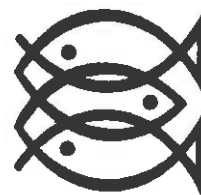


RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR



17
1991



RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR



Vastaava toimittaja: Riitta Rahkonen

Toimittajat: Aimo Järvinen, Irma Kolari, Marja-Liisa Koljonen, Atso Romakkaniemi, Petri Suuronen, Lena Söderholm-Tana, Pirkko Söderkultalahti, Lauri Urho ja Aune Vihervuori

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Kalantutkimusosasto
Kalanviljelyosasto
PL 202
00151 Helsinki

puh. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar sarjassa julkaistaan kalatalouteen liittyviä tutkimuksia, suunnitelmia, raportteja, selvityksiä, lausuntoja, esitelmiä sekä tutkimusten aineistoja tai muita vastaavia kirjoituksia. Julkaisukieliä ovat pääsääntöisesti suomi ja ruotsi. Kirjoitusohjeita on saatavilla Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tietopalvelussa (PL 202, 00151 Helsinki).

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen. Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan tietopalveluun.

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar on jatkoa sarjoille: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1-42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1-97), "Tiedonantoja" (no:t 1-24) ja "Meddelanden" (no:t 1-21).

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research" ja "Suomen Kalatalous".

Ansvarig redaktör: Riitta Rahkonen

Redaktörer: Aimo Järvinen, Irma Kolari, Marja-Liisa Koljonen, Atso Romakkaniemi, Petri Suuronen, Lena Söderholm-Tana, Pirkko Söderkultalahti, Lauri Urho och Aune Vihervuori

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet
Fiskeriforskningsavdelningen
Fiskodlingsavdelningen
PB 202
00151 Helsingfors

tel. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

I serien Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar publiceras undersökningar, planer, rapporter, utredningar, utlåtanden, föredrag samt forskningsmaterial eller motsvarande artiklar som behandlar fiskerihushållningen. Publikationsspråken är i huvudsak finska och svenska. Skrivinstruktioner kan erhållas från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets informationstjänst (PB 202, 00151 Helsingfors).

Publikationens distribueringsfastställes skilt för varje nummer. Förfrågningar angående tidskriften bör riktas till informationstjänsten.

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar är en fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1-42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1-97), "Tiedonantoja" (nr 1-24) och "Meddelanden" (nr 1-21).

Övriga publikationsserier från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning och fiskodlingsavdelning är "Finnish Fisheries Research" och "Suomen Kalatalous".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 17

1991

Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tuloksellisuus

Kari Nyberg

Helsinki 1991

ISSN 0787-8478

Helsinki 1991

Yliopistopaino

ESIPUHE

1.	JOHDANTO	1
2.	AINEISTO JA MENETELMÄT	3
2.1.	Yleistä	3
2.2.	Tutkimusjärvet	4
2.2.1.	Sijainti ja kasvillisuus	4
2.2.2.	Veden laatu	7
2.2.3.	Kalasto ja istutukset	8
2.2.4.	Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusalueet	9
2.3.	Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimaukset ja istutukset	11
2.3.1.	Leimaukset	11
2.3.2.	Istutukset	13
2.4.	Koekalastukset ja kenttähavainnot	14
2.5.	Näytteiden käsittely ja radioaktiivisuusmittaukset	17
2.5.1.	Näytteiden käsittely	17
2.5.2.	Standardisuoranäytteiden valmistus ..	18
2.5.3.	Näytteiden radioaktiivisuusmittaukset	19
2.6.	Aineiston tilastollinen käsittely	20
2.6.1.	Yleistä	20
2.6.2.	Aineiston tilastolliset testit	21
2.6.3.	Aineiston muuttujamuunnokset	23
3.	TULOKSET	27
3.1.	Koekalastukset	27
3.2.	Veden lämpötila ja vedenkorkeus	27
3.3.	Radioaktiivisuusmittaukset	31
3.3.1.	Standardisuoran määrittely	31
3.3.2.	Pyydettyjen 0+ -hauenpoikasten radioaktiivisuusmittaukset	31
3.3.3.	Leimattujen vastakuoriutuneiden hauenpoikasten radioaktiivisuusmittaukset	34
3.4.	Aineiston tilastollinen testaus	37
3.4.1.	Hauenpoikasten keskipituuksien ja -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen testaus	37
3.4.1.a,	Rahtijärvi	37
3.4.1.b,	Siilinjärvi	40
3.4.2.	Hauenpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvojen testaus	43
3.4.3.	Pyyntivälineen selektiivisyys	44
3.4.4.	Hauenpoikasten keskipituuksien erot eri syvyysvyöhykkeissä	45
3.4.5.	Hauenpoikasten keskipituuksien erot eri vesikasvillisuusvyöhykkeissä ...	48
3.5.	Saalis pyyntiponnistusta kohti ja poikastiheydet	51

3.5.1.	Saalis pyyntiponnistusta kohti	51
3.5.2.	Poikastiheydet	53
3.6.	Istutettujen hauenpoikasten osuudet kokonaissaaliissa	54
3.7.	Poikastiheydet eri vesikasvillisuus- vyöhykkeissä	56
4.	TULOSTEN TARKASTELU	58
4.1.	Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimaukset	58
4.2.	Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset	59
4.3.	Koekalastukset	60
4.3.1.	Pyyntimenetelmät	60
4.3.2.	Pyyntisyvyys ja vesikasvillisuus ...	62
4.3.3.	Poikastiheydet ja saalis pyyntipon- nistusta kohti	62
	4.3.3.a, Poikastiheydet	62
	4.3.3.b, Saalis pyyntiponnistusta kohti	64
4.4.	Radioaktiivisuusmittaukset	65
4.5.	Aineiston tilastollinen käsittely	66
4.5.1.	Hauenpoikasten keskipituudet ja -painot sekä kuntokertoimien keskiarvot	66
	4.5.1.a, Rahtijärvi	66
	4.5.1.b, Siilinjärvi	67
4.5.2.	Hauenpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvot	68
4.5.3.	Hauenpoikasten keskipituudet syvyys- ja kasvillisuusvyöhykkeittäin	69
4.6.	Abioottiset ja bioottiset tekijät	70
4.6.1.	Yleistä	70
4.6.2.	Vedenkorkeus	71
4.6.3.	Veden lämpötila	72
4.6.4.	Hauenpoikasten ravinto	72
4.6.5.	Hauenpoikasiin kohdistuva kanni- balismi ja predaatio	73
4.7.	Vastakuoriutuneilla hauenpoikasilla tehtyjen istutusten tuloksellisuus	74
5.	JOHTOPÄÄTÖKSET	78
6.	TIIVISTELMÄ	81
7.	SAMMANDRAG: RESULTATEN AV UTPLANTERING AV NYKLÄCKTA GÄDDYNGEL	83
KIITOKSET		84
KIRJALLISUUS		85

ESIPUHE

"Vaikka tavallisella kansalaisella ei olisikaan selkeää käsitystä tai mielipidettä jostain erillisestä asiasta tahi siihen liittyvistä yksityiskohdista, hänellä on varmasti yksiselitteisen selkeä näkemys kalataloudesta ja siitä, kuinka kalakantoja sekä kalastusta on säädeltävä ja kuinka kalavesiä on hoidettava. Näin ollen meillä täällä Suomessa on lähes viisi miljoonaa kalatalouden asiantuntijaa..."

(Eräs muistikuva MMK Gösta Bergmanin luennoilta Suomen kalatalouden kurssilla (Kalat 2) syksyllä 1983).

1. JOHDANTO

Hauki (*Esox lucius* L.) on eräs tavoitelluimmista kotitarve- ja virkistyskalastuksen saalislajeistamme (Leinonen ja Lehtonen 1988) ja siksi useat kalastuskunnat etenkin maamme sisävesialueella yrittävät ylläpitää ja toivovat vahvistavansa vesialueidensa haukikantoja hauen pienpoikasistutusten avulla. Istutuksiin käytetään sekä esikesäisiä (muutamien viikkoa ikäisiä) että vastakuoriutuneita hauenpoikasista.

Kuitenkaan vastakuoriutuneilla, ruskuaispussivaiheessa olevilla hauenpoikasilla suoritettujen istutusten tuloksellisuutta ei ole voitu osoittaa, sillä istutettujen haukien osuutta ei tiedetä kokonaishaukisaaliissa eikä tiedetä, ovatko tehdyt istutukset lisänneet istutusvesistöjen haukikantoja. Tämän vuoksi vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset ovat vähentyneet (taulukko 1).

Taulukko 1. Vuosina 1967 sekä 1979-1987 Suomessa tehtyjen vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten määrät ja niiden arvo. Mukana myös istutettujen esikesäisten hauenpoikasten lukumäärät. (Vuosien 1980-1988 tiedot on poimittu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen vuosittain laatimasta kalanviljelytilastosta.)

Vuosi	Vastakuoriutuneita (* 1000 kpl)	Istutusten arvo (mk)	Esikesäisiä (* 1000 kpl)
¹ 1967	45000	157000	-
.....			
1979	24992	299904	2184
1980	17894	214728	1722
1981	20426	245112	1237
1982	19181	230172	2042
1983	18996	227952	2152
1984	13100	157200	1572
1985	11945	143340	1500
1986	23910	286920	1360
1987	14116	169392	1900

¹Poikasten hinta 35 mk/1000 kpl.
(Sumari ja Westman 1969)
Vuosina 1979-1987 120 mk/1000 kpl.

Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset on yhä useammin korvattu muutaman viikon ikäisten esikesäisten hauenpoikasten istutuksilla, joiden tuloksellisuudesta on saatu hyviä kokemuksia (esim. Lehtonen ja Pettersson 1973). Lisäksi jatkokasvatettujen hauenpoikasten kuolleisuus on istutusten jälkeen pienempi kuin vastakuoriutuneiden poikasten (Bry ja Souchon 1982).

Tämä työ on osa Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) vuonna 1981 aloittamaa projektia (Riista- ja ... 1981), jonka tarkoitus on selvittää vastakuoriutuneita hauenpoikasia leimaamalla sekä takaisinpyytämällä, lisäävätkö vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset vesistöjen luontaisia haukikantoja. Tähän asti tehty tutkimustyö sekä kerätty aineisto eivät ole riittävän laajoja, jotta asetettu tavoite olisi saavutettu ja siksi tässä työssä rajoitutaan vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuksista sekä takaisinpyynnistä saatuihin tuloksiin. Tavoitteena on erottaa leimatut hauenpoikaset luonnonpoikasista noin kuukauden kuluttua niiden istutuksesta, jolloin ne ovat noin 10 cm:n pituisia. Tämän kokoisten poikasten määrä kuvaa kalastusrekryyttien odotettavissa olevaa määrää paremmin kuin vastakuoriutuneiden määrä (Powell 1973).

Lisäksi tutkitaan hauenpoikasten esiintymistä eri vesikasvillisuus- ja syvyysvyöhykkeissä, jotta voidaan selvittää ne istutusympäristöt, joihin istutetut vastakuoriutuneet hauenpoikaset kannattaa istuttaa ja joissa niillä on parhaat edellytykset selvitä hengissä ensimmäisen kesän aikana, joka on niiden eloonjäännin kannalta kriittisintä aikaa (Franklin ja Smith 1963).

Abioottisten tekijöiden vaikutusta istutettuihin hauenpoikasiin sekä luonnonpoikasiin tutkitaan vertaamalla järviveden lämpötiloja vuosina 1986-1988 touko-kesäkuun aikana sekä vertaamalla pyydettyjen hauenpoikasten keskimääräisiä tiheyksiä ja saaliita pyyntiponnistusta kohti eri pyyntialueilla.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Yleistä

Tavanomaisilla merkintätavoilla (erilaisten merkkien kiinnitys poikasiin) vastakuoriutuneita hauenpoikasia ei voi merkitä, sillä ne ovat tätä tarkoitusta varten liian pieniä (pituus 10-12 mm ja paino noin 10 mg). Myöskään värireagensseja ei voida käyttää, sillä hauenpoikaset kasvavat niin nopeasti, että väri "laimenee". Näiden asemesta radioisotooppitekniset sovellutukset tarjoavat lupaavan vaihtoehdon vastakuoriutuneiden hauenpoikasten tunnistamiselle niiden takaisinpyynnin jälkeen (Anwand 1966 ja 1968, Vuorinen ja Lehtonen 1988).

Tässä tutkimuksessa vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimausaineeksi valittiin ^{85}Sr -isotooppi, koska se on gamma-säteilijä (γ) ja siten helppo mitata suoraan kokonaisesta kalasta (näytekalaa ei tarvitse esim. liuottaa happoon). Lisäksi ^{85}Sr :n puoliintumisaika (65 d) on sopiva; hauenpoikaset ovat tunnistettavissa vähintään kuukauden ajan ja toisaalta takaisinpyytämättä jääneiden poikasten radioaktiivisuus vähenee paitsi puoliintumisen, myös kasvun myötä n. 1/50000 osaan, ennen kuin ne ovat pyyntikokoisia (40 cm). Näin ollen ne eivät aiheuta kontaminaation vaaraa ihmiselle ja muulle ympäristölle (Vuorinen ja Lehtonen 1988).

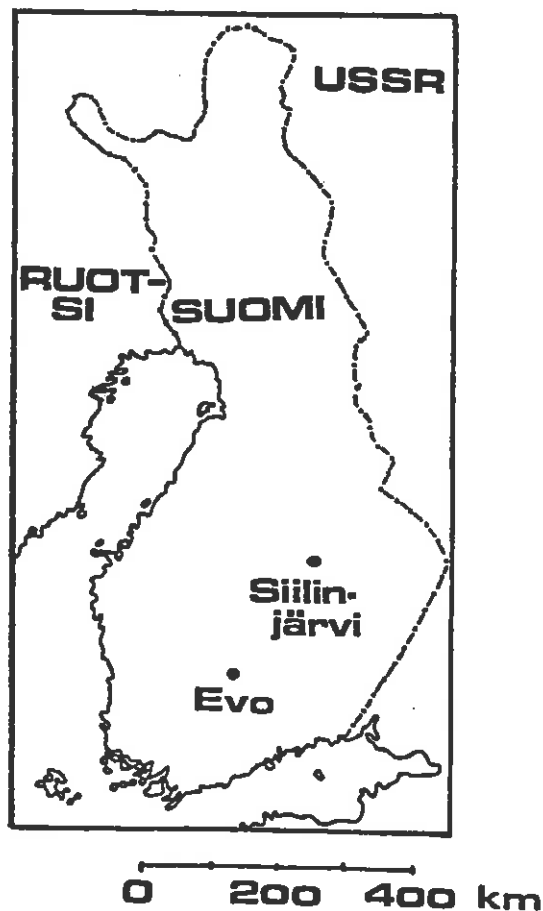
Istutuksiin käytetyt, vastakuoriutuneet hauenpoikaset leimattiin kylvettämällä niitä radioaktiivisessa strontiumvesiliuoksessa. Menetelmän ovat kehittäneet Vuorinen ja Lehtonen (1988) laboratorio-olosuhteissa ja nyt menetelmän toimivuutta testattiin kenttäolosuhteissa.

2.2. Tutkimusjärvet

2.2.1. Sijainti ja kasvillisuus

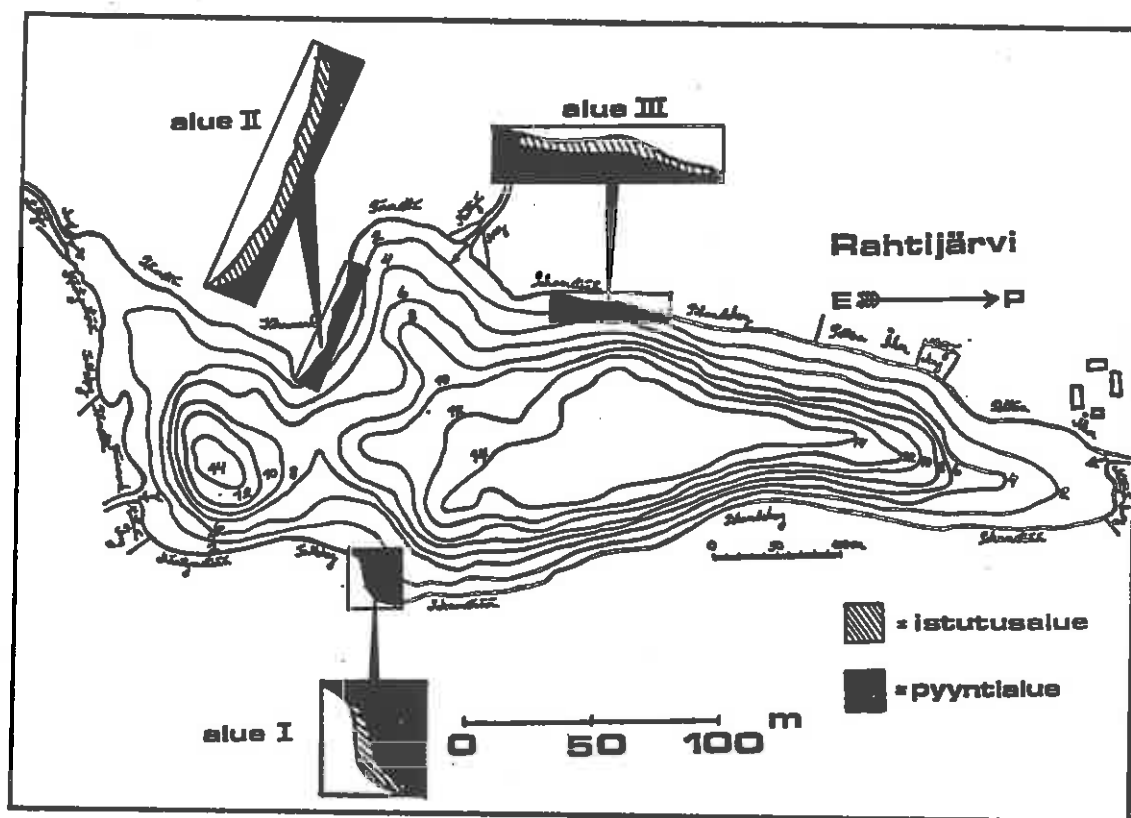
Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuskokeiden järvet, Rahtijärvi ja Siilinjärvi, valittiin tutkimuskohteiksi niiden erilaisten morfometrinen sekä veden fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien vuoksi. Näin oli mahdollista saada tietoa hauenpoikasten istutustuloksista erilaisissa biotoopeissa.

