Neljävuotiaissa ja sitä vanhemmissa ikäryhmissä ero ei ollut merkitsevä (χ^2 5,48, f 5, $p > 0,05$). Ahvenrysä- ja silakkarysänäytteet koostuivat keskimäärin vanhemmista kaloista kuin katiska- ja pilkkisaaliin ikärakenne riippuu mm. pilkkityypistä. Keski-ikä on pieni, koska pilkillä saadaan jo yksivuotiaita yksilöitä (liite 1).

Silakkarysänäytteissä koiraiden ja naaraiden ikärakenteet erosivat useimmissa tapauksissa tilastollisesti toisistaan (taulukko 4, liite 1), koska nuorimmissa ikäryhmissä oli koiraita suhteellisesti enemmän kuin naaraita. Kaksi- ja neljävuotiaiden koiraiden osuus oli joinakin vuosina yli 20 % kokonaisyksilömäärästä.

Katiskanäytteissä koiraiden ja naaraiden ikärakenteiden erot vaihtelivat alueittain (taulukko 4, liite 1). Erot olivat suurimmat Merenkurkun näytteissä. Lounaisrannikolla ja Helsingin edustalla erot olivat tilastollisesti merkitseviä vain joinakin vuosina.

Purorysä-, ahvenrysä- ja pilkinäytteissä koiraiden ja naaraiden ikärakenteet eivät yleensä eronneet toisistaan (taulukko 4, liite 1).

Taulukko 3. Kutuvalmiiden ja kuteneiden yksilöiden osuus (%) kokonaisyksilömäärästä ikäryhmittäin pilkkinäytteissä ja huhti-kesäkuussa otetuissa katiska- ja rysänäytteissä (huom. kappale 3.1.). n = niiden yksilöiden määrä, joiden sukukypsyyssaste oli tiedossa. K = koiraat, N = naaraat, ka = katiska, pi = pilkki, pr = purorysä, sr = silakkarysä.

		IKÄ (v)									n
		2	3	4	5	6	7	8	9	>9	
KOIRAAT											
Luoto	%	-	100	99	100	93	100	100	-	0	97
(ka)	n	-	1	70	42	29	4	1	-	1	148
Mikkelinsaaret	%	-	90	100	100	100	100	100	100	100	99
(ka)	n	-	19	9	14	52	32	6	4	13	149
Kyrönjokisuu	%	100	99	100	100	100	100	100	100	-	100
(ka)	n	1	125	94	58	20	14	1	1	-	314
Björköby	%	-	-	100	-	-	-	-	-	-	100
(ka)	n	-	-	63	-	-	-	-	-	-	63
Valassaaret	%	-	100	100	100	100	100	100	100	-	100
(ka) K+N	n	-	8	42	8	28	2	2	2	-	92
Maalahdenjokisuu	%	100	100	100	100	100	-	-	-	-	100
(pr)	n	2	403	151	13	4	-	-	-	-	573
Reposaari	%	-	58	85	76	83	100	67	100	100	80
(ka)	n	-	19	75	92	30	9	9	6	4	244
Mynämäenlahti	%	-	94	100	92	96	90	100	100	100	96
(ka)	n	-	17	44	26	67	10	6	1	7	178
Mynämäenlahti	%	50	95	94	97	100	96	90	100	100	96
(sr)	n	4	56	105	124	103	22	10	12	24	460
Färjsundet	%	-	100	94	95	97	68	100	67	84	92
(ka)	n	-	7	86	124	36	28	7	3	19	310
Färjsundet	%	100	30	57	75	100	79	89	100	100	75
(sr)	n	1	10	21	12	8	14	9	11	5	91
Seurasaarenselkä	%	38	66	85	82	96	83	-	-	-	65
(pi)	n	152	158	115	33	23	6	-	-	-	487
Seurasaarenselkä	%	-	80	86	78	87	93	84	100	92	84
(ka)	n	-	46	138	109	62	28	19	12	12	426
Vanhankaupunginl.	%	25	78	85	95	100	-	100	-	-	70
(pi)	n	40	36	13	41	7	-	1	-	-	138
Vanhankaupunginl.	%	-	92	91	91	73	83	88	92	97	87
(ka)	n	-	12	33	160	115	46	51	39	64	520
Vartiokylänlahti	%	45	59	85	97	83	-	-	-	-	65
(pi)	n	241	69	107	30	6	-	-	-	-	453
Vartiokylänlahti	%	-	97	100	98	96	100	100	100	100	98
(ka)	n	-	193	384	393	102	69	46	27	38	1252
NAARAAT											
		2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
Luoto	%	-	50	87	90	75	100	-	-	-	87
(ka)	n	-	2	54	71	16	2	-	-	-	145
Mikkelinsaaret	%	-	90	100	100	100	100	100	-	-	97
(ka)	n	-	30	16	10	25	11	1	-	-	93
Kyrönjokisuu	%	-	87	94	98	94	100	75	100	100	97
(ka)	n	-	83	69	64	17	7	4	2	1	247
Björköby	%	-	-	50	0	-	-	-	-	-	33
(ka)	n	-	-	4	2	-	-	-	-	-	6
Maalahdenjokisuu	%	-	100	100	100	-	-	-	-	-	100
(pr)	n	-	163	49	3	-	-	-	-	-	215

Taulukko 3, jatkoa.

		IKÄ (V)										
		2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n	
Reposaari	%	-	6	51	64	76	71	63	100	-	51	
(ka)	n	-	90	218	159	49	24	8	2	-	550	
Mynämäenlahti	%	-	75	78	91	95	92	67	-	-	86	
(ka)	n	-	4	18	23	62	12	3	-	-	122	
Mynämäenlahti	%	-	56	66	84	91	91	96	96	99	85	
(sr)	n	-	9	111	535	170	80	30	27	68	1030	
Färjsundet	%	-	0	37	60	80	67	50	67	50	52	
(ka)	n	-	4	30	60	8	12	4	3	4	125	
Färjsundet	%	0	0	18	63	77	89	88	84	72	70	
(sr)	n	2	6	11	38	30	18	24	25	29	183	
Seurasaarenselkä	%	11	13	14	71	81	100	-	-	-	23	
(pi)	n	180	95	101	44	26	4	-	-	-	450	
Seurasaarenselkä	%	-	21	54	43	67	57	63	83	100	55	
(ka)	n	-	14	142	82	70	21	16	6	9	360	
Vanhankaupunginl.	%	0	4	27	50	69	100	-	-	-	26	
(pi)	n	35	45	11	48	13	1	-	-	-	153	
Vanhankaupunginl.	%	-	40	33	49	46	83	91	100	78	54	
(ka)	n	-	15	24	76	35	12	11	8	9	190	
Vartiokylänlahti	%	1	12	21	61	71	-	-	-	-	13	
(pi)	n	220	59	121	33	7	-	-	-	-	441	
Vartiokylänlahti	%	-	26	69	84	75	94	97	100	91	76	
(ka)	n	-	42	242	221	55	34	34	14	21	663	

Taulukko 4. Koiraiden ja naaraiden ikäjakaumien vertailu χ^2 -testillä. Näytteet on otettu huhti-kesäkuussa (vrt. liite 1).
 ar = ahvenrystä, ka = katiska, pi = pilkki, pr = purorystä,
 sr = silakkarystä.

Pyyntipaikka		Pyydys Vuosi	χ^2	f	p
Luoto	ka	1985	15,57	4	p<0,010
Mikkelinsaaret	ka	1985	24,19	7	p<0,010
"	ka	1986	31,14	6	p<0,001
Kyrönjokisuu	ka	1984	9,59	3	p<0,050
"	ka	1985	9,92	3	p<0,050
Maalahdenjokisuu	pr	1986	0,56	2	p>0,050
Reposaari	ka	1981	38,02	5	p<0,001
"	ka	1983	11,63	3	p<0,010
"	ka	1984	3,56	3	p>0,050
"	ka	1985	4,59	5	p>0,050
Mynämäenlahti	ka	1986	18,71	6	p<0,010
"	sr	1985	34,48	4	p<0,001
"	sr	1986	20,40	6	p<0,010
Färjsundet	ka	1986	5,67	7	p>0,050
"	sr	1986	43,97	8	p<0,001
"	ar	1980	2,81	5	p>0,050
Seurasaarenselkä	ka	1983	4,04	6	p>0,050
"	ka	1985	7,37	5	p>0,050
"	pi	1985	7,46	4	p>0,050
Vanhankaupunginlahti	ka	1984	14,09	7	p<0,050
"	ka	1985	17,84	5	p<0,010
"	pi	1985	3,16	4	p>0,050
Vartiokylänlahti	ka	1983	19,58	7	p<0,010
"	ka	1984	3,72	5	p>0,050
"	ka	1985	3,50	4	p>0,050
"	pi	1982	0,17	2	p>0,050
"	pi	1985	6,54	3	p>0,050

Pyyntimenetelmä vaikutti myös näytteen sukupuolijakaumaan (liite 1). Katiskalla saatiin kutuaikana keskimäärin enemmän koiraita kuin naaraita. Reposaaaren edustan näytteissä koiraiden osuus oli poikkeuksellisen pieni: vuosina 1981-86 keskimäärin alle 40 % (26 - 45 %) kokonaisyksilömäärästä. Myös silakkarysänäytteissä oli koiraita keskimäärin vähemmän kuin naaraita, Taivassalossa 35 % (8-68 %) ja Färjsundetissa 41 % (22-52 %). Pilkinäytteissä koiraita ja naaraita oli keskimäärin yhtä paljon.

3.2.2. Pyyntiajan vaikutus näytteen ikärakenteeseen ja sukupuolijakaumaan

Pyyntiaika vaikutti näytteen ikärakenteeseen voimakkaimmin Merenkurkun alueella (taulukko 5, liite 2). Mikkelinsearilta kahden-kolmen viikon välein otettujen katiskanäytteiden ikärakenteet erosivat tilastollisesti erittäin merkitsevästi toisistaan. Vuosina 1985 ja 1986 kolmevuotiaiden osuus oli kesäkuun puolivälissä yli puolet saaliin yksilömäärästä, kun se touko-kesäkuun vaihteessa oli vastaavasti vain 8 ja 42 %. Vastaavia muutoksia oli havaittavissa Luodon ja Reposaaaren katiskanäytteissä sekä Färjsundetin silakkarysänäytteissä.

Taulukko 5. Eri aikoina otettujen näytteiden ikärakenteiden vertailu χ^2 -testillä (kokonaisikäjakaumat, koiraiden ikäjakaumat, vrt. liite 2). ar = ahvenryssä, ka = katiska, sr = silakkaryssä.

		Pyydys Vuosi	Pyyntiajat	χ^2	f	p
KOKONAIKÄJAKAUMAT						
Luoto	ka	1985	V-VI-VIII, IX	61,32	6	p<0,001
Mikkelinsearet	ka	1985	5.6.-18.6.	98,86	4	p<0,001
"	ka	1986	V-VI	57,58	3	p<0,001
Reposaaari	ka	1981	V-VI	1,38	5	p>0,050
"	ka	1982	IV, V-VI-VII, VIII	37,43	6	p<0,001
"	ka	1984	V-VI	5,55	2	p>0,050
Mynämäenlahti	sr	1980	V-VI	11,47	6	p>0,050
"	ar	1980	V-VI-VII	20,82	6	p<0,010
Färjsundet	sr	1981	V-VI	114,13	7	p<0,001
"	ar	1980	V-VI	5,67	6	p>0,050
"	ka	1986	V-VI	11,86	6	p>0,050
Seurasaarenselkä	ka	1984	V-VI-VII	15,22	10	p>0,050
"	ka	1985	V-VI	12,16	6	p>0,050
Vartiokylänlahti	ka	1981	V-VI	6,01	4	p>0,050
Vanhankaupunginlahti	ka	1984	V-VI	11,35	8	p>0,050
KOIRAIKEN IKÄJAKAUMAT						
Luoto	ka	1985	V-VI-VIII, IX	27,23	4	p<0,001
Mikkelinsearet	ka	1985	5.6.-18.6.	19,59	2	p<0,001
"	ka	1986	V-VI	14,30	2	p<0,001
Mynämäenlahti	sr	1980	V-VI	18,42	3	p<0,001
Reposaaari	ka	1981	V-VI	2,35	3	p>0,050
Färjsundet	sr	1981	V-VI	38,09	4	p<0,001
"	ar	1980	V-VI	2,12	3	p>0,050
"	ka	1986	V-VI	15,21	5	p<0,010
Seurasaarenselkä	ka	1985	V-VI	9,60	4	p<0,050
Vanhankaupunginlahti	ka	1984	V-VI	15,16	8	p>0,050
Vartiokylänlahti	ka	1981	V-VI	2,14	3	p>0,050
"	ka	1983	V-VI	28,13	3	p<0,001

Mynämäenlahden silakkarysä- ja ahvenrysänytteissä sekä Helsingin edustan katiskanäytteissä oli kesäkuussa keskimäärin vanhempia ikäryhmiä kuin toukokuussa (liite 2). Kokonaisikä-rakenteet eivät eronneet toisistaan tilastollisesti, mutta sukupuolittain verrattaessa ero oli joinakin vuosina merkitsevä (taulukko 5).

Myös koiraiden ja naaraiden lukumääräsuhde oli riippuvainen näytteenottoajankohdasta (taulukko 6). Mikkelinlaarten näytteissä koiraiden osuus laski jyrkästi toukokuusta kesäkuuhun, kun taas Reposaaressen edustalla ja Saaristomerellä muutoksen suunta vaihteli vuosittain. Helsingin edustalla koiraiden osuus kasvoi useina vuosina toukokuusta kesäkuuhun.

Taulukko 6. Koiraiden osuus (%) eri aikoina otetuissa näytteissä. Osuudet laskettiin niiden yksilöiden määrästä, joiden sukupuoli oli tiedossa. ar = ahvenrysä, ka = katiska, sr = silakkarysä.

Alue	Pyydys	Vuosi	Pyynti- aika	Koiras- %	n
Luoto	ka	1985	30.5.	57	95
			12.6.	53	94
			12.9.	28	50
Mikkelinlaaret	ka	1985	5.6.	70	182
			18.6.	26	65
"	ka	1986	toukok.	83	142
			kesäk.	18	195
Reposaaari	ka	1981	toukok.	23	199
			kesäk.	36	66
"	ka	1982	huhti-toukok.	36	134
			kesäk.	47	38
			heinä-elok.	28	40
"	ka	1984	toukok.	34	268
			kesäk.	13	40
Mynämäenlahti	sr	1980	toukok.	34	119
			kesäk.	54	114
Färjsundet	ar	1980	toukok.	41	83
			kesäk.	24	85
"	sr	1981	toukok.	33	272
			kesäk.	47	90
"	ka	1986	toukok.	53	142
			kesäk.	88	225
Seurasaarenselkä	ka	1984	toukok.	33	84
			kesäk.	39	66
			heinäk.	35	224
"	ka	1985	toukok.	59	87
			kesäk.	73	203
Vanhankaupunginlahti	ka	1984	toukok.	91	101
			kesäk.	81	235
Vartiokylänlahti	ka	1981	toukok.	73	85
			kesäk.	91	136
"	ka	1983	toukok.	46	110
			kesäk.	84	318

3.2.3. Näytteiden ikärakenteet alueittain

Näytteiden ikärakenteet (taulukko 7, liite 1) poikkesivat eri alueilla huomattavasti toisistaan, tosin osittain pyyntimenetelmän tai pyyntiajankohdan vuoksi. Taulukossa 7 on verrattu ainoastaan katiska-, silakkarysä- ja purorysänäytteitä pyyntimenetelmän aiheuttamien erojen vähentämiseksi.

Vanhin näytteissä ollut yksilö oli 20-vuotias (28 cm, 280 g) ja se saatiin Färjsundetista. Maalahdenjokisuussa korkein havaittu ikä oli puolestaan vain 6 vuotta (24 cm, 160 g). Björköbyn ja Maalahdenjokisuun näytteet koostuivat lähes pelkästään yhdestä ikäryhmästä. Myös Kyrönjokisuun näytteissä ikäryhmiä oli vähän ja useina vuosina yksi ikäryhmä selvästi dominoivana. Färjsundetissa ja Helsingin edustalla ikäryhmien määrä oli suurin.

3.3. Vuosiluokkien runsaussuhteet

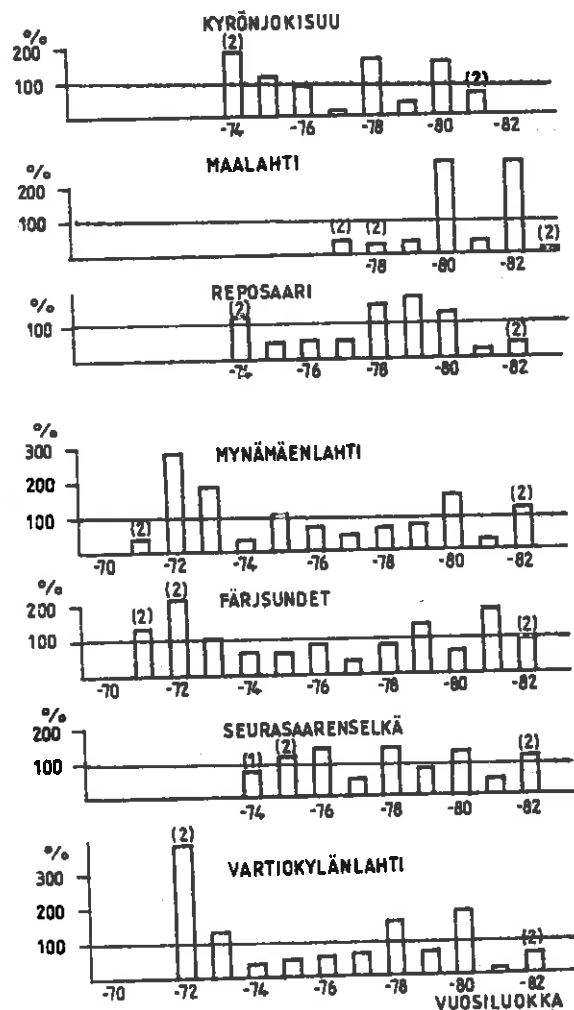
3.3.1. Vuosiluokkien suhteelliset runsaudet eri alueilla

Vuosiluokkien suhteelliset runsaudet laskettiin (kappale 2.3.3.2.) niille alueille, joilta oli käytettävissä ikärakenteet vähintään neljän vuoden ajalta. Kuvan 5 mukaan vuosiluokka 1972 oli tutkimusaikana suhteellisesti runsain kaikilla niillä alueilla, joilta oli näytteitä riittävän pitkältä ajalta (Mynämäenlahti, Färjsundet, Vartiokylänlahti). Myös vuosiluokka 1973 oli mainituilla alueilla keskimääräistä runsaampi. Tämän jälkeen keskimääräisiä tai keskimääräistä runsaampia vuosiluokkia syntyi vuonna 1974 (Kyrönjokisuu, Reposaaari), vuonna 1975 (Kyrönjokisuu, Mynämäenlahti, Seurasaarenselkä), vuonna 1976 (Seurasaarenselkä), vuonna 1978 (Kyrönjokisuu, Reposaaari, Seurasaarenselkä, Vartiokylänlahti), 1979 (Reposaaari, Färjsundet), 1980 (Kyrönjokisuu, Maalahdenjokisuu, Reposaaari, Mynämäenlahti, Vartiokylänlahti, Seurasaarenselkä), 1981 (Färjsundet) ja 1982 (Maalahdenjokisuu, Mynämäenlahti, Seurasaarenselkä). Vuosiluokka 1977 oli kaikilla alueilla keskimääräistä heikompi.

Vuosittaisten ikärakenteiden perusteella (liite 1) Luodon edustalla olivat runsaimpia vuosiluokat 1980 ja 1981, Mikkelinsaarilla 1979, 1982 ja 1983, Valassaarilla 1979 ja 1981 ja Vanhankaupunginlahdella 1979 ja 1980. Björköbyssä lähes koko vuoden 1985 näyte koostui vuosiluokasta 1981.

Taulukko 7. Katiska- ja rysänäytteiden ikärakenne alueittain touko-kesäkuussa koko tutkimusaikana: niiden ikäryhmien lukumäärä, joiden osuus oli yli 1 % näytteen yksilömäärästä sekä suurin havaittu ikä (v). ka = katiska, pr = purorysä, sr = silakkarysä.

Alue	Ikäryhmien lkm (>1%)	Suurin ikä (v)
Luoto (ka)	5	11
Mikkelinsaaret (ka)	6-9	13
Kyrönjokisuu (ka)	4-7	10
Valassaaret (ka)	7	8
Björköby (ka)	3	8
Maalahti (pr)	3-4	6
Reposaari (ka)	6-7	12
Taivassalo (sr)	5-10	15
" (ka)	7	14
Färjsundet (sr)	9-13	20
" (ka)	9	17
Seurasaarenselkä (ka)	7-9	15
Vanhankaupunginlahti (ka)	7-10	16
Vartiokylänlahti (ka)	6-10	14



Kuva 5. Vuosiluokkien suhteelliset runsaudet alueittain. Laskelmissa käytettiin ikäryhmiä 3-8 (Maalahdenjokisuu 2-6). Kukin suhteellinen arvo on laskettu vähintään kolmen vuoden ikäjakaumien perusteella, ellei toisin mainita.

3.3.2. Populaatioanalyysi

Saaristomeren pohjoisosan ahvenvuosisiluokkien runsaudet ja kannan koon vaihtelut selvitettiin populaatioanalyysin avulla. Kanta-arvio tehtiin tilastorudulle 47 (kuva 1), johon kuuluu vesialueita Iniöstä Uuteenkaupunkiin saakka.

3.3.2.1. Populaatioanalyysin syöttötiedot

Mynämäenlahden silakkarysänäytteiden prosentuaalisia kokonaisikärakenteita (liite 1), silakkarysänäytteiden perusteella laskettuja keskimääräisiä yksilöpainoja ja tilastorudun 47 ahvensaalistilastoa (taulukko 8) käyttämällä laskettiin populaatioanalyysin syöttötietoina käytetyt kappalemääräiset saaliit (taulukko 9). Viimeiselle ikäryhmälle ja viimeisen vuoden täysin rekrytoituneille ikäryhmille annettiin kalastuskuolevuuden arvo 0,3. Viimeisen vuoden osittain rekrytoituneille ikäryhmille annettiin seuraavat kalastuskuolevuuden arvot: 3-vuotiaat 0,05 ja 4-5 -vuotiaat 0,15. Luonnolliselle kuolevuudelle annettiin arvo 0,2 kaikissa ikäryhmissä (vrt. Lehtonen ym. 1983).

3.3.2.2. Populaatioanalyysin tulokset

Populaatioanalyysin tuloksena saadut kalastuskuolevuuden arvot ilmenevät taulukosta 10. Yli yksivuotiaiden määrä kannassa (kuva 6) oli suurimmillaan tarkastelujakson alussa. Vuosiluokan 1972 osuus oli vuonna 1978 vielä noin kolmannes yli yksivuotiaiden määrästä. Vuosiluokka 1980 oli runsas, mutta ei kuitenkaan verrattavissa vuosiluokkaan 1972. Seuraavissa tarkasteluissa ovat olennaisia lähinnä suhteelliset vuosiluokkien runsauden ja kannan koon (populaatiotiheyden) muutokset.

3.4. Pituusjakaumat

Pituusjakaumia käytettiin arvioitaessa pyydysten valikoivuutta, rekrytointikokoa ja mahdollisten eri nopeudella kasvavien osapopulaatioiden olemassaoloa. Pituusjakaumien perusteella (pyydysten vertailu, pituusjakaumien muoto) arvioitiin, missä ikäryhmissä saaliin ja näytteen pituusjakaumat olivat pituuden suhteen vähiten valikoituneita eli keskipituuksia voitiin käyttää kuvaamaan keskimääräistä kasvua

Taulukko 8. Ahventen keskipaino (g) Mynämäenlahden silakkarysänäytteissä 1978-1986 sekä Saaristomeren pohjoisosan (tilastoruutu 47, katso kuva 1) kokonais-ahvensaalis (t) vuosina 1978-1985. Vuoden 1986 saalistietoja ei ollut vielä käytettävissä.

Vuosi	Keski- paino (g)	Saalis (t)
1978	97	749,4
1979	79	655,6
1980	164	665,7
1981	128	640,8
1982	134	337,8
1983	142	287,2
1984	103	248,1
1985	100	277,4
1986	78	

Taulukko 9. Populaatioanalyysin syöttötietoina käytetyt kappalemääräiset ahvensaaliit ikäryhmittäin ja vuosittain tilastoruudulla 47. Viimeiseen ikäryhmään sisältyvät kaikki 12-vuotiaat ja sitä vanhemmat yksilöt (ns. plus-ryhmä). Kappalemääräiset saaliit laskettiin käyttämällä tilastoruudun 47 vuosittaisia kokonaisahvensaaliita sekä ahventen keskimääräisiä yksilöpainoja ja ikärakenteita Mynämäenlahdelta touko-kesäkuussa otetuissa silakkarysänäytteissä (taulukko 8, liite 1). Vuoden 1986 saalis oletettiin samaksi kuin vuoden 1985 saalis.

ikä- ryhmä	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
2	0	397333	16276	0	0	0	0	0	46412
3	253903	604278	52898	75388	27771	6063	0	91268	610494
4	130799	1200278	174970	341760	280238	151583	648691	199131	681897
5	1923511	397333	594084	623209	684184	1006513	1420826	2030026	357014
6	4277889	2003222	227868	814193	396372	220301	198480	381667	1553012
7	638606	3468389	1363139	321656	459489	137436	60512	44251	214209
8	300068	198667	1257343	1095642	80789	171795	7261	8297	46412
9	84634	0	211592	1266522	234794	54570	14523	8297	24991
10	46164	0	69174	246268	279910	82866	7261	0	10710
11	46164	0	89520	130673	63117	171795	14523	0	10710
12	0	0	16276	75388	0	20211	45988	0	10710

tai talvella otettujen näytteiden perusteella laskettuihin pituusjakaumiin (luokkaväli 2 cm) (kuvat 7-8). Koiraita ja naaraita ei eroteltu.

3.4.1. Pituusjakaumat pyydyksittäin

Näytteiden kokonaispituusjakaumien (kuva 7) perusteella katiskat (25 mm) alkavat pyytää kokoluokkaan 13-15 cm ja silakkarysät (12-13 mm) kokoluokkaan 9-13 cm kuuluvia ahvenia. Silakkarysä pyytää todennäköisesti katiskaa tehokkaammin myös suurikokoisia ahvenia, tosin Mikkelinlaarten ja Valassaarten katiskanäytteissä oli myös yli 30 cm:n pituisia yksilöitä. Mynämäenlahdelta rinnakkain otetun silakkarysä- ja katiskanäytteen pituusjakaumat erosivat toisistaan tilastollisesti erittäin merkitsevästi (taulukko 11).

Silakkarysä-, poikasmaunetti- ja nuottanäytteiden pituusjakaumien vertailun perusteella yli kaksivuotiaat olivat silakkarysänäytteissä jokseenkin valikoitumattomia pituuden suhteen. Katiska- ja silakkarysänäytteissä pituusjakaumat vastasivat toisiaan neljä-viisivuotiaista alkaen (taulukko 11, kuva 8).

Taulukko 11. Eri pyydyksillä otettujen näytteiden pituusjakaumien vertailu χ^2 -testin avulla (vrt. kuvat 7 ja 8).

Alue/pyydykset	Ikäryhmä	χ^2	f	p
Mynämäenlahti				
silakkarysä-katiska	3	35,528	2	<0,001
	4	7,407	3	>0,050
	5	1,594	4	>0,050
	6	1,809	5	>0,050
	1-14	46,568	6	<0,001
Seurasaarenselkä				
pilkki-katiska	3	98,518	2	<0,001
	4	48,584	2	<0,001
	5	16,808	2	<0,001

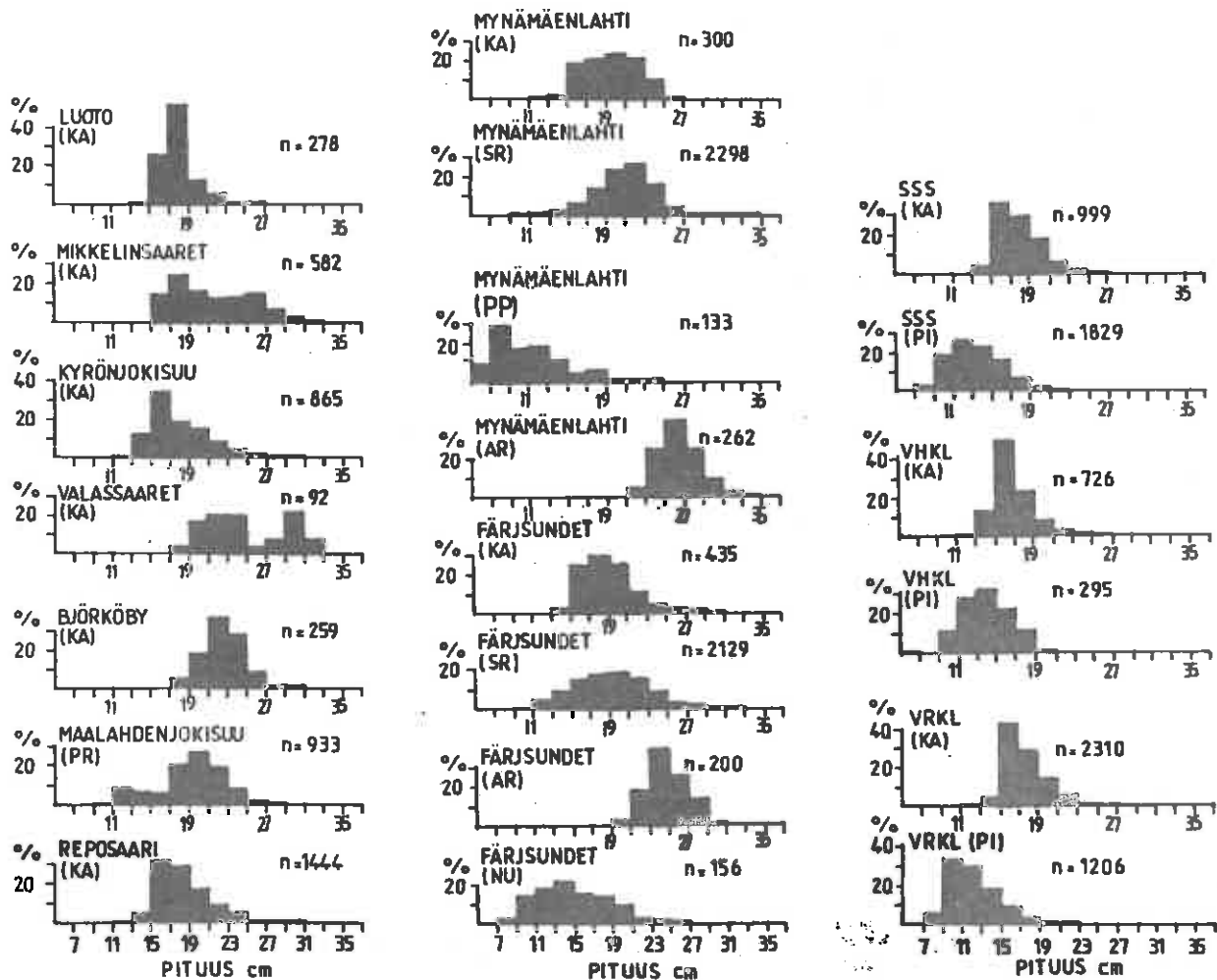
Helsingin edustan katiska- ja pilkkinäytteissä ikäryhmien pituusjakaumat erosivat toisistaan tilastollisesti (taulukko 11, kuva 8). Pilkkinäytteissä pituusjakaumat olivat lähempänä todellista 4-5 -vuotiaisiin saakka, mikäli valikoitumattoman näytteen jakauma on normaalin. Katiskanäytteiden perusteella laskettu viisivuotiaiden keskipituus oli Helsingin edustan ahvenella mahdollisesti vielä hieman todellista korkeampi, koska pilkkinäytteiden mukaan viisivuotiaissa oli pituusluokkaan 11-15 cm kuuluvia yksilöitä, joita jäi katiskaan vain satunnaisesti. Toisaalta pilkkinäytteistä puuttuivat usein ikäryhmänsä suurimmat yksilöt.