Rahtijärvi sijaitsee Evolla, Lammin kunnassa, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen alueella (kuvat 1 ja 2). Rahtijärven pinta-ala on 13,2 ha ja se on purojen kautta yhteydessä muihin pienjärviin. Järveä ympäröivät pääasiassa mäntyä kasvavat hiekka- ja kivikkokankaat tai kangasrämeet. Rannat ovat enimmäkseen isovarpuista rämettä.



Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainti

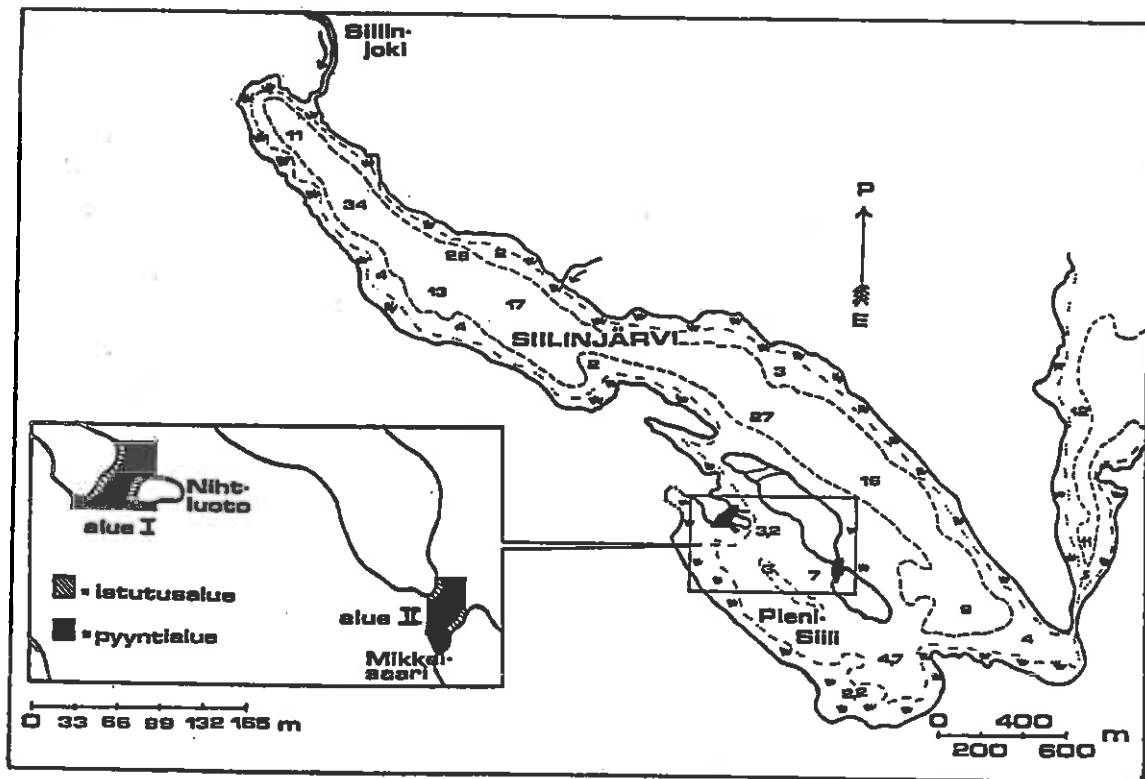
Rahtijärven rantaviivan kasvullisuusvyöhyke on kapea, sillä ranta syvenee paikoitellen jyrkästi. Tärkeimmät makrofyyttilajit ovat pullosara (*Carex rostrata* Stokes), järviruoko (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel), järvikaisla (*Scirpus lacustris* L.) ja ulpukka (*Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm.). Paikoitellen esiintyy terttualpia (*Lysimachia thyrsiflora* L.) ja järvikortetta (*Equisetum fluviatile* L.) sekä leveää osmankäämiä (*Typha latifolia* L.).



Kuva 2. Rahtijärvi Brofeldtin (1920) mukaan. Kuvaan on piirretty vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutus- ja pyyntialueet.

Siillinjärvi (pinta-ala 828 ha) sijaitsee Siillinjärven kunnan kirkonkylän läheisyydessä (kuvat 1 ja 3). Järvi on yhteydessä Kallaveteen Juurusveden kautta ja sen ympäristö on ajan myötä muokattu pelloksi. Paitsi maatalouden valumavedet, myös Sulkavanjärvestä laskeva Siillinjoki on kuormittanut Siillinjärveä. Joen yläjuoksulla Sulkavanjärven valuma-alueella sijaitsevan Kemira OY:n apatiittilouhoksen fosforipitoisia

prosessivesiä valui vielä parikymmentä vuotta sitten runsaasti Siilinjärveen (E. Laitinen, suullinen tieto).



Kuva 3. Siilinjärvi vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutus- ja pyyntialueineen.

Siilinjärven ranta- ja vesikasvilajisto on tyypillinen rehevälle järvelle. Pelloksi raivaamattomat rantakaistaleet kasvavat tiheää pajukkoa (*Salix* L.) ja rantaviivaa peittää tiivis saraikko, suurimmalta osalta viiltosaraa (*C. acuta* L.). Muista rantamatalan kasveista mainittakoon ratamosarpio (*Alisma plantago-aquatica* L.), rantakukka (*Lythrum salicaria* L.) ja paikoitellen tiiviinä mattoina esiintyvät järviruoko sekä järvikaisla. Järven loivasti jyrkkenevät rannat sekä saarien väliset salmet kasvavat pääasiassa eri vitalajeja; heinävita (*Potamogeton gramineus* L.), ahvenvita (*P. perfoliatus* L.) ja uistinvita (*P. natans* L.) sekä ulpukkaa, lummetta (*Nymphaea* L.), vesitatarta (*Polygonum amphibium* L.) ja paikoitellen pohjan peittävää vesiruttoa (*Elodea canadensis* Michx). Muita havaittuja makrofyyttilajeja olivat siimapalpakko (*Sparganium gramineum* Georgi), järvikorte,

järvisätkin (*Ranunculus peltatus* Schrank) sekä karvalehti (*Ceratophyllum demersum* L.)¹.

2.2.2. Veden laatu

Rahtijärven maksimisyvyys on 14 m (kuva 2). Epilimnionissa (päällisyvesi) happitilanne on hyvä ympäri vuoden, mutta hypolimnionissa (alusvesi) happitilanne on lopputalvella ja kesän lopussa melko huono veden vähäisen vaihtuvuuden vuoksi. Veden pH-arvot (taulukko 2) ovat melko tyypillisiä suomalaisille pienjärville (Sumari 1971). Rahtijärveä voidaan pitää veden ravinnearvojensa perusteella eutrofisena järvenä (taulukko 3). Rahtijärven rehevyys näkyy osaltaan korkeahkoissa COD_{Mn}-arvoissa, joihin vaikuttavat sekä planktonmassa että tässä tapauksessa veden suurehko rautapitoisuus (taulukko 2).

Taulukko 2. Rahtijärven ja Siilinjärven vesianalyysituloksien keskiarvoja. (Rahtijärven tulokset perustuvat RKT:n laboratorion sekä Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen analyysihin sekä mittauksiin vuosilta 1973-1987. Siilinjärven tulokset perustuvat Savon Vesiensuojelu ry:n laboratorion analyysihin vuosilta 1986-1988.)

	O ₂ (mg/l)	pH	Väri (mgPt/l)	COD _{Mn} (mg/l)	Johtokyky (mS/m)	Veden Ca:n ja Mg:n summa (mmol/l)	Kokonaiss- Fe (µg/l)	Kokonaiss- N (µg/l)	Kokonaiss- P (µg/l)	Klorofylli-a (µg/l)
RAHTIJÄRVI										
1 m	9,6	6,1	107	15,4	3,7	0,18	490	598	34	-
7 - 11 m	2,6	5,9	153	14,6	4,3	0,21	1910	578	31	-
SIILINJÄRVI										
1 m	9,7	7,2	40	9,8	10,0	0,35	150	929	30	10
27 m	4,5	6,8	45	9,8	12,5	-	-	1180	36	-

¹ K₂Cr₂O₇-luku on muutettu Pruokin (1982) esittämien arvojen perusteella COD_{Mn}-arvoiksi standardin SFS 3036 (Suomen Standardisoimisliitto 1981) mukaan, jotta Rahtijärven ja Siilinjärven veden kemiallisen hapenkulutusravot (mg/l) ovat vertailukelpoisia.

² Veden sähköjohtavuus on muutettu Pruokin (1982) esittämien arvojen perusteella standardin SFS 3022 (Suomen Standardisoimisliitto 1974) mukaan yksiköksi µS/cm, jotta Rahtijärven ja Siilinjärven veden sähköjohtavuuden arvot ovat vertailukelpoisia.

³ Kokonaissuurearvo (ΣCa) on muutettu Pruokin (1982) esittämien arvojen perusteella standardin SFS 3083 (Suomen Standardisoimisliitto 1974) mukaan veden kalsiumin ja magnesiumin summaeksi (mg/l), jotta Rahtijärven ja Siilinjärven kalsiumin ja magnesiumin summat (mmol/l) ovat vertailukelpoisia.

¹Kasvien tieteelliset nimet Hämet-Ahti ym. 1984 mukaan.

Taulukko 3. Yleiset trofiatasojen rajat Forsbergin ja Rydingin (1980) mukaan.

Rehevyytaso	Kokonais- fosfori ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Kokonais- typpi ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Klorofylli a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Näkösyvyys (m)
Oligotrofia	<15	<400	<3	>4.0
Mesotrofia	15-25	400-600	3-7	2.5-4.0
Eutrofia	>25	>600	>7	<2.5

Siilinjärven maksimisyvyys on 34 m. Epilimnionissa happea on runsaasti ympäri vuoden, mutta hypolimnionissa happitilanne on kesä- ja talvistagnaatiovaiheiden lopussa huono etenkin syvänteissä, joihin paitsi järven valuma-alueelta tuleva allohtoninen aines myös osa järven omasta tuotannosta kerääntyy. Veden korkea pH-arvo (taulukko 2) selittyy sillä, että Siilinjärvi sijaitsee apatiittipitoisella maaperällä. Pieni väriluku ilmaisee osaltaan alhaista humuspitoisuutta, mikä ilmenee myös Rahtijärveen verrattuna pienempänä COD_{Mn} -arvona. Veden korkean ravinne- ja klorofylli a -pitoisuuden perusteella (taulukko 2) myös Siilinjärvi voidaan luokitella rehevöityneeksi järveksi.

2.2.3. Kalasto ja istutukset

Rahtijärven luontaisesti lisääntyvään kalastoon kuuluvat Evon kalastuskoeaseman saalistilastojen mukaan hauki, ahven (*Perca fluviatilis* L.), made (*Lota lota* (L.)), särki (*Rutilus rutilus* (L.)) ja salakka (*Alburnus alburnus* (L.)). Merkintätakaisinpyyntikokeiden perusteella järven haukikantaan kuuluu satoja yksilöitä ja särkikalapopulaatioon kymmeniä tuhansia yksilöitä (julkaisematon aineisto). Vuodesta 1974 alkaen Rahtijärveen on istutettu 1-kesäisiä peledsiian (*Coregonus peled* Gmelin) ja planktonsiian (*C. muksun* Pallas) poikasia (Pruuki 1982). Siikojen ei ole todettu lisääntyvän järvessä. Siikojen lisäksi Rahtijärveen on istutettu kuhaa (*Stizostedion lucioperca* (L.)) ja lahnaa (*Abramis brama* (L.)). Myös Evon pienjärviin 1960-luvulla istutettuja ankeriaita (*Anguilla anguilla* (L.)) saadaan vielä nykyään saaliiksi Rahtijärvestä. Pruukin (1982) esittämien koekalastustulosten mukaan

Rahtijärvestä on saatu myös istutettua muikkua (*C. albula* (L.)).

Kaikki Rahtijärvessä tavattavat kalalajit, paitsi ankerias ja siika, lisääntyvät luontaisesti myös Siilinjärvessä. Näiden lisäksi Siilinjärven luontaisesti lisääntyviin kalalajeihin kuuluvat kiiski (*Acerina cernua* (L.)), pasuri (*Blicca bjoerkna* (L.)) ja kuore (*Osmerus eperlanus* (L.)). Myös muikkua on saatu saaliiksi (Anon. 1972). E. Laitisen mukaan (suullinen tieto) Siilinjärvessä on luontaisesti lisääntyvä säynekanta (*Leuciscus idus* (L.)). Edellä mainittujen kalalajien lisäksi koekalastuksissa saatiin poikasnuotalla myös kymmenpiikkejä (*Pungitius pungitius* (L.)) ja sorva (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)).

Kemira OY:n toiminnan aloittamisen jälkeen muutama vuosikymmen sitten E. Laitisen mukaan etenkin Siilinjärven kuha-, muikku-, siika- sekä säynekannat taantuivat. Kalastukselle aiheutettujen vahinkojen kompensoimiseksi Siilinjärveen istutettiin paitsi järvessä luontaisesti lisääntyviä kalalajeja (esim. vastakuoriutuneita ja esikesäisiä hauenpoikasia), myös Anebodan kannan "jalokarppeja" (Raportti Kemira ... 1972), jotka H. Dahlströmin mukaan (suullinen tieto) ovat suomukarppeja (*Cyprinus carpio* L.).

Nykyään Kasurilan kalastuskunnat istuttavat vuosittain esikesäisiä hauenpoikasia järven karumpaan pohjoisosaan. Myös kaksivuotiaita järvitaimenen (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.))² poikasia istutetaan. Tuloksettomista siikaistutuksista on luovuttu. Sen sijaan Siilinjärveen on muutamia kertoja istutettu esikesäisiä säyneitä (E. Laitinen, suullinen tieto).

2.2.4. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusalueet

Rahtijärven kaikki kolme istutusaluetta (kuva 2) olivat erilisiä rantasaraikkoja ja niiden väliset etäisyydet olivat niin pitkät, ettei alueiden välillä oletettu tapahtuvan is-

²Kalojen tieteelliset nimet Kolin (1983) mukaan.

tutettujen hauenpoikasten migraatioita ensimmäisen kesän aikana.

Istutusalueiksi valittiin pinta-aloiltaan helposti mitattavat saraikot, jotta keskimääräiset poikastiheydet pinta-alaa kohti (kp1/m^2) voitiin laskea tarkasti. Kirjallisuustietojen mukaan (Fabricius ja Gustafson 1958, Hakkari ja Bagge 1983) rantasaraikot ovat haukien tärkeimpiä lisääntymisalueita sisävesissä. Omat havainnot vahvistivat tämän tiedon myös Rahtijärvellä ja Siilinjärvellä. Muita vesikasveja kasvilla rantaviivan kohdilla (mm. ruokorannat) ei ilmeisesti ollut hauenpoikasille riittävästi suojapaikkoja, koska niissä havaittiin paljon vähemmän hauenpoikasia kuin sarrannoilla.

Kuolleet saranvarret tarjoavat aikaisin keväällä hauenmädille ja kuoriutumisen jälkeen hauenpoikaselälle kiinnittymisalustan ja suojapaikan, ennen kuin uusi saraikko on alkanut kasvaa (Montén 1948). Lisäksi saranvarret hajotessaan vapauttavat veteen ravinteita, jotka kiihdyttävät kasviplanktonin ja edelleen eläinplanktonin kasvua (Wetzel 1983). Eläinplankton on kuoriutuvien hauenpoikasten tärkeää ravintoa (Braun 1964).

Istutusalueet I ja III kasvavat pääasiallisesti harvahkoa saraa ja alueiden pohjalla on paikoitellen runsaasti uppoutukkeja ja karkeaa kariketta. Saraikkovyöhykkeen ulkoreunalla veden syvyys on alle metrin kaikilla istutusalueella.

Istutusalue II on pinta-alaltaan (taulukko 4) suurin Rahtijärven kolmesta istutusalueesta. Sen saraikkovyöhyke on tiheämpi ja leveämpi kuin muilla istutusalueilla. Istutusalueella II on myös aikaisin keväällä paljon kuollutta sarakasvustoa, jota ei ole yhtä paljon muilla istutusalueilla. Istutusalueen II on havaittu olevan eräs Rahtijärven parhaista hauen kutupaikoista.

Siilinjärven kummatkin istutusalueet (kuva 3) sijaitsevat saarten välisten salmien rantasaraikoissa. Salmien välisillä pyyntialueilla kasvaa useita vesikasvilajeja, joista yleis-

simpiä ovat vidat (etenkin heinävita). Vesikasvien lajirunsaus on pyyntialueella I suurempi kuin alueella II, jolla veden keskisyvyys on suurempi. Erot lajiston määrissä johtuvat mahdollisesti siitä, että alueella II keväisin sulavat jäälautat ja salmen läpi kulkevat vesivirtaukset kuorivat salmen pohjan edellisen kesän kuolleesta kasvimaateriaalista sen matalimmilta kohdilta. Eroosio on kuluttanut rantasaraikon reunaa istutusalueella II niin paljon, että hauen poikastuotannolle tärkeän saraikkovyöhykkeen rajalla on etenkin salmen itäisellä rannalla jyrkkä kynnyks ja veden laskiessa keväällä matalalle saraikko jää vedenpinnan yläpuolelle.

Taulukko 4. Rahtijärvi ja Siilinjärvi 1986-1988. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusmäärät (kpl) ja istutustiheydet (kpl/m, kpl/m²) eri alueilla.

RAHTIJÄRVI	Rantaviivan pituus (m)	Istutusalueen kaakm.leveys (m)	Istutusalueen pinta-ala (m ²)	1986			1987			1988		
				kpl	kpl/m	kpl/m ²	kpl	kpl/m	kpl/m ²	kpl	kpl/m	kpl/m ²
ist.-alue I	30	3,5	105	200	6,7	1,9	208	6,7	1,9	202	6,7	1,9
ist.-alue II	85	4,0	340	962	11,3	2,8	605	7,1	1,8	624	7,3	1,8
ist.-alue III	45	4,5	200	-	-	-	177	3,9	0,9	134	3,0	0,7
yht.				1162			992			960		
SIILINJÄRVI												
ist.-alue I												
-itäranta	30	10,0	500	-	-	-	100	2,0	0,2	200	4,0	0,4
-länsiranta	80	3,0	240	-	-	-	409	5,1	1,7	450	5,6	1,9
ist.-alue II												
-itäranta	60	3,0	180	-	-	-	150	2,5	0,8	300	5,0	1,7
-länsiranta	70	3,0	210	-	-	-	200	2,9	1,0	-	-	-
yht.				-			859			950		

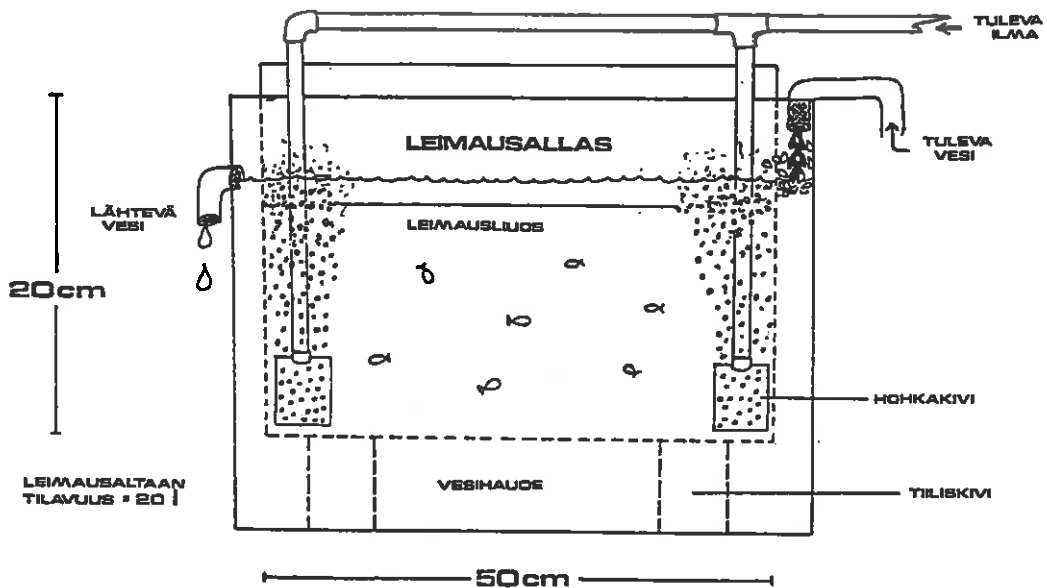
2.3. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimaukset ja istutukset

2.3.1. Leimaukset

Käytetyn leimausaltaan (kuva 4) tilavuus oli noin 20 litraa (50 cm * 20 cm * 20 cm) ja se oli valmistettu 2 mm:n paksuisesta akryylilevystä. Leimausallas laitettiin 1 m²:n neliikulmaiseen lasikuitualtaaseen kahden kyljelleen asetetun tiilen päälle. Näin leimausaltaan reuna saatiin kohotetuksi lämpötilaa tasaavan, vesihaudeastiana toimivan lasikuitualtaan reunan yläpuolelle ja siten estettiin veden pääsy

leimausaltaaseen siinä tapauksessa, että vesihauteen läpivirtaus jostain syystä estyisi.

Leimausaltaaseen laitettiin 5,0 litraa hautomoon johdettua Majajoen vettä ja samaa vettä johdettiin myös vesihaudealtaaseen. Vedenpinnan korkeus vesihaudealtaassa säädettiin tulo- ja menovesiputkien avulla vakioksi siten, että se oli leimausaltaan vedenpinnan kanssa samalla korkeudella. Leimausaltaan vettä ilmastettiin akvaariopumpulla, josta johdettiin kaksi ilmaletkua altaan pohjalle kumpaankin päättyyn. Letkujen päihin laitettiin hiekkakivikuutiot, jotka hajottivat ilmavirran kupliksi (kuva 4).



Kuva 4. Leimausallas vesihaude- ja ilmastusjärjestelyineen.

Isotooppiliuos (85-Strontiumkloridi; $^{85}\text{SrCl}_2$ liuotettuna tislattuun veteen) lisättiin leimausaltaan veteen ja altaan päälle laitettiin muovilla päällystetty kansi, ettei altaasta roiskuisi veden kuplinnan seurauksena radioaktiivista vettä ympäristöön.

Vuonna 1986 vastakuoriutuneita hauenpoikasia leimattiin Evon kalanviljelylaitoksella. Leimausliuoksen radioaktiivisuus oli 50 $\mu\text{Ci/l}$ (18,5 MBq/l) ja leimausaika 70 tuntia. Samoin vuonna 1988 hauenpoikaset leimattiin Evon kalanviljelylaitoksella. Tällä kertaa leimausliuoksen radioaktiivisuus oli 80 $\mu\text{Ci/l}$ (29,6 MBq/l) ja leimausaika 14 h. Vuonna 1987 Siilinjärveen istutetut hauenpoikaset leimattiin Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksella Enonkoskella ja Evon Rahtijärveen istutetut poikaset Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen laboratoriossa. Leimausliuosten radioaktiivisuus oli myös näissä leimauksissa 50 $\mu\text{Ci/l}$ (18,5 MBq/l), mutta leimausajat olivat 24 h ja 18 h.

Keräilyaltaaseen kuoriutumissuppilosta pudonneita vastakuoriutuneita ruskuaispussipoikasia, jotka olivat kiinnittyneet altaan seiniin tai altaaseen laitettuun katajaturoon, haavittiin noin litran vetoiseen muovipurkkiin ja samalla määrätettiin hauenpoikasten lukumäärä 5 ml:n tilavuudessa. Tämän jälkeen poikasia mitattiin leimausaltaaseen noin 1000 kpl ja niiden vointia valvottiin muutaman tunnin välein, jolloin myös kuolleet poikaset (<10 kpl) poistettiin.

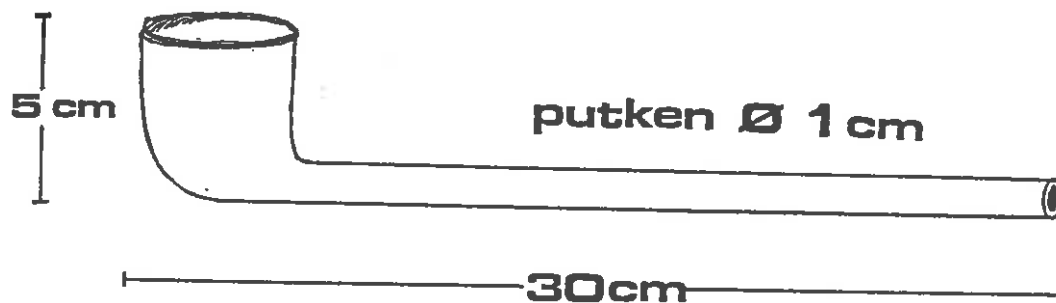
2.3.2. Istutukset

Leimausliuoksesta haavitut hauenpoikaset huuhdottiin noin litran vetoisessa muovirasiassa, joka oli täytetty puhtaalla vedellä. Sitten kontaminoitunut huuhtontavesi (kuten leimausliuoskin) kaadettiin muovikanisteriin. Huuhdotut hauenpoikaset siirrettiin 10 litran puhtaalla vedellä puolilleen täytettyyn muoviämpäriin. Leimatuista hauenpoikasista otettiin näytteitä muovisiin mittausputkiin niihin absorboituneen radioaktiivisuuden mittauksia varten. Näin voitiin myös myöhemmin verrata pyydettyjen hauenpoikasten radioaktiivisuuksia näitä vastaavan istutuserän hauenpoikasten radioaktiivisuusarvoihin.

Evon kalanviljelylaitoksella leimatut hauenpoikaset kuljettiin puolen kilometrin päässä sijaitsevan Rahtijärven rannalle suoraan muoviämpäriin. Muussa tapauksessa, kun hauenpoikasten kuljetus kesti useita tunteja, hauenpoikaset

laitettiin vedellä ja happikaasulla täytettyyn muovisuoleen. Kuljetuksen aikana veden lämpötilan nousu estettiin laittamalla kylmälaukun pohjalle muutama kylmävaraaja, joiden päälle muovisuoli kalanpoikasineen asetettiin.

Ennen järveen istuttamista hauenpoikaset sisältävään ämpäriin lisättiin 3-5 kertaa noin $\frac{1}{2}$ litraa istutusjärven vettä, jotta poikaset olisivat sopeutuneet paremmin istutusjärven veteen. Istutukset tehtiin ennalta sovittujen alueiden saraikkorannoille ja hauenpoikaset laskettiin veteen "lasipiipulla" (kuva 5) 1-7 kpl:n erissä. Poikasten istutustiheys vaihteli Rahtijärvessä 0,7-2,8 kpl/m² (3,9-11,3 kpl/rantametri) ja Siilinjärvessä 0,2-1,9 kpl/m² (2,0-5,6 kpl/rantametri). Veteen laskettaessa varmistettiin, että hauenpoikaset olivat eläviä ja niiden lukumäärät summattiin.



Kuva 5. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuksiin käytetty "lasipiippu".

Vuonna 1986 leimattuja hauenpoikasia istutettiin ainoastaan Rahtijärveen kahdelle istutusalueelle (alueet I ja II, kuva 2). Vuonna 1987 leimattuja hauenpoikasia istutettiin Rahtijärveen kahden aikaisemman alueen lisäksi yhdelle uudelle istutusalueelle (alue III, kuva 2). Siilinjärveen leimattuja hauenpoikasia istutettiin kahdelle istutusalueelle vuonna 1987 (alueet I ja II, kuva 3). Vuonna 1988 istutukset tehtiin kumpaankin järveen kuten vuonna 1987 (taulukko 4).

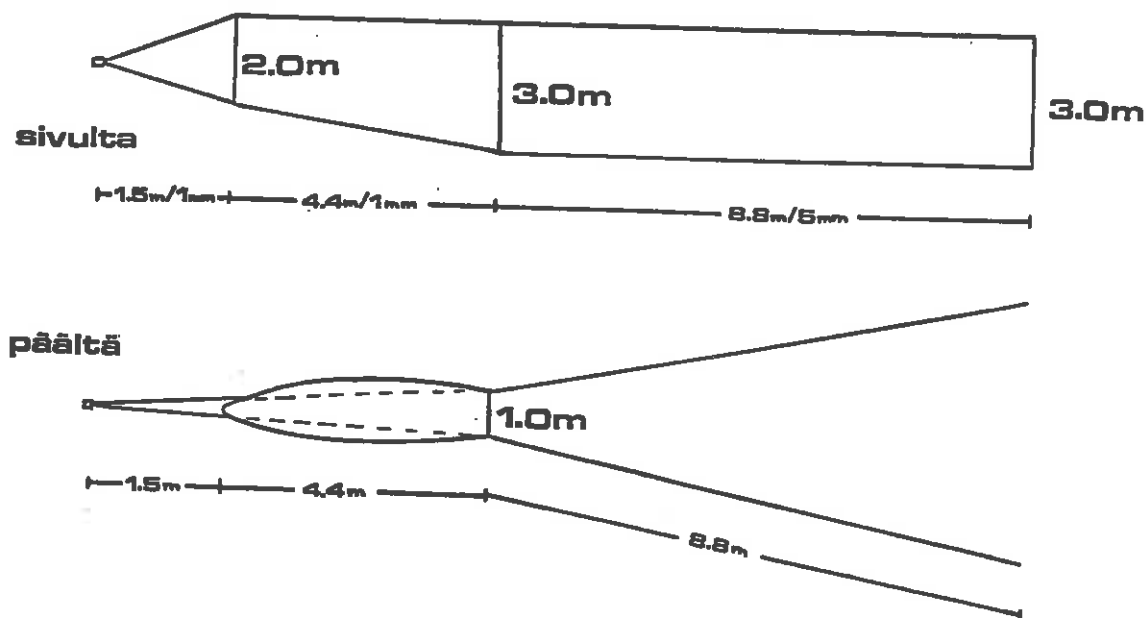
2.4. Koekalastukset ja kenttähavainnot

Koekalastukset suoritettiin 4-6 viikkoa hauenpoikasten istutusten jälkeen, jolloin leimatut poikaset vielä oli

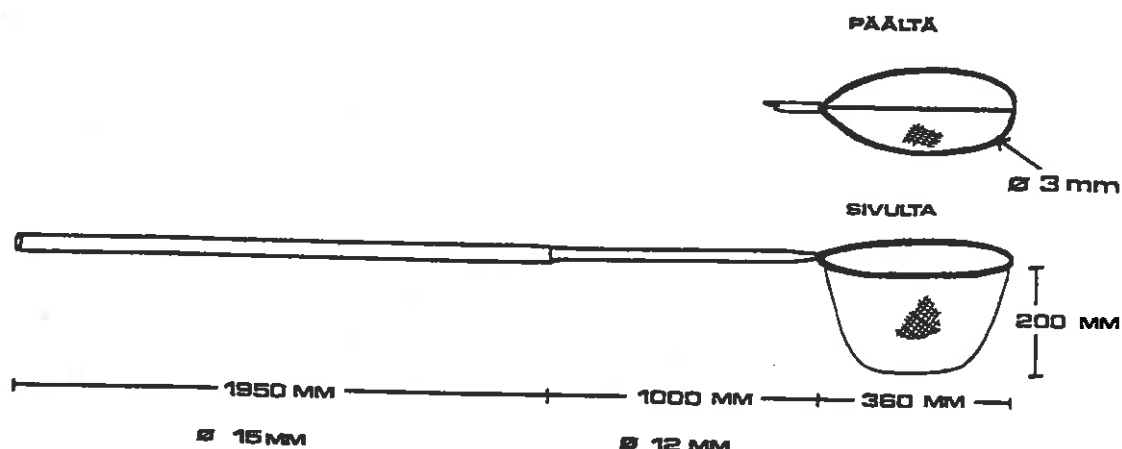
mahdollista erottaa luonnonpoikasista (Vuorinen ja Lehtonen 1988). Hauenpoikasten kasvu on kuoriutumisen jälkeen hyvin nopeaa (Braum 1964) ja siksi hauenpoikasten pyynnit suoritettiin Rahtijärvellä sekä Siilinjärvellä siten, että ne tehtiin joka kesä kummallakin järvellä 2-3 peräkkäisen viikon aikana ja ne ajoitettiin aina samaan ajankohtaan.

Jotta hauenpoikasten kasvun vuosittaiset erot voidaan luotettavasti havaita tilastollisten testien avulla, on koekalastukset ajoitettava joka vuosi samaan aikaan. Tällä pyrittiin siihen, että otosten näytejakaumien varianssit pysyisivät mahdollisimman pieninä (Hildén ym. 1985).

Pyyntivälineinä käytettiin poikasnuotta (kuva 6) sekä varsihaaveja (kuva 7). Kun hauenpoikasia pyydettiin istutusalueiden tiheissä saraikoissa, käytettiin varsihaaveja, koska alle puolen metrin syvyisessä vedessä ja tiheässä vesikasvustossa nuotta ei pyydä tehokkaasti hauenpoikasia (Urho ym. 1989), vaan ne uivat nuotan reisien alta pakoon (oma havainto).



Kuva 6. Poikasnuotta tärkeimpine mittoineen sekä nuotan eri osien havasten silmäkoot.



Kuva 7. Hauenpoikasten pyynnissä käytetty varsihaavi (malli Nyberg).

Pyydystetyt hauenpoikaset tainnutettiin kylvettämällä niitä nukutusliuoksessa ($\frac{1}{2}$ tl MS-222 -jauhetta/ $0,5$ l H_2O) noin kolme minuuttia, minkä jälkeen niiden pituus mitattiin millimetrin tarkkuudella. Mittauksen jälkeen hauenpoikaset kuivattiin paperipyyhkeellä ja ne laitettiin ennalta koodattuihin, ilmatiiviisiin muovilieriöihin, joita säilytettiin hiilihappojäässä kylmälaukussa.

Siilinjärvellä hauenpoikasten pituuden lisäksi muistiinpanoja tehtiin myös pyyntipaikan veden syvyydestä (syvyyssvyöhykkeet >10 - 50 cm, 50 - 100 cm, 100 - 150 cm ja >150 cm), alueen vallitsevasta makrofyttilajista (sara, heinävita, ulpukka, vesitatar, vesirutto ja muu vita) sekä pyyntivälineestä (nuotta vs. haavi). Nuotatun alueen pinta-ala laskettiin, kun tiedettiin nuotan sekä vetonarujen kulloinkin käytössä olevat pituudet. Istutusalueiden saraikkojen rantaviivan pituudet sekä keskimääräiset leveydet mitattiin ja istutusalueiden pinta-alat laskettiin. Nuottauskertojen lukumäärät kirjattiin muistiin ja vetojen paikat pyyntialueilla piirrettiin karttapiirrookseen, johon myös piirrettiin pyyntialueiden makrofyttivyöhykkeet.