Valassaarilla, Mikkelinhaarilla ja Björköbyssä ahvenen kasvu on niin nopeaa, että katiska pyytää valikoimattomasti jo kolmevuotiaita. Sama koskee Maalahdenjokisuun purorystä.

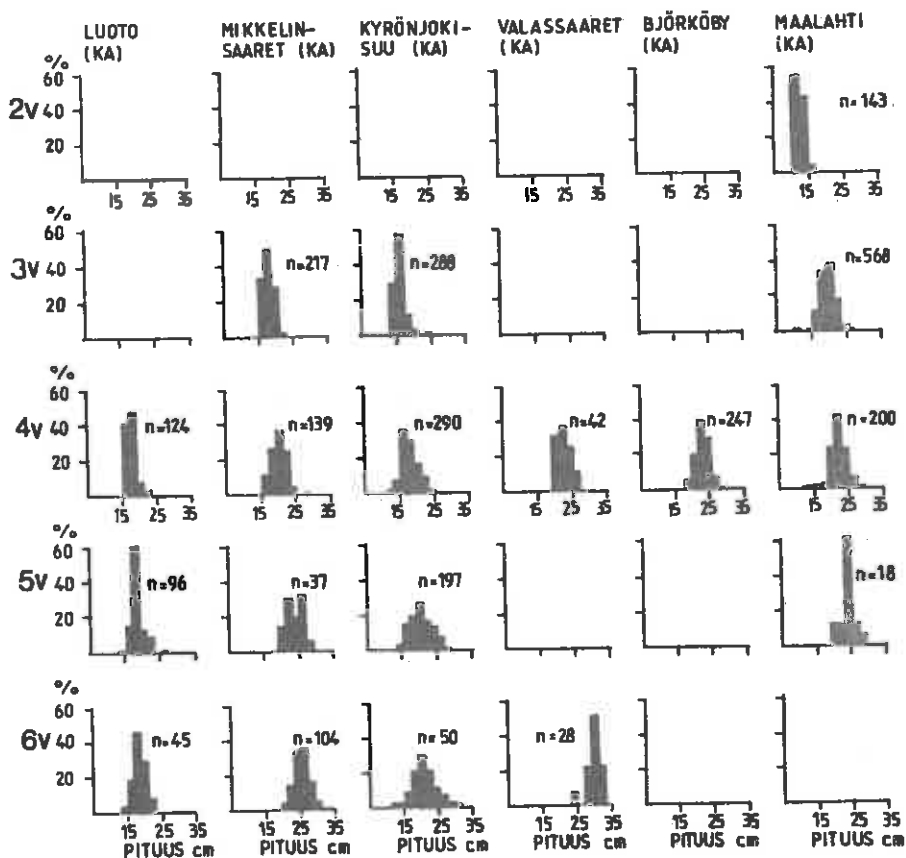
Keskimääräisen kasvun ja pituusjakaumien muodon perusteella voidaan olettaa, että Kyrönjokisuun katiskanäytteissä neljävuotiaat olivat pituuden suhteen valikoitumattomia, Luodon ja Reposaaressa katiskanäytteissä vastaavasti vasta viisivuotiaat.

Edellisen perusteella oletettiin, että seuraavien ikäryhmien näytteet ovat pituuden suhteen valikoitumattomia:

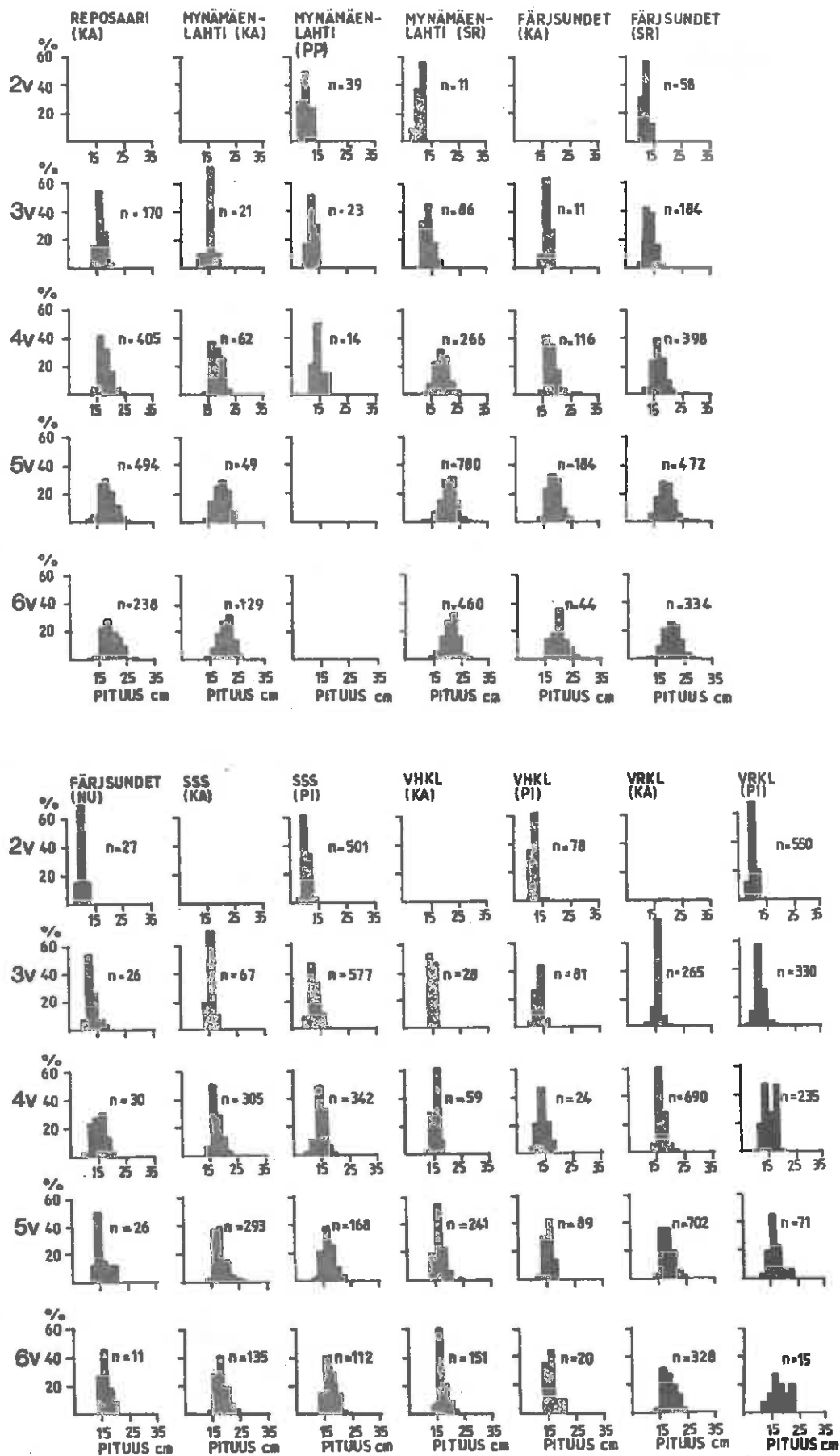
Luoto, katiska	yli 4-vuotiaat
Mikkelinhaaret, Valassaaressa ja Björköby, katiska	yli 2-vuotiaat
Kyrönjokisuus, katiska	yli 3-vuotiaat
Maalahdenjokisuus, purorystä	yli 2-vuotiaat
Reposaaressa, katiska	yli 4-vuotiaat
Mynämäenlahti ja Färjsundet, nuotta, poikaspainetti	2-vuotiaat
Mynämäenlahti ja Färjsundet, silakkarystä	yli 2-vuotiaat
Mynämäenlahti ja Färjsundet, katiska	yli 3(4) -vuotiaat
Helsingin edusta, pilkki	2 - 4(5) -vuotiaat
Helsingin edusta, katiska	yli 4-vuotiaat



Kuva 7. Ahvennäytteiden pituusjakaumat (%) koko tutkimusaikana pyydyksittäin. ar = ahvenrystä, ka = katiska, nu = nuotta, pi = pilkki, pp = poikaspauNETTI, pr = purorystä, sr = silakkarystä.



Kuva 8. Ahvennäytteiden pituusjakaumat (%) ikäryhmissä 2-6 pyydyksittäin koko tutkimusaikana. Pyydysten lyhenteet, katso kuva 7.

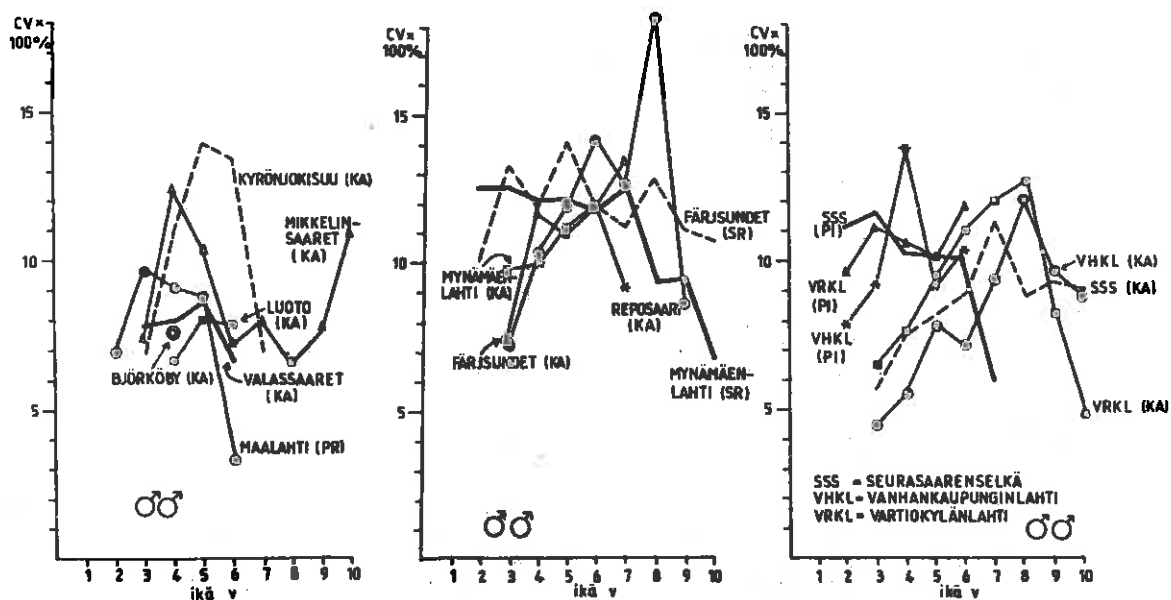


Kuva 8, jatkoa.

3.4.2. Pituuden vaihtelu

Ikäryhmien pituusjakaumien (kuva 8) perusteella ei voida osoittaa, että tutkituissa populaatioissa olisi ryhmiä, joiden kasvunopeudet eroaisivat olennaisesti toisistaan. Useissa näytteissä oli kuitenkin yksittäisiä yksilöitä, jotka olivat selvästi ikäisiään suurempia. Helsingin Vanhankaupunginlahden suulta kilometrin päästä katiskapyyntipaikasta saatiin keväisin verkoilla noin 30 cm:n mittaisia ahvenia, joiden ikä vuonna 1986 vaihteli 9 ja 14 vuoden välillä. Näiden yksilöiden kasvu poikkesi siten katiska-ahventen kasvusta. Katiskoista saadut yksittäiset poikkeuksellisen nopeakasvuiset yksilöt olivat todennäköisesti peräisin samasta, mahdollisesti ulompana saaristossa elävästä kannasta.

Pituuden vaihtelua on havainnollistettu kuvassa 9 pituuden variaatiokertoimen (CV) avulla. Useimmissa tapauksissa pituuden variaatiokerroin kasvoi iän myötä, mutta pieneni vanhimmissa ikäryhmissä. Variaatiokerroin sai suurimmat arvonsa Kyrönjokisuun, Reposaaressa ja Färjsundetin näytteissä. Pyydyksen valikoivuus aiheutti ilmeisesti osittain erot silakkarysä- ja katiskanäytteiden ja pilkki- ja katiskanäytteiden välillä.

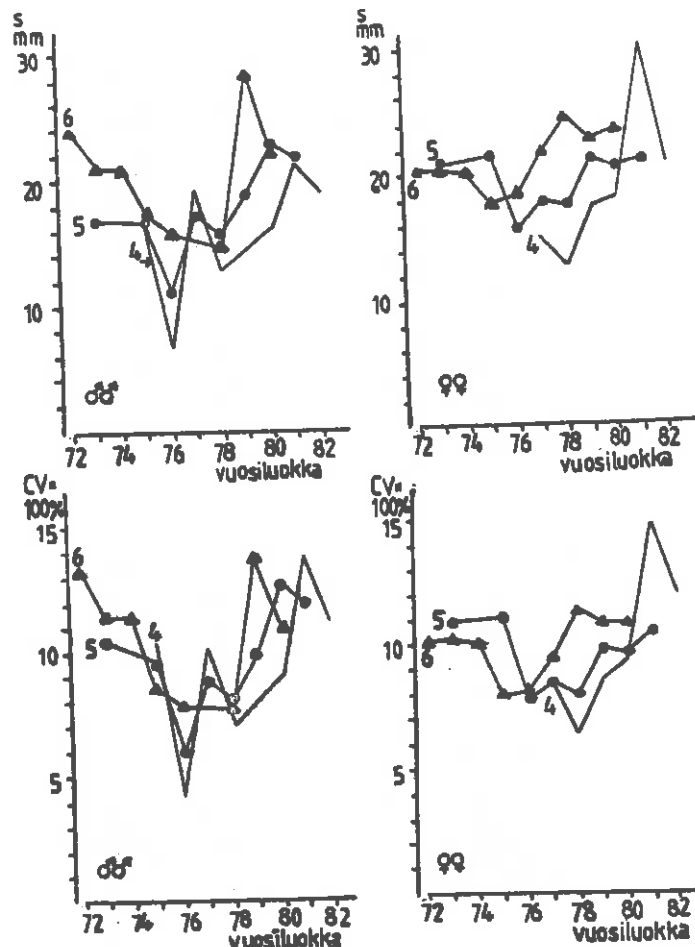


Kuva 9. Pituuden variaatiokertoimet (CV * 100 %) koirilla ikäryhmittäin ja pyydyksittäin. Pyydyksen lyhenteet, katso kuva 7.

Helsingin edustan pilkkinäytteissä variaatiokerroin pieneni jo 3-4-vuotiaissa toisin kuin saman alueen katiskanäytteissä. Tähän on ilmeisesti valikoivuuden ohella syynä se, että suurimmat yksilöt ovat talvella ulompana saaristossa.

Variaatiokerroin laskettiin myös vuosittain katiska- ja rysä-näytteiden viisivuotiaille yksilöille, koska viisivuotiaiden oletettiin olevan alueesta ja pyydyksestä riippumatta koon suhteen valikoitumattomia ja riittä oli yleensä runsaasti näytteissä. Pituuden vaihtelu oli tämän vertailun (taulukko 12) mukaan keskimäärin pienintä Luodon, Valassaarten, Björköbyn ja Helsingin näytteissä ja suurinta Kyrönjokisuun, Reposaaressa ja Färjsundetin näytteissä. Vuosien (vuosiluokkien) väliset erot olivat kuitenkin usein suuret.

Mynämäenlahden silakkarysäaineiston (kuva 10) perusteella variaatiokertoimen vaihtelut olivat samansuuntaisia vuosiluokan iästä (4-6 v.) ja sukupuolesta riippumatta, joten vaihtelut olivat oletettavasti todellisia. Variaatiokertoimen ja keskihajonnan vaihtelut olivat samansuuntaisia.



Kuva 10. Pituuden variaatiokertoimet ($CV \cdot 100 \%$) ja keskihajonnat Mynämäenlahden silakkarysäaineiston ikäryhmissä 4-6 vuosiluokittain. Havaintojen määrä on vähintään viisi kussakin ikäryhmässä.

Taulukko 12. 5-vuotiaiden ahventen keskipituudet (mm) vuosittain rysä- ja katiskanäytteissä sekä pituuden vaihtelu kuvattuna variaatiokerroimen ($CV * 100 \%$) avulla. Variaatiokerroin laskettiin vain silloin, kun yksilömäärä oli vähintään viisi. K = koiraat, N = naaraat, ka = katiska, pr = purorysä, sr = silakkarysä.

Alue	Pyydys	Vuosi	Keskipituus		CV*100%	
			K	N	K	N
Luoto	ka	1985	180	188	8,0	9,5
Mikkelinlaaret	ka	1985	234	250	11,1	6,3
"	ka	1986	231	213	-	7,9
Kyrönjokisuu	ka	1981	186	203	10,5	6,8
" (4-v.)	ka	1982	183	190	10,3	12,0
"	ka	1983	180	212	12,4	11,4
"	ka	1984	184	190	16,6	10,9
"	ka	1985	188	225	15,3	11,9
Valassaaret (K+N)	ka	1985	255		8,0	
Björköby (4-v.)	ka	1985	226	250	7,6	-
Maalahdenjokisuu (4-v.)	pr	1983	190	207	11,5	6,8
" (4-v.)	pr	1985	210	223	9,3	19,7
" (4-v.)	pr	1986	217	241	8,4	9,5
Reposaari	ka	1981	181	195	7,9	13,1
"	ka	1982	187	208	10,6	14,2
"	ka	1983	183	191	11,9	14,5
"	ka	1984	174	185	10,6	11,0
"	ka	1985	169	188	12,2	14,5
Mynämäenlahti	sr	1978	163	191	10,4	10,9
"	sr	1979	180	203	-	-
"	sr	1980	175	195	9,5	11,1
"	sr	1981	186	202	5,9	7,8
"	sr	1982	196	215	8,9	8,4
"	sr	1983	198	220	8,0	8,0
"	sr	1984	192	214	9,8	9,9
"	sr	1985	180	213	12,7	9,7
"	sr	1986	183	198	11,9	10,6
"	ka	1986	186	206	11,2	11,2
Färjsundet	sr	1978	166	204	-	11,0
"	sr	1979	186	167	17,2	13,7
"	sr	1981	169	181	9,0	12,8
"	sr	1983	179	197	11,7	13,0
"	sr	1984	170	196	14,1	12,1
"	sr	1985	180	202	12,8	12,6
"	sr	1986	178	202	15,3	10,6
"	ka	1986	179	195	10,0	10,8
Seurasaarenselkä	ka	1982	161	182	5,5	7,9
"	ka	1983	163	180	7,4	9,4
"	ka	1984	163	178	8,4	9,5
"	ka	1985	159	180	8,7	13,2
Vanhankaupunginlahti	ka	1984	158	169	8,9	12,3
"	ka	1985	153	165	6,6	8,1
Vartiokylänlahti	ka	1978	156	189	9,2	11,2
"	ka	1980	164	180	8,6	9,3
"	ka	1981	181	206	8,8	9,1
"	ka	1982	181	196	10,2	10,0
"	ka	1983	170	189	8,1	9,8
"	ka	1984	155	158	9,2	10,9
"	ka	1985	162	176	7,6	9,9

3.5. Keskipituudet

3.5.1. Keskipituudet eri aikoina otetuissa näytteissä

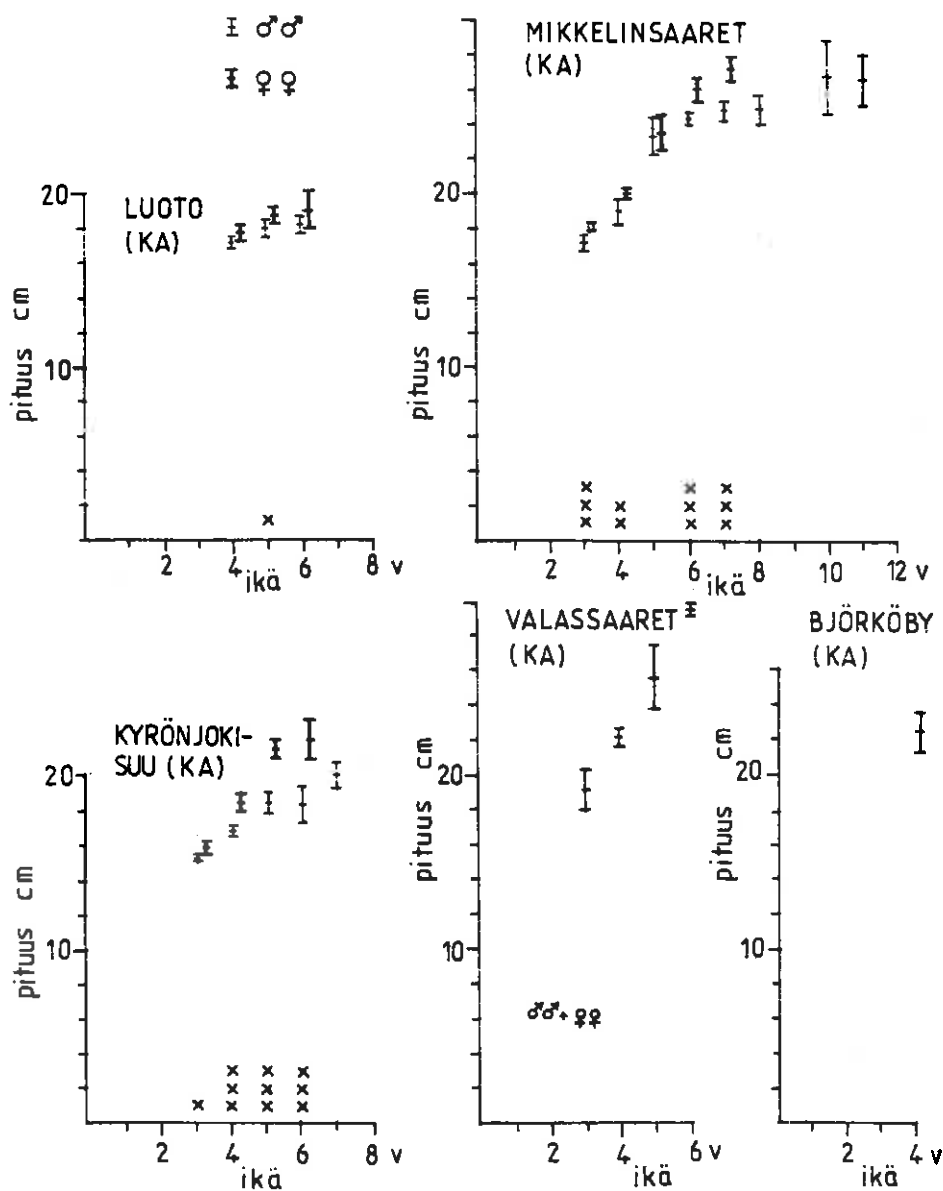
Taulukon 13 perusteella keskipituudet olivat kesäkuun näytteissä jokseenkin samat tai jopa hieman pienemmät kuin toukokuun näytteissä. Yksilömäärät ikäryhmää kohti olivat useissa tapauksissa niin pieniä, ettei keskipituuksia verrattu tilastollisesti. Edellisen perusteella touko-kesäkuun näytteitä käytettiin tässä työssä ottamatta näytteenottoaikaa huomioon. Keskellä kasvukautta pyydettyjä näytteitä ei voida käyttää lainkaan silloin, kun kasvua arvioidaan havaittujen pituuksien perusteella.

Taulukko 13. Koirasahventen keskipituudet ($\bar{x}$, mm) ja pituuden keskihajonnat (s, mm) toukokuussa ja kesäkuussa otettujen näytteiden ikäryhmissä 5-7. Taulukkoon on merkitty vain ne näyteparit, joissa pienempi yksilömäärä oli vähintään viisi. ka = katiska, sr = silakkarysä.