Koska Rahtijärven ja Siilinjärven veden lämpötiloja ei mitata säännöllisesti, tutkimusjärvien läheisyydessä sijaitsevista vesistöistä mitattuja pintavesien lämpötiloja hyödynnettiin tutkittaessa lämpötilan vaikutusta hauenpoikasten tiheyksiin (kpl/m^2). Vaikka näistä vertailujärvistä vuosit-

tain mitatut lämpötilat eivät välttämättä ole aivan samat kuin tutkimusjärvissä eivätkä ne ole vertailukelpoisia litoraalialueen veden lämpötilojen kanssa, lämpötilojen vuosittaiset erot ovat keskenään vertailukelpoiset. Päivittäin mitatuista lämpötilatiedoista nähdään mm. onko pintaveden lämpötilan nousu ollut keväällä tasaista, vai onko esiintynyt hauenpoikasen kehitykselle vahingollisia lämpötilan vaihteluita (Franklin ja Smith 1963).

Majajoen vettä käytetään Evon kalanviljelylaitoksen hautomon vesihuoltoon ja sen lämpötilaa tarkkaillaan päivittäin. Koska Majajoki saa alkunsa juuri Rahtijärvestä noin puoli kilometriä ennen hautomoa, se sopii varsin hyvin Rahtijärven veden lämpötilan kontrollointiin. Suur-Pieksä on eräs Hydrologian toimiston järviseurannan tutkimusjärviä ja sen pintaveden lämpötilatietoja (E. Kuusisto; julkaisematon) käytettiin kuvaamaan lämpötilan kehitystä Siilinjärvässä hauenpoikasten istutuskokeiden aikana. Suur-Pieksä sijaitsee noin 20 km Siilinjärvestä itään ja se on pinta-alaltaan lähes samankokoinen kuin Siilinjärvi.

2.5. Näytteiden käsittely ja radioaktiivisuusmittaukset

2.5.1. Näytteiden käsittely

Koekalastusten päätyttyä ilmatiiviisti näyteputkiin pakastetut hauenpoikaset sulatettiin RKTL:n laboratoriossa. Poikasten paino punnittiin gramman sadasosan tarkkuudella (bruttopaino [g]). Punnituksen jälkeen poikasen suoli poistettiin, sillä jos luonnonpoikanen oli syönyt leimatun poikasen, se olisi tullut kirjattua istutetuksi poikaseksi ja aiheuttanut virheen tuloksiin. Strontium ei absorboitu ruoansulatuskanavan läpi kerta-annoksena syödyistä kalanpoikasesta (Boroughs 1956, Vuorinen ja Lehtonen 1988) ja poistamalla suoli näyttekaloista vältettiin tämä virhe. Suolen poiston yhteydessä tehtiin myös havaintoja hauenpoikasten mahalaukun sisällöstä. Suolen poiston jälkeen hauenpoikaset punnittiin uudelleen (nettopaino [g]).

Punnitut hauenpoikaset murskattiin muovisten, painokorkilla varustettujen mittausputkien (koko 105 * 16 mm) pohjalle lasisauvalla radioaktiivisuuden mittausgeometrian (esim. Uhlenius ja Saukkonen 1977) parantamiseksi. Etukäteen koodatut putket suljettiin ja näytteet pakastettiin uudelleen siihen saakka, kunnes niiden radioaktiivisuudet mitattiin.

2.5.2. Standardisuoranäytteiden valmistus

Kun valmistetaan näytteitä, jotka sisältävät nousevan sarjan tunnettuja määriä radioaktiivista ainetta samaa tilavuusyksikköä kohti ja mitataan niiden radioaktiivisuudet, voidaan laskea näytteen radioaktiivisen aineen pitoisuuden tilavuusyksikköä kohti (x) ja näytteistä laskettujen impulssien (y) välinen lineaarinen regressioyhtälö (kuva 8), joka on muotoa:

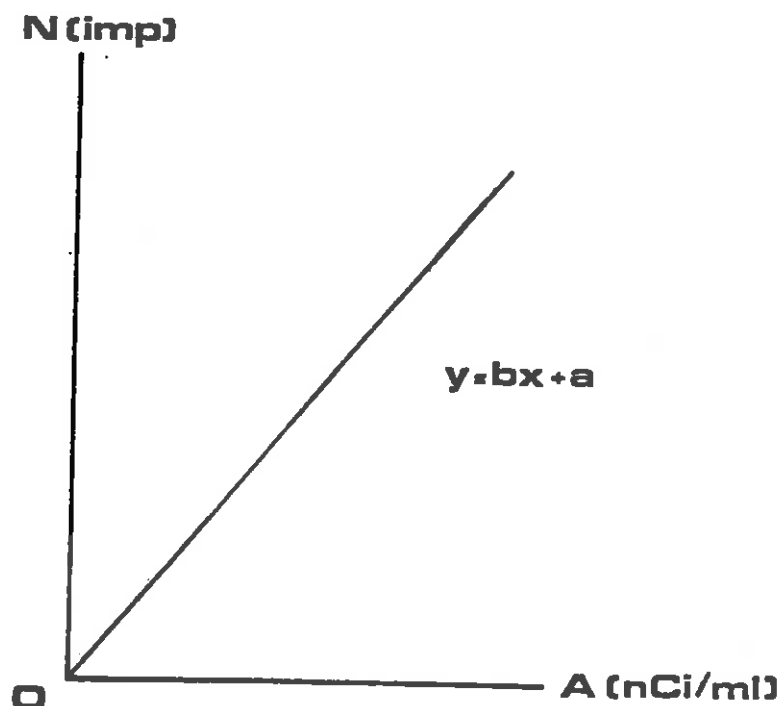
$$y = bx + a \quad (1)$$

Kun yhtälön vakiot a ja b määritetään, näin saadun standardisuoran yhtälöön voidaan sijoittaa y :n paikalle hauenpoikasnäytteestä laskettu pulssimäärä (imp), josta on vähennetty taustasäteilyn osuus (vuosittainen ja järvikohtainen luonnonpoikasista laskettu pulssimäärien keskiarvo). Näin saadaan selville näytteen radioaktiivisuus tilavuusyksikköä kohti (x [nCi/ml]).

$$x = \frac{y - a}{b} \quad (2)$$

Poikasnäytteiden käsittelyn jälkeen laimentamattomasta strontiumperusliuoksesta (spesifinen aktiivisuus 1 mCi/l ; 37 MBq/l) valmistettiin konsentraatioiltaan eriväkevyisiä näytteitä laimentamalla liuosta tislattulla vedellä. Koska murskattujen poikasnäytteiden tilavuus oli noin 1 ml, käytettiin standardisuoran määrittämisessä 1 ml:n näytteitä, jotka sisälsivät 10, 50, 200 ja 500 nCi (0.23, 1.16, 4.40 ja 18.5 kBq) ^{85}Sr :a sekä nollanäyte (tislattu vesi = taustaarvo; 0 nCi/ml). Näytteitä valmistettaessa oli otettu huomioon ^{85}Sr :n puoliintumisesta ($T_{1/2} = 65 \text{ d}$) aiheutuva radioaktiivisuuden vähentyminen ja näytteisiin oli lisätty vas-

taavasti enemmän strontium -perusliuosta. Kaikista näytteistä valmistettiin myös rinnakkaisnäytteet, joten yhteensä strontiumlaimennosputkien määrä oli $2 * 4 = 8$ kpl ja nollanäytteiden $2 * 1 = 2$ kpl, yhteensä 10 kpl.

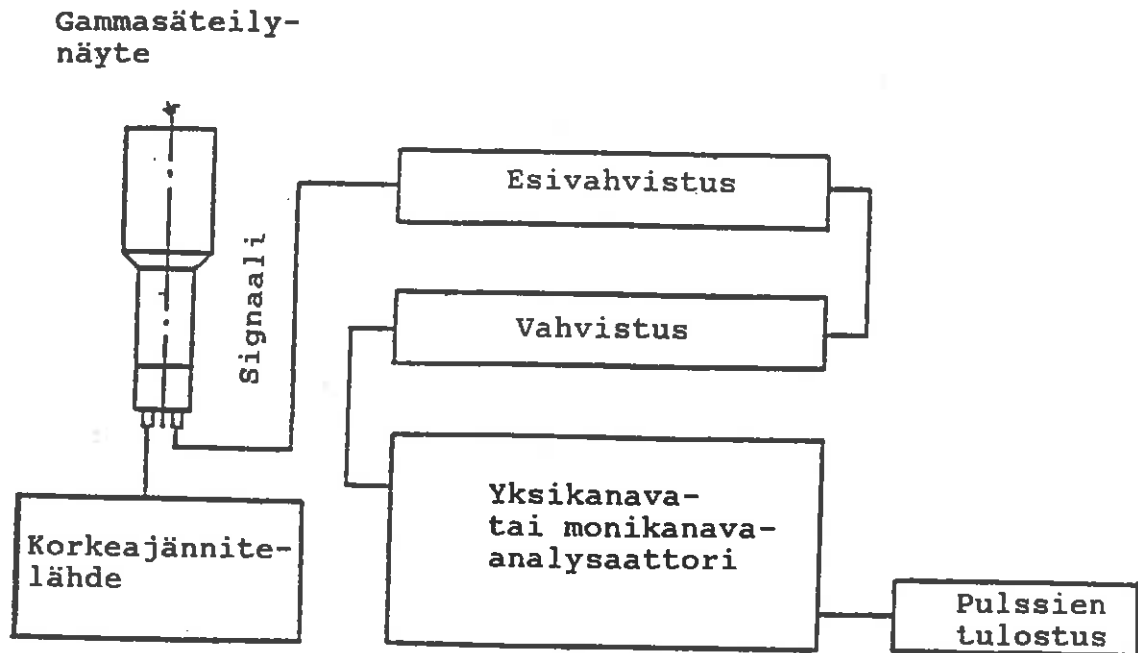


Kuva 8. Näytteen radioaktiivisuuden ja näytteestä lasketujen impulssien lineaarinen regressiosuora.

2.5.3. Näytteiden radioaktiivisuusmittaukset

Vuonna 1986 näytteet mitattiin Helsingin Yliopiston Radioke-
mian laitoksen vanhemmalla γ -mittauslaitteistolla (NaI(Tl))
-tukekide ja Nokia Oy:n pulssinkorkeusanalysointori; tyyppi
LP4840). Mittausaika vaihteli 20.5 minuutista (1230 sekuntia)
60.5 minuuttiin (3630 sekuntia) ja mittauslaitteiston ase-
tukset oli säädetty havaitsemaan pulssit ^{85}Sr :n säteily-
energia-alueen huipun (514 keV) kohdalta (kuva 9).

Vuosina 1987 sekä 1988 näytteet mitattiin niin ikään Radio-
kemian laitoksella, mutta nyt uudella γ -mittauslaitteis-
tolla (NaI(Tl)) -tukekide ja Wallac'in pulssilaskuri. ^{85}Sr :n
514 keV:n energiahuippua mitattiin myös tällöin ja käytettiin
pulsinkorkeusanalysointorin kanavia 39-40 * 10. Mittausaika
oli vuonna 1987 2000 s ja vuonna 1988 1800 s.



Kuva 9. Tyypillinen tuikekiteen kytkentäkaavio.

Joka vuosi hauenpoikas- ja standardisuoranäytteiden lisäksi mitattiin sekä leimattuja että leimaamattomia vastakuoriutuneita hauenpoikasia, jotka oli pakastettu aikaisemmin keväällä poikasten leimausten yhteydessä. Leimatuista poikasista voitiin todeta strontiumin absorboituminen poikasiin. Leimaamattomien poikasten pulssimääriä käytettiin kontrollina ja niitä verrattiin poikasnäytteiden mittauksissa luonnonpoikasten impulssimääriin, joita pidettiin tausta-arvoina.

2.6. Aineiston tilastollinen käsittely

2.6.1. Yleistä

Tallennettu aineisto siirrettiin Helsingin yliopiston VAX-tietokoneelle ja aineiston tilastolliset testaukset sekä muu tilastollinen käsittely tehtiin Minitab -tilasto-ohjelmalla.

Perushavaintomatriisissa olivat muuttujina:

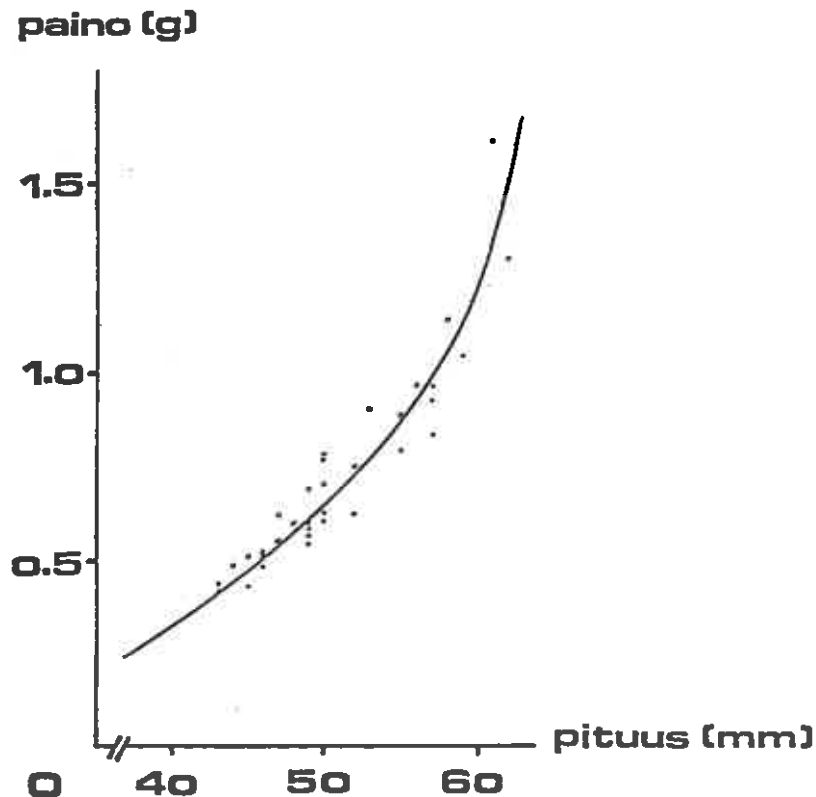
- x_1 = poikasen pituus (mm)
- x_2 = poikasen bruttopaino (suolen kanssa; g)
- x_3 = poikasen nettopaino (ilman suolta; g)
- x_4 = pyyntialueen järjestysnumero
- x_5 = näytteestä mitatut bruttopulssit (kpl)
- x_6 = pyyntiväline
- x_7 = pyyntialueen veden syvyys (cm)
- x_8 = nuottavedon tai haavintakerran järjestysnumero
- x_9 = pyyntialueen vallitseva makrofyyttilaji
- x_{10} = pyyntialueen pinta-ala (m^2)

2.6.2. Aineiston tilastolliset testit

Kalanpoikasen kasvu on kuoriutumisen jälkeen nopeaa (Casselman 1978). Poikasen paino lisääntyy pituuden funktiona (kuva 10), mutta eri tekijöistä johtuen (mm. ravinto) kahden erillisen populaation keskipainojen hetkelliset erot saateen havaita ylikorostetusti. Sen sijaan pituuden ja painon välisellä suhteella eli Fultonin kuntokertoimella; K (Bagenal ja Tesch 1978), voidaan tutkia paitsi populaatioiden välisiä (vrt. istutusalueet), myös populaation muodostavien ryhmien välisiä eroja (vrt. istutetut poikaset vs. luonnonpoikaset) luotettavammin kuin ainoastaan keskipainoja testaamalla. Näin voidaan mm. selvittää, onko leimausoperaatio vahingoittanut hauenpoikasta niin, että sen ravinnonhankinta on häiriintynyt ja kuntokerroin pienentynyt verrattuna luonnon hauenpoikasiin.

Ennen varsinaisten tilastollisten testien suoritusta hauenpoikasten otosten pituusjakaumien normaalaisuudet testattiin pyyntialueittain. Tähän käytettiin Minitab -ohjelman normalisuustestiä (Minitab Reference ... 1985), joka on identtinen Shapiro -Wilks -testin kanssa.

Koska hauenpoikasten otosten pituusjakaumat olivat normaalisti jakautuneet, leimattujen ja leimaamattomien poikasten ryhmien välisten erojen löytämiseen käytettiin yksisuuntaista varianssianalyysia.



Kuva 10. Pyydettyjen 0+ -hauenpoikasten pituus-painokäyrä. Esimerkkinä Rahtijärven vuoden 1986 aineisto (n=46).

Leimatut (istutetut) ja leimaamattomat (luonnonpoikaset) jaettiin joka vuosi istutusalueittain kahteen ryhmään niiden radioaktiivisuusarvojen (bruttopulssit) perusteella, koska tuloksissa ryhmien välinen ero oli selvä. Pyydettyjen hauenpoikasten radioaktiivisuusarvoja verrattiin istutusalueiden ulkopuolelta pyydettyjen kontrollikalojen arvoihin ja ryhmien väliset radioaktiivisuuksien keskiarvojen erot testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

Lisäksi tutkittiin, eroavatko istutetut hauenpoikaset keskipituuksiltaan ja -painoiltaan sekä kuntokertoimien keskiarvoiltaan luonnonpoikasista ja eroavatko eri istutusalueiden hauenpoikaset em. muuttujien suhteen myös eri vuosina.

Siilinjärven vuosien 1987 ja 1988 aineistosta testattiin, eroavatko eri syvyisiltä pyyntipaikoilta sekä erilaisten vesikasvustojen seasta pyydetyt hauenpoikaset toisistaan keskipituuden suhteen. Myös pyyntivälineiden (nuotta vs. haavi) selektiivisyyttä tutkittiin.

Minitab -ohjelma tulostaa varianssianalyysin testisuureen (F-arvo) lisäksi riskitason, jolla testin nollahypoteesi (H_0 = testattavien ryhmien välillä ei ole tilastollisia eroja) voidaan hyväksyä tai hylätä. Tilastollisten erojen merkitsevyydestä valittiin kuitenkin Rannan ym. 1989 esittämät rajat (0.001, 0.005, 0.01 sekä 0.05). Tilastollisesti merkitsevän eron rajana pidettiin siis 5 % riskitasoa.

2.6.3. Aineiston muuttujamuunnokset

Perushavaintomatriisiin tehtiin muuttujamuunnoksia, joista tärkeimmät ovat kuntokerroin, hauenpoikasten radioaktiivisuusarvojen muunnokset, poikastiheys sekä saalis pyyntiponnistusta kohti.

Kuntokerroin (x_{11}) laskettiin kaavasta:

$$x_{11} = \frac{x_2}{x_1^3} * 100000 \quad (3)$$

Näytteen nettopulssimäärä (x_{12}) laskettiin vähentämällä jokaisen poikasen bruttopulssimäärästä (x_5) pienimmän järvi-kohtaisen luonnonpoikasnäytteen mitatut pulssit (= taustaarvo). Pulssimäärä minuuttia kohti; cpm = counts per minute (x_{13}) laskettiin kaavasta:

$$x_{13} = \frac{x_{12}}{\text{mittausaika}/60s} \quad (4)$$

Pulssimäärä minuuttia ja painoyksikköä kohti; cpm/g (x_{14}) laskettiin kaavasta:

$$x_{14} = \frac{x_{13}}{x_3} \quad (5)$$

Standardisuoran yhtälö, jolla näytteiden nettopulssimäärä (x_{12}) muutettiin nanocurieiksi; nCi (x_{15}), on muotoa

$$x_{15} = b \cdot x_{12} + a \quad (6)$$

Kertoimet b ja a määritettiin mikrotietokoneen lineaarisia regressioita laskevalla PASCAL -ohjelmalla (A. Lappalainen, julkaisematon) standardisuoranäytteiden pulssimäärien perusteella (kuva 8). Vastaavasti näytteiden radioaktiivisuus painoyksikköä kohti; nCi/g (x_{16}) laskettiin kaavasta:

$$x_{16} = \frac{x_{15}}{x_3} \quad (7)$$

Koska 1 nCi = 37 Bq, radioaktiivisuudet näytettä (x_{17}) ja näytteen painoyksikköä (x_{18}) kohti ilmaistuna becquereleina (Bq) laskettiin kertomalla näytteiden nanocuriearvot (nCi; x_{15} ja x_{16}) vakiolla 37, siis:

$$x_{17} = x_{15} \cdot 37 \quad (8)$$

$$x_{18} = x_{16} \cdot 37 \quad (9)$$

Koska ^{85}Sr :n puoliintumisaika on lyhyt ($T_{1/2} = 65$ d) ja näytteitä oli säilytetty pakastearkussa 17-45 d ennen mittausta, laskettiin leimattujen hauenpoikasten radioaktiivisuuden mitaustuloksille korjauskertoimet (k) kaavasta:

$$N = N_0 \cdot e^{-t/T \cdot \ln 2} \quad (10)$$

eli

$$N_0 = \frac{N}{e^{-t/T_{1/2} + \ln 2}} \quad (11)$$

tai:

$$N_0 = \frac{N}{k} \quad (12)$$

jossa:

- N_0 = hauenpoikasnäytteen korjattu nettopulssimäärä pyydystyshetkellä
 N = hauenpoikasnäytteen pulssimäärä mittaushetkellä
 e = Neperin luku (= 2,718)
 t = aika pyydystys- ja mittaushetken välillä (d)
 $T_{1/2}$ = ^{85}Sr :n puoliintumisaika (= 65 d)
 k = korjauskerroin

Muuttujien x_{12} - x_{18} kaavoihin sijoitettiin korjauskertoimet ja näin saaduilla luvuilla korvattiin korjaamattomat arvot.

Keskimääräiset hauenpoikastiheydet haavittua rantametriä kohti (x_{19} ; kpl/m) sekä nuotattua ja haavittua pinta-alaa kohti (x_{20} ; kpl/m²) pyyntialueittain laskettiin kaavoista:

$$x_{19} = \frac{\sum n_{x_8}}{\sum x_{10}/L} \quad (13)$$

$$x_{20} = \frac{\sum n_{x_8}}{\sum x_{10}} \quad (14)$$

jossa:

- Σn_{x_8} = nuotto- tai haavintakerroilla x_8 saatujen hauenpoikasten lukumäärä (kpl)
 Σx_{10} = pyyntialueella suoritettujen nuottausten tai haavintojen yhteenlaskettu pinta-ala (m²)
 L = haavitun kasvillisuusvyöhykkeen keskimääräinen leveys (m)

Siilinjärven vuosien 1986-1988 poikasnoottauksista ja Rahti-järven haavinnoista koottiin tarkat tiedot jokaisesta suoritetusta nuotanvedosta ja haavintakerrasta, saaliin kappale-

määristä sekä saaliittomista pyyntikerroista. Näin oli mahdollista laskea pyyntialueittain sekä nuottauksista että haavinnoista saadut keskimääräiset saaliit pyyntiponnistusta kohti (catch per unit of effort = cpue; Gulland 1983).

Pyyntiyksikkönä käytettiin yhtä nuottauskertaa, jonka saalis suhteutettiin nuottauksen pinta-alalla siten, että nuottauksen saaliit pyyntiponnistusta kohti olivat vertailukelpoisia. Haavinnat suoritettiin aina samoilla paikoilla ja siksi niiden saaliita pyyntiponnistusta kohti ei suhteutettu.

Keskimääräiset hauenpoikassaaliit pyyntiponnistusta kohti (kpl/pyyntikerta) laskettiin kaavasta (x_{21}):

$$x_{21} = \frac{\sum n_{x_i} * A}{\sum x_g} \quad (15)$$

jossa:

$\sum x_g$ = nuotanvetojen tai haavintakertojen yhteenlasketut lukumäärät (kpl)

A = nuottausten pinta-alojen suhteutuskerroin

3. TULOKSET

3.1. Koekalastukset

Vuosina 1986-1988 kesä-heinäkuussa suoritettujen koekalastuksien saalis oli Rahtijärvestä 60 kpl ja Siilinjärvestä 318 kpl 0+ -hauenpoikasta, yhteensä 378 kpl (taulukko 5).

Taulukko 5. Rahtijärvi ja Siilinjärvi 1986-1988. Eri pyyntialueilta pyydettyjen hauenpoikasten saaliit (kpl) sekä tiheydet (kpl/m, kpl/m²) alueittain ja pyydyksittäin.

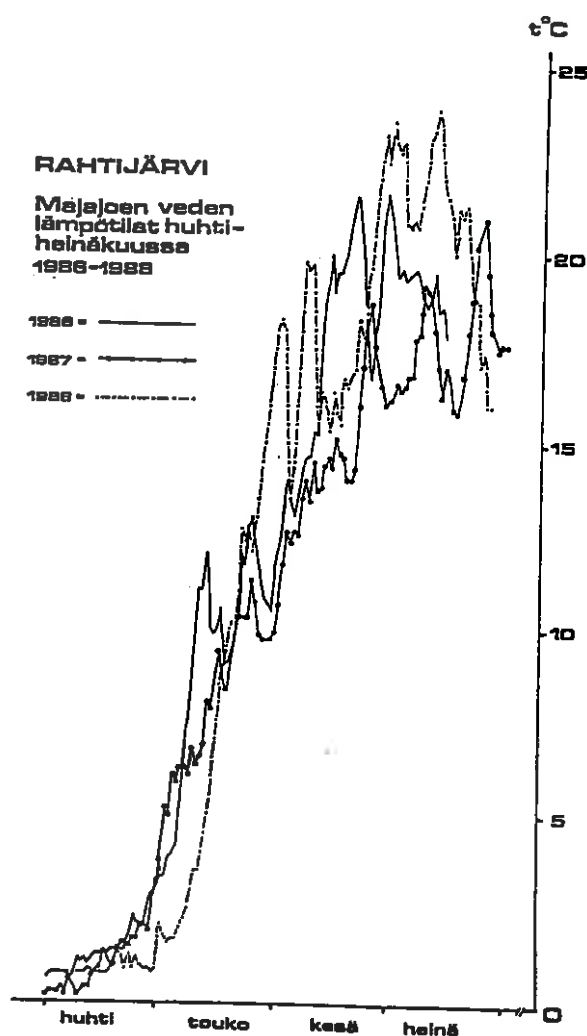
			1986			1987			1988		
			kpl	kpl/rantametri (m)	kpl/m²	kpl	kpl/m	kpl/m²	kpl	kpl/m	kpl/m²
RAHTIJÄRVI											
pyyntialue I	haavi	10	0,083	0,010	0	0,000	0,000	1	0,001	0,001	
pyyntialue II	haavi	29	0,057	0,003	2	0,005	0,001	10	0,024	0,006	
pyyntialue III	haavi	-	-	-	0	0,000	0,000	1	0,005	0,001	
			1986			1987			1988		
			kpl	kpl/rantametri (m)	kpl/m²	kpl	kpl/m	kpl/m²	kpl	kpl/m	kpl/m²
SIILINJÄRVI											
pyyntialue I											
- salmen itärant	nuotta	2	-	0,003	16	-	0,003	5	-	0,008	
	haavi	-	-	-	-	-	-	48	0,320	0,032	
- salmen länsiranta	nuotta	11	-	0,007	32	-	0,004	41	-	0,013	
	haavi	-	-	-	-	-	-	39	1,300	0,330	
pyyntialue II											
- salmen itärant	nuotta	-	-	-	6	-	0,002	94	-	0,012	
	haavi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
- salmen länsiranta	nuotta	-	-	-	7	-	0,002	10	-	0,017	
	haavi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

3.2. Veden lämpötila ja vedenkorkeus

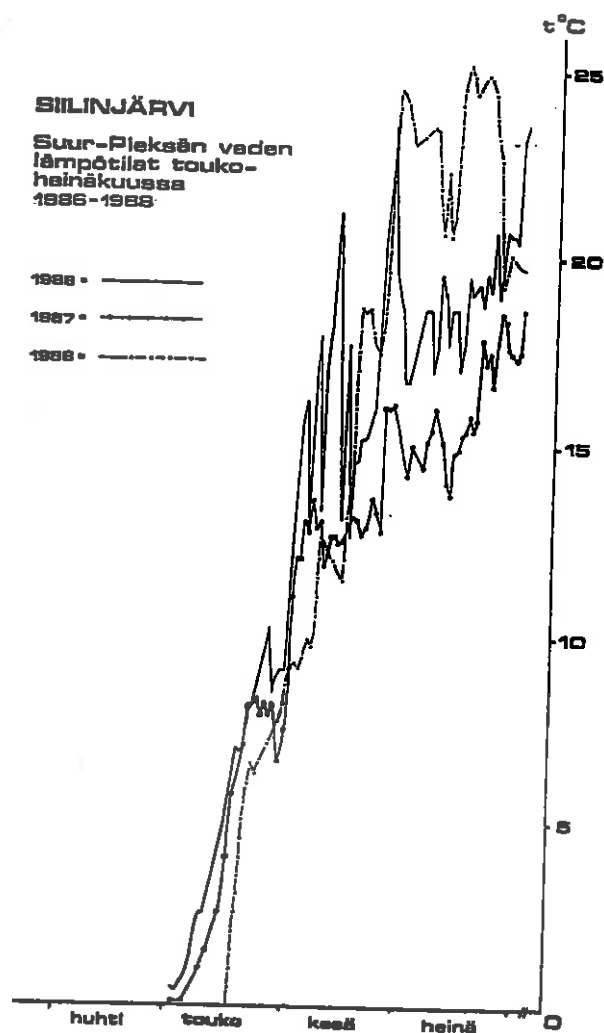
Jäät sulavat Rahtijärvestä (Majajoki) ja Siilinjärvestä (Suur-Pieksä) tavallisesti toukokuun alussa ja pintavesi alkaa heti tällöin lämmetä (kuvat 11 ja 12). Veden lämpötila vaikuttaa hauenmädin kuoriutumiseen (päiväasteet; taulukko 6) ja ensimmäinen kuukausi on kuoriutuneiden poikasten kohdalla kriittisintä aikaa (Montén 1948, 1950).

Keväällä 1986 Rahtijärven pintavesi lämpeni toukokuun alussa nopeasti hieman alle +10 °C:een eikä veden lämpötila enää laskenut tämän alle uudestaan ennen syksyä (kuva 11). Vuonna 1987, jolloin kevät oli poikkeuksellisen kylmä, Rahtijärven

vesi lämpeni toukokuun alussa vielä nopeammin kuin vuotta aikaisemmin. Kuitenkin järven pintavesi viileni uudelleen ja tällöin jo kuoriutuneille hauenpoikasille ei ilmeisesti ollut tarjolla riittävästi ravintoa ja uutta suojaavaa vesikasvillisuutta. Vuonna 1988 Rahtijärven pintavesi lämpeni yli viikon myöhemmin kuin kahtena aikaisempana keväänä, mutta vesi lämpeni yhtäjaksoisesti lähes +20 °C:een eikä tämän jälkeen enää viilentynyt kesän aikana merkittävästi.



Kuva 11. Majajoen (Rahtijärvi) veden lämpötilat huhti-heinäkuussa 1986-1988. (Tulokset perustuvat Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen mittauksiin.)



Kuva 12. Suur-Pieksän (Siilinjärvi) veden lämpötilat toukokuussa vuosina 1986-1988. (Tulokset perustuvat Hydrologian toimiston järvivesien lämpötilojen seurantatutkimuksen mittauksiin).

Suur-Pieksän pintaveden lämpötilan kehitys oli vuosina 1986-1988 samanlainen kuin Rahtijärvessä. Tosin jää sulii Suur-Pieksästä (sekä Siilinjärvestä) vasta toukokuun puolivälissä keuhällä 1988, mutta hauenpoikasten kannalta haitallinen viive korjaantui nopealla veden lämpenemisellä (kuva 12) ja sillä, että Siilinjärven vedenpinta oli normaalia korkeammalla.

Vuosina 1986-1988 vedenkorkeus pysyi touko-kesäkuussa melko vakiona Siilinjärvessä lukuunottamatta kevättä 1988, jolloin vesi peitti Siilinjärven istutusalueiden saraikot. Tällöin

vedenpinta oli yli puoli metriä korkeammalla kuin aikaisempina keväinä. Vielä heinäkuun alussa, jolloin koekalastukset alkoivat, vedenpinta ulottui sarakasvillisuusvyöhykkeen ylärajalle.

Toisin kuin Siilinjärvessä vuonna 1988 Rahtijärvessä vedenpinta ei ollut tavallista korkeammalla vuonna 1986, jolloin muita vuosia suuremmat hauenpoikassaaliit (taulukko 5) johtuivat ilmeisesti siitä, että järven veden lämpötila nousi nopeasti (kuva 11) eikä hauenpoikasille haitallisia lämpötilan vaihteluita (Franklin ja Smith 1963) tällöin ollut.

Taulukko 6. Touko-kesäkuun keskilämpötilat (°C) lämpösummineen (°C) Majajoessa ja Suur-Pieksässä vuosina 1986-1988.

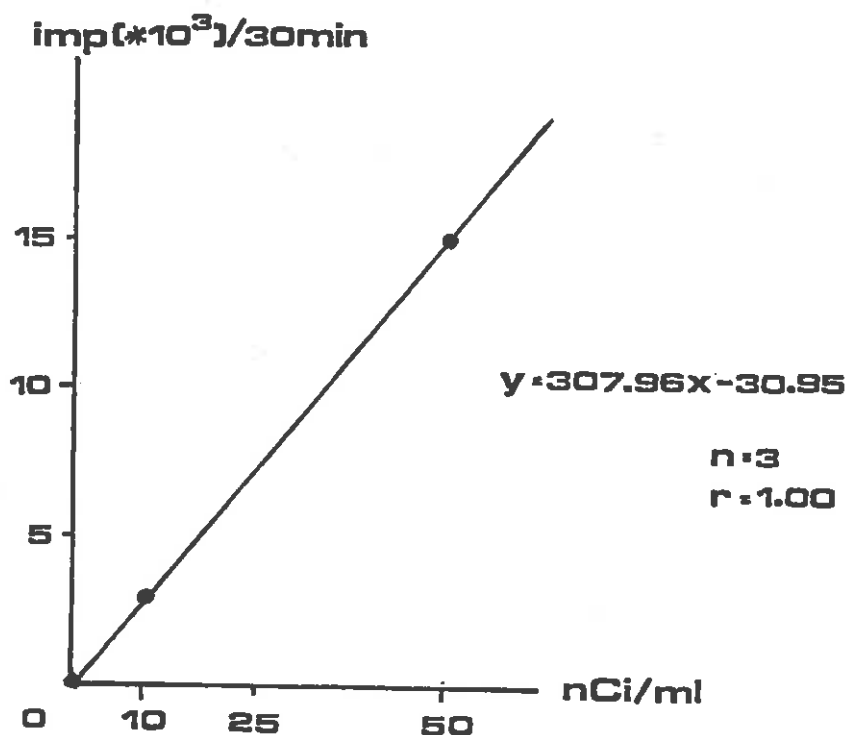
			Havaintopäiviä	Kuukauden keskilämpötila (°C)	Kuukauden lämpösumma (Σ °C)
MAJAJOKI (Rahtijärvi)	1986	toukokuu	31	9,3	289
		kesäkuu	30	18,1	543
	1987	toukokuu	31	7,8	242
		kesäkuu	30	14,8	444
	1988	toukokuu	31	8,3	256
		kesäkuu	30	18,1	544
SUUR-PIEKSA (Siilinjärvi)	1986	toukokuu	31	5,6	174
		kesäkuu	30	17,1	513
	1987	toukokuu	¹ 29	4,3	¹ 124
		kesäkuu	30	13,3	397
	1988	toukokuu	¹ 15	6,0	¹ 191
		kesäkuu	30	14,9	448

¹Osa havainnoista puuttuu, koska ko. vuosina jäät ovat sulaneet toukokuussa.