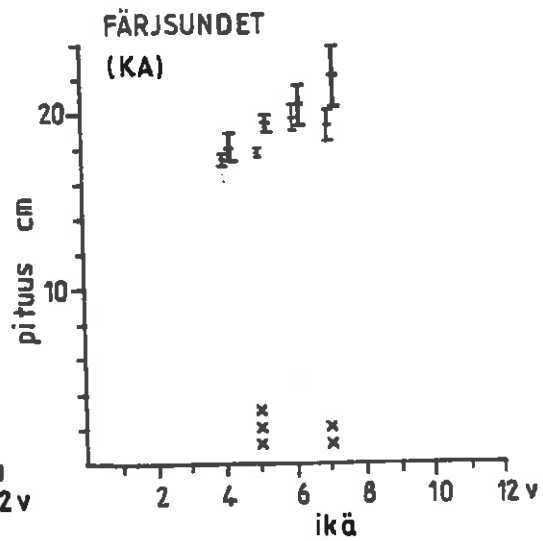
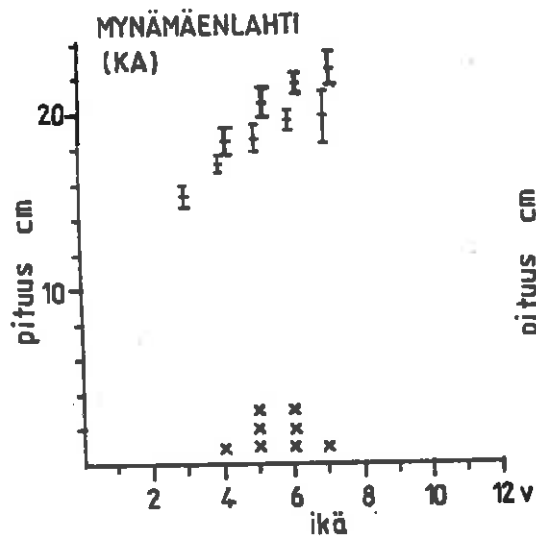
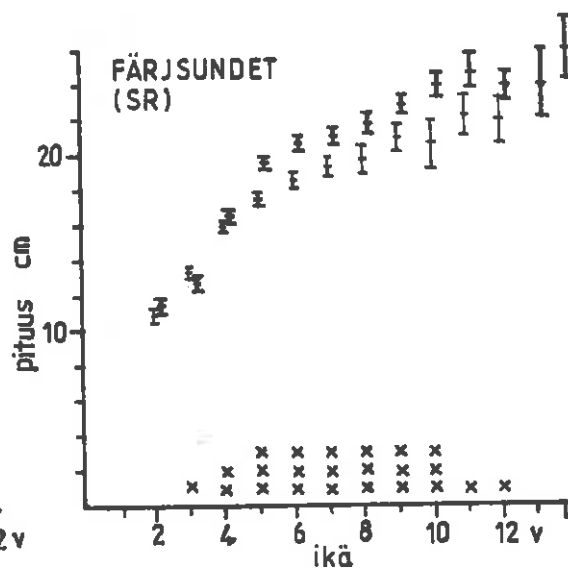
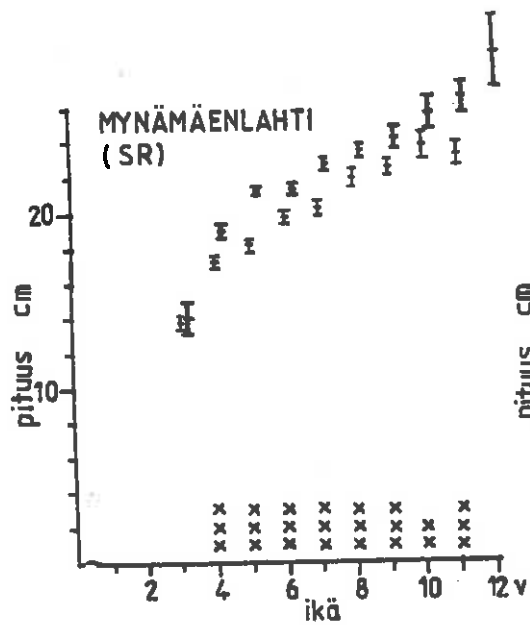
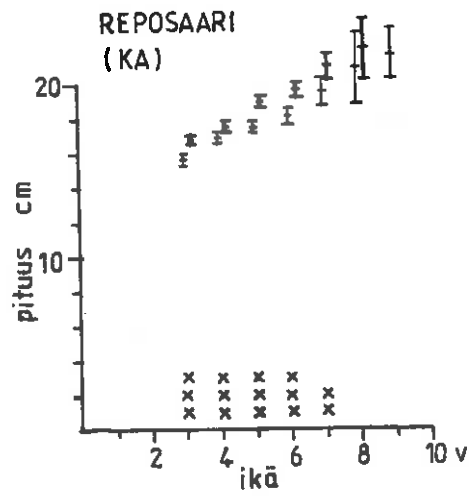
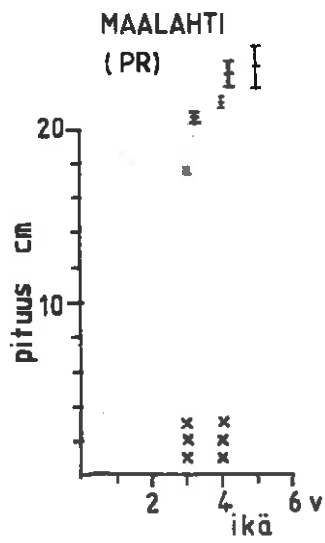
Alue	5 v.			6 v.			7 v.		
Pyyntiaika	$\bar{x}$	s	n	$\bar{x}$	s	n	$\bar{x}$	s	n
LUOTO 1985 (ka)									
30.5.	170	14,6	12						
12.6.	184	11,7	20						
MYNÄMÄENLAHTI 1980 (sr)									
toukokuu							212	20,7	10
kesäkuu							201	23,9	26
FÄRJSUNDET 1981 (sr)									
toukokuu	168	15,2	12						
kesäkuu	172	20,4	6						
FÄRJSUNDET 1986 (ka)									
toukokuu	179	16,4	38	195	26,7	13	199	28,3	19
kesäkuu	179	18,6	86	200	22,2	23	181	14,9	9
SEURASAARENSELKÄ 1985 (ka)									
toukokuu	172	14,2	22	165	9,3	6			
kesäkuu	166	14,5	59	166	10,8	25			
VANHANKAUPUNGINLAHTI 1984 (ka)									
toukokuu	161	17,2	36	158	10,3	11	165	17,8	10
kesäkuu	155	10,5	45	161	12,7	32	167	18,5	20
VARTIOKYLÄNLAHTI 1981 (ka)									
toukokuu	172	4,9	6						
kesäkuu	187	19,9	10						
VARTIOKYLÄNLAHTI 1983 (ka)									
toukokuu	179	16,3	26						
kesäkuu	174	13,6	138						

3.5.2. Sukupuolten väliset erot

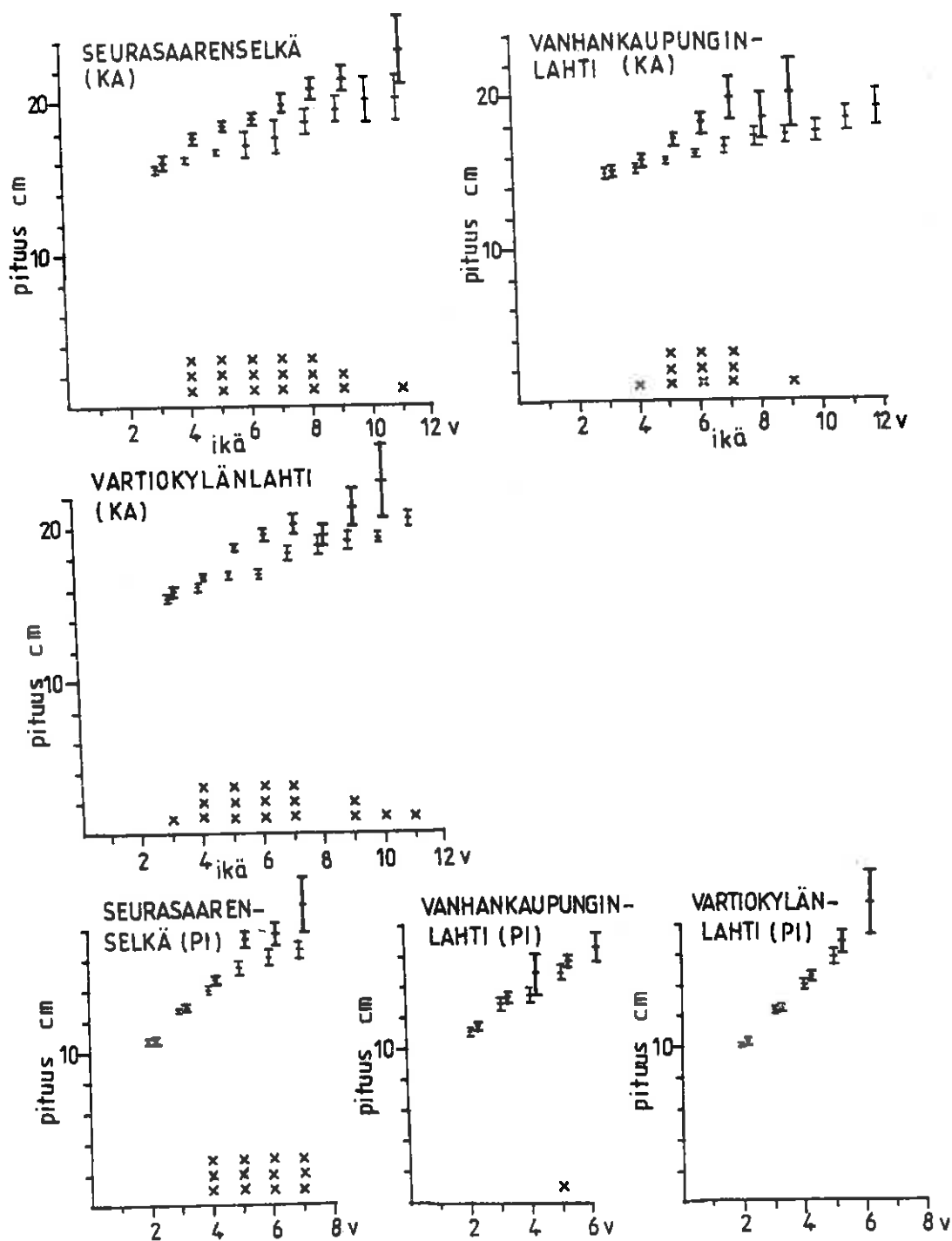
Useimmilla tutkituilla alueilla naaraiden keskipituudet olivat kolmevuotiaista alkaen tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin koiraiden (kuva 11). Mynämäenlahden, Seurasaarenselän ja Vanhankaupunginlahden näytteissä ero oli tilastollisesti merkitsevä neljävuotiaista alkaen ja Luodon näytteissä ainoastaan viisivuotiailla. Vanhimmissa ikäryhmissä erot eivät



Kuva 11. Koiraiden ja naaraiden keskipituudet ja keskiarvon 95 % luottamusrajat ahvennäytteissä koko näytteenottoaikana ikäryhmittäin ja pyydyksittäin. Koiraat on merkitty kuviin ohuemmalla janalla kuin naaraat. Koiraiden ja naaraiden keskipituuksia verrattiin Studentin t-testillä. Erojen tilastollinen merkitsevyys ilmoitetaan tähdillä kunkin ikäryhmän kohdalla: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. Havaintojen määrä on kussakin ikäryhmässä vähintään kahdeksan. Pyydysten lyhenteet, katso kuva 7.



Kuva 11, jatkoa.



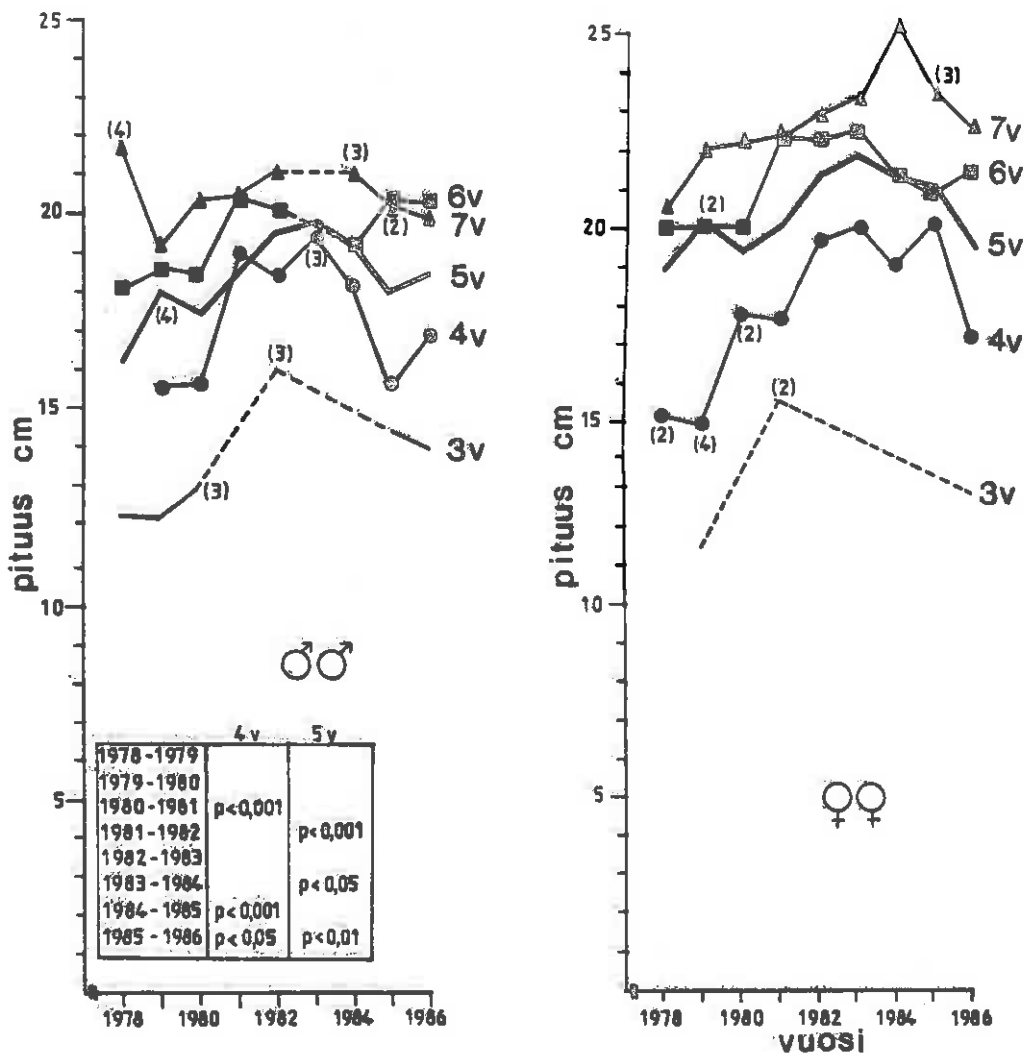
Kuva 11, jatkoa.

olleet merkitseviä pienen yksilömäärän ja suuren hajonnan vuoksi. Helsingin Vanhankaupunginlahden ja Vartiokylänlahden pilkkinäytteissä koiraiden ja naaraiden keskipituudet erosivat tilastollisesti vain muutamissa ikäryhmissä. Erot koiraiden ja naaraiden keskipituuksissa ilmenivät myös verrattaessa näytteitä vuosittain.

Koska koiraiden ja naaraiden keskipituudet erosivat useimmissa ikäryhmissä tilastollisesti merkitsevästi toisistaan, tarkasteltiin kasvua sukupuolittain.

3.5.3. Vuosiluokkien väliset erot

Vuosiluokkien välisiä eroja keskipituuksissa tarkasteltiin Mynämäenlahden silakkaryssäaineiston perusteella. Ikäryhmien keskipituudet kasvoivat sekä koirilla että naarailla 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa ja olivat useimmissa ikäryhmissä suurimmillaan vuonna 1983 (kuva 12). Muutokset näkyivät samanaikaisesti kaikissa ikäryhmissä, mutta selvinmin alle kuusivuotiailla.



Kuva 12. Ikäryhmien keskipituudet Mynämäenlahden silakkaryssäaineistossa vuosina 1978-1986. Havaintojen lukumäärä oli kussakin ikäryhmässä vähintään viisi, ellei toisin mainita. Koiraiden osalta testattiin perättäisten vuosien keskipituuksien erot t-testillä (tulokset kuvassa).

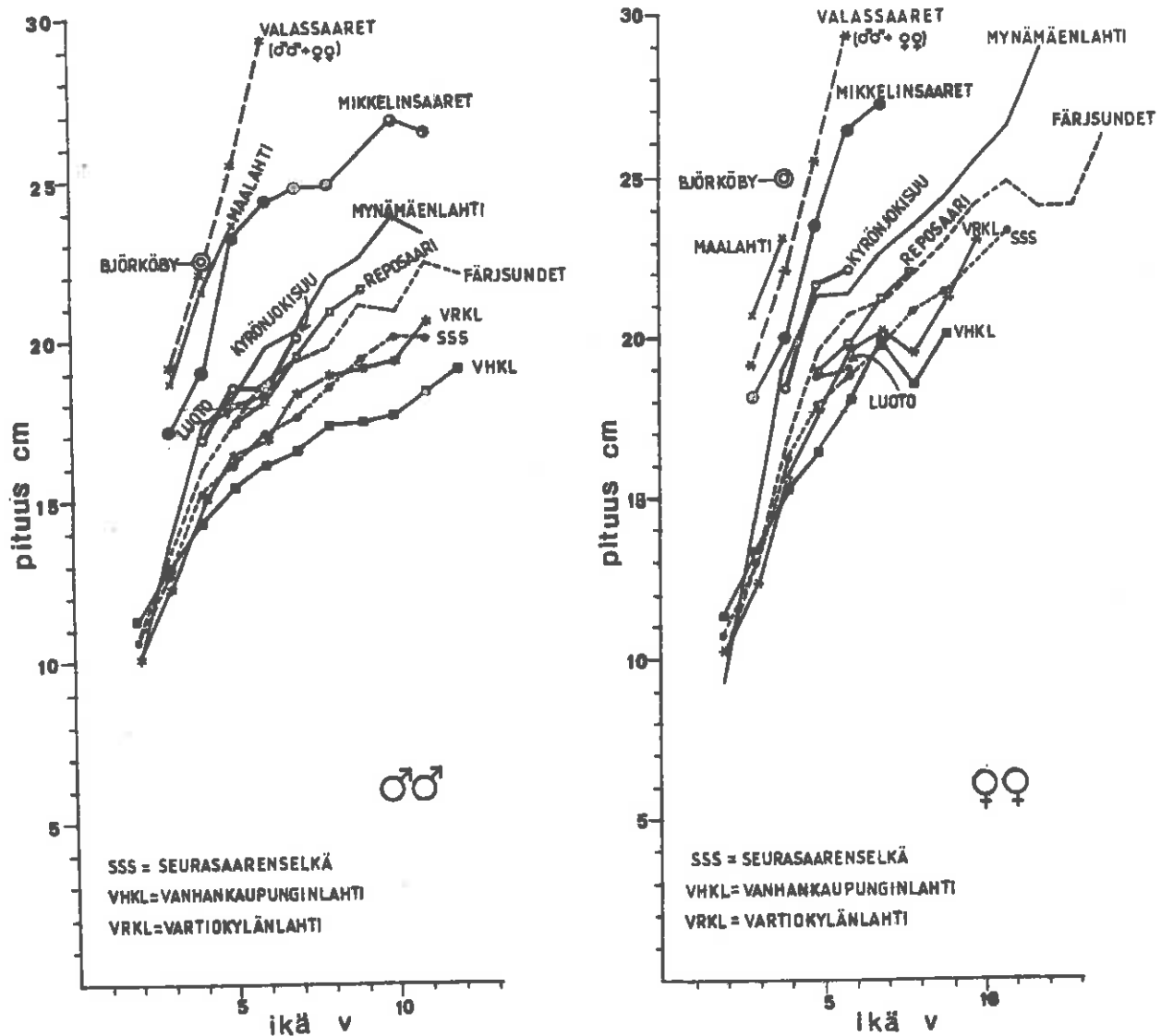
3.5.4. Populaatioiden väliset erot

Koko näytteenottoajalle laskettujen keskipituuksien (kuva 13) perusteella ahvenen kasvu vaihtelee suuresti rannikkoalueella. Viisivuotiaiden keskipituus oli nopeakasvuissimmissa populaatioissa 9-10 cm (noin 60 %) suurempi kuin hidaskasvuissimmissa populaatioissa. Myös painoerot olivat suuret (taulukko 14). Ikäryhmien keskipituudet olivat suurimmat Maalahdenjokisuun, Björköbyn, Valassaarten (kuvassa naaraat ja koiraat yhdessä) ja Mikkelinlahtien näytteissä. Valassaarilla ahvenen pituuskasvu oli näytteiden perusteella lähes lineaarista ainakin kuudenteen ikävuoteen saakka, mikä saattaa tosin johtua osittain siitä, että koiraita ja naaraita ei eroteltu.

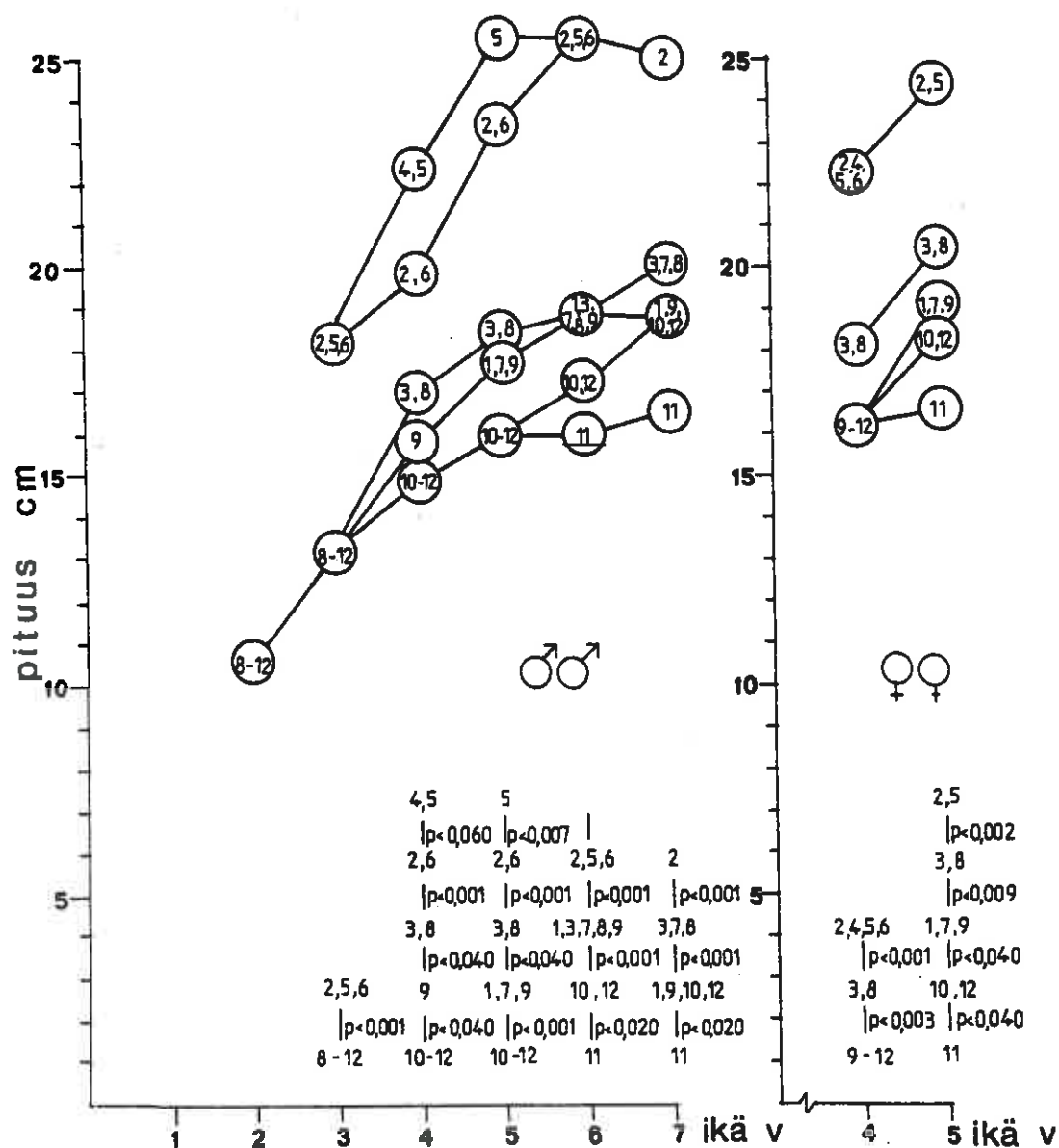
Kuvassa 14 ahvenpopulaatiot on ryhmitelty yksisuuntaisen varianssianalyysin avulla keskipituuksien perusteella homogeenisiin ryhmiin siten, että ryhmien sisällä ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja ($p > 0,05$). Ryhmittelyyn käytettiin vain niitä ikäryhmiä, joiden oletettiin olevan pituuden suhteen valikoitumattomia (kappale 3.4.1.). Ryhmiä

Taulukko 14. Viisivuotiaiden koiraiden ja naaraiden keskipainot ($\bar{x}$, g) keskihajontoineen (s, g) helmi-maaliskuussa (pilkki) ja huhti-kesäkuussa (katiska, rysä) otetuissa näytteissä. K = koiraat, N = naaraat, ka = katiska, pi = pilkki, pr = purorysä, sr = silakkarysä.

		Koiraat			Naaraat		
		$\bar{x}$	s	n	$\bar{x}$	s	n
Luoto	ka	60	14,5	42	69	25,2	71
Mikkelinlahti	ka	148	55,7	17	148	47,6	20
Kyrönjokisuu	ka	68	35,3	86	127	54,3	100
Valassaaret K+N	ka	-	-	-	-	-	-
Björköby 4-v.	ka	120	40,9	63	173	38,6	4
Maalahti 4-v.	pr	122	31,2	151	172	56,2	49
Reposaari	ka	58	24,2	192	79	39,0	303
Mynämäenlahti	sr	67	26,6	164	115	39,0	611
"	ka	71	25,7	26	103	36,2	23
Färjsundet	sr	64	31,0	170	95	38,2	293
"	ka	66	25,2	124	94	37,6	60
Seurasaarenselkä	ka	50	16,1	142	74	27,6	149
"	pi	41	14,5	57	63	28,4	69
Vanhankaupunginlahti	ka	39	11,7	164	53	18,8	77
"	pi	36	10,7	41	43	12,7	48
Vartiokylänlahti	ka	54	17,6	440	79	28,2	253
"	pi	44	16,4	35	58	26,5	36



Kuva 13. Ahventen kasvu keskimäärin koko näytteenottoaikana ilmaistuna ikäryhmien keskipituuksien avulla. Kuvaan on merkitty vain ne ikäryhmät, joiden oletettiin olevan pituuden suhteen valikoitumattomia. Helsingin edustalla käytettiin pilkinäytteiden perusteella laskettuja keskipituuksia ikäryhmissä 2-4, pilkki- ja katiskanäytteiden keskiarvoa ikäryhmässä 5 ja katiskanäytteiden perusteella laskettuja keskipituuksia vanhemmissa ikäryhmissä. Mynämäenlahdella ja Färjsundetissa käytettiin poikaspauretti- ja nuottanäytteiden perusteella laskettuja keskipituuksia ikäryhmässä 2 ja silakkarysänäytteitä vanhemmissa ikäryhmissä. Havaintojen määrä oli kussakin ikäryhmässä vähintään kahdeksan (Björköby, naaraat $n = 4$). Keskiarvojen 95 % luottamusrajat ilmenevät kuvasta 11.



Kuva 14. Ahvenpopulaatiot ryhmiteltynä vuosittaisten ikäryhmien keskipituuksien perusteella homogeenisiin ryhmiin siten, että ryhmien sisällä ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja ($p > 0,05$). Ryhmittely tehtiin yksisuuntaisen varianssianalyysin avulla (aineistot kuten kuvassa 13).
 1 = Luoto, 2 = Mikkelsaaret, 3 = Kyrönjokisuu, 4 = Björköby,
 5 = Valassaaret, 6 = Maalahti, 7 = Reposari, 8 = Mynämäenlahti,
 9 = Färjsundet, 10 = Seurasaarenselkä, 11 = Vanhankaupunginlahti,
 12 = Vartiokylänlahti.

muodostui 2-5. Helsingin edustalla, Mynämäenlahdella ja Färjsundetissa keskipituudet eivät poikenneet toisistaan vielä kolmannen kasvukauden jälkeen, mutta neljännen kasvukauden jälkeen Helsingin edustan ahventen keskipituudet olivat pienimmät. 4-5 -vuotiaiden koiraiden perusteella muodostuivat seuraavat ryhmät alkaen hidaskasvuuisimmasta: Seurasaarenselkä, Vanhankaupunginlahti, Vartiokylänlahti - Luoto, Reposaari, Färjsundet - Kyrönjokisuu, Mynämäenlahti - Mikkelinlahti, Maalahdenjokisuu - Valassaaret, Björköby. Ryhmät erosivat toisistaan yksisuuntaisen varianssianalyysin perusteella tilastollisesti merkitsevästi.

3.6. Kasvuun vaikuttavat tekijät

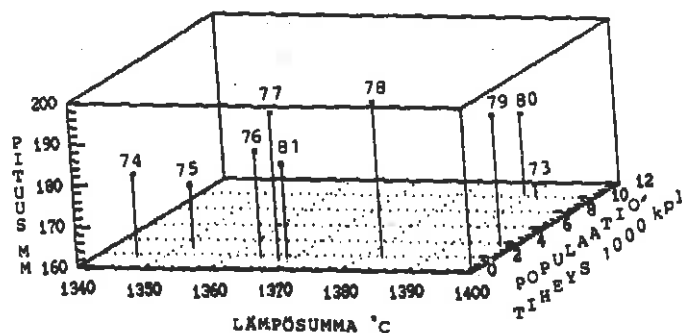
Kasvuun populaatiotasolla vaikuttavia tekijöitä arvioitiin lähinnä Mynämäenlahden silakkarysäaineiston perusteella. Neljävuotiaiden keskipituus ja ilman lämpösumma kesä-elokuussa keskimäärin ko. ikäryhmän elinaikana korreloivat voimakkaasti (koiraat $r = 0,838$, $p < 0,01$, naaraat $r = 0,603$, $p < 0,1$) (taulukko 15). Viisi- ja kuusivuotiailla runsaat vuosiluokat olivat kooltaan pienempiä kuin lämpötilan perusteella olisi voinut olettaa (kuva 15), koska keskipituuden ja populaatiotiheyden välinen korrelaatio oli negatiivinen (taulukko 15). Parhaiten korreloivat vuosiluokan yksilöiden keskipituus ja edellisen vuosiluokan runsaus (viisivuotiaat koiraat $r = -0,770$, $p < 0,05$) sekä vuosiluokan keskipituus ja kyseisen vuosiluokan runsaus (viisivuotiaat koiraat $r = -0,713$, $p < 0,05$).

Eri ikäryhmiä koskevat tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia, koska keskipituudet ja runsaudet olivat tiedossa kussakin vertailussa osittain eri vuosiluokista. Viisi- ja kuusivuotiailla korrelaatiokerrointen arvot olivat pieniä käytettäessä vuosiluokan runsauden indeksinä viisivuotiaiden määrää, mutta suuria käytettäessä kuusivuotiaiden määrää. Näennäinen ristiriita selittyy sillä, että jälkimmäisessä laskelmassa oli mukana vuosiluokka 1972, joka lisäsi korrelaatiota huomattavasti.

Usean muuttujan regressioanalyysin perusteella keskimääräinen kesä-elokuun lämpösumma vuosiluokan elinaikana, vuosiluokan runsaus indeksinä viisivuotiaiden lukumäärä ja edellisen vuosiluokan runsaus indeksinä kuusivuotiaiden lukumäärä

Taulukko 15. Keskipituuden ja lämpötilan/populaatiotiheyden suhde Mynämäenlahden silakkarysäaineistossa ikäryhmissä 4-6. r = korrelaatiokerroin, n = lukuparien määrä, p = todennäköisyys, että r poikkeaa nolasta. Lämpösumma on ilman lämpösumma mainittuina kuukausina keskimäärin kalan elinaikana. Vuosiluokan runsauden indeksinä käytettiin 5- ja 6-vuotiaiden määrää VPA:n mukaan (kuva 6).

		4 v.		5 v.		6 v.	
		Koiraat	Naaraat	Koiraat	Naaraat	Koiraat	Naaraat
lämpösumma	r	0,8378	0,6032	0,0789	0,3529	-0,2091	-0,3127
kesä-elokuu	n	8	9	9	9	8	9
	p	<0,010	<0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100
lämpösumma	r	0,6902	0,5054	0,1101	0,4279	-0,1781	-0,4258
kesä-syyskuu	n	9	9	9	9	8	9
	p	<0,050	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100
vuosiluokan runsaus (6v)	r	0,0610	0,1915	-0,7125	-0,3485	-0,5263	-0,5446
	n	6	7	8	8	8	9
	p	>0,100	>0,100	<0,050	>0,100	>0,100	>0,100
vuosiluokan runsaus (5v)	r	0,2422	0,1828	-0,6363	-0,1987	-0,0797	-0,3679
	n	7	8	9	9	7	8
	p	>0,100	>0,100	<0,100	>0,100	>0,100	>0,100
edellisen vuosil. runsaus (6v)	r	-0,6029	-0,1488	-0,7696	-0,6983	-0,7580	-0,7335
	n	7	8	9	9	7	8
	p	>0,100	>0,100	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050



Kuva 15. Viisivuotiaiden koirasahventen keskipituudet vuosiluokittain Mynämäenlahden silakkarysäaineistossa, kesä-elokuun lämpösumma (ilma) keskimäärin kunkin vuosiluokan elinaikana sekä vuosiluokan runsaus viisivuotiaana populaatioanalyysin mukaan.

populaatioanalyysin mukaan selittivät 79 % viisivuotiaiden koiraiden keskipituuden vaihtelusta eri vuosiluokilla. Regressio oli tilastollisesti merkitsevä ($F 9,340$, $p < 0,02$). Naarailla selityksaste oli 49 %, mutta regressio ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p 0,1$).