3.3. Radioaktiivisuusmittaukset

3.3.1. Standardisuoran määrittäminen

Laimennoksien (x ; nCi/ml) sekä niitä vastaavien pulssimäärien (y ; imp/mittausaika) suhde on lineaarinen. Näille muuttujille määritetty standardisuoran regressioyhtälö oli $y = 307.96x - 30.96$ (kuva 13).



Kuva 13. Standardisuora ja suoran yhtälö.

3.3.2. Pyydettyjen 0+ -hauenpoikasten radioaktiivisuusmittaukset

Sekä Rahtijärven että Siilinjärven radioaktiivisuusarvojen perusteella erotetut leimatut ja luonnon hauenpoikaset (taulukot 7 ja 8) jaettiin pituusryhmiin pyyntialueittain joka vuosi (kuvat 14 ja 15).

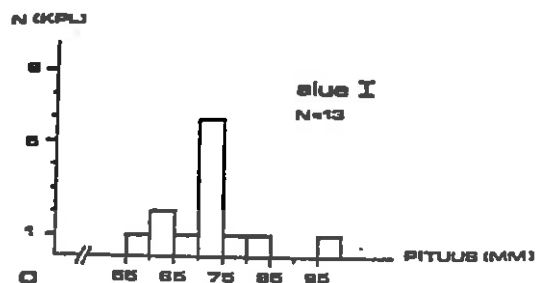
Taulukko 7. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvojen Bq ja (Bq/g) tunnusluvut.

	n	$\bar{x}$	Md	s	SE	CV	min.	max.
RAHTIJÄRVI 1986								
alue I - leimatut poikaset	3	2403.02	2424.79	121.80	70.32	0.05	2308.92	2540.66
- luonnonpoikaset	7	(5407.07)	(5429.86)	(811.40)	(468.46)	(0.15)	(4619.39)	(6240.33)
		54.17	53.40	18.95	7.16	0.35	19.68	78.69
		(87.80)	(97.10)	(31.10)	(11.70)	(0.35)	(27.00)	(116.50)
alue II - leimatut poikaset	8	2483.60	2501.90	234.50	82.90	0.09	2149.80	2832.70
- luonnonpoikaset	21	(5107.00)	(5471.00)	(1321.00)	(467.00)	(0.26)	(3167.00)	(6916.00)
		74.60	60.20	67.90	14.80	0.91	3.70	354.60
		(116.90)	(107.90)	(61.80)	(13.50)	(0.53)	(7.30)	(347.60)
kontrolli- luonnonpoikaset	7	53.51	53.04	6.60	2.49	0.12	43.54	61.12
		(112.38)	(116.85)	(12.45)	(4.71)	(0.11)	(88.41)	(124.39)
1987								
alue II - leimatut poikaset	2	73.74	73.74	1.22	0.86	0.02	72.88	74.60
		(125.00)	(125.00)	(37.90)	(26.80)	(0.30)	(98.20)	(151.80)
1988								
alue I - luonnonpoikaset	1	3.72	3.72	-	-	-	3.72	3.72
		(7.15)	(7.15)	-	-	-	(7.15)	(7.15)
alue II - leimatut poikaset	9	57.86	58.40	8.04	2.68	0.14	44.30	71.72
- luonnonpoikaset	1	(65.91)	(69.04)	(11.47)	(3.82)	(0.17)	(48.45)	(83.39)
		3.88	3.88	-	-	-	3.88	3.88
		(5.24)	(5.24)	-	-	-	(5.24)	(5.24)
alue III - leimatut poikaset	1	59.83	59.83	-	-	-	59.83	59.83
		(49.44)	(49.44)	-	-	-	(49.44)	(49.44)

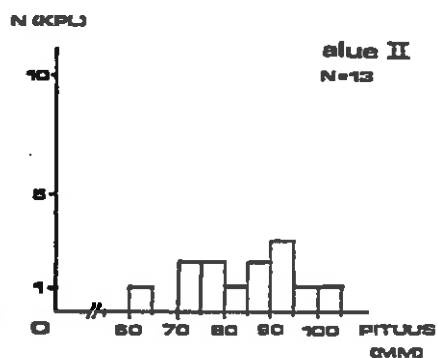
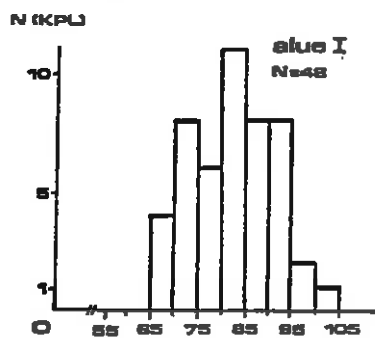
Taulukko 8. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvojen Bq ja (Bq/g) tunnusluvut.

	n	$\bar{x}$	Md	s	SE	CV	min.	max.
SIILINJÄRVI 1987								
alue I - luonnonpoikaset	48	4.35	2.05	0.70	0.10	0.16	3.72	5.05
		(2.17)	(0.50)	(0.06)	(0.01)	(0.03)	(1.14)	(3.98)
alue II - luonnonpoikaset	13	4.36	4.39	0.29	0.08	0.07	3.85	4.92
		(1.92)	(1.58)	(0.89)	(0.25)	(0.46)	(0.86)	(3.78)
1988								
alue I - leimatut poikaset	6	65.45	66.67	11.56	4.72	0.18	50.11	81.08
- luonnonpoikaset	127	(35.01)	(34.10)	(12.18)	(4.97)	(0.35)	(19.62)	(54.42)
		4.41	4.44	0.26	0.02	0.06	3.57	5.01
		(2.75)	(2.63)	(1.07)	(0.09)	(0.39)	(1.11)	(7.27)
alue II - luonnonpoikaset	104	4.51	4.44	1.05	0.10	0.23	4.01	5.30
		(2.46)	(2.22)	(0.03)	(0.01)	(0.01)	(0.69)	(7.53)

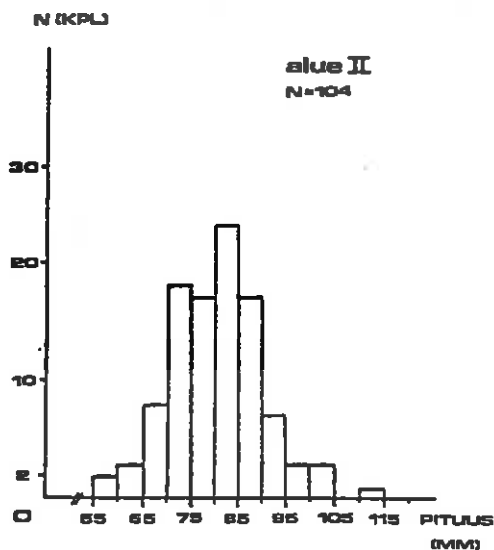
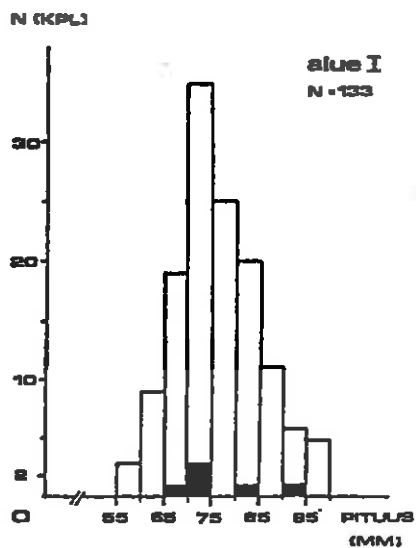
SIILINJÄRVI 1986



SIILINJÄRVI 1987

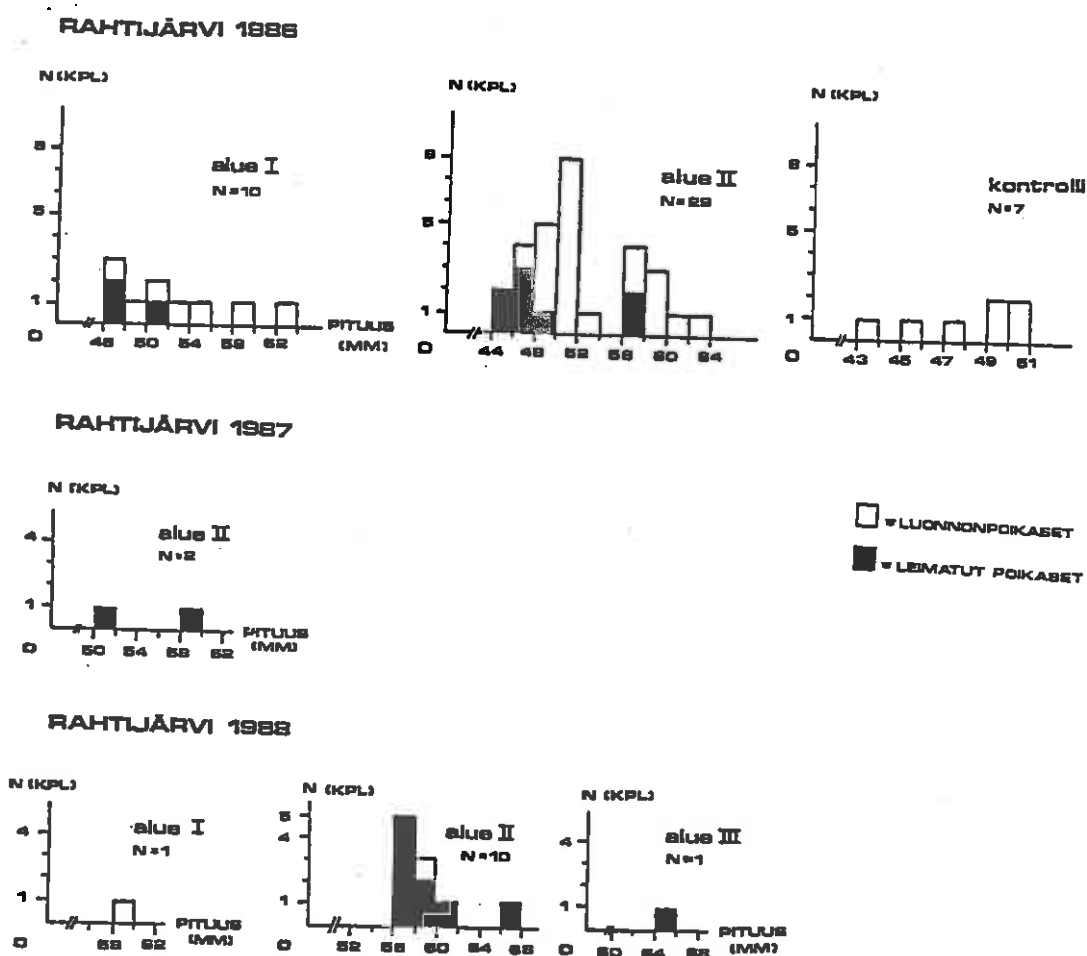


SIILINJÄRVI 1988



□ = LUONNONPOIKASET
 ■ = LEIMATUT POIKASET

Kuva 14. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten sekä luonnonpoikasten pituusjakaumat (mm) vuosittain ja pyyntialueittain.



Kuva 15. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten sekä luonnonpoikasten pituusjakaumat (mm) vuosittain ja pyyntialueittain.

3.3.3. Leimattujen vastakuoriutuneiden hauenpoikasten radioaktiivisuusmittaukset

Koska vastakuoriutuneita hauenpoikasia oli joka vuosi otettu radioaktiivisuusmittauksia varten talteen eri määriä putkea kohti (1-10 kpl/putki) ja koska poikasten painot vaihtelivat

vuosittain (10-16 mg/kpl), ei radioaktiivisuutta poikasta kohti voitu luotettavasti määrittää. Mittausgeometria on erilainen radioaktiivisuusmittauksessa, jos mittausputkessa on eri määrä näytekaloja ts. näytteen radioaktiivisuus ei lisäännä lineaarisesti näytemäärän funktiona. Sen sijaan, kun hauenpoikasten yhteispaino ja tätä vastaava keskimääräinen radioaktiivisuus mittausputkea kohti tiedettiin, voitiin laskea radioaktiivisuus hauenpoikasten painoyksikköä kohti; cpm/g (taulukko 9).

Taulukko 9. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasnäytteiden takautuvasti lasketut radioaktiivisuusarvot (Bq/g ja cpm/g) leimauksen päättyessä.

	Poikasten keskipaino (g)	Poikasia (kpl)	Leimausaika (h)	Leimausliuoksen aktiivisuus [$\mu\text{Ci/l}$ (MBq/l)]	Aika (d)	Korjauskertoimen (k)	Poikasten korjattu rad.akt. (Bq/g)	rad.akt. (cpm/g)
RAHTIJÄRVI 1986	0,013	10	70	50 (18,5)	66	0,495	11078	102500
RAHTIJÄRVI 1987	0,013	7	18	50 (18,5)	71	0,469	214	1485
SIILINJÄRVI 1987	0,016	1	24	50 (18,5)	70	0,474	553	4984
RAHTIJÄRVI ja SIILINJÄRVI 1988	0,010	10	14	80 (29,6)	58	0,539	333	2496

*Näytepoikasten leimauksen ja mittauksen välinen aika (d)

Radioaktiivisuuksien keskiarvoissa vuosina 1986-1988 huomataan suuria eroja vuonna 1986 ja vuosina 1987 sekä 1988 mitattujen poikasten välillä (taulukko 9). Vuonna 1986 vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimausaika oli 70 h, mikä on noin kolminkertainen verrattuna vuoden 1987 leimausaikaan. Vuoden 1988 vastakuoriutuneiden hauenpoikasnäytteiden radioaktiivisuuksien keskiarvot olivat suurempia kuin vuonna 1987, mikä johtuu siitä, että leimausliuoksen väkevyys nostettiin 50 $\mu\text{Ci/l}$:sta 80 $\mu\text{Ci/l}$:aan. Vastaavasti leimausaikaa lyhennettiin 24 h:sta (Siilinjärvi) sekä 18 h:sta (Rahtijärvi) 14 h:iin.

Verrattaessa vuosien 1987 ja 1988 vastakuoriutuneiden sekä 0+ -ikäisten hauenpoikasten radioaktiivisuuksien (cpm/g) puoliintumisaikakorjattuja keskiarvoja (taulukko 10) huomataan, että ne eroavat vuosittain toisistaan useita kymmeniä prosentteja toisin kuin vuoden 1986 vastaavat arvot.

Taulukko 10. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen 0+ -haukien takautuvasti lasketut radioaktiivisuusarvot (cpm/g) istutus- ja pyyntihetkellä, vastakuorituneiden hauenpoikasten takautuvasti määritetyt radioaktiivisuusarvot (cpm/g) leimaushetkellä (= ¹istutushetkellä) sekä radioaktiivisuusarvojen prosentuaaliset erot (%). (¹Näytteet pakastettiin heti leimauksen jälkeen; niitä ei siis istutettu).

			Istutushetkellä (cpm/g)	Pyyntihetkellä (cpm/g)	Mittaushetkellä (cpm/g)	Ero istutus- hetkellä (%)
RAHTIJÄRVI 1986	Vastakuoritutuneet		¹ 102500	-	50708	7.1
	Pyydettyt		111202	7962	5257	
SIILINJÄRVI 1987	Vastakuoritutuneet		¹ 4984	-	2362	
	Pyydettyt		-	-	-	
RAHTIJÄRVI 1987	Vastakuoritutuneet		¹ 1485	-	919	41.9
	Pyydettyt		2557	202	125	
RAHTIJÄRVI ja SIILINJÄRVI 1988	Vastakuoritutuneet		¹ 2496	-	1345	32.6
	Pyydettyt		1683	90	66	

Kun mittausten perusteella määritetyt radioaktiivisuusarvot sijoitettiin kaavaan 11, voitiin laskea leimattujen hauenpoikasten radioaktiivisuudet niiden pyyntihetkellä ja kun tämä luku edelleen sijoitettiin samaan kaavaan, jossa ⁸⁵Sr:n fysikaalinen puoliintumisaika ($T_{\frac{1}{2}}$) korvattiin Vuorisen ja Lehtosen (1988) määrittämällä ⁸⁵Sr:n efektiivisellä puoliintumisajalla ($T_{eff}=7.1$ d) saatiin selville hauenpoikasen radioaktiivisuus istutushetkellä. Elävän hauenpoikasen radioaktiivisuus pienenee paitsi fysikaalisen, myös biologisen puoliintumisen vuoksi, mikä on otettava huomioon laskettaessa kokonais- eli efektiivistä radioaktiivisuutta (kaava 16).

$$T_{eff} = \frac{T_{fys} * T_{biol}}{T_{fys} + T_{biol}} \quad (16)$$

3.4. Aineiston tilastollinen testaus

3.4.1. Hauenpoikasten keskipituuksien, -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen testaus

3.4.1.a, Rahtijärvi

Rahtijärven vuoden 1986 aineistolle suoritettulla varianssi-analyysillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja luonnonpoikasten keskipituuksien, -painojen eikä kuntokertoimien keskiarvojen välillä (taulukot 11, 12 ja 13) testattaessa erikseen pyyntialueiden luonnonpoikasia ($p > 0.05$).

Taulukko 11. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipituuksien (mm) tunnusluvut pyyntialueittain.

		n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
RAHTIJÄRVI									
1986									
alue I	- leimatut poikaset	3	47.33	46.00	2.31	0.05	1.33	46.00	50.00
	- luonnonpoikaset	7	52.29	52.00	5.71	0.11	2.16	46.00	62.00
	yht.	10	50.80	49.50	5.35	0.10	1.69	46.00	62.00
alue II	- leimatut poikaset	8	48.37	47.00	4.78	0.10	1.69	43.00	61.00
	- luonnon poikaset	21	51.48	50.00	4.72	0.09	1.03	43.00	61.00
	yht.	29	50.62	49.00	4.86	0.10	0.90	43.00	61.00
kontrolli-	luonnonpoikaset	7	47.57	49.00	2.70	0.06	1.02	43.00	50.00
	kaikki yht.	46	50.20	49.00	4.76	0.09	0.70	43.00	62.00
1987									
alue II	- leimatut poikaset	2	54.00	54.00	5.66	0.10	4.00	50.00	58.00
1988									
alue I	- leimatut poikaset	0	-	-	-	-	-	-	-
	- luonnonpoikaset	1	59.00	59.00	-	-	-	-	-
	yht.	1	59.00	59.00	-	-	-	-	-
alue II	- leimatut poikaset	9	59.20	58.50	3.12	0.05	0.99	56.00	67.00
	- luonnonpoikaset	1	59.00	59.00	-	-	-	-	-
	yht.	10	59.20	61.50	3.12	0.05	0.05	56.00	67.00
alue III	- leimatut poikaset	1	66.00	66.00	-	-	-	66.00	66.00
	kaikki yht.	12	59.75	61.50	3.44	0.06	0.06	56.00	67.00

Myöskään leimattujen ja leimaamattomien poikasten keskipituuksissa, -painoissa sekä kuntokertoimien keskiarvoissa ei havaittu pyyntialueiden välillä eroja. Sama tulos saatiin, kun pyyntialueiden I ja II leimattujen hauenpoikasten keskipituuksia verrattiin keskenään. Pyyntialueiden I ja II leimattujen poikasten ja luonnonpoikasten keskipituuksien

eroja testattiin, mutta tilastollisesti merkitseviä eroja ei löydetty.

Taulukko 12. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipainojen tunnusluvut (g) pyyntialueittain.

		n	$\bar{x}$	Md	s	SE	CV	min.	max.
RAHTIJÄRVI									
1986	alue I - leimatut poikaset	3	0.56	0.59	0.09	0.05	0.16	0.50	0.90
	- luonnonpoikaset	7	0.78	0.69	0.27	0.10	0.35	0.49	1.30
	yht.	10	0.71	0.65	0.25	0.08	0.35	0.49	1.30
	kontrolli - luonnonpoikaset	7	0.56	0.58	0.08	0.03	0.14	0.42	0.60
	alue II - leimatut poikaset	8	0.62	0.54	0.19	0.07	0.31	0.44	0.96
	- luonnonpoikaset	21	0.75	0.63	0.27	0.06	0.36	0.43	1.61
	yht.	29	0.71	0.61	0.69	0.05	0.97	0.43	1.61
	kaikki yht.	46	0.69	0.60	0.24	0.03	0.35	0.43	1.61
1987	alue II - leimatut poikaset	2	0.70	0.70	0.22	0.15	0.31	0.55	0.86
1988	alue I - leimatut poikaset	0	-	-	-	-	-	-	-
	- luonnonpoikaset	1	0.62	0.62	-	-	-	0.62	0.62
	yht.	1	0.62	0.62	-	-	-	0.62	0.62
	alue II - leimatut poikaset	9	1.02	1.02	0.17	0.06	0.17	0.88	1.41
	- luonnonpoikaset	1	0.62	0.62	-	-	-	0.62	0.62
	yht.	10	1.00	1.01	0.16	0.05	0.16	0.62	1.41
	alue III - leimatut poikaset	1	1.41	1.41	-	-	-	1.41	1.41
	kaikki yht.	12	1.00	1.14	0.23	0.04	0.23	0.88	1.46

Taulukko 13. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten kuntokertoimien keskiarvojen tunnusluvut pyyntialueittain.

		n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
RAHTIJÄRVI									
1986	alue I - luonnonpoikaset	7	0.534	0.545	0.067	0.125	0.025	0.441	0.604
	- leimatut poikaset	3	0.525	0.525	0.011	0.021	0.006	0.514	0.524
	yht.	10	0.531	0.530	0.055	0.104	0.017	0.441	0.604
	alue II - luonnonpoikaset	21	0.526	0.518	0.051	0.097	0.011	0.459	0.709
	- leimatut poikaset	8	0.536	0.529	0.021	0.039	0.007	0.510	0.575
	yht.	29	0.529	0.523	0.045	0.085	0.008	0.459	0.709
	kontrolli - luonnonpoikaset	7	0.519	0.520	0.028	0.054	0.011	0.480	0.560
	kaikki yht.	46	0.528	0.523	0.044	0.083	0.007	0.441	0.709
1987	alue II - leimatut poikaset	2	0.440	0.440	0.000	0.000	0.000	0.440	0.441
1988	alue I - luonnonpoikaset	1	0.302	0.302	-	-	-	0.302	0.302
	- leimatut poikaset	0	-	-	-	-	-	-	-
	yht.	1	0.302	0.302	-	-	-	0.302	0.302
	alue II - luonnonpoikaset	1	0.404	0.404	-	-	-	0.404	0.404
	- leimatut poikaset	9	0.489	0.463	0.022	0.045	0.007	0.440	0.524
	yht.	10	0.481	0.489	0.034	0.079	0.011	0.404	0.524
	alue III - leimatut poikaset	1	0.490	0.490	-	-	-	0.490	0.490
	kaikki yht.	12	0.466	0.413	0.061	0.131	0.018	0.302	0.524

Vuosien 1987 (n=2) sekä 1988 (n=12) otokset olivat liian pieniä, jotta niitä olisi voitu testata pyyntialueittain vuoden 1986 aineiston tapaan. Sen sijaan testattiin yhdistettyjen aineistojen vuosittaisia eroja hauenpoikasten keskipituuksien, -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen välillä (taulukko 14).

Taulukko 14. Rahtijärvi 1986-1988. Yhdistetty aineisto. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipituudet (mm), -painot (g) sekä kuntokertoimien keskiarvot.

RAHTIJÄRVI					
Yhdistetty aineisto					
vuosi		n (kpl)	keski- pituus (mm)	keski- paino (g)	kunto- kerroin
1986	leimatut poikaset	10	47.3	0.60	0.531
	luonnonpoikaset	29	52.3	0.75	0.529
1987	leimatut poikaset	2	54.0	0.70	0.440
	luonnonpoikaset	0	-	-	-
1988	leimatut poikaset	11	59.2	1.02	0.490
	luonnonpoikaset	1	59.0	0.62	0.350

Vuosien 1986 ja 1988 väliset erot olivat jokaisen muuttujan kohdalla tilastollisesti merkitsevät ($p < 0.001$) eli vuonna 1986 pyydyt hauenpoikaset olivat kookkaampia ja niiden kuntokertoimet olivat suuremmat kuin vuonna 1988. Vuoden 1987 näytemäärä oli liian pieni (n=2), jotta tilastollisesti merkitseviä eroja olisi löydetty verrattaessa sitä muiden vuosien aineistoon.

3.4.1.b, Siilinjärvi

Siilinjärvestä saatiin leimattuja hauenpoikasia ainoastaan vuoden 1988 koekalastusten yhteydessä (n=6). Vuonna 1987 saatiin ainoastaan luonnonpoikasia ja vuonna 1986 Siilinjärveen ei istutettu leimattuja hauenpoikasia.

Samoin kuin Rahtijärven aineiston tapauksessa, Siilinjärven luontaisia hauenpoikasia ei voitu erottaa leimatuista hauenpoikasista niiden keskipituuksien, -painojen tai kuntokertoimien keskiarvojen perusteella; $p > 0.05$ (taulukot 15, 16 ja 17). Kaikki leimatut hauenpoikaset pyydettiin alueelta I, joten leimattujen hauenpoikasten alueellisia eroja ei voitu testata.

Taulukko 15. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipituuksien tunnusluvut (mm) pyyntialueittain.

		n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
SIILINJÄRVI									
1986									
alue I		13	70.15	71.00	9.74	0.14	2.70	56.00	94.00
kontrolli		7	62.43	60.00	6.24	0.10	2.36	55.00	74.00
	yht.	20	67.45	67.00	9.30	0.14	2.08	55.00	94.00
1987									
alue I - luonnonpoikaset		48	80.02	79.00	8.69	0.11	1.25	63.00	99.00
alue II - luonnonpoikaset		13	82.77	85.00	11.27	0.14	3.13	62.00	102.00
	yht.	61	80.61	79.00	9.27	0.12	1.19	62.00	102.00
1988									
alue I - luonnonpoikaset		127	73.71	73.00	8.98	0.12	0.80	53.00	96.00
- leimatut poikaset		6	76.83	73.50	10.05	0.13	4.10	67.00	95.00
	yht.	133	73.85	73.00	9.01	0.12	0.78	53.00	96.00
alue II - luonnonpoikaset		104	78.38	78.50	10.52	0.13	1.03	55.00	113.00
- leimatut poikaset		0	-	-	-	-	-	-	-
	yht.	104	78.38	78.50	10.52	0.13	1.03	55.00	113.00
kaikki yht.		237	75.83	75.00	9.94	0.13	0.65	53.00	113.00

Vuosina 1987 ja 1988 Siilinjärven alueelta II pyydetty hauenpoikaset olivat kookkaampia kuin alueella I. Vuoden 1988 aineiston keskipituuksissa ($p < 0.001$), keskipainoissa ($p < 0.005$) sekä kuntokertoimien keskiarvoissa ($p < 0.05$) havaittiin pyyntialueiden välillä tilastollisesti merkitsevät erot, jollaisia vuoden 1987 aineistossa ei havaittu.

Taulukko 16. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipainojen (g) tunnusluvut pyyntialueittain.

			n	$\bar{x}$	Md	s	SE	CV	min.	max.
SIILINJÄRVI										
1987	alue I	- luonnonpoikaset	48	2.63	2.60	0.85	0.12	0.32	1.25	4.51
	alue II	- luonnonpoikaset	13	3.16	3.04	1.30	0.36	0.41	1.27	5.73
		yht.	61	2.74	2.62	0.98	0.12	0.36	1.25	5.73
1988	alue I	- luonnonpoikaset	127	2.05	1.85	0.79	0.07	0.39	0.72	4.45
		- leimatut poikaset	6	2.30	1.86	0.94	0.39	0.41	1.61	4.05
		yht.	133	2.06	1.85	0.79	0.07	0.38	0.72	4.45
	alue II	- luonnonpoikaset	104	2.42	2.24	1.03	0.10	0.43	0.76	6.93
		- leimatut poikaset	0	-	-	-	-	-	-	-
		yht.	104	2.42	2.24	1.03	0.10	0.43	0.76	6.93
		kaikki yht.	237	2.22	2.00	0.92	0.06	0.41	0.72	6.93
1986	alue I	- luonnonpoikaset	7	2.30	1.97	1.28	0.49	0.56	1.06	4.93
	kontrolli-	luonnonpoikaset	3	1.33	1.11	0.40	0.23	0.30	1.10	1.79
		yht.	10	2.01	1.87	1.16	0.34	0.58	1.06	4.93

Taulukko 17. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten kuntokertoimien keskiarvojen tunnusluvut pyyntialueittain.

			n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
SIILINJÄRVI										
1986	alue I	- luonnonpoikaset	7	0.578	0.594	0.025	0.048	0.001	0.545	0.604
	kontrolli-	luonnonpoikaset	3	0.566	0.540	0.049	0.087	0.028	0.536	0.622
		yht.	10	0.574	0.577	0.032	0.056	0.010	0.536	0.622
1987	alue I	- luonnonpoikaset	48	0.501	0.500	0.064	0.128	0.001	0.296	0.672
	alue II	- luonnonpoikaset	13	0.528	0.528	0.042	0.080	0.012	0.448	0.592
		yht.	61	0.507	0.505	0.061	0.120	0.008	0.296	0.672
1988	alue I	- luonnonpoikaset	127	0.489	0.483	0.038	0.078	0.003	0.414	0.676
		- leimatut poikaset	6	0.490	0.475	0.051	0.104	0.021	0.431	0.582
		yht.	133	0.489	0.483	0.039	0.080	0.003	0.414	0.676
	alue II	- luonnonpoikaset	104	0.477	0.477	0.033	0.069	0.003	0.409	0.557
		- leimatut poikaset	0	-	-	-	-	-	-	-
		yht.	104	0.477	0.477	0.033	0.069	0.003	0.409	0.557
		kaikki yht.	237	0.484	0.482	0.037	0.076	0.002	0.409	0.677

Siilinjärven hauenpoikasten vuosittaisten keskipituuksien, -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen erot testattiin sekä pyyntialueittain (paitsi vuonna 1986, jolloin aluetta II ei koekalastettu) että yhdistetyn aineiston osalta.

Alueella I hauenpoikasten keskipituus oli suurin vuonna 1987 ja pienin vuonna 1986 ($p < 0.001$; taulukko 18). Vuosina 1986 ja 1988 pyydettyjen hauenpoikasten keskipituuksien erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Vuonna 1988 pyydettyjen hauenpoikasten keskipaino oli tilastollisesti

merkitsevästi pienempi ($p < 0.001$) kuin vuonna 1987, mutta vuosina 1986 ja 1987 sekä 1987 ja 1988 keskipainot eivät eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Kuntokertoimien keskiarvojen osalta erot olivat päinvastaiset eli vuosien 1987 ja 1988 kuntokertoimien keskiarvojen väliset erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, kuten ne olivat vuosina 1986 ja 1987 ($p < 0.005$) sekä 1986 ja 1988 ($p < 0.001$).

Taulukko 18. Siilinjärvi 1986-1988. Alue I. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipituudet (mm), -painot (g) sekä kuntokertoimien keskiarvot.

SIILINJÄRVI					
Alue I					
vuosi		n (kpl)	keski- pituus (mm)	keski- paino (g)	kunto- kerroin
1986	luonnon- poikaset	13	70.2	2.30	0.578
1987	leimatut poikaset	0	-	-	-
	luonnon- poikaset	48	80.0	2,80	0.528
1988	leimatut poikaset	6	76.8	2.30	0.490
	luonnon- poikaset	127	73.3	2.05	0.489

Pyyntialueen II hauenpoikasten keskipituuksien ei havaittu eroavan toisistaan tilastollisesti merkitsevästi vuosina 1987 ja 1988. Sen sijaan vuonna 1987 hauenpoikaset olivat keskipainoltaan ($p < 0.05$) ja kuntokertoimien keskiarvoltaan ($p < 0.001$) suurempia kuin vuonna 1988.

Siilinjärven yhdistettyjen aineistojen vuosittaiset erot olivat selvät. Vuonna 1987 hauenpoikasten keskipituudet

olivat suurimmat ja vuonna 1986 pienimmät ($p < 0.001$), kun taas vuonna 1986 kuntokertoimien keskiarvot olivat suurimmat ja vuonna 1988 pienimmät ($p < 0.001$). Vuosien 1986 ja 1988 hauenpoikasten keskipainojen väliset erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, mutta vuonna 1987 pyydetty poikaset olivat selvästi painavampia kuin vuonna 1988 ($p < 0.001$).

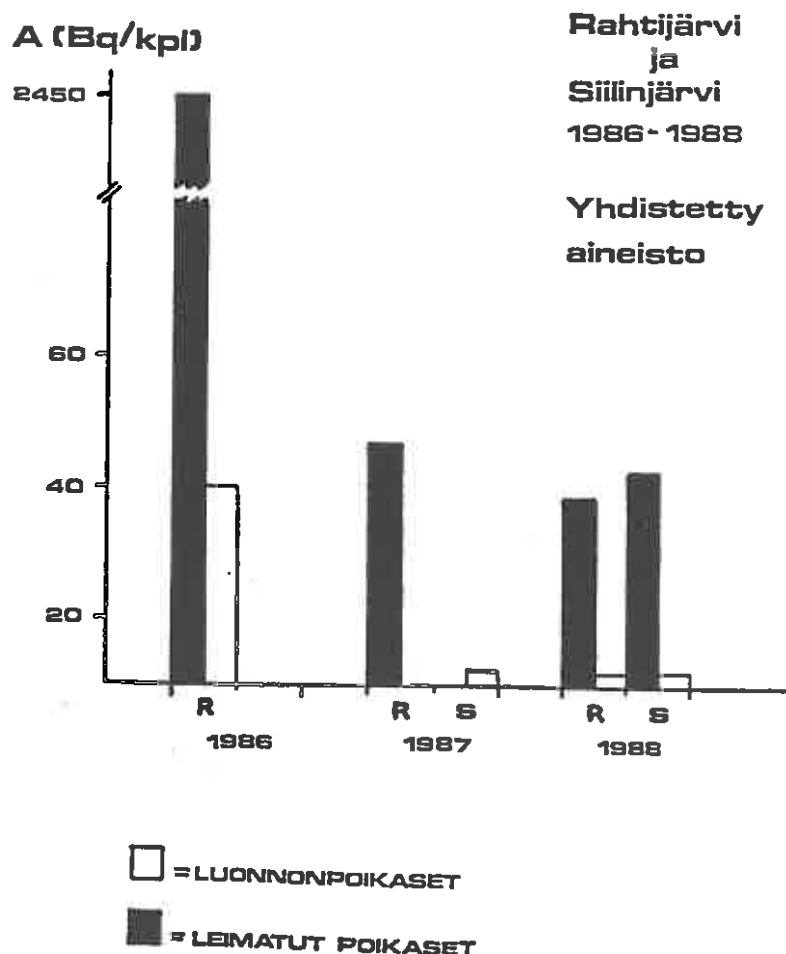
3.4.2. Hauenpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvojen testaus

Vuonna 1986 paitsi Rahtijärveen istutettujen hauenpoikasten myös luonnonpoikasten taustasäteilyarvot olivat korkeammat kuin kahtena seuraavana vuonna (kuva 16). Tämä johtuu siitä, että hauenpoikasnäytteet mitattiin eri aineistolla kuin vuosina 1987 ja 1988. Kuitenkin istutettujen ja luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien erot olivat vuonna 1986 suhteellisesti yhtä selvät kuin seuraavina vuosina.