Pituuden variaatiokerroin vaihteli suuresti vuosittain (taulukko 12, kuva 10). Koska variaatiokertoimen ja keskihajonnan vaihtelut olivat samansuuntaisia (kuva 10), variaatiokertoimen muutokset eivät johtuneet pelkästään keskipituuden muutoksista (kappale 3.5.3.). Neljävuotiailla pituuden variaatiokerroin korreloi edellisten vuosiluokkien runsauden kanssa (koiraat $r 0,951$, $p < 0,01$, naaraat $r 0,973$, $p < 0,01$) (taulukko 16). Viisivuotiailla korreloivat parhaiten pituuden variaatiokerroin ja kyseisen vuosiluokan runsaus (koiraat $r 0,793$, $p < 0,05$). Vartiokylänlahden aineistossa viisivuotiaiden pituuden variaatiokertoimen ja vuosiluokan runsauden välinen korrelaatio oli negatiivinen (koiraat $r -0,632$, $p > 0,1$).

Taulukko 16. Pituuden variaatiokertoimen ($CV * 100 \%$) suhde ahvenpopulaation tiheyteen (VPA) näytteenottovuonna (Mynämäen silakkarysäaineisto) ikäryhmissä 4 ja 5. r = korrelaatiokerroin, n = lukuparien määrä, p = todennäköisyys, että r poikkeaa nolasta.

		4 v.		5 v.	
		Koiraat	Naaraat	Koiraat	Naaraat
vuosiluokan runsaus (5v)	r	0,0319	-0,0558	0,7929	0,6138
	n	7	6	8	8
	p	>0,100	>0,100	<0,050	>0,100
edellisen vuosil. runsaus	r	0,6597	0,9738	0,1426	0,4212
	n	7	6	8	8
	p	>0,100	<0,010	>0,100	>0,100
populaation tiheys (3-6v)	r	0,7075	0,5436	0,4137	0,3396
	n	7	6	8	8
	p	<0,100	>0,100	>0,100	>0,100
populaation tiheys (5-6v)	r	0,9513	0,9733	0,4657	0,5599
	n	6	6	8	8
	p	<0,010	<0,010	>0,100	>0,100

Edellisestä puuttuu useita kasvuun populaatiotasolla olennaisesti vaikuttavia tekijöitä, joista tärkeimmät lienevät pohjaeläimistön ja muiden kalapopulaatioiden runsaudenvaihtelut. Näistä ei kuitenkaan ollut saatavissa riittävän yksityiskohtaisia tietoja.

Populaatioiden välisiin kasvueroihin vaikuttavia tekijöitä arvioidaan tarkastelussa. Tilastollisia analyyskejä ei tehty, koska pelkästään olennaisimpien muuttujien valitseminen tuottaisi vaikeuksia: Ympäristöä kuvaavat muuttujat korreloivat usein keskenään, mikä vaikeuttaa tulosten tulkintaa. Rannikolla muuttujien arvon valitseminen on erityisen vaikeaa, koska olosuhteet voivat vaihtua hyvinkin nopeasti (esim. lämpötila, pH). Usein on ongelmana myös tietojen puutteellisuus. Ravintoeläinten määrä on kasvueroja tarkasteltaessa olennainen muuttuja. Pelkkä pohjafaunan kokonaisbiomassa ei kuitenkaan kuvaa ahvenen käytettävissä olevan ravinnon määrää, koska suun ja ruoansulatuselimistön rakenteen vuoksi ahven ei käytä ravinnokseen nilviäisiä (Koli ym. 1978, Karås 1979, Hansson 1985). Ahvenen ravinnokseen käyttämien kalalajien runsauksista eri alueilla ei myöskään ollut riittävästi tietoa.

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Aineiston edustavuuteen vaikuttavat tekijät

Ahvennäytteet otettiin muutamaa poikkeusta lukuunottamatta kutualueilta kutuaikana. Siten aineistot kuvaavat lähinnä kullakin tutkimusalueella kutevaa populaatiota, tosin mukana on yleensä myös immatuureja yksilöitä.

Aineiston edustavuudella tarkoitetaan tässä sitä, miten hyvin näytteet kuvaavat populaation ikä-, koko-, sukupuoli- ja sukukypsyysrakennetta. Näytteen edustavuuteen vaikuttavat lähinnä kalojen vaellukset ja pyyntitekniikka (pyydys, pyyntiaika, pyyntipaikka).

4.1.1. Ahventen vaellukset

Merkintätulosten perusteella ahven on varsin paikallinen laji, joka palaa usein vuosittain samoille kutualueille (Johnson 1978, Koli ym. 1978, Böhling & Lehtonen 1984, Hudd ym. 1984, Hudd ym. 1987). Voidaan olettaa, että vuosittain samalta kutualueelta samaan aikaan otetut näytteet ovat peräisin samasta populaatiosta. Syönnös- ja talvehtimisalueet voivat olla osittain yhteisiä eri populaatioilla.

Pilkinäytteiden käyttö kutuajan katiskanäytteiden rinnalla tuo aineistoon mahdollisen virhelähteen, koska kutualueen tuntumassa elää talvella vain osa kyseisen alueen kutupopulaatiosta sekä mahdollisesti muilla alueilla kutevia yksilöitä. Pilkki- ja katiskanäytteiden ikäjakaumien yhdistäminen ei ole tämän vuoksi mielekäästä, mutta pilkinäytteistä saadaan suuntaa-antavaa tietoa nuorimpien ikäryhmien runsaudesta. Pilkinäytteiden käytöstä nuorimpien ikäryhmien kasvua arvioitaessa ei aiheutune suurta virhettä.

Ahventen liikkumisalueen laajuus ja kutupaikkauskollisuus vaihtelevat rannikolla mm. ravinnon määrän, saariston laajuuden, veden syvyysuhteiden, kutupaikkojen määrän ja populaatiotiheyden mukaan. Laajoilla saaristoalueilla, missä vedet ovat matalia ja kutupaikkoja on runsaasti, vaellukset ovat usein pidempiä ja kutupaikkauskollisuus vähäisempää kuin ulkosaaristossa tai sellaisilla rannikkoalueilla, missä saaristovyöhyke on kapea (Böhling & Lehtonen 1984). Vaellukset

vaikeuttavat erityisesti ympäristötekijöiden ja kasvun riippuvuutta koskevia tutkimuksia luonnonoloissa. Vaellukset vaikuttavat myös jossain määrin näytteiden ikäryhmä- ja koko-koostumukseen ja siten mm. kuolevuus- ja kasvuarvioihin. Muiden kalojen käyttäytymisestä (lämpötilaherkkyys, aktiivisuus, kutukäyttäytyminen) aiheutuvien virhelähteiden merkitys lienee kuitenkin suurempi (kappale 4.1.2.).

4.1.2. Pyyntitekniikka

Saaliin koostumukseen ja määrään vaikuttivat pyydyksen rakenteen ohella lähinnä pyydyksen silmäkoko, pyyntiaika ja pyyntipaikka (pyyntitekniikka). Pyyntitekniikka vaikutti erityisesti saaliin määrään, saaliin koko- ja ikärakenteeseen, koiraiden ja naaraiden osuuteen saaliissa sekä siihen, missä määrin koiraiden ja naaraiden ikärakenteet saaliissa erosivat toisistaan. Pyydyksen osuutta oli vaikea erottaa täysin pyyntiajankohdan vaikutuksesta (kappaleet 3.2.1 ja 3.2.2.), koska näytteitä otettiin vain poikkeustapauksissa usealla pyydyksellä samanaikaisesti.

4.1.2.1. Pyydys

Käytetyistä pyydyksistä silakkarysä osoittautui kalan koon suhteen vähiten valikoivaksi. Pyydyksen silmäharvuudesta, kalan kasvunopeudesta ja ikäryhmien pituuden hajonnasta riippuu, missä ikäryhmissä näyte on pituuden suhteen valikoitumaton eli kuvaa pituusjakaumaa populaatiossa. Kasvuarviot saadaan luotettavimmin nopeakasvuisesta populaatiosta, jossa koon hajonta ikäryhmän sisällä on pientä (Miranda ym. 1987).

Ikärakenteensa puolesta silakkarysä- ja katiskasaaliit vastasivat toisiaan paremmin kuin kokorakenteensa puolesta, koska katiska valikoi nuorimmista ikäryhmistä vain suurimmat yksilöt. Nuorimpien ikäryhmien osuus tosin oli silakkarysäsaaliissa suurempi kuin katiskasaaliissa.

Nuotta ja erilaiset poikaspyydykset (esim. poikaspaunetti) pyytävät koon ja ikärakenteen suhteen edustavasti vain nuorimpia ikäryhmiä. Myös pilkkinäytteissä keskikoot olivat vanhimmissa ikäryhmissä pienemmät kuin samalta alueelta otetuissa katiskanäytteissä. Osittain syynä on ilmeisesti se,

että kyseessä on talvella ja kutuaikana osittain eri populaatio, mutta osittain myös se, että suurimmat yksilöt ovat talvella ulompina saaristossa. Edustavan näytteen ottaminen pilkkikilpailuista on vaikeaa siksi, että käytössä on erilaisia pilkkeitä, jotka pyytävät eri kokoista kalaa.

Katiska- ja rysäsaaliissa oli kutuaikana pääasiassa sukukypsiä yksilöitä. Koiraiden ja naaraiden lukumääräsuhteeseen kutuajan saaliissa vaikutti erityisesti pyyntiaika (kappale 4.1.2.2.). Keskimäärin katiskalla saatiin kuitenkin enemmän koiraita, mikä johtuu siitä, että koiraiden pyydystettävyys (aktiivisuus) on suurempi ja koiraat seuraavat yleensä naarasta parvena (Fabricius 1956).

Koiraiden ja naaraiden ikärakenteisiin saaliissa vaikuttivat pyydyksen silmäkoko ja sukukypsyyksiä. Saaristomeren silakka-rysäsaaliissa koiraiden ja naaraiden ikäjakaumat erosivat toisistaan (kappale 3.2.1.) osittain siksi, että koiraat tulevat naaraita nuorempina sukukypsiksi ja valikoituvat siten pyydykseen. Helsingin edustan ahven jäi käytettyihin katiskoihin vasta 4-5 -vuotiaana, jolloin suuri osa yksilöistä oli jo sukukypsiä. Tämän vuoksi koiraiden ja naaraiden ikäjakaumat erosivat vain joinakin vuosina toisistaan. Ahvenrysäällä saatiin vanhempia yksilöitä kuin silakka-rysäällä ja katiskalla, joten ikäjakaumat eivät poikenneet toisistaan.

Koiraiden ja naaraiden ikärakenteet erosivat usein myös Merenkurkussa, missä koiraat ja naarat tulevat keskimäärin samanikäisinä sukukypsiksi. Ikäjakaumien erot selittyvät tällöin näytteenottoajan avulla (kappale 4.1.2.2.).

Pilkki on sukupuolen suhteen jokseenkin valikoimaton, mitä osoittaa lähellä 1:1 oleva sukupuolijakauma. Tämä on oletettavaakin, koska koiraiden ja naaraiden käyttäytyminen eroaa selvimmin kutuaikana.

4.1.2.2. Pyyntiaika ja lämpötila

Ahvenen aktiivisuus (pyydystettävyys) vaihtelee lämpötilan, vuodenajan ja vuorokaudenajan mukaan. Aktiivisuuden rytmiä säätelee todennäköisesti valo, mutta lämpötila vaikuttaa aktiivisuuden tasoon (Eriksson 1978, Neuman 1979).

Vuorokausirytmillä ei ole vaikutusta tämän aineiston luotettavuuteen. Pyyntiaika vaikutti lähinnä saaliin koko- ja ikäjakaumaan, sukupuolten runsaussuhteisiin ja saaliin määrään (kappale 3.2.2.).

Pyyntiajan vaikutus saaliin koko- ja ikäjakaumaan perustuu toisaalta siihen, että vanhat yksilöt tulevat kudulle myöhemmin kuin nuoret ja toisaalta siihen, että suuret yksilöt ovat aktiivisempia alhaisemmassa lämpötilassa kuin pienet. Lämpötila vaikuttaa lisäksi suurten yksilöiden aktiivisuuteen enemmän kuin pienten (Neuman 1979). Myös kelta-ahvenella (Perca flavescens Mitchill) pienten yksilöiden lämpötilaoptimi on korkeampi kuin suurten (Ferguson 1958).

Ikä- ja kokojakaumien muuttuminen näkyi selvimmin Merenkurkun näytteissä. Mynämäenlahdella ja Helsingin edustalla vanhojen ikäryhmien osuus oli, päinvastoin kuin Merenkurkussa, kesäkuussa suurempi kuin toukokuussa. Syynä saattaa olla se, että kutuaika on Merenkurkussa ja Selkämerellä lyhyempi kuin etelämpänä, koska kutupaikat usein esim. jokien tai purojen suissa, "fladoissa" jne., missä vesi lämpiää keväällä nopeasti. Kesäkuussa saadut nuoret ikäryhmät olivat siten jo suureksi osaksi kutuneita. Saaristomerellä ja Suomenlahdella kutuaika jatkuu aina heinäkuun alkuun saakka. Kudun alkamisaika ja kesto vaihtelevat lisäksi jonkin verran kevään lämpötilojen mukaan. Pienten yksilöiden suurempi aktiivisuus lämpimässä vedessä selittää todennäköisesti sattuman ohella sen, että ikäryhmien keskipituudet olivat joissakin näytteissä toukokuussa suurempia kuin kesäkuussa.

Koiraiden ja naaraiden lukumääräsuhteisiin pyyntiaika vaikutti selvimmin Merenkurkun alueella. Koiraat tulevat yleensä kutu-alueille keskimäärin naaraita aikaisemmin (Le Cren ym. 1977, Thorpe 1977, Weber & Les 1982). Reposaaren katiskanäytteissä oli poikkeuksellisesti naaraita enemmän kuin koiraita. Tämä saattaa johtua siitä, että suuri osa näytteistä oli otettu kutuajan loppupuolella, mutta osittain mahdollisesti myös siitä, että saaliissa oli runsaasti yksilöitä, jotka eivät olleet kutuvalmiita. Helsingin edustan näytteissä koiraiden osuus oli useina vuosina kesäkuussa suurempi kuin toukokuussa, mikä selittyy kudun huipun ajoittumisella kesäkuuhun.

Katiskan pyyntiteho vaihtelee siten, että kutuajan alussa saaliit kasvavat jyrkästi ja laskevat vähitellen kutuajan loppua kohti (Worthington 1950, Bagenal 1972, Craig 1974, 1975, Jensen 1976, Hamley & Howley 1985). Myös rysäsaaliin määrä vaihtelee voimakkaasti (Hamley & Howley 1985). Tämä on otettava huomioon silloin, kun saaliita käytetään populaatiotiheyden (yksikkösaaliiden) arvioimiseen.

Saaliin koostumuksen vuodenaikaisvaihteluun vaikuttavat ahvenen käyttäytymiseen liittyvien tekijöiden ohella myös kuolevuus ja nuorten ikäryhmien rekrytoituminen.

4.1.2.3. Pyyntipaikka

Pyyntipaikka voi vaikuttaa saaliin koostumukseen, koska eri kokoiset ja eri sukupuolta olevat yksilöt suosivat erilaisia alueita (Hasler & Bardach 1949, Ward & Robinson 1974, Hartmann 1975). Elinympäristön luonne (kasvillisuus, virtaukset, lämpötila) saattaa myös vaikuttaa pyydystettävyyteen.

4.1.2.4. Muut tekijät

Sattumalla on erittäin suuri vaikutus näytteen koostumukseen silloin, kun näyte otetaan lyhyenä aikana. Edustavan näytteen ottamista vaikeuttaa lisäksi se, että eri kokoiset/ikäiset ja eri sukupuolta olevat yksilöt liikkuvat usein omissa parvissaan (Hasler & Bardach 1949).

4.2. Menetelmien arviointi

4.2.1. Iänmääritys

Virheellisen iänmäärityksen vaikutus tulosten luotettavuuteen riippuu siitä, onko virheiden osuus kaikissa ikäryhmissä sama ja mikä on virheen suunta. Jos virheiden osuus kasvaa vanhimmissa ikäryhmissä ja suuri osa yksilöistä määritetään todellista nuoremiksi, kasvavat sekä kalastuskuolevuuden arvo että ikäryhmäkohtaiset keskipituudet. Silloin kun iät määrittää jatkuvasti sama henkilö, on virheiden suunta todennäköisesti sama näytteestä toiseen ja iänmääritysvirheiden merkitys pieni näytteenottoon liittyviin virhelähteisiin (kappale 4.1.) verrattuna.

4.2.2. Kasvun arvioiminen

Pituuden käyttämistä kasvun mittana vaikeuttaa se, että pituuskasvu yleensä hidastuu iän myötä. Paino vaihtelee sukukypsyysasteen mukaan, minkä vuoksi vertailukelpoisten painotietojen määrä olisi jäänyt tässä aineistossa varsin pieneksi. Tämän takia kasvua arvioitaessa käytettiin havaittuja pituuksia. Myös havaittujen pituuksien käyttäminen edellyttää runsaasti näytteitä, koska kustakin yksilöstä saadaan vain yksi havainto (vertaa takautuva kasvun määrittäminen) ja saalis koostuu usein monista ikäryhmistä.

Koon suhteen valikoiva kuolevuus (kalastus) on otettava huomioon tarkasteltaessa kasvutietoja. Vaikka tarkasteltaisiin koon suhteen valikoitumattomia ikäryhmiä, kuvaavat havaitut ikäryhmien keskipituudet vain populaation kasvua keskimäärin. Yksittäisten kalojen kasvun arvioiminen edellyttää takautuvaa kasvun mittausta. Pyydysten valikoivuuteen liittyvät virhelähteet (vrt. kappale 4.1.) koskevat molempia menetelmiä.

Populaatioiden välisten kasvuerojen havainnollistamiseksi tutkimusalueet ryhmiteltiin ikäryhmien ja vuosiluokkien keskipituuksien perusteella (kappale 3.5.4.). Näin vältettiin vuosiluokkien välisistä kasvuerosta aiheutuva virhe. Tulosten luotettavuutta alentaa kuitenkin se, että eräiltä alueilta oli käytettävissä vain yhden vuoden aineisto, toisilta taas usean vuoden yhtenäinen näytesarja.

4.2.3. Populaatioanalyysi

Populaatioanalyysin käyttöön liittyy useita virhelähteitä, joista suurimmat ovat luonnollisen kuolevuuden vakioksi oletttaminen ja viimeisen kalastuskuolevuuden arvioiminen (Kettunen & Hildén 1986). Popen (1972) mukaan viimeisen ikäryhmän kalastuskuolevuus vaikuttaa tuloksiin sitä vähemmän, mitä suuremman kumulatiivisen kuolevuuden kohteena vuosiluokka on ollut. Tämän perusteella populaatioanalyysi antaa esim. ahvenen vuosiluokkien koosta varsin luotettavan kuvan, koska luonnollinen kuolevuus on pieni (ahven on pitkäikäinen) ja käytettävissä on pitkä näytesarja.

Myös saalistilastossa olevat virheet vaikuttavat suoraan arvioon kannan koosta (Kettunen & Hildén 1986). Ahvenen saalistilastoihin on suhtauduttava varauksella, koska ammattikalastajalle ahven on yleensä sivusaalista, jonka määrästä ei useinkaan ole tarkkaa tietoa. Virkistys- ja kotitarvekalastajat taas harvoin pitävät kirjaa saaliistaan.

Mahdollinen virhelähde on myös se, että laskelmissa käytettiin silakkarysänäytteiden ikäjakaumia. Todellisuudessa Saaristomeren pohjoisosan alueella saadaan verkoilla ja ahvenrysilä enemmän ahventa kuin silakkarysillä (pyydysten valikoivuus kalan koon/iän suhteen erilainen). Koska tässä työssä tarvittiin tietoa ainoastaan vuosiluokkien runsauden suhteellisista vaihteluista, syntyneen virheen merkitys ei ole tulosten luotettavuuden kannalta kovin suuri.

4.2.4. Vuosiluokkien suhteellisten runsauksien arvioiminen

Vuosiluokkien suhteelliset runsaudet arvioitiin näytteiden prosentuaalisten ikärakenteiden perusteella (kappale 3.3.1.). Menetelmä sitoo vuosiluokkien runsaudet toisiinsa, joten keskimääräinen vuosiluokan koko on kullakin alueella erilainen, ja se muuttuu sen mukaan, mitkä vuosiluokat ovat mukana laskelmassa. Ihannetapauksessa pitäisi kaikilta verrattavilta alueilta käyttää samojen vuosien aineistoja ja vain täysin rekrytoituneita ikäryhmiä.

4.2.5. Kasvun ja ympäristötekijöiden suhteen arvioiminen

Pituuskasvun riippuvuutta ympäristötekijöistä arvioitiin tilastollisin menetelmin ainoastaan populaatiotasolla lämpötilan osalta (kappale 3.6.). Sopivien veden lämpötilatietojen puuttuessa käytettiin lämpötilan indikaattorina ilman lämpötilojen perusteella laskettuja lämpösummia. Ilman lämpötiloja voidaan pitää merialueella vain suuntaa-antavina. Parhaiten ne kuvaavat olosuhteita runsaan saariston ja kasvillisuuden suojaamilla lahtialueilla, esim. Mynämäenlahdella ja Helsingin edustan lahdissa.

Kasvun ja ympäristötekijöiden riippuvuuden tilastollista käsittelyä ja tulosten tulkintaa vaikeutti se, että kalan elinikää oli käsiteltävä yhtenä kokonaisuutena (käytettävissä

ainoastaan havaitut pituudet ikäryhmittäin). Lämpötila, kuten muutkin ympäristötekijät, vaikuttavat kuitenkin eri tavalla eri kehitysvaiheissa.

4.3. Rannikon ahvenpopulaatioiden rakenne

Seuraavassa tarkastelussa pyritään tuomaan esille tärkeimmät erot rannikkoalueen ahvenpopulaatioiden sukukypsyys- ja ikärakenteessa. Populaation rakenteeseen vaikuttavia tekijöitä pohditaan siinä määrin kuin se on somaattisten kasvuerojen ymmärtämisen kannalta tarpeellista.

4.3.1. Sukukypsyysikä

Ahvennaaraiden on todettu tulevan yleensä koiraita vanhempina sukukypsiksi (Tesch 1955, Le Cren 1958, Koli ym. 1978, Viljanen & Holopainen 1982, Rask 1983). Tämän työn perusteella sukukypsyysikä vaihtelee siten, että useimmilla alueilla koiraat kutevat ensimmäisen kerran kolmevuotiaina, mutta jossain määrin jo kaksivuotiaina. Mikkelin Saarilla, Maalahdenjokisuussa, ja Kyrönjokisuussa myös suuri osa naaraista kutee ensimmäisen kerran kolmevuotiaina, muilla alueilla yleensä 1-2 vuotta koiraita myöhemmin. Myös kelta-ahvenella koiraiden sukukypsyysikä on keskimäärin alhaisempi kuin naaraiden (Scott & Crossman 1973), mutta esim. Michigan-järvessä, missä ahven on hyvin nopeakasvuinen, lähes kaikki yli 1-vuotiaat ahvenet ovat sukukypsiä (Brazo ym. 1975).

Sukukypsyysikä, somaattisen kasvun ja ympäristötekijöiden suhdetta tarkastellaan kappaleessa 4.5.1.

4.3.2. Ikärakenne ja sukupuolten runsaussuhteet

Ikäryhmien lukumäärä ja maksimi-ikä olivat suurimmat hidas-kasvuisissa populaatioissa (Helsingin edusta, Färjsundet) ja pienimmät nopeakasvuisissa populaatioissa (Maalahdenjokisuu, Valassaaret ja Björköby). Ikäryhmien lukumäärä väheni jo Saaristomereltä Selkämerelle (Reposaari) siirryttäessä. Syynä ikärakenteiden eroihin ovat todennäköisesti erilainen kalastus-kuolevuus ja ympäristömuutokset.

Todellisista sukupuolten runsaussuhteista populaatiossa ei saada tietoa kutuaikana otettujen näytteiden perusteella, koska koiraiden ja naaraiden pyydystettävyyden on erilainen ja näytteenottoajankohdalla on suuri vaikutus sukupuolijakaumaan.

Suuremman aktiivisuuden ja kutukäyttäytymisen vuoksi koiraiden kalastuskuolevuus on todennäköisesti suurempi kuin naaraiden niillä alueilla, joilla kalastetaan runsaasti sukupuolen suhteen valikoivilla pyydyksillä. Sukupuolen suhteen voimakkaimmin valikoivaa on kutuaikainen katiska- ja rysäpyynti (silakkarysä). Naaraiden suurempi osuus vanhoissa ikäryhmissä näkyi lähinnä Mynämäenlahden ja Färjsundetin silakkarysänäytteissä.

4.3.3. Vuosiluokkien runsaudenvaihtelu

Vuosiluokkien runsaudenvaihtelussa oli yhteisiä piirteitä koko rannikkoalueella (kuva 5) huolimatta erilaisista ympäristöoloista. Vuosiluokat 1972, 1973, 1978 ja 1980 olivat suhteellisen runsaita useimmissa tutkituissa populaatioissa. Vuosiluokka 1983 oli ilmeisesti vahva ainakin Mynämäenlahdella ja Helsingin edustalla. Tutkimusaikana yksi heikoimpia vuosiluokkia oli jokseenkin kaikilla alueilla 1977. Synkronisia vaihteluita on todettu sekä järvissä että merialueella (Alm 1952, Le Cren 1955, Koli ym. 1985).

Vuosiluokkien runsaudenvaihtelun synkronisuus laajoilla alueilla viittaa siihen, että säätekijöillä on osuutta vaihtelun syntyyn. Vuosina 1972, 1973 ja 1980 kesä-heinäkuun keskilämpötilat olivat Ilmatieteen laitoksen tilastojen mukaan pitkäaikaikeskiarvojen yläpuolella, kun taas vuonna 1977 kesä-syyskuu olivat poikkeuksellisen kylmiä. Tvärminnessä ja Pohjanpitäjänlahdella vuosiluokka 1977 oli kuitenkin Kolin ym. (1985) mukaan keskimääräistä runsaampi ja vuosiluokka 1973 puolestaan keskimääräistä heikompi. Tähän saattaa olla syynä se, että kumpuaminen on Tvärminnen alueella voimakkaampaa kuin tässä työssä tutkituilla alueilla, joten veden lämpötila on lähinnä tuulten suunnasta ja voimakkuudesta riippuvainen.

Lämpötilan ja tuulten ohella vuosiluokkien runsaudenvaihtelun syyksi on esitetty veden korkeuden vaihteluita, kutevien koiraiden ja naaraiden biomassoja, emokannan kokonaisbiomassaa

ja predaatiota (Yevtykhova 1968, Forney 1971, Eshenroder 1977, Le Cren ym. 1977, Henderson 1985), mutta yleensä ei ole pystytty osoittamaan selviä syy-seuraussuhteita. On kuitenkin osoitettu, että veden lämpötila kesän aikana vaikuttaa merkittävästi ahvenen poikasten kasvuun ja elossa säilymiseen (Le Cren 1958). Poikaset, jotka eivät kasva riittävän suuriksi ensimmäisen kasvukauden aikana, kuolevat talven aikana (Kempe 1962, Svärdson 1976). Karås & Neuman (1981) eivät kuitenkaan pystyneet osoittamaan koosta riippuvaa kuolevuutta. Varsinkin sisävesissä kasvunopeus vaikuttaa myös predaatioon ja siten vuosiluokan runsauteen (Le Cren ym 1977).

Vuosiluokkien runsaudenvaihtelun suhteen Kyrönjokisuu ja Maalahdenjokisuu muistuttavat toisiaan ja poikkeavat olennaisesti muista tutkimusalueista. Populaatioille on tyypillistä joidenkin vuosiluokkien lähes täydellinen puuttuminen. Tarkastelujakson aikana runsaimmat vuosiluokat kummallakin alueella olivat 1980 ja 1982. Tärkein vuosiluokkien voimakkuuteen vaikuttava tekijä näillä alueilla lienee veden pH, joka laskee yleensä kutuaikana alle 5:n.

Kudun viivästyminen tai tapahtumatta jäämistä on havaittu joissakin happamissa vesissä (Beamish & Harvey 1972, Beamish ym. 1975). Yleensä happamuus kuitenkin lisää munien ja poikasten (Schofield 1976, Rask ym. 1986) tai aikuisten kalojen kuolevuutta (Leivestad & Munitz 1976). Ikäjakamien perusteella näyttää todennäköiseltä, että Kyrönjoen ja Maalahdenjoen suualueilla tuhoutuu joinakin vuosina suuri osa ahvenvuosisluokasta muna- ja poikasvaiheessa (Hudd ym. 1984). Korkeat suhteellisen runsauden indeksit vuosiluokilla 1980 ja 1982 (kuva 5) osoittavatkin todennäköisesti vain sen, että kyseiset vuosiluokat olivat normaaleja.

Björköbyn ja Valassaarten aineistot viittaavat myös suuriin vuosiluokkien runsaudenvaihteluihin, mutta aineiston niukkuuden vuoksi on vaikea päätellä, onko syynä näyteenotosta aiheutuva harha vai todellinen tilanne.

4.4. Keskimääräinen kasvu eri alueilla

4.4.1. Sukupuolten väliset kasvuerot

Naaraiden keskipituudet olivat koiraiden vastaavia arvoja korkeammat kaikissa tutkituissa populaatioissa. Useimmilla alueilla keskipituudet erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi 3- tai 4-vuotiaista alkaen. Vastaavanlaisia tuloksia ovat saaneet mm. Alm (1946), Tesch (1955), Le Cren (1958) ja Rask (1983) sekä kelta-ahvenella mm. Nakashima & Leggett (1975) ja Weber & Les (1982). Hanssonin (1985) ja Kolin ym. (1985) mukaan koiraiden ja naaraiden keskipituudet eivät eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi, mikä johtui todennäköisesti suuresta hajonnasta.

4.4.2. Alueiden väliset kasvuerot

Tässä työssä kasvuarviot perustuvat havaittuihin pituuksiin. Kirjallisuustietoihin tehtävän vertailun (taulukko 17) luotettavuutta alentaa se, että kasvu on useimmissa tutkimuksissa määritetty takautuvasti erilaisilla menetelmillä. Rickerin (1975) mukaan takautuvan kasvunmäärityksen avulla saadaan pienempiä keskipituuksia kuin empiirisellä menetelmällä (valikoiva kuolevuus). Viljanen (1975) on osoittanut, että varsinkin nuorimpien ikäryhmien osalta eri takautuvan kasvun laskumenetelmät saattavat antaa hyvinkin erilaisia tuloksia. Pituuden mittana käytettyjen lovipituuden ja ruumiin pituuden muuntaminen kokonaispituudeksi saattaa myös aiheuttaa virhettä.

Mynämäenlahden ahventen kasvua (näytteet 1970-luvulta) ovat aikaisemmin tutkineet Koli ym. (1985). 4- ja 5-vuotiaiden keskipituudet olivat tämän työn tulosten mukaan suuremmat. Syynä on todennäköisesti se, että 1980-luvun alussa keskipituuksien ollessa suurimmillaan näytteissä oli keskimääräistä runsaammin 4-5 vuoden ikäisiä yksilöitä.

Helsingin edustan ahventen keskipituudet olivat noin 7-8 -vuotiaista alkaen pienemmät kuin 1960-luvulla (Seppänen 1970) ja 4-vuotiaista alkaen pienemmät kuin 1940-1950 -lukujen vaihteessa (Halme & Hurme 1952). Osittain erot saattavat johtua menetelmistä tai siitä, että on tutkittu eri populaatioita,

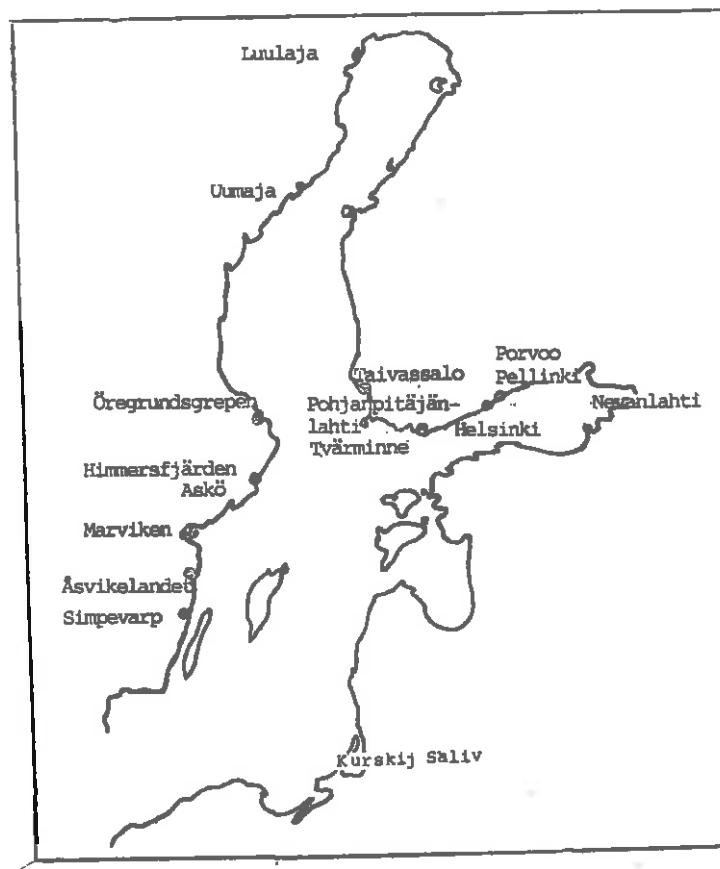
Taulukko 17. Ahvennaaraiden keskipituudet (cm) ikäryhmittäin eri alueilla kirjallisuuden perusteella. Paikat on merkitty kuvaan 16. Gerulaitisia (1967) ja El-Ani Basim Gowaa (1973) on siteerattu Smirnovin (1977) mukaan. K = koiraat, N = naaraat.

	IKÄ (V)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ostnäs fjärden, Umaja K+N (Nilsson 1921)	5,0	9,3	15,0	19,9	23,0	24,3	26,5	-	-	- (2)
Sandön, Luulaja (Nilsson 1921)	5,3	8,4	12,2	15,2	17,7	20,1	22,1	24,2	27,4	- (2)
Luulaja (Hansson 1985)	6,2	10,3	13,0	15,3	16,8	18,0	19,2	-	-	-
Öregrundsgrepen (Neuman 1976)	6,1	9,8	13,2	16,3	19,1	21,3	22,0	23,0	24,2	25,4
Himmersfjärden (Hansson & Westin 1985)	6,7	10,7	14,7	18,1	20,6	22,5	24,4	26,5	28,8	31,1
Askö (Hansson & Westin 1985)	6,9	11,5	15,9	19,7	22,5	24,9	26,4	27,8	29,2	30,3
Marviken (Neuman 1974)	6,8	10,5	14,4	17,2	19,4	20,9	22,0	23,0	23,9	24,8
Simpevarp (Neuman 1974)	6,7	10,4	14,6	17,3	19,3	20,8	22,0	23,2	24,4	26,3
Åsvikelandet (Neuman 1974)	6,6	10,1	14,0	16,7	19,0	20,6	21,9	22,9	23,8	25,1
Taivassalo (Koli ym. 1985)	6,1	9,2	13,1	15,6	18,4	20,4	22,1	23,8	27,9	-
Tvärminne (Koli ym. 1985)	6,7	9,6	12,3	15,3	17,9	19,9	22,0	23,7	25,6	27,8
Pohjanpitäjänl. (Koli ym. 1985)	6,6	9,7	11,2	14,5	16,7	19,3	22,6	24,2	-	-
Helsinki K+N (Halme & Hurme 1952)	5,5	10,5	-	17,2	18,6	21,4	23,7	26,7	27,7	29,8 (1)
Helsinki (Seppänen 1970)	5,4	9,6	12,3	14,7	16,9	18,8	20,1	21,8	23,2	25,5
Pellinki (Seger- stråle 1933)	4,1	7,6	11,0	13,0	15,8	17,4	18,9	-	-	- (3)
Porvoo (Seger- stråle 1933)	4,8	9,3	13,9	17,4	19,7	-	-	-	-	- (3)
Nevanlahti K+N (El-Ani Basim Gowa 1973)	7,7	10,6	14,7	17,0	19,8	22,8	25,3	29,0	31,0	-
Kuurinlahti (Gerulaitis 1967)	5,2	9,6	13,0	15,4	18,6	21,4	24,0	25,8	28,3	-

1) kokonaispituus, havaitut pituudet

2) lovipituus muutettu kokonaispituudeksi Segerstrålen (1933) muuntotaulukon mukaan, havaitut pituudet

4) ruumiin pituus muutettu kokonaispituudeksi Segerstrålen (1933) muuntotaulukon mukaan



Kuva 16. Taulukossa 17 mainittujen alueiden sijainti.

mutta on todennäköistä, että ahvenen kasvu on myös hidastunut Helsingin edustalla viimeisen 30-40 vuoden aikana.

Huddin ym. (1984), Hyvärisen (1983) ja Lehtosen ym. (1983) käsittelemät aineistot sisältyvät tähän työhön.

Itämeren alueella ikäryhmien 3-6 keskipituudet ovat kirjallisuustietojen perusteella suurimmat Tukholman saaristossa (Hansson & Westin 1985). Tämän työn perusteella keskipituudet olivat edellisiä suurempia Björköbyn, Maalahden-jokisuun, Valassaarten ja Mikkelinosaarten populaatioissa. Kun otetaan huomioon, että Hansson & Westin (1985) ovat käyttäneet takautuvaa kasvun määrittystä, saattaa ahvenen kasvu olla Askön alueella Tukholman edustalla jokseenkin yhtä nopeaa kuin Mikkelinosaarilla. Uumajan edustalla keskipituudet ovat olleet Nilssonin (1921) aineiston perusteella paikoin edellisiin verrattavia.

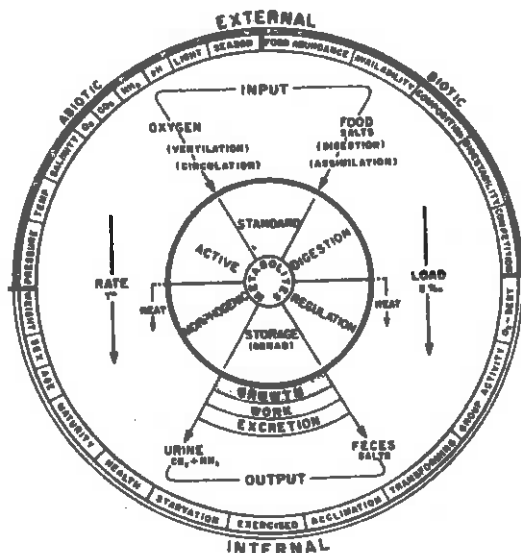
Nevanlahdessa ja Kuurinlahdessa kasvu ei Smirnovin (1977) kokoamien tietojen mukaan hidastu lainkaan iän myötä. Samaan viittaa myös Valassaarten aineisto. Syynä saattaa olla ravinnonottoalueiden laatu ja osittain mahdollisesti pieni kalastuskuolevuus. Nevanlahdessa ja Kuurinlahdessa keskipituudet ovat 7-8 kasvukauden jälkeen samaa suuruusluokkaa kuin Merenkurkun ulkosaaristossa.

Helsingin edustalla ahven on neljännän ikävuoden jälkeen niin hidaskasvuinen, että pienempiä ikäryhmien keskipituuksia on tavattu ainoastaan Pellingin saaristosta Porvoon edustalta (Segerstråle 1933).

Taulukon 17 ja kuvien 13-14 mukaan kasvueroja alkaa syntyä vasta kolmannella ja neljännellä kasvukaudella (nopeakasvuista populaatioista ei näytteitä nuorimmista ikäryhmistä). Saman ovat todenneet myös Sumari (1971) ja Hansson (1985). Syynä on todennäköisesti se, että planktonravintoa on yleensä saatavilla riittävästi. Kyrönjokisuussa kaksivuotiaat olivat tosin poikastroolinäytteiden perusteella jo 14 cm:n mittaisia (Hudd ym. 1984).

4.5. Ahvenen kasvuun vaikuttavat tekijät

Kasvu on helposti mitattavissa. Se on kuitenkin yksi eliön monimutkaisimpia toimintoja, joka alkaa ravinnonotosta ja päättyy ravinnon varastoitumiseen (kuva 17).



Kuva 17. Kasvuun vaikuttavat tekijät Brettin (1979) mukaan.

4.5.1. Yksilötason tekijät

4.5.1.1. Sukukypsyys

Sukukypsyysien on usein todettu olevan suhteessa kokoon siten, että hidaskasvuiset yksilöt tulevat sukukypsiksi myöhemmin kuin nopeakasvuiset. Sandströmin ym. (1987) mukaan naaraat tulevat Pohjanlahden lounaisosissa sukukypsiksi viimeistään 17 cm:n ja koiraat 15 cm:n pituisina. Tämä saattaisi selittää osittain sen, että sukukypsien yksilöiden osuus kokonaisyksilömäärästä on etenkin Helsingin, Färjsundetin ja Reposaaren edustalla useissa ikäryhmissä pieni (hidas kasvu).

Kuitenkin Helsingin edustalla koiraat kutevat osittain (35-49 %) jo kaksivuotiaina, mutta Merenkurkun ulkosaariston nopeakasvuisimmissa populaatioissa vasta 3-4 -vuotiaina. Tämä viittaa siihen, että sukukypsyyden saavuttaminen ei ole yhteydessä pelkästään kokoon (vrt. Stearns & Crandall 1984). Mahdollisesti myös ravinto, lämpötila, populaatorakenne, ravintokilpailu tai veden laatu vaikuttavat sukukypsyysikään ja kokoon (Neuman 1984, Thorpe 1977). Onhan ahvenkoiraiden todettu kutevan pienvesissä jo 8-11 cm:n pituisena ja -naaraiden 10-13 cm:n pituisena (Alm 1952, Viljanen & Holopainen 1982, Rask 1983).

Sandström ym. (1987) totesivat puunjalostusteollisuuden jätevesien vaikuttavan ahveniin toksisesti siten, että vuosittain kutevien yksilöiden määrä väheni varsinkin koiraillla. Poikkeuksellisen alhaiset sukukypsien yksilöiden osuudet Reposaaren, Färjsundetin ja Helsingin edustan näytteissä saattavat olla osittain osoituksena siitä, että kaikki ahvenet eivät kude joka vuosi (huom. kappale 3.1.). Sandström ym. (1987) totesivat somaattisen kasvun samalla lisääntyneen, mitä ei tämän aineiston perusteella voida kuitenkaan osoittaa.

Windermere-järvessä immatuurit ahvenet kasvavat pituutta toukokuun alusta lokakuun alkun, mutta kasvu on nopeinta kesä-elokuussa. Sukukypsät ahvenet alkavat kasvaa vasta kudun jälkeen, kun suhteellinen kuntokerroin on 90-95% (Le Cren 1951). Lisäksi gonadien kehittyminen vaatii loppukesästä alkaen suuren määrän energiaa, joka ei ole siten käytettävissä somaattiseen kasvuun. Onkin todennäköistä, että kutuun valmistautuminen hidastaa kasvua yksilötasolla. Se saattaa myös korostaa populaatioiden välisiä kasvueroja silloin, kun sukukypsyysikä on hidaskasvuissa populaatiossa pienempi kuin nopeakasvuissa (esim. Helsingin edusta / Merenkurkku).

On mahdollista, että populaatioiden välillä on eroja myös fekunditeetissa (Hudd ym. 1987). Le Crenin (1951) mukaan fekunditeetti on suhteessa kalan painoon, joten kasvueroihin mahdollisilla fekunditeettieroilla tuskin on suurta vaikutusta.

4.5.1.2. Sukupuoli

Koiraiden kasvu on ensimmäisten ikävuosien jälkeen hitaampaa kuin naaraiden, mihin on esitetty usein syyksi se, että naaraat tulevat keskimäärin vanhempina sukukypsiksi kuin koiraat. Mynämäenlahden aineistossa koiraiden keskipituudet korreloivat lämpötilan kanssa keskimäärin paremmin kuin naaraiden, mihin saattaa olla syynä se, että naaraiden sukukypsyysikä vaihtelee enemmän kuin koiraiden.

Sekä koiraat että naaraat kutevat Mikkelinlaarilla, Maalahdenjokisuussa ja Kyrönjokisuussa ensimmäisen kerran kolmevuotiaina, mutta siitä huolimatta keskipituudet erosivat jo kolmevuotiailla tilastollisesti merkitsevästi. Tämä

viittaisi siihen, ettei kasvuerojen syynä ole pelkästään erilainen sukukypsyysikä. Kasvuerojen syynä saattavat olla osittain perinnölliset tekijät. Naaraille on hyötyä suuresta koosta, koska fekunditeetti kasvaa koon myötä (Le Cren 1951). Koiraat ja naaraat liikkuvat myös osittain eri alueilla, ja niiden elintavat (ravinto, aktiivisuus) eroavat (Tesch 1955, Hartmann 1975, Sandheinrich & Hubert 1984).

4.5.1.3 Käyttäytyminen

Populaatioiden välillä voi olla eroja aktiivisuudessa ja siten energiankulutuksessa. Ryhmän aktiivisuus saattaa muuttua esim. populaatiotiheyden muuttumisen myötä (Weatherley & Rogers 1978). Käyttäytyminen (esim. parvet) saattaa muutoinkin aiheuttaa sen, että fysiologisten testien antamat kasvun ja ympäristötekijöiden suhteita kuvaavat tulokset eivät aina päde sellaisenaan luonnossa (Brett 1979).

4.5.2. Ympäristötekijät ja populaatiorakenne

Kalayhteisössä yksilöiden välisiin suhteisiin vaikuttavat kalojen lukumäärä, koko ja lajit sekä alueen suuruus. Ravinnon saatavuus vaikuttaa siihen, missä määrin em. tekijöillä on vuorovaikutusta keskenään (Brett 1979). Fysikaaliset ja kemialliset ympäristötekijät puolestaan vaikuttavat sekä ravinnon määrään että kalayhteisön rakenteeseen, minkä vuoksi eri tekijöiden vaikutusta kasvuun on vaikea erottaa toisistaan luonnonoloissa. Seuraavassa tarkastellaan aluksi elinalueen morfometrian ja fysikaalisten ja kemiallisten ympäristötekijöiden vaikutusta ahvenen kasvuun sekä sen jälkeen populaatiotiheyden ja ravintovarojen suhdetta. Kilpailulla tarkoitetaan seuraavassa lähinnä ravintokilpailua, joka edellyttää, että yksilöt/populaatiot/lajit elävät jossain elämänsä vaiheessa samalla alueella ja käyttävät ainakin osittain samaa ravintoa.

4.5.2.1. Saariston laajuus ja rantaviivan pituus

Saariston laajuus ja rantaviivan pituus voivat vaikuttaa ahventen kasvuun kahdella tavalla. Toisaalta laajat yhtenäiset matalat saaristoalueet lieventävät ravintokilpailua mahdollistamalla pitkät syönnösvaellukset. Esim. Helsingin edustalla matalan saaristovyöhykkeen kapeus rajaa ahvenpopulaatioiden

elinalueet varsin pieniksi ja lisää siten kilpailua. Ahventen kasvu ja populaatioiden ikärakenteet erosivat Helsingin edustan lahdissa, mikä myös osoittaa, että populaatioiden liikumisalueet ovat pienet ja ainakin osittain erilliset. Edellistä tukevat myös merkintätulokset (Böhling & Lehtonen 1984).

Toisaalta etelä- ja lounaisrannikon laajoilla saaristoalueilla on runsaasti lisääntymisalueita ja kalapopulaatiot siten tiheitä. Näin ravintokilpailu voimistuu suuremman populaatio-tiheyden vuoksi, ja esim. Saaristomerellä ahvenen kasvu on meidän oloissamme vain keskinkertaista. Eräillä kalalajeilla myös yksilön käytettävissä olevan tilan määrä sinällään vaikuttaa kasvuun (Allee ym. 1948).

Saaristomerellä ja Kyrönjokisuussa todetut pitkät vaellukset (Böhling & Lehtonen 1984, Hudd ym. 1984) saattavat olla osoituksena siitä, että populaatiotiheyden ja ravinnon määrän suhde on lisääntymisalueiden tuntumassa epäedullinen ja osa populaatiosta etsii ravintoa kauempaa. Vaeltavien yksilöiden kasvunopeus saattaa poiketa vähemmän vaeltavien yksilöiden kasvunopeudesta.

4.5.2.2. Lämpötila

Ahvenen kasvu alkaa aikuisvaiheessa kudun jälkeen veden lämpötilan noustua 13-14 °C:een (LeCren 1958, Nakashima & Leggett 1975). Kasvun optimilämpötila on 22 ja 28 °C välillä ja letaali-lämpötila 29 ja 35 °C:n välillä (Hokansson 1977, Wilkonska & Zuromska 1977). Poikasvaiheessa letaalilämpötila on Karåsin ja Neumanin (1979) mukaan merialueella 33-35 °C. Suomen rannikkoalueella lämpötila on optimialueella parhaimmillaan vain muutaman päivän kesän aikana.

Lämpötilan on todettu korreloivan positiivisesti kasvun kanssa sekä ahvenella (Le Cren 1958, Neuman 1974, 1976, Neuman & Thoresson 1979) että kelta-ahvenella (Coble 1966). Tämän työn perusteella kesä-elokuun lämpötila selitti noin 70 % neljävuotiaiden koiraiden ja 35 % naaraiden keskipituuden vaihtelusta Mynämäenlahdella, mutta edellisen vuosiluokan runsaus vaikutti keskipituutta pienentävästi (korrelaatio ei

tilastollisesti merkitsevä). Vanhemmissa ikäryhmissä populaation tiheydellä oli suuri vaikutus keskipituuksiin.

Lämpötilan vaikutus kasvuun perustuu toisaalta siihen, että lämpötilan kohoaminen lisää ravinnon tuotantoa lisäämällä sekä perustuotantoa (Wetzell 1975) että eläinplanktonin biomassan kasvua (Hessle & Vallin 1934, Ackefors 1965, Hernroth & Ackefors 1979, Hillbricht-Ilkowska ym. 1976). Myös pohjafaunan, mm. chironomiditoukkien, tiheys korreloi positiivisesti lämpötilan kanssa (Willner 1979). Toisaalta lämpötila säätelee ravinnonottoa, ruoansulatusta ja aineenvaihduntaa (Brett 1979).

Le Crenin (1958) mukaan kaikki ikäryhmät reagoivat lämpötilan muutoksiin samalla tavalla huolimatta erilaisesta ravinnosta. Mynämäenlahden aineistossa keskipituudet muuttuivat ikäryhmissä 3-6 jokseenkin samanaikaisesti (kuva 12). Vartiokylänlahdella ja Reposaaren edustalla ikäryhmien keskipituudet vaihtelivat samansuuntaisesti kuin Mynämäenlahdella (taulukko 12) huolimatta erilaisista ympäristöoloista (populaatiotiheys, ravintotilanne). Em. tekijät viittaavat siihen, että ainakin osittain on kyse lämpötilan suorasta fysiologisesta vaikutuksesta. Myös kokeellisesti on osoitettu, että ahven kasvaa alhaisessa lämpötilassa hitaammin kuin lämpimässä, vaikka ravinnon määrä olisi optimaalinen (Kudrinskaja 1970).

Eräässä kanadalaisessa järvessä alemman trofiatason tuotanto ei vaikuttanut kelta-ahvenen kasvuun vaan kasvu määräytyi ensisijaisesti kasvukauden pituuden mukaan (Nakashima & Leggett 1975). Tähän on syynä todennäköisesti se, että ahvenen kasvu oli kyseisessä lämpötilassa lähes maksimaalista. Kasvukauden pituus vaikuttaa oleellisesti kasvuerojen syntyyn esim. Euroopan alueella, mutta meidän rannikollamme esiintyviä eroja ei voida selittää kasvukauden pituuden avulla.

Vuosien väliset lämpötilaerot saattavat selittää populaatio-
tasolla suuren osan vuosiluokkien keskipituuksien vaihtelusta, mikäli ravintoa on saatavilla runsaasti. Toisaalta ahvenen ja useiden muiden sisävesilajien lisääntyminen onnistuu hyvin lämpiminä kesinä, mikä lisää ravintokilpailua.

Etelä- ja lounaisrannikolla ikäryhmien keskipituudet olivat pienempiä kuin Merenkurkun ulkosaaristossa huolimatta pidemmästä kasvukaudesta ja korkeammista lämpötiloista. Sumari (1971) on todennut, että ahvenen kasvu ei hidastu myöskään pienvesissä pohjoiseen mentäessä huolimatta epäedullisemmista lämpötiloista. Tähän on syynä todennäköisesti se, että etelässä lisääntyminen onnistuu keskimäärin paremmin ja lisääntymisalueita on runsaasti, jolloin myös populaatiot ovat tiheämpiä kuin Merenkurkussa. Lisäksi viileissä vesissä elintoimintojen ylläpitoon ja aktiivisuuteen kuluu vähemmän energiaa kuin lämpimissä vesissä. Elintoimintojen ylläpitoon kuluu +4 °C:ssa energiaa 0,6 % ja +24 °C:ssa 4 % painosta päivässä (Lessmark 1983). Kelta-ahvenella vastaavat arvot ovat 1,2 % päivässä +10 °C:ssa ja 3 % päivässä +27 °C:ssa (Schneider 1973).

4.5.2.3. Suolapitoisuus

Tämän työn tulosten ja kirjallisuuden perusteella nopeakasvuisia ahvenkantoja esiintyy Itämeressä useimmin alueilla, missä suolapitoisuus on alle 5 ‰. Ahven on nopeakasvuinen mm. Nevanlahdessa (Smirnov 1977) sekä paikoin Luulajan ja Uumajan saaristossa (Nilsson 1921, Hansson 1985). Gotlannin ja Öölannin korkeudella (suolapitoisuus noin 7 ‰) elävät kannat ovat edellisiä hitaampikasvuisia huolimatta pidemmästä kasvukaudesta. Pieni suolapitoisuus ei kuitenkaan aina merkitse nopeaa kasvua (esim. Luoto, Kyrönjokisuu) eikä korkea suolapitoisuus hidasta kasvua (esim. Tukholman saaristo, Kuurinlahti, suolapitoisuus 6-7 ‰, Smirnov 1977, Hansson & Westin 1985).

Brett (1979) luokittelee suolapitoisuuden peittäviin tekijöihin (masking factor), koska ionitasapainon ylläpito vaatii energiaa. Suolapitoisuus vaikuttaa siten kasvun ja muiden tekijöiden suhteeseen. On todennäköistä, että suolapitoisuus vaikuttaa kasvuun lähestyttäessä ahvenen sietorajaa. Suomen rannikolla ja Itämeren alueella suolapitoisuuden vaihtelu on kuitenkin niin pientä, että sen vaikutus ei ole selvästi havaittavissa.

4.5.2.4. Happi ja valo

Brett (1979) pitää happea kasvua rajoittavana tekijänä (limiting factor): kasvu hidastuu ja ravinnon hyväksikäytön tehokkuus laskee silloin, kun happipitoisuus laskee lähelle kriittistä. Merialueella hapella on tuskin osuutta kasvuerojen syntyyn, koska kalat voivat karttaa hapettomia alueita.

Valon ja kasvun yhteyttä koskevat tutkimukset ovat usein antaneet vaihtelevia ja monimutkaisia tuloksia, koska valo vaikuttaa eliöön monella tavalla, valo vaikuttaa muihin ympäristötekijöihin jne. Yleisesti päivän piteneminen kiihdyttää kasvua vaikuttamalla sisäeritykseen. Päivän lyhenemisellä on vastakkainen vaikutus (Brett 1979). Valon määrä säätelee kalan aktiivisuutta ja siten energiankulutusta sekä vaikuttaa kudun alkamisaikaan. Tietty lämpötilan ja valoisuuden yhdistelmä on välttämätön kasvun (Huh ym. 1976) ja lisääntymisen kannalta. Meidän rannikollamme esiintyviin alueiden välisiin kasvueroihin päivän pituudella tuskin on osuutta.

4.5.2.5. Ravinto

Ahven syö ensimmäisenä elinvuonnaan lähinnä planktonia, sen jälkeen pohjaeläimiä ja noin 14-16 cm pituudesta alkaen ainakin osittain kaloja. Ravinnon koostumus vaihtelee kuitenkin suuresti saatavilla olevan ravinnon mukaan (Karås 1979). Jo 0+ - ja 1-vuotiaiden ahventen on todettu käyttävän kalaravintoa (Segerstråle 1948, Koli ym. 1978), toisaalta suuretkin ahvenet voivat käyttää edelleen planktonia ja pohjaeläimiä ravinnokseen (Klementsén 1973, Hartmann & Nümann 1977). Silloin kun ravinto rajoittaa kasvua, voi kyseessä olla ravinnon määrä tai ravinnon laatu.

Ravinnon määrä

Ravinnon määrä rajoittaa kasvua silloin, kun lajin sisäinen tai lajien välinen kilpailu vähentää yksilöä kohti käytettävissä olevan ravinnon määrän alle optimin. Äärimmäisenä tilanteena on ravinnon puuttuminen kokonaan joltakin alueelta esim. ympäristömuutosten vuoksi. Lajin sisäinen kilpailu voi olla ikäryhmien sisäistä tai ikäryhmien (kokoryhmien) välistä.

Ravintokilpailun vaikutus kasvuun ilmenee parhaiten lammissa ja järvissä tehdyistä tutkimuksista (Alm 1946, 1952, Le Cren 1958, Rask 1983, Henderson 1985, Rask & Raitaniemi 1987), jotka ovat osoittaneet, että populaation harventuminen nopeuttaa kasvua. Hanssonin (1985) tulokset viittaavat siihen, että ravintokilpailu on tärkein ahvenen kasvuun vaikuttava tekijä myös merialueella.

Tämän aineiston perusteella ravintokilpailun voimakkuutta voidaan arvioida keskipituuksien ja ikäryhmien sisäisen pituuden vaihtelun avulla (kappaleet 3.4.2. ja 3.6.). Silloin kun kasvu on nopeaa ja ravintoa runsaasti, kilpailua on todennäköisesti vain muutamien ikäryhmien (kokoryhmien) välillä. Esim. Mynämäenlahdella vuosiluokan keskipituuteen vaikutti neljännen ikävuoden jälkeen merkitsevimmin kyseisen vuosiluokan ja sitä edeltävän vuosiluokan runsaus. Lämpötila selitti vielä suuren osan neljävuotiaiden keskipituuden vaihtelusta eri vuosiluokilla, tosin edellisen vuosiluokan runsauden ja kasvun suhde oli negatiivinen. Tämän perusteella ravintokilpailu vaikuttaa kasvueroihin selvimmin vasta neljännen kasvukauden jälkeen. Saaristomerellä ja Suomenlahdella kyse on todennäköisesti myös lajien välisestä kilpailusta.

Ravintokilpailun ja kasvuerojen syntyä voidaan selittää lisääntymis- ja syönnösalueiden suhteella. Ravintokilpailu on voimakkainta sisälahdissa, missä lisääntymis- ja syönnösalueiden suhde on suurimmillaan (esim. Helsinki) ja pienintä ulkosaaristossa, missä suhde on pienimmillään. Ulkosaaristossa sijaitsevien Mikkelinlaarten, Valassaarten ja Björköbyn ahvenkannat ovat Maalahdenjokisuun kannan ohella nopeakasvuisimmat tutkitussa aineistossa. Maalahdenjokisuussa populaatiotiheyden ja ravintovarojen suhde on edullinen ympäristönmuutosten vuoksi.

Vuosiluokkien sisäinen pituuden vaihtelu kolmannen-neljännen ikävuoden jälkeen saattaa olla yhteydessä populaation sisäisen ja populaatioiden välisen kilpailun ohella ympäristön ominaisuuksiin (monimuotoisuuteen) sekä mahdollisesti ympäristön aiheuttamaan stressiin. Suuri hajonta ikäryhmän sisällä voi olla seurausta kilpailusta monimuotoisessa ympäristössä, missä osapopulaatiot voivat hajaantua osittain eri habitaateille

(Persson 1983a,b). Tähän viittaa Mynämäenlahden aineisto, jonka mukaan populaatiotiheyden kasvu lisää pituuden hajontaa ikäryhmän sisällä.

Homogeenisessa ympäristössä ei voi muodostua ravinnonkäytön suhteen erilaistuneita osapopulaatioita, jolloin ravintokilpailu pikemminkin pienentää pituuden vaihtelua (Nilsson 1960, Persson 1983a,b). Tällaisesta tilanteesta on oletettavasti kysymys Helsingin ja Luodon edustalla, missä ravinnon määrä on paikoin absoluuttisestikin pieni. Helsingin edustan aineistossa pituuden hajonnan ja populaatiotiheyden välinen korrelaatio oli negatiivinen. Kilpailua lisää se, että pituuden vaihtelu on koko populaatiossa (4-15 vuotiaat) pientä heikon kasvun vuoksi.

Kilpailun voimistuminen rehevöityneessä vesistössä saattaa johtua myös esim. tiheästä särkikannasta (vrt. Persson 1983a,b): Särki hyötyy rehevöitymisestä (Svårdson 1976, Hartmann 1977, Kitchell ym. 1977, Leach ym. 1977, Persson 1983a,c, Hansson 1986) ja lajien välinen kilpailu kaventaa heikomman lajin "nicheä" (Pianka 1983). Helsingin edustan ahventen ja särkikalojen hidas kasvu viittaa siihen, että kyse on ravintokilpailusta.

Kyrönjokisuun, Reposaaaren ja Färjsundetin aineistoissa pituuden vaihtelu ikäryhmien sisällä oli keskimäärin suurempaa kuin muilla tutkimusalueilla. Kyrönjokisuussa ja Reposaaressa ympäristömuutokset (happamuus, metallit) saattavat hidastaa vähän vaeltavien yksilöiden kasvua. Suureen vaihteluun voi olla syynä myös se, että on saatu saaliiksi eri osapopulaatioista peräisin olevia yksilöitä.

Ravinnon laatu

Käytettävissä olevan ravinnon laatu voi aiheuttaa populaatioiden ja yksilöiden välisiä kasvueroja. Klementsén (1973), Hartmann (1975), Hartmann & Nümann (1977) ja Hansson (1985) totesivat kuitenkin, että pienten ravintokohteiden runsaus ravinnossa ei aina aiheuta hidasta kasvua. Schneiderin (1973) laboratoriokokeiden mukaan kelta-ahvenen poikaset taas kasvavat nopeimmin kalaravinnolla ja tarvitsevat kasvaakseen määrällisesti vähemmän kalaa kuin pohjaeläimiä.

Pituuden variaatiokertoimia ikäryhmittäin kuvaavat käyrät (kuva 9) ovat useimmilla alueilla huipukkaita. Osittain huipukkuuden syynä on luultavasti pyydysten valikoivuus. On myös mahdollista, että variaatiokerroin on suurimmillaan niissä ikäryhmissä, joissa yksilöiden ravinnon koostumus, ja siten kasvu, vaihtelee voimakkaimmin (osa populaatiosta siirtynyt kalaravintoon).

Näytteenoton yhteydessä tehtyjen satunnaisten havaintojen perusteella Merenkurkun ulkosaariston nopeakasvuisten ahventen vatsat ovat olleet yleensä täynnä kalaa (tokkoja ym.) (Hudd, henkilökoht. ilmoitus). Koska pohjafaunan biomassassa on Merenkurkun ja Perämeren alueella keskimäärin oleellisesti pienempi kuin etelämpänä (esim. Elmgren 1978, 1984), on todennäköistä, että kalalla on huomattava osuus ainakin ulkosaariston ahventen ravinnossa. Tätä ei ole kuitenkaan tutkimuksin osoitettu.

4.5.2.6. Ihmisen aiheuttamat ympäristömuutokset

Rehevöityminen

Rehevöityneissä vesissä menestyvät usein sellaiset kalalajit, jotka käyttävät osittain samaa ravintoa ahvenen kanssa. Mm. Helsingin edustalla särki-, pasuri- ja kiiskikannat ovat voimistuneet (Anttila 1973). Myös kuha on hyötynyt rannikkovesien rehevöitymisestä (Toivonen 1966, Lehtonen 1983, 1985). Ruotsin rannikolla on todettu särki- ja kiiskikantojen olevan hyvin runsaita myös alueilla, jonne johdetaan selluloosa- ja paperiteollisuuden jätevesiä. Ahvenkannat ovat puolestaan olleet keskimääräistä harvempia (Hansson 1982, Neuman & Karås 1987).

Kasvun ja rehevöitymisen välillä ei ole yksiselitteistä yhteyttä. Järvissä ahvenen kasvu on useissa tapauksissa nopeutunut rehevöitymisen alkuvaiheessa (Larkin & Northcote 1969, Colby ym. 1972, Hartmann 1977, 1978, Leach ym. 1977). Hansson & Westin (1985) eivät voineet osoittaa rehevöitymisen vaikuttaneen ahvenen kasvuun Tukholman edustalla. Muillakaan merialueilla ei ole todettu kasvun muutoksia, mihin saattaa olla syynä riittävän pitkien aikasarjojen puuttuminen. Kalayhteisön monimuotoisuus merialueella saattaa myös aiheuttaa sen, ettei ahvenen kasvu muutu.

Tässä aineistossa kasvu oli ensimmäisten elinvuosien jälkeen hitainta rehevöityneimmillä alueilla, Helsingin, Reposaaressa ja Luodon edustalla. Syynä on todennäköisesti se, että kasvun ja rehevöitymisen suhde ei ole lineaarinen ja optimitilanne kasvun kannalta on mainituilla alueilla jo ohitettu. Tähän viittaa myös se, että ahvenen kasvu on hidastunut Helsingin edustalla viimeisten vuosikymmenien aikana (kappale 4.4.2.).

Ympäristömyrkyt

Sandström ym. (1987) totesivat totesivat ahvenen kasvun nopeutuneen alueilla, joille johdetaan myrkyllisiä yhdisteitä sisältäviä puunjalostusteollisuuden jätevesiä. Samalla lisääntymiskyky ja fekunditeetti pienenevät. Koska kasvun muutos havaittiin jo poikasilla, on todennäköistä, että myrkyjen vaikutus kohdistui suoraan kasvuun. Nisäkkäillä on vastaavasti mm. PCB-yhdisteiden todettu nopeuttavan kasvua (Platonow ym. 1978).

Tämän tutkimuksen kohteena olevista alueista erilaisia myrkyjä esiintyy lähinnä Luodon ja Reposaaressa edustalla (jätevedet) sekä Kyrönjoen ja Maalahdenjoen suualueilla (happamien valumavesien metallipitoisuudet korkeita). Ahvenen kasvun ei voida osoittaa muuttuneen happamien vesien sisältämien metallipitoisuuksien vuoksi. Myrkylliset yhdisteet ovat sen sijaan vähentäneet pohjafaunan määrää Luodon ja Reposaaressa edustalla, missä myös ahvenen kasvu on varsin hidasta.

Happamoituminen

Kaloilla ionitasapainon ylläpito vaatii enemmän energiaa happamissa kuin neutraaleissa oloissa (Lee ym. 1983). Tämä aiheuttaa kasvun hidastumista, mikäli ravintotilanne ei muutu. Myös käytettävissä oleva ravinto saattaa vähentyä, koska happamuus voi vaikuttaa haitallisesti ravintolajeihin (Meriläinen 1984).

Ahvenen kasvu on hidastunut happamoitumisen vuoksi vain harvoissa luonnonkannoissa (Ryan & Harvey 1980). Kasvun nopeutumisesta on olemassa useampia havaintoja (Almer ym. 1974, Milbrink & Johansson 1975, Ryan & Harvey 1980, Lappalainen ym. 1987, Rask & Raitaniemi 1987). Kasvun nopeutumisen syynä on usein katsottu olevan ahvenpopulaation ja mahdollisesti kilpailevien lajien populaatioiden harventuminen ja siitä seuraava ravinnon määrän kasvu yksilöä kohti.

Merialueella happamoituminen on ongelmana lähinnä Pohjanmaan jokisuissa. Jokisuut ovat Pohjanmaan rannikolla usein ainoita paikkoja, missä ahven voi lisääntyä. Niillä on siten suuri merkitys hyvinkin laajojen alueiden kantojen kehitykselle (Hudd ym. 1984). Merialueella happamoitumisen vaikutukset eivät ole yhtä selviä kuin pienissä järvissä, koska kalat voivat karttaa happamoituneita alueita (Höglund 1961). On kuitenkin todennäköistä, että Maalahdenjokisuun ahventen nopea kasvu johtuu lisääntymisen epäonnistumisesta (ks. ikärakenne) ja populaation harventumisesta, tosin happamoitumista edeltävältä ajalta ei ole olemassa näytteitä. Kyrönjokisuussa ahvenen lisääntymisalueiden ja syönnösalueiden suhde on happamuushaitoista huolimatta suurempi ja kasvu siten hitaampaa kuin Maalahdenjokisuussa.

5. Yhteenveto ja päätelmät

Työ perustuu rannikolta Luodon edustalta, Kyrönjokisuusta, Merenkurkun ulkosaaristosta, Maalahdenjokisuusta, Reposaaressa edustalta, Saaristomeren pohjoisosasta, Ahvenanmaalta ja Helsingin edustalta vuosina 1978-86 kerättyyn ahvenaineistoon. Työssä pyrittiin osoittamaan, että elinympäristöjen "avonaisuudesta" ja monimuotoisuudesta huolimatta rannikkoalueella on suuria kasvueroja populaatioiden ja vuosiluokkien välillä ja että erot voidaan selittää populaatiorakenteen ja ympäristötekijöiden avulla. Kasvu arvioitiin kutualueilta otettuja saalisnäytteitä (katiska, silakkarysä, ahvenrysä, purorysä, pilkki, poikaspauretti, nuotta) ja niistä mitattuja yksilöiden kokonaispituuksia hyväksi käyttäen (näytteitä kaikkiaan 18959 kalasta, kasvua ei määritetty takautuvasti). Näytteenottoon liittyviä tekijöitä, mm. pyydysten valikoivuutta, käsiteltiin varsin laajasti. Poikasvaiheen kehitykseen ei puututtu.

5.1. Näytteenotto

Pyydyksen valikoivuuteen vaikuttavat pyydystyyppin ohella pyydyksen silmäkoko, pyyntiaika ja pyyntipaikka. Ahvenella mainitut tekijät vaikuttavat erityisesti saaliin määrään, saaliin koko- ja ikärakenteeseen, koiraiden ja naaraiden osuuteen saaliissa sekä siihen, missä määrin koiraiden ja naaraiden ikärakenteet saaliissa eroavat toisistaan.

Käytetyistä pyydyksistä silakkarysä oli ahvenen koon ja iän suhteen vähiten valikoiva, tosin koiraiden ja naaraiden ikärakenteet erosivat useissa tapauksissa toisistaan. Sukupuolen ja sukukypsyyden suhteen katiskat ja rysät ovat kutuaikana niin valikoivia, että populaation sukupuoli- ja sukukypsyydjakauman arvioiminen niistä otettujen näytteiden perusteella on mahdotonta. Lisäksi erityisesti katiskan pyyntiteho vaihtelee kutuaikana voimakkaasti pyyntiajan mukaan, mikä on otettava huomioon käytettäessä katiskasaaliita populaatiotiheyden (yksikkösaaliiden) arvioimiseen.

Näyte edustaa ikäryhmän kokojakaumaa populaatiossa, jos ikäryhmän (sukupuolittain) sisällä kaikenkokoisten yksilöiden todennäköisyys joutua pyydykseen on yhtä suuri. Paras arvio kasvusta saadaan valikoimalla kutakin ikäryhmää parhaiten edustavat näytteet eri pyydyksistä. Silloin kun ikäryhmän pituuden hajonta on pientä, saadaan helpommin edustavia näytteitä.

Pyydykseen, pyyntipaikkaan ja pyyntiaikaan on kiinnitettävä erityisen suurta huomiota silloin, kun tutkitaan populaation ikärakennetta ja sen perusteella esim. kuolevuutta. Pyyntimenetelmä ja pyyntiaika vaikuttavat näytteen ikärakenteen ohella koiraiden ja naaraiden runsaussuhteisiin sekä siihen, missä määrin koiraiden ja naaraiden ikärakenteet eroavat toisistaan. Vaikutukset ikärakenteeseen ja sukupuolijakaumaan ovat erilaisia eri alueilla. Merialueella näytteenottoajan merkitys kasvaa etelärannikolta pohjoiseen mentäessä.

Näytteiden kokonaisikärakenteiden ohella on syytä tarkastella myös erikseen koiraiden ja naaraiden ikärakenteita varsinkin silloin, kun näyte on otettu kutuaikana sukupuolen ja sukukypsyyden suhteen valikoivalla pyydyksellä (katiska, rysä) populaatiosta, jossa koiraat ja naaraat tulevat keskimäärin eri ikäisinä sukukypsiksi ja jäävät kyseiseen pyydykseen jo 2-3 -vuotiaina.

Jotta ikä- ja kasvututkimuksia varten eri vuosina otetut näytteet olisivat mahdollisimman vertailukelpoisia, näytteet pitäisi ottaa aina samasta paikasta, samalla pyydyksellä, mahdollisimman yhdenmukaisissa oloissa ja pitkän ajan kuluessa.

5.2. Ahvenen kasvu ja siihen vaikuttavat tekijät

5.2.1. Keskimääräinen kasvu

Ikäryhmien keskipituuksien perusteella erot rannikkoalueen ahvenpopulaatioiden kasvussa ovat suuria. Viisivuotiaiden keskipituus oli nopeakasvuissimmissa populaatioissa 9-10 cm (noin 60 %) suurempi kuin hidaskasvuissimmissa populaatioissa. Keskipainot olivat vastaavasti noin 100 g (200-300 %)

suuremmat. Populaatiotasolla vuosiluokkien välillä oli huomattavia eroja keskipituuksissa (painoissa) ja pituuden hajonnassa.

4-5 -vuotiaiden koiraiden keskipituuksien perusteella populaatiot ryhmiteltiin seuraavasti (yksisuuntainen varianssianalyysi) alkaen hidaskasvuisimmasta:

Seurasaarenselkä, Vanhankaupunginlahti, Vartiokylänlahti - Luoto, Reposaari, Färjsundet - Kyrönjokisuu, Mynämäenlahti - Mikkelinlaaret, Maalahdenjokisuu - Björköby, Valassaaret. Ryhmät olivat jokseenkin samat ikäryhmästä ja sukupuolesta riippumatta, mutta kaksi- ja kolmevuotiaina Helsingin edustan, Mynämäenlahden ja Färjsundetin ahventen keskipituudet eivät vielä eronneet toisistaan.

Maalahdenjokisuussa, Björköbyssä, Mikkelinlaarilla ja Valassaarilla ikäryhmien keskipituudet olivat suurempia kuin on tavattu mistään Itämeren alueelta. Kirjallisuuden perusteella Itämeren nopeakasvuisimmat ahvenkannat ovat Tukholman saaristossa, Nevanlahdessa ja Kuurinlahdessa. Ainoastaan Pellingin saaristosta Porvoon edustalta on havaittu pienempiä keskipituuksia (aineisto 1930-luvulta) kuin Helsingin edustalta.

5.2.2. Kasvuun vaikuttavat tekijät

Yksilön sisäisistä tekijöistä kasvuun vaikuttavat lähinnä sukupuoli ja sukukypsyysikä. Koiraat ovat naaraita hitaampi-kasvuisia keskimäärin 3-4 ikävuoden jälkeen. Kasvu hidastuu yleensä sukukypsyyden saavuttamisen jälkeen, mikä korostaa koiraiden ja naaraiden kasvueroja silloin, kun sukukypsyysiät eroavat toisistaan. Koiraiden ja naaraiden kasvuerojen syynä ovat mahdollisesti myös perinnölliset tekijät ja elintavat. Sukukypsyysikään vaikuttavat kasvun ohella todennäköisesti myös lämpötila, populaatorakenne, ravinto ja veden laatu. Jos sukukypsyysikä on pieni hidaskasvuisissa populaatioissa (esim. Helsingin edusta), on sukukypsyysikäällä populaatioiden kasvueroja lisäävä vaikutus.

Lämpötila on tärkeimpiä kasvuun vaikuttavista fysikaalisista ja kemiallisista ympäristötekijöistä. Lämpötilan kohoaminen

nopeuttaa aineenvaihduntaa, ja kasvu on yleensä viileässä vedessä hitaampaa kuin lämpimässä, vaikka ravinnon määrä olisi optimaalinen. Populaatiotasolla vuosien väliset lämpötilaerot saattavat selittää suuren osan vuosiluokkien keskipituuksien vaihtelusta varsinkin nuorimmissa ikäryhmissä. Meidän rannikollamme esiintyviä populaatioiden välisiä eroja ei voida selittää lämpötilan suoran vaikutuksen avulla: Ikäryhmien keskipituudet olivat etelä- ja lounaisrannikolla pienempiä kuin Merenkurkun ulkosaaristossa. Kasvuerojen syntyyn esim. Euroopan alueella kasvukauden pituudella ja lämpötilan fysiologisella vaikutuksella on oleellinen osuus.

Veden suolapitoisuus voi vaikuttaa kasvuun, koska ionitaspainon ylläpito vaatii energiaa. Itämeren alueella suolapitoisuuden vaihtelu on kuitenkin niin pientä, ettei sen avulla voida selittää populaatioiden välisiä kasvueroja.

Fysikaalisten ja kemiallisten ympäristötekijöiden suora fysiologinen vaikutus määrää todennäköisesti kasvun perustason ja maksimaalisen kasvun kullakin alueella. Havaittujen kasvuerojen syitä etsittäessä on kuitenkin tarkasteltava populaatiotiheyden ja ravinnon määrän suhdetta (lisääntymis- ja syönnösalueiden suhdetta, ravintokilpailun voimakkuutta), johon vaikuttavat kalalajisto ja lajien runsaudet, populaatioiden ikä- ja kokorakenne sekä alueen suuruus. Fysiologiset ja kemialliset ympäristötekijät puolestaan vaikuttavat sekä kalapopulaatioiden rakenteeseen että ravinnon määrään.

Ravintokilpailu on suurimmillaan ja ahventen kasvu hidasta sisälahdissa, esim. Helsingin edustalla, missä lisääntymisalueiden ja syönnösalueiden suhde on suuri (yksilöä kohti käytettävissä olevan ravinnon määrä pieni). Helsingin, Reposaaren ja Luodon edustalla ravinnon määrä on paikoin absoluuttisestikin pieni. Lounaisilla saaristoalueilla on laajojen matalien alueiden ja pitkän rantaviivan ansiosta erityisen runsaasti lisääntymisalueita, kalapopulaatiot siten tiheitä ja ravintokilpailu voimakasta huolimatta laajoista syönnösalueista ja ravinnon runsaudesta. Etelä- ja lounaisrannikolla on kyse myös lajien välisestä kilpailusta. Lisääntymis- ja syönnösalueiden suhde on pienimmillään ulkosaaristossa (Mikkelinsaaret, Valassaaret, Björköby), missä ahventen kasvu on siten nopeaa. Ravintokilpailun voimakkuus

ja kasvuerojen syntyminen ovat mahdollisesti osittain yhteydessä myös ympäristön monimuotoisuuteen ja ravinnon laatuun (pohjaeläinravinto, kalaravinto).

5.3. Kasvunopeuden merkitys

Ahvenpopulaatioiden väliset suuret erot keskimääräisessä kasvussa, kasvuerot vuosiluokkien välillä populaation sisällä ja yksilöiden välillä vuosiluokan sisällä ovat osoituksena vaihtelevista kasvuedellytyksistä, lähinnä populaatiotiheyden ja ravinnon määrän suhteesta, ja ahvenen sopeutumiskyvystä. Populaatioiden väliset erot osoittavat samalla, että liikkumisalueet ovat varsin suppeat ja ainakin osittain erilliset. Tähän viittaavat myös merkintätulokset ja erot populaatioiden ikärakenteessa.

5.3.1. Kannan dynamiikka

Kalakannan dynamiikkaa säätelevät ensisijaisesti syntyvyys ja kuolevuus, mutta epäsuorasti myös somaattinen kasvu, koska kasvu puolestaan vaikuttaa sekä syntyvyyteen että kuolevuuteen (Craig 1987). Kasvun nopeutuminen merkitsee usein suurempaa fekunditeettia, predaation pienenemistä nuorimmissa ikäryhmissä ja suurempaa kalastuskuolevuutta (maksimi-ikä aleneminen).

Ravinnon määrään nähden tiheässä ahvenpopulaatiossa runsaan vuosiluokan kasvu on yleensä hitaampaa kuin runsaudeltaan keskinkertaisen tai heikon vuosiluokan, mikä puolestaan hillitsee lisääntymistä ja tasapainottaa populaation ikärakennetta. Runsas vuosiluokka voi myös hidastaa seuraavien vuosiluokkien kasvua.

5.3.2. Kalastusbiologiset mallit

Kalastusbiologisissa malleissa kasvu ja luonnollinen kuolevuus oletetaan yleensä vakioiksi. Todellisuudessa kasvu usein hidastuu ja luonnollinen kuolevuus kasvaa, kun populaation tiheys kasvaa. Rekrytoinnin vaihtelun merkitys on kuitenkin tuotannon kannalta suurempi (Gulland 1983) erityisesti ahvenella, jolla kasvu on melko hidasta ja vaihtelut vuosiluokkien runsaudessa suuria. Kasvuparametrien vakioksi

olettaminen tuskin aiheuttaa suurta virhettä, jos parametrit on arvioitu usean vuoden aineistojen perusteella. Yhden vuoden aineiston perusteella tehty arvio saattaa johtaa virheelliseen tulokseen, koska vuosiluokkien väliset kasvuerot voivat olla huomattavia.

Koska kasvu, sukukypsyysikä ja osittain myös pyydystettävyys ovat erilaisia ahvenkoiraille ja -naaraille, on malleja käytettäessä syytä tarkastella, vaikuttaako aineiston käsittely sukupuolittain olennaisesti tuloksiin (vrt. Kuikka 1987).

5.3.3. Kasvu ympäristömuutosten ilmentäjänä

Laajan levinneisyytensä, sopeutumiskykynsä ja paikallisuutensa vuoksi ahven sopii hyvin indikaattorilajiksi ympäristömuutosten seurantaan. Ympäristötekijöiden keskinäisen vuorovaikutuksen ja eliöyhteisöjen monimutkaisuuden vuoksi ympäristömuutoksilla ja ahvenen kasvulla ei ole kuitenkaan yksiselitteisiä syy-seuraussuhteita. Kasvussa tapahtuvat muutokset ovat riippuvaisia mm. ravinnon määrässä ja laadussa, kalalajistossa, lajien runsaussuhteissa ja ahvenkannan tiheydessä tapahtuvista muutoksista. Kasvu muuttuu helpoimmin pienvesissä, missä eliöyhteisöjen rakenne on yksinkertaisempi kuin merialueella. Lisääntymis- ja syönnösalueiden (populaatiotiheyden ja ravinnon määrän) suhteessa tapahtuville muutoksille ahvenen kasvu on kuitenkin varsin herkkä. Mynämäenlahden aineiston perusteella muutoksia ilmentävät parhaiten viisivuotiaat ja sitä vanhemmat koiraat (nuorimmissa ikäryhmissä lämpötila on tärkein kasvuun vaikuttava tekijä), mutta "sopiva" ikä vaihtelee todennäköisesti alueittain ravinnon koostumuksen mukaan.

Kasvun ohella on syytä tutkia sukukypsyyteen liittyviä tekijöitä ja populaation ikärakennetta. Ahvenen käyttö ympäristömuutosten ilmentäjänä edellyttää myös runsaasti tietoa kasvun ja populaation rakenteen luonnollisesta vaihtelusta, minkä vuoksi pitäisi kerätä runsaasti vertailu-aineistoja. Myös kokeellista tutkimusta pitäisi lisätä, koska selkeät syy-seuraussuhteet ovat luonnonoloissa ja erityisesti merialueella vaikeasti todettavissa.

Kiitokset

Kiitän niitä lukuisia henkilöitä, sekä kalastajia että RKTL:n kalantutkimusosaston henkilökuntaa, jotka ovat vuosien varrella olleet mukana näytteenotossa tai näytteiden käsittelyssä, heistä erityisesti Kalle Sundmania, joka on tehnyt myös iänmäärittystyön. Lisäksi kiitän lämpimästi työn ohjaajaa dosentti Lauri Kolia sekä MML Mikael Hildeniä, apulaisprofessori Mauri Hirvenojaa, FK Richard Huddia, MMK Sakari Kuikkaa, erikoistutkija Hannu Lehtosta ja FK Lauri Urhoa, jotka ovat antaneet hyviä neuvoja ja kommentteja työtä suunnitellessani ja erityisesti käsikirjoitusta laatiessani. Parhaat kiitokseni myös Ritva Lehtoselle, joka on piirtänyt puhtaaksi suurimman osan kuvista.

Kirjallisuusluettelo

- Aaltonen, E. K. & Vertanen, P. 1984. Pietarsaaren edustan velvoitetarkkailun vuosiyhteenveto 1983. Pohjanmaan tutkimuspalvelu Oy. 29 s. + liitteet.
- Aaltonen, E. K. & Vertanen, P. 1985. Pietarsaaren edustan velvoitetarkkailun vuosiyhteenveto 1985. Pohjanmaan tutkimuspalvelu Oy. 36 s. + liitteet.
- Ackefors, M. 1965. On the zooplankton fauna at Askö. *Ophelia* 2 (2), p. 269-280.
- Alasaarela, E. 1983. Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistötöiden työaikaisista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuksista Kyrönjoen veden laatuun. Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto. 65 s.
- Allee, W. C., Greenberg, B., Rosenthal, G. M. & Frank, P. 1948. Some effects of social organization on growth in the green sunfish, Lepomis cyanellus. *J. Exp. Zool.* 108, p. 1-19.
- Alm, G. 1946. Reasons for the occurrence of stunted fish populations. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 25, p. 1-146.
- Alm, G. 1952. Year-class fluctuations and span of life of perch. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 33, p. 17-38.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3, p. 30-36.
- Almer, B. & Hanson, M. 1980. Försurningseffekter i västkustsjöar. *Inf. Sötvattenslab. Drottningholm* 5, 44 s.
- Andersin, A.-B. 1983. Macrozoobenthos in the open sea area of the Bothnian Sea. *Meri* 12, p. 145-152.
- Anttila, R. 1973. Effect of sewage on the fish fauna in the Helsinki area. *Oikos Suppl.* 15, p. 226-229.
- Bagenal, T. B. 1972. The variability in numbers of perch Perca fluviatilis L. caught in traps. *Freshw. Biol.* 2, p. 27-36.
- Bagge, P. & Ilus, E. 1973. Interannual changes of soft bottom fauna at some permanent Finnish stations in 1969-1970. *Annales Biologiques* 28, p. 78-85.
- Beamish, R. J. & Harvey, H. H. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. *J. Fish. Res. Board Can.* 29, p. 1131-1143.
- Beamish, R. J., Lockhart, W. L., van Loon, J. C. & Harvey, H. H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *Ambio* 4, p. 98-102.
- Brazo, D. C., Tack, P. I. & Liston, C. R. 1975. Age, growth and fecundity of yellow perch, Perca flavescens, in Lake Michigan near Ludington, Michigan. *Trans. Am. Fish. Soc.* 4, p. 726-730.

- Brett, J. R. 1979. Environmental factors and growth. In: Hoar, W. S., Randall, D. J. & Brett, J. R. (eds.), *Fish Physiology* Vol. VIII, p. 599-675. Academic Press, New York, San Francisco, London.
- Böhling, P. & Lehtonen, H. 1984. Effect of environmental factors on migrations of perch (Perca fluviatilis L.) tagged in the coastal waters of Finland. *Finnish Fish. Res.* 5, p. 31-40.
- Coble, D. W. 1966. Dependence of total annual growth in yellow perch on temperature. *J. Fish. Res. Board Can.* 23, p. 15-20.
- Colby, P. J., Spangler, G. R., Hurley, D. A. & McCombie, A. M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities of oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29, p. 975-983.
- Craig, J. F. 1974. Population dynamics of perch, Perca fluviatilis L. in Slapton Ley, Devon. I. Trapping behaviour, reproduction, migration, population estimates, mortality and food. *Freshw. Biol.* 4 (5), p. 417-431.
- Craig, J. F. 1975. Seasonal variation in the catching power of traps used for perch, Perca fluviatilis L. *Freshw. Biol.* 5, p. 183-187.
- Craig, J. 1987. The biology of perch and related fish. Croom Helm, London and Sydney. 317 p.
- Elmgren, R. 1978. Structure and dynamics of Baltic benthos communities, with particular reference to the relationship between macro- and meiofauna. *Kieler Meeresf.* 4, p. 1-22.
- Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.* 183, p. 152-169.
- Eriksson, J. & Leppäkoski, E. 1983. Bottenfaunan på ÅL-stationer i den äländska skärgården. *Husö biologiska station, Ny serie* 32, 17 s.
- Eriksson, L.-O. 1978. A laboratory study of diel and annual activity rhythms and vertical distribution in the perch, Perca fluviatilis, at the Arctic Circle. *Env. Biol. Fish.* 3 (3), p. 301-307.
- Eshenroder, R. L. 1977. Effects of intensified fishing, species changes, and spring water temperatures on yellow perch, Perca flavescens, in Saginaw Bay. *J. Fish. Res. Board Can.* 34 (10), p. 1830-1838.
- Fabricius, E. 1956. Hur abborren leker. *Zool. Revy* 18, p. 48-55.
- Ferguson, R. G. 1958. The preferred temperature of fish and their midsummer distribution in temperate lakes and streams. *J. Fish. Res. Board Can.* 15, p. 607-624.
- Forney, J. L. 1971. Development of dominant year classes in a yellow perch population. *Trans. Am. Fish. Soc.* 100, p. 739-749.
- Fry, F. E. J. 1949. Statistics of a lake trout fishery. *Biometrics* 5, p. 27-67.

- Gulland, J. A. 1965. Estimation of the mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Group Report. Council Meeting of ICES 1965. 9 p. (Mimeo)
- Gulland, J. A. 1983. Fish stock assessment: manual of basic methods. John Wiley & Sons, Chichester. 223 p.
- Halme, E. & Hurme, S. 1952. Tutkimuksia Helsingin rannikkoalueen kalavesistä, kaloista ja kalastusoloista. Helsingin kaupungin julkaisuja N:o 3. Helsinki. 157 s.
- Hamley, J. M. & Howley, T. P. 1985. Factors affecting variability of trapnet catches. Can. J. Fish. Aquat. Sci 42 (6), p. 1079-1087.
- Hansson, S. 1982. Födoval och tillväxt hos sik, abborre, gers, mört och hornsimpa i Luleå skärgård. Inf. Sötvattenslab. Drottningholm 2, 47 s.
- Hansson, S. 1985. Local growth differences in perch (Perca fluviatilis L.) in a Baltic archipelago. Hydrobiologia 121, p. 3-10.
- Hansson, S. 1986. Födovalen hos abborre, gers, mört, sik och hornsimpa i fem av cellulosa-industrier påverkade kustområden i Bottenhavet. Inf. Sötvattenslab. Drottningholm 12, 30 s.
- Hansson, S. & Westin, L. 1985. A comparison of the growth of perch (Perca fluviatilis L.) in an eutrophied bay and a reference area in the northern Baltic proper. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 62, p. 57-59.
- Hartikainen, H. & Ylihalla, M. 1986. Oxidation-induced leaching of sulphate and cations from acid sulphate soils. Water Air Soil Pollut. 27, p. 1-13.
- Hartmann, J. 1975. Der Barsch (Perca fluviatilis) im eutrophierten Bodensee. Arch. Hydrobiol. 76(3), p. 269-286.
- Hartmann, J. 1977. Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 39, s. 243-254.
- Hartmann, J. 1978. Fischwachstum bei Oligo-, Meso- und Eutrophie des Bodensee. Schweiz. Z. Hydrol. 40, s. 32-39.
- Hartmann, J. & Nümann, W. 1977. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 34 (10), p. 1670-1677.
- Hasler, A. D. & Bardach, J. E. 1949. Daily migrations of perch in Lake Mendota, Wisconsin. J. Wildl. Manage 13 (1), p. 40-51.
- Helminen, O. 1975. Bottenfaunan i den åländska skärgården. Husö Biol. Stat. Medd. 17, s. 43-71.
- Henderson, B. A. 1985. Factors affecting growth and recruitment of yellow perch, Perca flavescens Mitchill, in South Bay, Lake Huron. J. Fish. Biol. 26, p. 449-458.
- Hernroth, L. & Ackefors, H. 1979. The zooplankton of the Baltic proper. A long term investigation of the fauna, its biology and ecology. Rep. Inst. Mar. Res. Lysekil 2, 60 p.

- Hessle, C. & Vallin, S. 1934. Undersökningar över plankton och dess växlingar i Östersjön under åren 1925-1927. Sv. Hydrogr. biol. komm. skr. 1 (5), 132 s.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Zdanowski, B., Ejsmont-Karabinova, J., Karabin, A. & Weglenska, T. 1976. Primary and secondary production of plankton in heated lakes. Polish Agricult. Annual, Ser. H. 97 (3), p. 69-88.
- Hokansson, K. E. F. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. J. Fish. Res. Board Can. 34 (10), p. 1524-1550.
- Hudd, R., Hilden, M., Urho, L., Axell, M.-B. & Jäfs, L.-A. 1984. Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalousselvitys 1980-1982. Vesihallitus. Tiedotus 242 A, 275 s.
- Hudd, R., Urho, L. & Lehtonen, H. 1987. Selvitys Merenkurkussa tapahtuneen m/s Eiran öljypäästön vaikutuksista kaloihin ja kalastukseen (painossa).
- Huh, H. T., Calbert, H. E. & Stuiber, D. A. 1976. Effects of temperature and light on growth of yellow perch and walleye using formulated feed. Trans. Am. Fish. Soc. 105, p. 254-258.
- Hyvärinen, J. 1983. Särjen (Rutilus rutilus L.) ja ahvenen (Perca fluviatilis L.) saalisvaroista ja biologiasta Porin edustan merialueella. Pro gradu-tutkielma. Biologian laitos, hydrobiologian osasto. Jyväskylän yliopisto. 55 s. + liitteet.
- Häkkilä, K. 1981. Vuorikemian titaanidioksiditehtaiden jätevedet Porin edustan merialueella. Vesihallituksen monistesarja 84, 65 s.
- Häkkilä, K. 1983. Yhteenveto Porin edustalla tehdyistä tutkimuksista, jotka saattavat valaista Selkämeren ekosysteemissä tapahtuneita muutoksia. Meri 12, s. 21-82.
- Häkkilä, S. & Puhakka, M. 1984. Turun ympäristön merialueen pohjaeläimistö 1983. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 59, s. 52-77.
- Höglund, L. B. 1961. The reactions of fish in concentration gradients. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 43, 147 p.
- Isotalo, I., Huttula, T., Leskinen, E., Niemi, J., Niemi, M., Pitkänen, H. & Sarkkula, J. 1985. Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Strömin tilaan kesällä 1984. Vesihallituksen monistesarja 352, 87 s.
- Jensen, K. W. 1976. Estimates of a population of spawning perch (Perca fluviatilis L.) and the efficiency of trap net and gill-net fishing. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 55, p. 45-50.
- Johnson, T. 1978. Dispersal area of perch, Perca fluviatilis, tagged in a stream flowing into the Bothnian Sea. Aquilo Ser. Zool. 18, p. 62-64.

- Jumppanen, K. 1987. Eutrofiering av Skärgårdshavet. Nordforsk, Miljövårdsserien. Publikation 1987:1, s. 197-209.
- Karås, P. 1979. Inverkan av ett varmvattenutsläpp på födovallet hos abborre (Perca fluviatilis L.) och mört (Rutilus rutilus (L.)) i en Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1157, 34 s.
- Karås, P. & Neuman, E. 1981. First-year growth of perch (Perca fluviatilis L.) and roach (Rutilus rutilus (L.)) in a heated Baltic bay. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 59, p. 48-63.
- Kempe, O. 1962. The growth of the roach (Leuciscus rutilus L.) in some Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 44, p. 42-104.
- Kesteven, G. L. (ed.) 1960. Manual of field methods in fisheries biology. FAO Manuals in Fisheries Sciences, No. 1, Rome. 152 p.
- Kettunen, J. & Hildén, M. 1986. Populaatioanalyysi ja sen herkkyyss parametrien muutoksille. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 56, 50 s.
- Kitchell, J. F., Johnson, C. K., Minns, C. K., Loftus, K. H., Greig, L. & Olver, C. H. 1977. Percid habitat: the river analogy. J. Fish. Res. Board Can. 34 (10), p. 1936-1940.
- Klementsén, A. 1973. Pelagic, plankton-eating perch. Astarte 6 (1), p. 27-33.
- Koli, L., Aro, E. & Rask, M. 1978. Tvärminnen ahvenen populaatiotutkimus. Loppuraportti luonnontieteelliselle toimikunnalle, 12 s. (Moniste)
- Koli, L., Rask, M. & Aro, E. 1985. Growth, age distribution and year class strength of perch, Perca fluviatilis L., at Tvärminne, northern Baltic Sea. Aqua Fennica 15 (1), p. 161-167.
- Kosonen, L. & Patrikainen, M. 1986. Kemira Oy Vuorikemian tehtaast. Porin edustan merialueen pohjaeläimistö vuonna 1985. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys. Julkaisu 187, 19 s. + liitteet.
- Kudrinskaja, O. M. 1970. Food and temperature as factors affecting the growth, development and survival of pike-perch and perch larvae. J. Ichthyol. 10 (6), p. 779-788.
- Kuikka, S. 1987. Hauen kalastuksen suunnittelu. Kalatalouden tutkielma. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. 71 s.
- Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P. J. 1987. Acidification affects the perch, Perca fluviatilis L., populations in small lakes of southern Finland. Env. Biol. Fish. (in print).
- Larkin, P. A. & Northcote, T. G. 1969. Fish as indices of eutrophication. In: Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Nat. Acad. Sci. Publ. 1700, p. 256-273.
- Leach, J. H., Johnson, M. G., Kelso, J. R. M., Hartmann, J., Nümann, W. & Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 34 (10), p. 1964-1971.

- Le Cren, E. D. 1947. The determination of the age and growth of the perch (Perca fluviatilis) from the opercular bone. J. Anim. Ecol. 16, p. 188-204.
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (Perca fluviatilis). J. Anim. Ecol. 20, p. 201-219.
- Le Cren, E. D. 1955. Year to year variation in the year-class strength of Perca fluviatilis. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 12, p. 187-192.
- Le Cren, E. D. 1958. Observations on the growth of perch (Perca fluviatilis L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. J. Anim. Ecol. 27, p. 287-334.
- Le Cren, E. D., Kipling, C. & McCormack, J. C. 1977. A study of the numbers, biomass and year-class strengths of perch (Perca fluviatilis L.) in Windermere from 1941 to 1966. J. Anim. Ecol. 46, p. 281-307.
- Lee, R. M., Gerking, S. D. & Jezierska, B. 1983. Electrolyte balance and energy mobilization in acid-stressed rainbow trout, Salmo gairdneri, and their relation to reproductive success. Env. Biol. Fish. 8, p. 115-123.
- Lehtonen, H. 1983. Stocks of pike-perch (Stizostedion lucioperca L.) and their management in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland. Finnish Fish. Res. 5, p. 1-16.
- Lehtonen, H. 1985. Changes in the commercially important freshwater fish stocks in the Gulf of Finland during recent decades. Finnish Fish. Res. 6, p. 61-70.
- Lehtonen, H., Böhling, P. & Hilden, M. 1983. Saaristomeren pohjoisosan kalavarat. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 9, s. 86-140.
- Lehtonen, H. & Salojärvi, K. 1978. Kotitarve- ja virkistyskalastus Suomessa vuonna 1975. Suomen Kalatalous 48, s. 41-55.
- Lehtonen, H. & Salojärvi, K. 1981. Kotitarve- ja virkistyskalastus Suomessa vuonna 1978. Suomen Kalatalous 50, s. 30-72.
- Leinonen, K. & Lehtonen, H. 1987. Virkistys- ja kotitarvekalastus Suomessa vuonna 1984. Suomen Kalatalous (painossa).
- Leivestad, H. & Munitz, I. P. 1976. Fish kill at a low pH in a Norwegian river. Nature 259, p. 391-392.
- Lessmark, O. 1983. Effects of ration size and temperature on growth and food conversion of perch (Perca fluviatilis). Manuscript. Lund.
- Luotamo, I. 1971. Helsingin ja Espoon merialueiden pohjaeläimistö. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 3 (2), 41 s.
- Mankki, J. & Kosonen, J. 1982. Porin edustan pohjaeläimistö 1981. Kokenäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys. Julkaisu 134, 28 s.

- Meriläinen, J. J. 1984. Zonation of the macrozoobenthos in the Kyrönjoki estuary in the Bothnian Bay, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21, p. 89-104.
- Milbrink, G. & Johansson, N. 1975. Some effects of acidification on roe of roach, Rutilus rutilus L., and perch, Perca fluviatilis L.- with special reference to the Åvaå lake system in eastern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 54, p. 52-62.
- Miranda, L. E., Wingo, W. M., Muncy, R. J. & Bates, T. D. 1987. Bias in growth estimates derived from fish collected by anglers. In: Summerfelt, R. C. & Hall, G. E. (eds.), *The age and growth of fish*. p. 211-220. The Iowa State Univ. Press.
- Mäkinen, Y. 1970. Tilastotiedettä biologeille. Synapsi r.y:n kurssimoniste, 2. painos. Turku. 184 s.
- Nakashima, B. S. & Leggett, W. C. 1975. Yellow perch (Perca flavescens) biomass responses to different levels of phytoplankton and benthic biomass on Lake Memphremagog, Quebec-Vermont. *J. Fish. Res. Board Can.* 32, p. 1785-1797.
- Neuman, E. 1974. Temperaturens inverkan på abborrens (Perca fluviatilis L.) tillväxt och årsklass-storlek i några Östersjöskärgårdar. *Inf. Sötvattenslab. Drottningholm* 6, 40 s.
- Neuman, E. 1976. The growth and year-class strength of perch (Perca fluviatilis L.) in some Baltic archipelagoes, with special reference to temperature. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 55, 70 p.
- Neuman, E. 1979. Activity of perch (Perca fluviatilis L.) and roach (Rutilus rutilus (L.)) in a Baltic bay, with special reference to temperature. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 58, s. 107-125.
- Neuman, E. 1984. Abborrens tillväxt i Forsmarkområdet. Statens naturvårdsverk, Öregrund, Sverige. 7 s.
- Neuman, E. & Karås, P. 1987. Effects of pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community. Contribution at the 2nd IAWPRC Symposium on forest industry wastewaters, June 9-12, 1987, Tampere, Finland. 12 p.
- Neuman, E. & Thoresson, G. 1979. Tillväxthastigheten hos abborre (Perca fluviatilis L.), mört (Leuciscus rutilus L.), skrubbskädda (Pleuronectes flesus L.) och lake (Lota vulgaris Jenyns) i några Östersjöskärgårdar. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1155, 26 s.
- Niemi, A. 1980. Pohjanlahden rannikolle padottujen makeavesialtaiden kalakannoista ja kalastuksesta. *Suomen kalastuslehti* 87 (1), s. 208-211.
- Nilsson, D. 1921. Några insjöfiskars ålder och tillväxt i Bottniska viken och Mälaren. *Medd. Kungl. Lantbruksstyr.* N:r 231, 56 s.
- Norha, T. & Pesonen, L. 1984. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1983. Helsingin kaupunki, vesiensuojelulaboratorio. 83 s. + liitteet.

- Nyman, C., Lax, H.-G. & Vainio, T. 1987. M/s Eiran öljyvahinko; vaikutukset veden laatuun ja pohjaeliöstöön. Käsikirjoitus (painossa).
- Persson, L. 1983a. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch Perca fluviatilis and roach Rutilus rutilus population. *Oikos* 41, p. 126-132.
- Persson, L. 1983b. Food consumption and competition between age classes in a perch Perca fluviatilis population in a shallow eutrophic lake. *Oikos* 40, p. 197-207.
- Persson, L. 1983c. Food consumption and the significance of detritus and algae to intraspecific competition in roach Rutilus rutilus in a shallow eutrophic lake. *Oikos* 41, p. 118-125.
- Pianka, E. R. 1983. Evolutionary ecology. 3.edition, Harper & Row Publishers, New York.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P. 1987. The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisu 8, 167 s.
- Platonow, N. S., Meads, E. B., Liptrop, R. M. & Lotz, F. 1976. Effects of some commercial preparations of polychlorinated biphenyls in growing piglets. *Can. J. comp. Med.* 40, p. 421-428.
- Pope, J. G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Bull. ICNAF* 9, p. 65-74.
- Rantala, A. 1983. Valtakunnallinen kalansaalustilasto Suomessa vuosina 1979-1981. *Suomen Kalatalous* 50, s. 73-83.
- Rask, M. 1983. Differences in growth of perch (Perca fluviatilis L.) in two small forest lakes. *Hydrobiologia* 101, p. 139-144.
- Rask, M., Heinänen, A., Salonen, K., Arvola, L., Bergström, I., Liukkonen, M. & Ojala, A. 1986. The limnology of a small, naturally acidic, highly humic forest lake. *Arch. Hydrobiol.* 106 (3), p. 351-371.
- Rask, M. & Raitaniemi, J. 1987. The growth of perch, Perca fluviatilis L., in recently acidified lakes of southern Finland - a comparison with unaffected waters. *Arch. Hydrobiol.* (in print).
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191, 382 p.
- Ryan, P. M. & Harvey, H. H. 1980. Growth responses of yellow perch, Perca flavescens (Mitchill), to lake acidification in the La Cloche Mountain Lakes of Ontario. *Env. Biol. Fish.* 5, p. 97-108.
- Sandheinrich, M. B. & Hubert, W. A. 1984. Intraspecific resource partitioning by yellow perch (Perca flavescens) in a stratified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, p. 408-418.

- Sandström, O., Neuman, E. & Karås, P. 1987. Effects of a bleached pulp mill effluent on growth and gonad function in Baltic coastal fish. Contribution at the 2nd IAWPRC Symposium on forest industry wastewaters, June 9-12, 1987, Tampere, Finland.
- Schneider, J. C. 1973. Influence of diet and temperature on food consumption and growth by yellow perch, with supplemental observations on the bluegill. Mich. Dep. Nat. Res., Fish. Div., Fish. Res. Rep. No. 1802, 25 p.
- Schofield, C. L. 1976. Acid precipitation: Effects on fish. *Ambio* 5, p. 228-230.
- Scott, W. B. & Crossman, E. J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 184, 966 p.
- Segerstråle, C. 1933. Über scalimetrische Methoden zur Bestimmung des linearen Wachstums bei Fischen. *Acta Zool. Fennica* 15, 168 p.
- Segerstråle, C. 1948. Gäddan och abborren i sydfinländska kustvatten. In: Lindberg, H. (ed.), *Skärgårdsboken*, s. 409-441. Helsinki.
- Seppänen, P. 1970. Kalojen kasvusta Helsingin merialueella. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 2 (12), 89 s.
- Sevola, P. 1978. The nutrient contents off the coast of Finland in the northern Bothnian Bay. *Finnish Mar. Res.* 244, p. 191-197.
- Sevola, P., Hudd, R. & Hildén, M. 1982. Luontaiset mahdollisuudet tutkia happamuuden vaikutuksia vesiin Suomessa tulisi käyttää hyväksi. *Luonnon Tutkija* 86, s. 62-64.
- Smirnov, A. N. 1977. Okun Finskogo zaliva - Perca fluviatilis L. (The perch in the Gulf of Finland). *Izv. GOSNIORKH* 123, p. 106-116.
- Stearns, S. C. & Crandall, R. E. 1984. Plasticity for age and size at sexual maturity: A life-history response to unavoid stress. In: Potts, G. W. & Wootton, R. J. (eds.), *Fish Reproduction Strategies and Tactics*. p. 13-33. Academic Press, London.
- Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 8, p. 406-421.
- Svärdson, G. 1961. Ingen effekt av sikodlingen i Kalmarsund. *Svensk. Fisk. Tidskr.* 70 (2), s. 23-26.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 55, p. 144-171.
- Tesch, F. W. 1955. Das Wachstum des Barsches (Perca fluviatilis L.) in verschiedenen Gewässern. *Z. Fischerei* 4, s. 321-420.
- Thoresson, G. 1976. Projekthandbok för fältundersökningar. Statens naturvårdsverk, Öregrund, Sverige. (Mimeo)
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch. *FAO Fisheries Synopsis* No. 113, 138 p.

- Toivonen, J. 1966. Kuha rehevöityvissä vesissämmme. Suomen limnologinen yhdistys. Limnologisymposium 1965, s. 62-67. Helsinki.
- Ward, F. J. & Robinson, G. G. C. 1974. A review of research on the limnology of West Blue Lake, Manitoba. J. Fish. Res. Board Can. 31, p. 977-1005.
- Vasama, P.-M. & Vartia, Y. 1980. Johdatus tilastotieteeseen. 3. painos, Gaudeamus, Pori. 725 s.
- Weatherley, A. H. & Rogers, S. C. 1978. Some aspects of age and growth. In: Gerking, S. D. (ed.), Ecology of freshwater fish production, p. 52-74. Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- Weber, J. J. & Les, B. L. 1982. Spawning and early life history of yellow perch in the lake Winnibago system. Dep. Nat. Res. Techn. Bull. 130, 50 p.
- Wetzell, R. G. 1975. Limnology. W. B. Saunders Co., Toronto. 743 p.
- Viljanen, M. 1975. Särjen ja ahvenen kasvusta ja kasvuun vaikuttavista tekijöistä Pääjärvässä (EH).
Lisensiaattitutkielma, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 61 s.
- Viljanen, M. & Holopainen, I. J. 1982. Population density of perch (Perca fluviatilis L.) at egg, larval and adult stages in the dysoligotrophic Lake Suomunjärvi, Finland. Ann. Zool. Fennici 19 (1), p. 39-46.
- Wilkonska, H. & Zuromska, H. 1977. Growth of fry in the heated Konin lakes complex. Polish Agricult. Annual, Ser. H 97 (4), p. 91-111.
- Willner, H. 1979. Bottenfaunan i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1169, 7 s.
- Worthington, E. B. 1950. An experiment with populations of fish in Windermere 1939-48. Proc. Zool. Soc. London 120, p. 113-149.
- Yevtykhova, B. K. 1968. Some features in the population dynamics of the Baykal perch (Perca fluviatilis L.). Problems of Ichthyology 8, p. 176-184.

Liite 1. Ahvennäytteiden ikärakenteet (%) pyydyksittäin vuosina 1978-1986. Näytteenottokuukaudet on annettu sulkeissa. Yhteensä - riviin sisältyvät myös ne yksilöt, joiden sukupuoli ei ollut tiedossa.

	IKÄ (V)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
LUOTO, KATISKA											
1985 (5-6, 8-9)											
Koiraat	-	-	1,8	50,6	26,5	17,7	2,4	0,6	-	0,6	170
Naaraat	-	-	3,4	45,4	41,6	8,7	1,0	-	-	-	207
Yhteensä	-	-	2,7	47,8	34,8	12,7	1,6	0,3	-	0,3	377
MIKKELINSAARET, KATISKA											
1985 (4-6)											
Koiraat	-	-	12,1	5,7	8,9	36,3	20,4	3,8	2,6	10,2	157
Naaraat	-	-	25,2	16,0	10,1	30,3	13,5	1,7	0,8	2,5	119
Yhteensä	-	-	17,6	10,1	9,4	34,2	17,3	2,9	1,8	6,8	278
1986 (5-6)											
Koiraat	-	-	49,0	24,2	2,0	4,6	7,8	6,5	1,3	4,6	153
Naaraat	-	-	50,0	40,2	4,4	1,1	2,7	1,1	0,5	-	184
Yhteensä	-	-	49,7	32,8	3,3	2,7	5,0	3,6	0,9	2,1	338
KYRÖNJOKISUU, KATISKA											
1981 (5)											
Koiraat	-	-	65,3	3,2	14,7	9,5	6,3	1,1	-	-	95
Naaraat	-	-	65,7	4,3	10,0	11,4	5,7	2,9	-	-	70
Yhteensä	-	-	65,7	3,6	12,7	10,2	6,0	1,8	-	-	166
1982 (5-6)											
Koiraat	-	-	3,1	70,3	4,7	10,9	9,4	-	1,6	-	64
Naaraat	-	-	-	76,7	4,7	7,0	2,3	2,3	4,7	2,3	43
Yhteensä	-	-	5,3	72,7	3,8	8,3	5,3	1,5	2,3	0,8	132
1983 (5)											
Koiraat	-	-	53,1	6,3	32,8	-	4,7	-	1,6	1,6	64
Naaraat	-	-	20,9	11,6	65,1	2,3	-	-	-	-	43
Yhteensä	-	-	38,6	11,4	45,5	0,8	2,3	-	0,8	0,8	132
1984 (5)											
Koiraat	-	-	19,3	68,4	12,3	-	-	-	-	-	57
Naaraat	-	-	11,5	64,1	10,3	10,3	-	1,3	-	2,6	78
Yhteensä	-	-	15,5	66,2	11,3	6,3	-	0,7	-	1,4	142
1985 (6)											
Koiraat	-	0,6	39,9	29,8	26,0	2,5	1,3	-	-	-	158
Naaraat	-	-	27,6	24,6	41,0	4,5	1,5	-	-	-	134
Yhteensä	-	0,3	34,3	27,4	32,9	3,4	1,4	0,3	-	-	292
BJÖRKÖBY, KATISKA											
1985 (6)											
Yhteensä	-	-	-	95,4	1,5	0,8	0,4	1,2	0,8	-	259
VALASSAARET, KATISKA											
1985 (6)											
Yhteensä	-	-	8,7	45,7	8,7	30,4	2,2	2,2	2,2	-	92

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
MAALAHTI, PURORYSÄ											
1982 (5)											70
Koiraat	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	75
Naaraat	-	94,7	2,7	-	2,7	-	-	-	-	-	145
Yhteensä	-	97,2	1,4	-	1,4	-	-	-	-	-	
1983 (5)											118
Koiraat	-	-	91,5	8,5	-	-	-	-	-	-	76
Naaraat	-	-	80,3	17,1	2,6	-	-	-	-	-	194
Yhteensä	-	-	87,1	11,9	1,0	-	-	-	-	-	
1985 (5-6)											303
Koiraat	-	0,7	91,1	4,3	3,6	0,3	-	-	-	-	97
Naaraat	-	-	97,9	2,1	-	-	-	-	-	-	400
Yhteensä	-	0,5	92,8	3,8	2,8	0,3	-	-	-	-	
1986 (5)											152
Koiraat	-	-	12,5	84,2	1,3	2,0	-	-	-	-	42
Naaraat	-	-	16,7	81,0	2,4	-	-	-	-	-	194
Yhteensä	-	-	13,4	83,5	1,6	1,6	-	-	-	-	
REPOSAARI, KATISKA											
1981 (5-6)											70
Koiraat	-	-	27,1	20,0	15,7	11,4	11,4	8,6	5,7	-	195
Naaraat	-	-	47,2	22,6	18,5	4,6	7,2	-	-	-	265
Yhteensä	-	-	41,9	21,9	17,7	6,4	8,3	2,3	1,5	-	
1982 (5-8)											77
Koiraat	-	-	13,0	49,4	15,6	7,8	6,5	3,9	2,6	1,3	134
Naaraat	-	-	22,4	50,8	14,2	7,5	1,5	3,0	0,8	-	211
Yhteensä	-	-	19,0	50,2	14,7	7,6	3,3	3,3	1,4	0,5	
1983 (4-6)											61
Koiraat	-	-	1,6	26,2	50,8	9,8	1,6	3,3	-	6,6	135
Naaraat	-	-	3,7	49,6	34,1	7,4	3,7	0,7	0,7	-	196
Yhteensä	-	-	3,1	42,4	39,3	8,2	3,1	1,5	0,5	2,1	
1984 (4-6)											99
Koiraat	-	-	3,0	30,3	46,5	16,2	1,0	2,0	-	1,0	227
Naaraat	-	-	1,8	42,3	40,1	11,9	2,6	1,3	-	-	326
Yhteensä	-	-	2,2	38,7	42,0	13,2	2,2	1,5	-	0,3	
1985 (5)											220
Koiraat	-	-	6,4	11,4	41,8	27,3	10,0	1,4	0,9	0,9	266
Naaraat	-	-	3,8	8,7	42,9	32,7	10,2	1,5	0,4	-	486
Yhteensä	-	-	4,9	9,9	42,4	30,3	10,1	1,4	0,6	0,4	
1986 (4-5)											125
Koiraat	-	-	8,8	16,0	8,8	36,0	26,4	2,4	0,8	0,8	166
Naaraat	-	-	8,4	16,9	5,4	40,4	23,5	3,0	1,8	0,6	291
Yhteensä	-	-	8,6	16,5	6,9	38,5	24,7	2,8	1,4	0,7	
MYNÄMÄENLAHTI, SILAKKARYSÄ											
1978 (5)											53
Koiraat	-	-	9,4	1,9	35,9	41,5	7,6	1,9	-	1,9	119
Naaraat	-	-	-	1,7	21,0	61,3	8,4	5,0	1,7	0,8	180
Yhteensä	-	-	3,3	1,7	25,0	55,6	8,3	3,9	1,1	1,2	

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
1979 (5)											
Koiraat	-	3,5	13,8	22,4	6,9	24,1	29,3	-	-	-	58
Naaraat	-	-	1,6	6,6	3,3	26,2	57,4	4,9	-	-	61
Yhteensä	-	4,8	7,3	14,5	4,8	24,2	41,9	2,4	-	-	124
1980 (5-6)											
Koiraat	-	1,0	3,0	7,9	11,9	5,0	35,6	29,7	4,0	2,0	101
Naaraat	-	-	-	1,5	16,7	6,1	31,8	31,8	6,1	6,1	132
Yhteensä	-	0,4	1,3	4,3	14,6	5,6	33,5	30,9	5,2	4,3	233
1981 (6)											
Koiraat	-	-	0,8	9,2	5,4	12,3	7,7	24,6	33,1	6,9	130
Naaraat	-	-	1,5	4,5	19,4	20,2	5,2	18,7	17,9	12,7	134
Yhteensä	-	-	1,5	6,8	12,4	16,2	6,4	21,8	25,2	9,8	266
1982 (5)											
Koiraat	-	-	5,0	16,7	18,3	8,3	15,0	1,7	16,7	18,3	60
Naaraat	-	-	-	9,6	29,6	17,7	19,1	3,6	7,3	13,2	220
Yhteensä	-	-	1,1	11,1	27,1	15,7	18,2	3,2	9,3	14,3	280
1983 (5)											
Koiraat	-	-	4,6	13,6	27,3	-	-	18,2	-	36,4	22
Naaraat	-	-	-	7,0	51,7	11,4	7,4	7,8	3,0	11,8	271
Yhteensä	-	-	0,3	7,5	49,8	10,9	6,8	8,5	2,7	13,6	295
1984 (5)											
Koiraat	-	-	-	50,0	35,4	7,3	3,7	1,2	-	2,4	82
Naaraat	-	-	-	18,8	66,7	8,6	2,1	-	0,9	3,0	234
Yhteensä	-	-	-	26,8	58,7	8,2	2,5	0,3	0,6	2,9	317
1985 (5)											
Koiraat	-	-	10,8	12,9	67,7	6,5	2,2	-	-	-	93
Naaraat	-	-	-	4,7	75,8	17,1	1,4	0,5	0,5	-	211
Yhteensä	-	-	3,3	7,2	73,4	13,8	1,6	0,3	0,3	-	305
1986 (5)											
Koiraat	-	2,0	20,6	19,6	7,4	42,2	3,9	2,0	1,0	1,5	204
Naaraat	-	-	9,5	17,9	15,8	46,3	10,5	-	-	-	95
Yhteensä	-	1,3	17,1	19,1	10,0	43,5	6,0	1,3	0,7	1,0	299

MYNÄMÄENLAHTI, KATISKA

1986 (5)											
Koiraat	-	-	9,6	24,7	14,6	37,6	5,6	3,4	0,6	3,9	178
Naaraat	-	-	3,3	14,8	18,9	50,8	9,8	2,5	-	-	122
Yhteensä	-	-	7,0	20,7	16,3	43,0	7,3	3,0	0,3	2,3	300

MYNÄMÄENLAHTI, POIKASPAUNETTI

1979 (6)											
Koiraat	29,4	28,2	21,2	10,6	-	4,7	4,7	1,2	-	-	85
Naaraat	28,3	31,1	11,1	11,1	2,2	8,9	6,7	-	-	-	45
Yhteensä	30,1	29,3	17,3	10,5	0,8	6,0	5,3	0,8	-	-	133

ASKAINEN, AHVENRYSÄ

1978 (5)											
Yhteensä	-	-	-	-	4,7	25,0	7,8	18,8	15,6	28,2	64
1980 (5-7)											
Yhteensä	-	-	-	-	3,9	4,7	27,9	42,6	9,3	11,7	129

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
1981 (7)											
Yhteensä	-	-	-	-	-	4,4	4,4	15,2	45,7	30,5	46
FÄRJSUNDET, SILAKKARYSÄ											
1978 (5)											
Koiraat	-	-	2,6	18,4	7,9	26,3	15,8	10,5	15,8	2,6	38
Naaraat	-	-	-	4,7	9,3	34,9	12,4	8,5	16,3	14,0	129
Yhteensä	-	-	0,6	7,7	8,9	33,3	13,1	8,9	16,1	11,3	168
1979 (6)											
Koiraat	-	1,1	9,5	13,7	9,5	16,8	29,5	10,5	7,4	2,1	95
Naaraat	-	3,4	13,5	10,9	7,6	20,2	28,6	8,4	5,0	2,5	119
Yhteensä	-	2,3	12,1	12,1	8,4	18,6	28,8	9,3	6,1	2,3	215
1981 (5-6)											
Koiraat	-	9,2	19,1	21,4	13,7	5,3	11,5	6,9	8,4	4,6	131
Naaraat	-	6,1	6,1	9,1	18,6	15,2	10,0	10,4	11,3	13,4	231
Yhteensä	-	7,2	10,7	13,5	16,8	11,6	10,5	9,4	10,2	10,3	363
1983 (5-6)											
Koiraat	-	2,7	7,4	40,3	21,5	4,0	6,7	1,3	4,0	12,1	149
Naaraat	-	-	0,6	24,4	15,6	6,7	12,2	10,0	3,3	27,2	180
Yhteensä	-	1,2	3,7	31,6	18,2	5,5	9,7	6,1	3,7	20,5	329
1984 (6)											
Koiraat	-	4,5	26,8	14,7	24,2	14,0	5,7	2,6	0,6	7,0	157
Naaraat	-	2,8	6,3	13,3	39,2	21,0	3,5	2,1	2,1	9,8	143
Yhteensä	-	3,7	17,0	14,0	31,3	17,3	4,7	2,3	1,3	8,3	300
1985 (6)											
Koiraat	-	2,2	15,8	41,7	15,8	13,7	2,9	0,7	0,7	6,5	139
Naaraat	-	3,1	4,1	22,6	15,9	30,8	4,6	1,0	5,1	12,8	195
Yhteensä	-	3,1	9,0	29,2	16,1	22,8	4,1	1,0	2,8	12,0	391
1986 (6)											
Koiraat	-	-	11,6	23,3	37,2	7,0	5,4	6,2	0,8	8,5	129
Naaraat	-	-	2,1	8,6	48,3	12,0	16,7	2,6	1,7	8,1	234
Yhteensä	-	-	5,5	13,8	44,4	10,2	12,7	3,9	1,4	8,3	363
FÄRJSUNDET, KATISKA											
1986 (5-6)											
Koiraat	-	-	2,3	27,7	40,0	11,6	9,0	2,3	1,0	6,1	310
Naaraat	-	-	3,2	24,0	48,0	6,4	9,6	3,2	2,4	3,2	125
Yhteensä	-	-	2,5	26,7	42,3	10,1	9,2	2,5	1,4	5,3	435
FÄRJSUNDET, NUOTTA											
1980 (6)											
Koiraat	1,8	15,8	10,5	5,3	21,1	7,0	5,3	24,6	3,5	5,3	57
Naaraat	-	17,3	19,2	26,0	13,5	6,7	5,8	6,7	2,9	1,9	104
Yhteensä	0,6	16,8	16,2	18,6	16,2	6,8	5,6	13,0	3,1	3,1	161
FÄRJSUNDET, AHVENRYSÄ											
1980 (5-6)											
Koiraat	-	-	-	-	3,7	3,7	18,5	22,2	22,2	29,6	54
Naaraat	-	-	-	-	1,8	7,0	21,9	30,7	16,7	21,9	114
Yhteensä	-	-	-	-	2,4	6,0	20,8	28,0	18,5	24,4	168

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
SEURASAARENSELKÄ, KATISKA											
1982 (6)											
Koiraat	-	-	9,6	57,8	5,2	10,4	5,2	3,7	4,4	3,7	135
Naaraat	-	-	3,8	49,5	11,4	23,8	2,9	3,8	-	4,8	105
Yhteensä	-	-	7,4	54,1	7,9	16,1	4,1	3,7	2,5	4,1	242
1983 (6)											
Koiraat	-	-	-	18,8	45,8	7,3	8,3	6,3	4,2	9,4	96
Naaraat	-	-	1,5	19,4	42,7	5,8	12,1	8,3	5,3	4,9	206
Yhteensä	-	-	1,0	19,6	43,1	6,5	10,8	7,5	4,9	6,5	306
1984 (5-7)											
Koiraat	-	-	2,3	28,6	23,3	21,1	3,8	9,8	7,5	3,8	133
Naaraat	-	0,4	3,3	39,8	24,5	20,3	2,9	5,0	2,1	1,7	241
Yhteensä	-	0,3	2,9	35,8	23,9	21,5	3,2	6,6	4,0	2,7	377
1985 (5-6)											
Koiraat	-	-	15,5	16,0	40,5	15,5	8,0	2,5	0,5	1,5	200
Naaraat	-	-	7,8	21,1	34,4	15,6	13,3	3,3	4,4	-	90
Yhteensä	-	-	13,7	18,0	38,0	15,3	9,7	2,7	1,7	2,0	300
1986 (5)											
Koiraat	-	-	17,8	31,7	17,8	22,8	4,0	3,0	2,0	1,0	101
Naaraat	-	-	27,9	25,6	11,6	20,9	5,8	4,7	1,2	2,3	86
Yhteensä	-	-	23,0	28,8	15,2	21,5	4,7	3,7	1,6	1,6	191
SEURASAARENSELKÄ, PILKKI											
1978 (3)											
Koiraat	-	-	22,6	26,4	24,5	22,6	3,8	-	-	-	53
Naaraat	-	-	8,3	8,3	29,2	41,7	8,3	4,2	-	-	24
Yhteensä	-	-	21,0	19,8	24,7	28,4	4,9	1,2	-	-	81
1979 (3)											
Yhteensä	-	15,9	22,4	7,5	16,8	21,5	12,2	1,9	1,9	-	107
1980 (3)											
Yhteensä	-	33,1	16,0	20,6	13,7	8,6	4,0	2,3	1,1	0,6	175
1981 (3)											
Koiraat	1,5	33,3	43,2	4,6	6,1	6,1	0,8	0,8	3,0	0,8	132
Naaraat	-	45,9	35,8	3,7	6,4	4,6	0,9	1,8	0,9	-	109
Yhteensä	18,9	32,0	32,7	3,4	5,1	4,4	0,7	1,0	1,7	0,3	297
1982 (3)											
Koiraat	-	68,7	20,0	7,8	-	0,9	0,9	1,7	-	-	115
Naaraat	-	80,5	9,8	8,1	0,8	0,8	-	-	-	-	123
Yhteensä	-	74,9	14,6	8,0	0,4	0,8	0,4	0,8	-	-	239
1983 (3)											
Koiraat	-	2,4	64,5	18,6	8,9	-	4,8	0,8	-	-	124
Naaraat	-	2,4	66,1	17,0	10,3	1,8	1,8	-	-	0,6	165
Yhteensä	-	2,6	66,9	16,7	9,2	1,0	3,0	0,3	-	0,3	305
1984 (3)											
Koiraat	-	14,2	8,1	57,4	10,1	6,8	2,0	0,7	-	0,7	148
Naaraat	-	15,6	13,0	50,0	11,7	6,5	1,3	1,3	0,7	-	154
Yhteensä	-	18,2	10,9	51,5	10,0	6,4	1,5	0,9	0,3	0,3	330

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
1985 (3)											
Koiraat	-	27,3	49,7	12,6	7,0	2,8	0,7	-	-	-	143
Naaraat	-	27,7	40,2	10,2	13,9	7,3	0,7	-	-	-	137
Yhteensä	-	28,3	45,8	10,8	9,8	4,7	0,7	-	-	-	297

VANHANKAUPUNGINLAHTI, KATISKA

1978 (5)											
Yhteensä	-	-	5,9	11,8	29,4	11,8	-	29,4	11,8	-	17
1980 (6)											
Koiraat	-	-	-	12,1	6,1	15,2	36,4	24,2	3,0	3,0	33
Naaraat	-	-	-	18,9	24,3	10,8	13,5	21,6	10,8	-	37
Yhteensä	-	-	-	15,7	15,7	12,9	24,3	22,9	7,1	1,4	70
1984 (5-6)											
Koiraat	-	-	-	5,0	28,7	15,3	10,6	11,4	9,2	19,8	282
Naaraat	-	-	-	11,1	38,9	22,2	7,4	3,7	1,9	14,8	54
Yhteensä	-	-	-	5,9	30,2	16,3	10,4	10,1	8,0	19,2	338
1985 (5-6)											
Koiraat	-	-	5,5	8,0	38,3	32,3	2,5	3,5	5,0	5,0	201
Naaraat	-	-	15,3	10,2	46,9	20,4	3,1	-	3,1	1,0	98
Yhteensä	-	-	9,0	8,6	40,9	28,2	3,0	2,3	4,3	3,7	301

VANHANKAUPUNGINLAHTI, PILKKI

1985 (2)											
Koiraat	0,7	28,8	25,9	9,4	29,5	5,0	-	0,7	-	-	139
Naaraat	-	22,9	29,4	7,2	31,4	8,5	0,7	-	-	-	153
Yhteensä	0,3	26,4	27,5	8,1	30,2	6,8	0,3	0,3	-	-	295

VARTIOKYLÄNLAHTI, KATISKA

1978 (6)											
Koiraat	-	0,5	9,5	15,8	24,2	42,1	6,8	0,5	-	0,5	190
Naaraat	-	-	-	1,6	20,9	61,2	8,5	5,4	1,6	0,8	129
Yhteensä	-	0,3	6,1	11,1	22,7	49,4	7,0	2,3	0,6	0,6	344
1980 (5-6)											
Koiraat	-	-	4,3	22,6	19,4	11,8	15,1	21,5	3,2	2,2	93
Naaraat	-	-	10,9	21,8	10,9	6,9	17,8	25,7	3,0	3,0	101
Yhteensä	-	-	8,6	21,7	15,2	9,1	16,7	23,2	3,0	2,5	198
1981 (5-6)											
Koiraat	-	-	52,5	30,1	8,0	3,7	2,3	2,0	1,3	-	299
Naaraat	-	-	16,7	38,9	13,0	11,1	3,7	5,6	9,3	1,9	54
Yhteensä	-	-	46,8	31,5	8,9	5,0	2,5	2,5	2,5	0,3	359
1982 (5)											
Koiraat	-	-	7,7	51,8	25,6	6,7	3,6	1,8	2,4	0,6	168
Naaraat	-	-	8,0	44,3	38,1	0,9	2,7	0,9	1,8	3,5	113
Yhteensä	-	-	7,8	48,9	30,5	4,3	3,2	1,4	2,1	1,8	282
1983 (5-6)											
Koiraat	-	-	1,6	13,6	51,7	7,6	8,2	4,1	4,4	8,8	317
Naaraat	-	-	7,2	19,8	52,3	7,2	1,8	-	3,6	8,1	111
Yhteensä	-	-	3,0	15,2	51,8	7,5	6,5	3,0	4,2	8,9	429

Liite 1, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
1984 (5)											
Koiraat	-	-	1,0	66,8	14,1	10,1	3,0	2,0	0,5	2,5	199
Naaraat	-	-	2,5	71,1	13,4	7,0	3,0	1,5	-	1,5	201
Yhteensä	-	-	1,8	69,1	13,7	8,5	3,0	1,8	0,3	2,0	401
1985 (5-6)											
Koiraat	-	-	6,7	6,2	65,4	14,0	5,6	0,6	0,6	1,1	179
Naaraat	-	-	2,6	4,4	70,2	16,7	3,5	1,8	-	0,9	114
Yhteensä	-	-	6,0	5,7	66,3	15,0	4,7	1,0	0,3	1,0	300
1986 (5-6)											
Koiraat	-	-	21,0	21,5	6,2	40,0	7,2	2,6	1,0	0,5	195
Naaraat	-	0,7	24,1	19,7	6,6	40,9	5,1	1,5	1,5	-	137
Yhteensä	-	0,3	22,3	20,8	6,3	40,4	6,3	2,1	1,2	0,3	332
VARTIOKYLÄNLAHTI, PILKKI											
1982 (3)											
Koiraat	-	83,3	8,9	6,0	0,6	-	1,2	-	-	-	168
Naaraat	-	83,0	8,2	4,8	3,4	0,7	-	-	-	-	147
Yhteensä	-	83,0	9,0	5,3	1,9	0,3	0,6	-	-	-	324
1983 (3)											
Koiraat	-	23,1	69,4	3,3	4,1	-	-	-	-	-	121
Naaraat	-	19,4	74,8	2,2	2,2	1,4	-	-	-	-	139
Yhteensä	-	24,3	69,8	2,4	2,8	0,7	-	-	-	-	288
1984 (3)											
Koiraat	-	18,4	6,4	68,0	5,6	1,6	-	-	-	-	125
Naaraat	-	14,8	13,6	65,1	4,7	1,8	-	-	-	-	169
Yhteensä	-	17,2	10,4	65,7	5,1	1,7	-	-	-	-	297
1985 (3)											
Koiraat	-	48,2	28,4	7,4	13,6	2,5	-	-	-	-	162
Naaraat	0,8	58,4	19,2	3,2	16,0	2,4	-	-	-	-	125
Yhteensä	1,0	54,2	23,3	5,3	14,0	2,3	-	-	-	-	301

Liite 2. Ahvennäytteiden ikärakenne (kokonaisikäjakaumat, koiraiden ikäjakaumat, %) eri aikoina otetuissa näytteissä. ar = ahvenryssä, ka = katiska, sr = silakkaryssä.

		IKÄ (V)									n
1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9		
KOKONAIK- IKÄJAKAUMAT											
LUOTO 1985 (ka)											
toukokuu	-	-	0,6	39,2	33,1	22,3	3,6	0,6	-	0,6	166
kesäkuu	-	-	1,6	46,5	45,7	6,3	-	-	-	-	127
elo-syyskuu	-	-	8,3	66,7	21,4	3,6	-	-	-	-	84
MIKKELINSAARET 1985 (ka)											
5.-6.6.	-	-	8,2	4,9	10,4	38,3	23,0	3,8	2,7	8,7	183
18.6.	-	-	51,5	27,3	3,0	10,6	6,1	1,5	-	-	66
MIKKELINSAARET 1986 (ka)											
toukokuu	-	-	42,3	22,5	3,5	6,3	10,6	8,5	2,1	4,2	142
kesäkuu	-	-	55,1	40,3	3,1	-	1,0	-	-	0,5	196
REPOSAARI 1981 (ka)											
toukokuu	-	-	42,7	21,6	18,6	6,0	7,5	1,5	2,0	-	199
kesäkuu	-	-	39,4	22,7	15,2	7,6	10,6	4,6	-	-	66
REPOSAARI 1982 (ka)											
huhti-touk.	-	-	9,7	51,5	17,2	10,5	4,5	4,5	2,2	-	134
kesäkuu	-	-	18,9	59,5	13,5	2,7	2,7	-	-	2,7	37
heinä-elok.	-	-	50,0	37,5	7,5	2,5	-	2,5	-	-	40
REPOSAARI 1984 (ka)											
toukokuu	-	-	1,9	36,2	42,2	14,9	2,6	1,9	-	0,4	268
kesäkuu	-	-	5,0	50,0	37,5	7,5	-	-	-	-	40
FÄRJSUNDET 1986 (ka)											
toukokuu	-	-	3,3	25,7	40,5	9,1	13,8	2,4	1,4	3,8	210
kesäkuu	-	-	1,8	27,6	44,0	11,1	4,9	2,7	1,3	6,7	225
FÄRJSUNDET 1981 (sr)											
toukokuu	-	1,1	6,2	11,7	18,3	13,6	11,4	12,5	12,8	12,5	273
kesäkuu	-	25,6	25,6	18,9	12,2	5,6	7,8	-	1,1	2,2	90
FÄRJSUNDET 1980 (ar)											
toukokuu	-	-	-	-	2,4	6,0	22,9	26,5	13,3	28,9	83
kesäkuu	-	-	-	-	2,4	5,9	18,8	30,6	22,4	20,0	85
MYNÄMÄENLAHTI 1980 (sr)											
toukokuu	-	0,8	2,5	4,2	21,0	5,0	32,8	26,9	4,2	2,5	119
kesäkuu	-	-	-	4,4	7,9	6,1	34,2	35,1	6,1	6,1	114
ASKAINEN 1980 (ar)											
toukokuu	-	-	-	-	-	-	28,6	57,1	8,2	6,1	49
kesäkuu	-	-	-	-	-	-	30,8	46,2	5,1	17,9	39
heinäkuu	-	-	-	-	12,2	14,6	24,4	22,0	14,6	12,2	41
SEURASAARENSKÄ 1984 (ka)											
toukokuu	-	-	2,4	50,0	15,5	16,7	1,2	6,0	4,8	2,4	84
kesäkuu	-	-	4,5	26,9	22,4	23,9	6,0	7,5	3,0	6,0	67
heinäkuu	-	0,4	2,6	32,8	27,1	22,3	3,1	6,6	3,9	1,3	229

Liite 2, jatkoa.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	>9	n
SEURASAARENSELKÄ 1985 (ka)											
toukokuu	-	-	21,1	19,0	34,7	10,5	8,4	5,3	1,1	-	95
kesäkuu	-	-	10,2	17,6	39,5	17,6	10,2	1,5	2,0	1,5	205
VANHANKAUPUNGINLAHTI 1984 (ka)											
toukokuu	-	-	-	6,9	39,6	12,9	9,9	9,9	7,9	12,9	101
kesäkuu	-	-	-	5,5	26,2	17,7	10,6	10,1	8,0	21,9	237
VARTIOKYLÄNLAHTI 1981 (ka)											
toukokuu	-	-	44,3	37,5	8,0	3,4	-	1,1	4,6	1,1	88
kesäkuu	-	-	50,7	25,4	9,4	6,5	2,9	2,2	2,9	-	138
KOIRAAT											
LUOTO 1985 (ka)											
toukokuu	-	-	-	40,2	24,1	28,7	4,6	1,2	-	1,2	87
kesäkuu	-	-	1,6	57,4	34,4	6,6	-	-	-	-	61
elo-syyskuu	-	-	9,1	72,7	13,6	4,6	-	-	-	-	22
MIKKELINSAARET 1985 (ka)											
5.-6.6.	-	-	8,7	3,9	7,9	38,6	23,6	3,9	3,2	10,2	127
18.6.	-	-	47,1	17,7	5,9	11,8	11,8	5,9	-	-	17
MIKKELINSAARET 1986 (ka)											
toukokuu	-	-	42,4	24,6	1,7	5,9	10,2	8,5	1,7	5,1	118
kesäkuu	-	-	71,4	22,9	2,9	-	-	-	-	2,9	35
REPOSAARI 1981 (ka)											
toukokuu	-	-	30,4	17,4	17,4	13,0	6,5	6,5	8,7	-	46
kesäkuu	-	-	20,8	25,0	12,5	8,3	20,8	12,5	-	-	24
MYNÄMÄENLAHTI 1980 (sr)											
toukokuu	-	2,5	7,5	12,5	22,5	7,5	25,0	20,0	2,5	-	40
kesäkuu	-	-	-	4,9	4,9	3,3	42,6	36,1	4,9	3,3	61
FÄRJSUNDET 1981 (sr)											
toukokuu	-	1,1	12,4	23,6	13,5	7,9	14,6	10,1	11,2	5,6	89
kesäkuu	-	26,2	35,7	16,7	14,3	-	4,8	-	-	2,4	42
FÄRJSUNDET 1986 (ka)											
toukokuu	-	-	2,7	25,0	33,9	11,6	17,0	2,7	1,8	5,4	112
kesäkuu	-	-	2,0	29,3	43,4	11,6	4,6	2,0	0,5	6,6	198
SEURASAARENSELKÄ 1985 (ka)											
toukokuu	-	-	25,5	5,9	43,1	11,8	5,9	7,8	-	-	51
kesäkuu	-	-	12,1	19,5	39,6	16,8	8,7	0,7	0,7	2,0	149
VANHANKAUPUNGINLAHTI 1984 (ka)											
toukokuu	-	-	-	7,6	39,1	12,0	10,9	9,8	7,6	13,0	92
kesäkuu	-	-	-	3,7	23,7	16,8	10,5	12,1	10,0	23,2	190
VARTIOKYLÄNLAHTI 1981 (ka)											
toukokuu	-	-	53,2	32,3	9,7	1,6	-	-	3,2	-	62
kesäkuu	-	-	54,8	26,6	8,1	4,0	2,4	2,4	1,6	-	124
VARTIOKYLÄNLAHTI 1983 (ka)											
toukokuu	-	-	7,8	29,4	51,0	3,9	2,0	-	3,9	2,0	51
kesäkuu	-	-	0,4	10,5	51,9	8,3	9,4	4,9	4,5	10,2	266

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

- No 66. SARJAMO, H. ja HONKASALO, L.: Kirakkajoen vesistön säännöstelyn vaikutukset Rahajärven, Hammajärven ja Ukonjärven kalakantoihin sekä kalakantojen hoitosuunnitelma. Helsinki 1987. 70 s.
- No 67. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P.J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. ja VUORINEN, M.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1986. English summary: Effects of acidic deposition on fish, Report 1986. Helsinki 1987. 72 s.
- No 68. HEIKINHEIMO-SCHMID, O., NENONEN, M., LIEKONEN, E. ja HUUSKO, A.: Kalastus Kemijärvessä vuonna 1980. s. 1—
4 2
HEIKINHEIMO-SCHMID, O.: Kalastus Kemijärvessä vuonna 1982. s. 43—82.
PARTANEN, H.: Selvitys Kemijärven kalan markkinoinnista. s. 83—111.
NENONEN, M.: Selvitys Kemijärven kaloissa esiintyvistä haju- ja makuvirheistä. s. 113—147.
TIKKANEN, P. ja HELLSTEN, S.: Muikun kutualucista ja mädin selviytymisestä Kemijärvessä vuosina 1982—1985. s. 149—173.
HUUSKO, A. ja KARTTUNEN, V.: Kalanpoikasten esiintymisestä Kemijärvessä vuonna 1985. s. 175—194.
HUUSKO, A.: Siian ja ahvenen ravinnosta Kemijärvessä. s. 195—222.
HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja HUUSKO, A.: Kalojen vaellus Kemijärvestä alavirtaan. s. 223—251. Helsinki 1987.
- No 69. HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja HUUSKO, A.: Kemijärven kalatalouden nykytila ja ehdotukset kalakantojen hoitotoimenpiteiksi. Helsinki 1987. 212 s.
- No 70. AHLFORS, P., KUMMU, P. ja WESTMAN, K.: Karppi Suomessa — Katsaus viljely- ja istutustoimintaan 1951—1981. s. 1—
2 2
AHONEN, M.: Kalkituksen, lannoituksen ja istutustiheyden vaikutukset Inarin luonnonravintolammikoiden siianpoikastuot-
toon vuosina 1976—1983. s. 23—45.
KALLIO-NYBERG, I. ja PRUUKI, V.: Tornionjoen lohikannan kutunousu ja monimuotoisuus. s. 47—74.
SARJAMO, H.: Jerisjärven kalastus ja siikakannat vuosina 1978—1982. s. 75—104. Helsinki 1987.
- No 71. HONKASALO, L. ja JOKIKOKKO, E.: Uittoperkaukset ja perattujen jokien kunnostus kalatalouden kannalta. s. 1—45.
JUTILA, E.: Lohenpoikastuotannon ja kalansaaliiden kehitys Simojoessa koskien kunnostuksen jälkeen vuosina 1982—1985. s. 47—96.
KÄNNÖ, S.: Kalakannan kehitys Rovaniemen maalaiskunnan Kuohunkijoen koskien kunnostuksen jälkeen. s. 97—132.
JOKIKOKKO, E.: Taimenmäärät Suomussalmen Piispa- ja Mustajoen kunnostetuissa koskissa vuosina 1978—1985. s. 133—166.
JUTILA, E.: Taimenen poikastuotanto, kalastus ja saaliit Mäntyharjun reitin Puuskankoskessa kunnostuksen jälkeen vuosina 1978—1985. s. 167—206.
PURSIAINEN, M., KUITTINEN, E., KANNEL, R. ja LOUHIMO, J.: Rapukannan kotiuttaminen kunnostettuun Tiilikanjo-
keen. s. 207—234. Helsinki 1987.
- No 72. AHVONEN, A.: Vaskiveden ja Toisveden kalakanta-arviot sekä suositus kalastuksen järjestämiseksi. Helsinki 1987. 54 s.
- No 73. Laukaan keskuskalanviljelylaitoksella vuosina 1978—1984 tehtyjä tutkimuksia. Helsinki 1987. 275 s.
- No 74. NATIONAL CONTRIBUTIONS ON SUSPENDED SOLIDS FROM LAND-BASED FISH FARMS: Papers presented at the first session on the EIFAC Working Party on Fish Farm Effluents. The Hague, Netherlands, 22—30 May and 1 June 1987. Edited by M. Pursiainen. Helsinki 1988. 93 pp.
- No 75. VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., ERONEN, T., HAKKARI, L., KÄRKKÄINEN, P. ja MÄKINEN, T.: Rautalammin reitin koskien kalastusta ja erityisesti taimenen poikastuotannosta vuosina 1978—1984. (On the fish stocks of the rapids in the Rautalammi watercourse, especially the densities of brown trout juveniles, in 1978—1984.) s. 1—22.
ROMAKKANIEMI, A. ja PRUUKI, V.: Kõnkämäen taimenkantojen tila ja hoitomahdollisuudet. (The status of the brown trout stocks of the Kõnkämäeno River, northern Finland, and proposals for management.) s. 23—64. Helsinki 1988.
- No 76. KOLARI, I.: Etelä-Saimaalle istutettujen merkittyjen järvitaimenten istutustulokset. (Results of stocking with brown trout (Salmo trutta m. lacustris L.) in the southern part of Lake Saimaa according to tag returns). Helsinki 1988. 69 s.
- No 77. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1988. (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1988). Helsinki 1988. 135 s.
- No 78. HONKASALO, L. ja MANKKI, J.: Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella vuonna 1984. (Recreational and subsistence fisheries in the River Kokemäenjoki and in Lakes Kulovesi and Rautavesi in 1984). Helsinki 1988. 123 s.

SISÄLTÖ — CONTENTS

BÖHLING, P.: Ahvenen (*Perca fluviatilis* L.) kasvu ja kasvuun vaikuttavat tekijät Suomen rannikkoalueella. (The growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and the factors affecting it in Finnish coastal waters). 96 s.

ISBN 951-8914-09-5
ISSN 0358-4623
Helsinki 1988
Yliopistopaino