Pienten otoskokojen vuoksi ainoastaan Rahtijärven vuoden 1986 aineiston radioaktiivisuuksien keskiarvojen eroja voitiin testata leimattujen ja luonnonpoikasten välillä. Kuitenkin ilman tilastollista testaustakin havaittiin selvät erot sekä pyyntialueella I että II (taulukko 7). Kun kummankin alueen luonnonpoikasten sekä leimattujen poikasten radioaktiivisuusarvoja testattiin keskenään, ei tilastollisesti merkitseviä eroja löydetty, joten näidenkin tulosten perusteella ryhmiä voidaan pitää erillisinä.

Kesällä 1988 Siilinjärven pyyntialueelta I saadut hauenpoikaset erosivat radioaktiivisuusarvoiltaan selvästi luonnonpoikasista ($p < 0.001$; taulukko 8). Tilastollisesti merkitsevät erot havaittiin myös pyyntialueiden I ja II luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvoissa ($p < 0.01$), vaikka aktiivisuuksien keskiarvojen erot kalaa kohti ovat ainoastaan noin 0.1 Bq/kpl. Erot radioaktiivisuusarvoissa painoyksikköä kohti (Bq/g) alueilla I ja II ovat myös tilastollisesti merkitseviä ($p < 0.05$).

Vuonna 1987 Siilinjärvestä ei saatu leimattuja hauenpoikasia. Pyyntialueilta I ja II saatujen luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien keskiarvojen erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 16. Rahtijärvi (=R) ja Siilinjärvi (=S) 1986-1988. Yhdistetty aineisto. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten radioaktiivisuuksien (Bq/kpl) keskiarvojen erot.

3.4.3. Pyyntivälineen selektiivisyys

Rahtijärven hauenpoikasnäytteet pyydettiin lähes poikkeuksetta saraikon seasta matalasta vedestä (syvyys 10-50 cm) varsihaaveilla. Siilinjärven vuosien 1986, 1987 sekä 1988 pyyntialueen II hauenpoikasnäytteet pyydettiin poikasnuotalla. Sen sijaan vuoden 1988 näytteet alueelta I pyydettiin sekä varsihaaveilla että poikasnuotalla.

Koska Siilinjärven vuoden 1988 pyyntialueelta I haavitut (keskipituus=72.6 mm; n=87) ja nuotatut (keskipituus=76.2 mm; n=46) hauenpoikaset erosivat pituuksiltaan silmämääräisesti toisistaan, suoritettiin eri pyyntivälineillä saatujen poikasten keskipituuksien testaus. Hauenpoikaset olivat myös tilastollisesti merkitsevästi keskipituuksiltaan suurempia kuin haavitut poikaset ($p<0.05$).

3.4.4. Hauenpoikasten keskipituuksien erot eri syvyysvyöhykkeissä

Kun Siilinjärven vuosien 1987 ja 1988 hauenpoikasnäytteitä tarkasteltiin alustavasti, huomattiin eri vesisyvyyksiltä nuotattujen poikasten keskipituuksissa eroja (taulukko 19) ja niiden selville saamiseksi aineistot testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

Vuoden 1987 yhdistetyn aineiston (n=61) hauenpoikaset saatiin suurimmaksi osaksi syvyysvyöhykkeiltä 50-100 cm (n=20) sekä 100-150 (n=34). Matalimman (n=3) ja syvimmän (n=4) vyöhykkeen näytemäärät olivat liian pienet, jotta tilastollisesti merkitseviä eroja olisi löydetty hauenpoikasten keskipituuksien välillä eri syvyyksillä. Silmämääräisesti hauenpoikasten keskikoko kasvoi matalimmasta syvimpää vyöhykettä kohti.

Vuoden 1988 aineisto (n=236, yksi puuttuva tieto) oli riittävän suuri, jotta se voitiin jakaa pyyntialueittain kahtia (kuvat 17 ja 18).

Pyyntialueella I matalimman syvyysvyöhykkeen (10-50 cm) hauenpoikaset olivat keskipituuksiltaan kahden syvemmän vyöhykkeen (50-100 cm; $p<0.05$ ja 100-150 cm; $p<0.005$) poikasia pienempiä. Pyyntialueen II hauenpoikasten keskipituuksia testattaessa löydettiin samansuuntainen tilastollisesti merkitsevä ero ainoastaan syvyysvyöhykkeiden 10-50 cm sekä 100-150 cm välille ($p<0.01$).

Tärkeä havainto oli, kun huomattiin, että pyyntialueella I kaikki leimatut hauenpoikaset (n=6) saatiin syvyysvyöhyk-

keestä 10-50 cm (taulukko 20). Koska leimatut hauenpoikaset eivät eronneet luonnonpoikasista, kun niiden keskipituuksia, -painoja sekä kuntokertoimien keskiarvoja verrattiin koko pyyntialueelta I pyydettyjen luonnonpoikasten (n=127) vastaavien muuttujien keskiarvoihin, testattiin keskenään ainoastaan alueelta I syvyysvyöhykkeestä 10-50 cm pyydettyjen luonnonpoikasten (n=74) sekä leimattujen poikasten keskipituuksien, -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen erot. Näinkään menetellen ei tilastollisesti merkitseviä eroja löydetty.

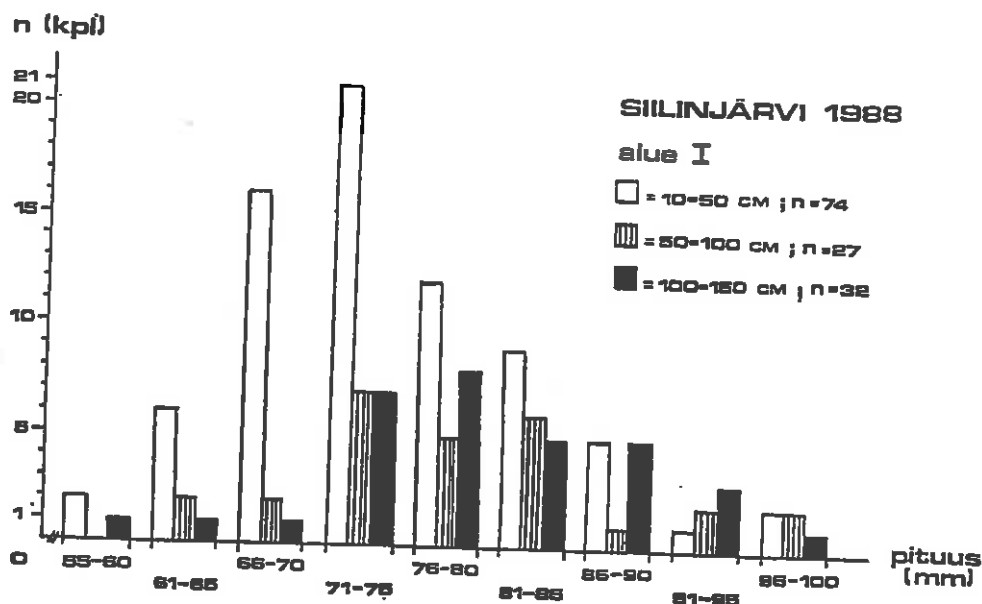
Taulukko 19. Siilinjärvi 1987-1988. Yhdistetty aineisto. Pyydettyjen hauenpoikasten keskipituudet (mm) pyyntisyvyysvyöhykkeittäin tunnuslukuineen.

SIILINJÄRVI	n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
1987								
10 - 50 cm	3	73.00	72.00	11.53	0.16	6.66	62.00	85.00
50 - 100 cm	20	77.55	78.00	8.38	0.11	1.87	63.00	92.00
100 - 150 cm	34	83.15	84.50	9.43	0.11	1.62	63.00	102.00
> 150 cm	4	80.00	78.50	3.37	0.04	1.68	78.00	85.00

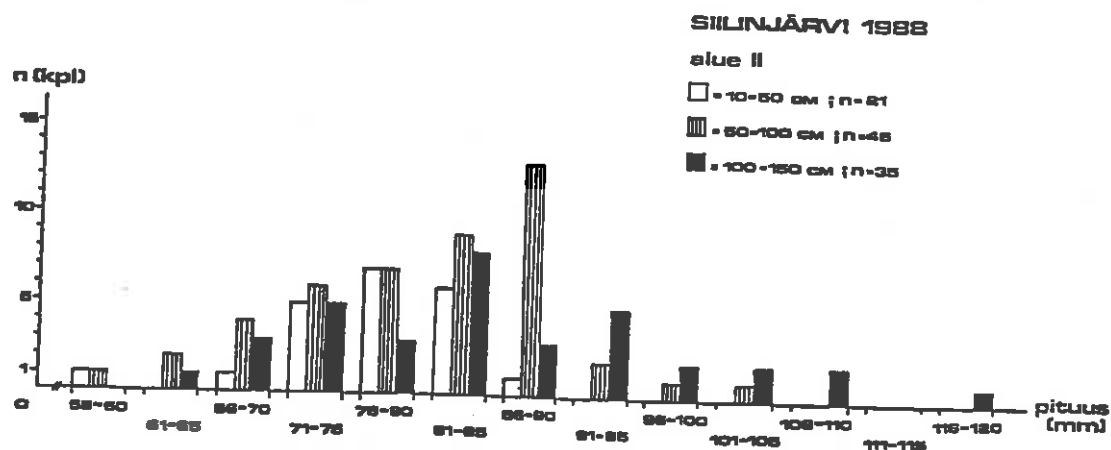
SIILINJÄRVI	n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
1988								
10 - 50 cm	95	72.23	71.00	7.99	0.11	0.82	53.00	96.00
50 - 100 cm	73	77.03	78.00	9.38	0.12	1.10	55.00	102.00
100 - 150 cm	67	79.81	79.00	11.37	0.14	1.39	56.00	113.00
> 150 cm	1	70.00	70.00	-	-	-	70.00	70.00

Taulukko 20. Siilinjärvi 1988. Alue I. Syvyysvyöhykkeestä 10-50 cm pyydettyjen leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten keskipituuksien, -painojen sekä kuntokertoimien keskiarvojen tunnusluvut.

	n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
SIILINJÄRVI 1988 Alue I								
Syvyysvyöhyke 10 - 50 cm								
Luonnonpoikaset								
- keskipituus	74	71.72	71.00	8.42	0.12	0.98	53.00	96.00
- keskipaino	74	1.86	1.72	0.70	0.38	0.08	0.72	4.40
- kuntokertoimien keskiarvo	74	0.485	0.483	0.033	0.07	0.04	0.414	0.599
Leimatut poikaset								
- keskipituus	6	76.83	73.50	10.05	0.13	4.10	67.00	95.00
- keskipaino	6	2.30	1.86	0.94	0.41	0.39	1.61	4.05
- kuntokertoimien keskiarvo	6	0.490	0.475	0.051	0.104	0.02	0.431	0.582



Kuva 17. Siilinjärvi 1988. Alue I. Yhdistetty aineisto. Hauenpoikasten pituusjakaumat syvyysvyöhykkeittäin.



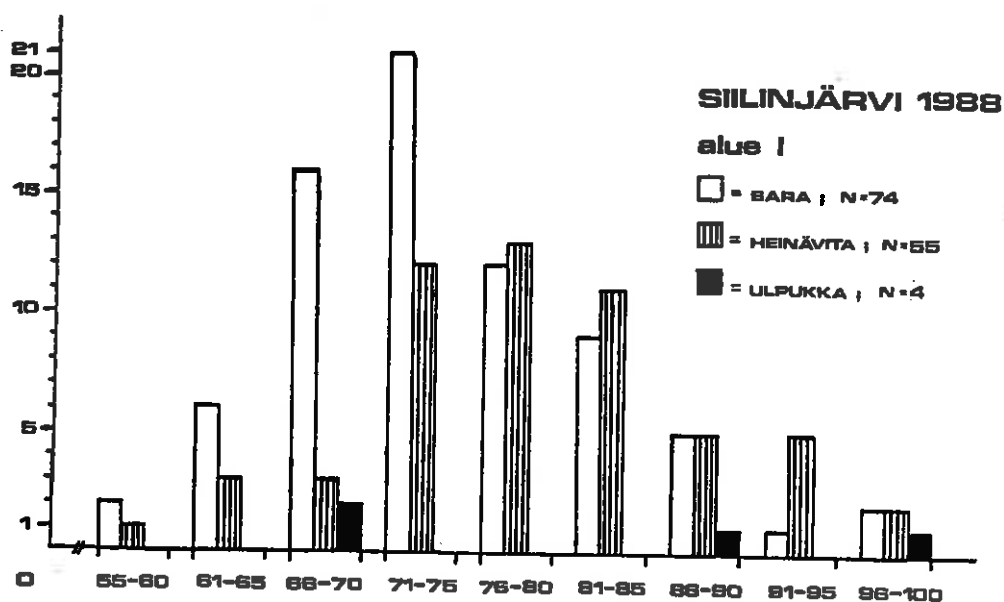
Kuva 18. Siilinjärvi 1988. Alue II. Yhdistetty aineisto. Hauenpoikasten pituusjakaumat syvyysvyöhykkeittäin.

Rahtijärvestä kaikki hauenpoikaset pyydettiin alle metrin syvyydestä rantasaraikosta, joten vastaavaa syvyysvyöhyketarkastelua ei voitu tehdä. Sen sijaan huomioitavaa oli se, että yhtään hauenpoikasta ei saatu alle 10 cm syvyydestä

vedestä Rahtijärven eikä Siilinjärven koekalastusten yhteydessä.

3.4.5. Hauenpoikasten keskipituuksien erot eri vesikasvillisuusvyöhykkeissä

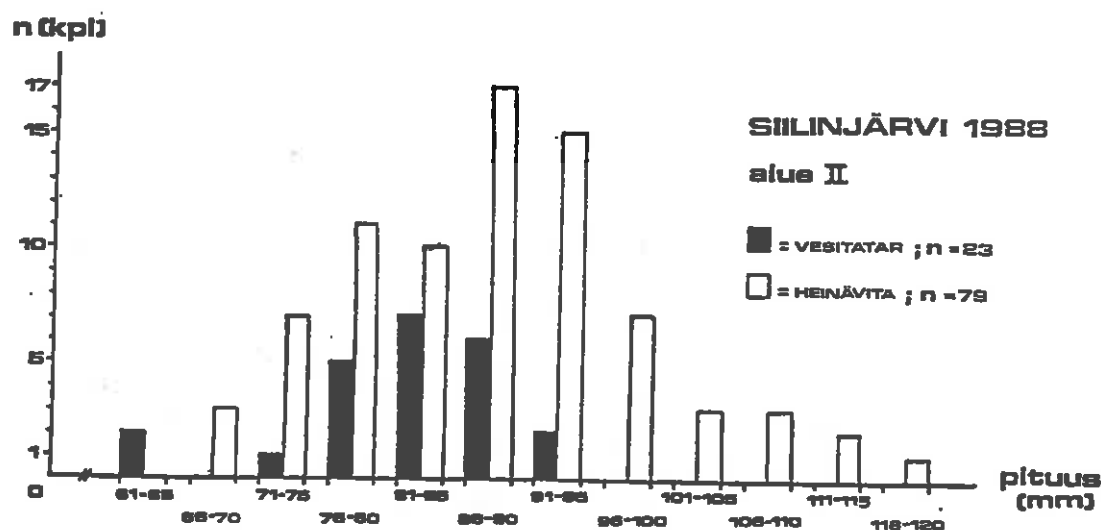
Siilinjärven vuosien 1987 ja 1988 aineistot jaettiin nuottattujen tai haavittujen alueiden vallitsevan makrofytytilajin mukaan keskipituuksittain ryhmiin (kuvat 19 ja 20, taulukko 21). Hauenpoikasia saatiin lähinnä saran ja heinävidan joukosta, joten muista kasvustoista pyydettyjen hauenpoikasten keskipituuksien erojen testaaminen ei ole yhtä luotettavaa. Pienten näytemäärien vuoksi ainoastaan vuoden 1988 aineisto testattiin yksisuuntaisella varianssi-analyysillä.



Kuva 19. Siilinjärvi 1988. Alue I. Hauenpoikasten keskipituudet (mm) eri vesikasvillisuusvyöhykkeissä.

Pyyntialueella I matalimmassa syvyysvyöhykkeessä (10-50 cm) kasvavan saran joukosta pyydettyjen hauenpoikasten (n=74) keskipituudet olivat tilastollisesti merkitsevästi pienemmät kuin syvemmältä heinävitaikosta pyydettyjen poikasten (n=55) keskipituudet ($p < 0.005$). Vaikka ulpukkakasvuston seasta saatiin keskipituuksiltaan suurimmat hauenpoikaset (n=4), ei niiden ja saraikosta pyydettyjen poikasten välille

löydetty tilastollisesti merkitseviä eroja, sillä edellisen otoksen koko oli pieni ja keskihajonta suuri.



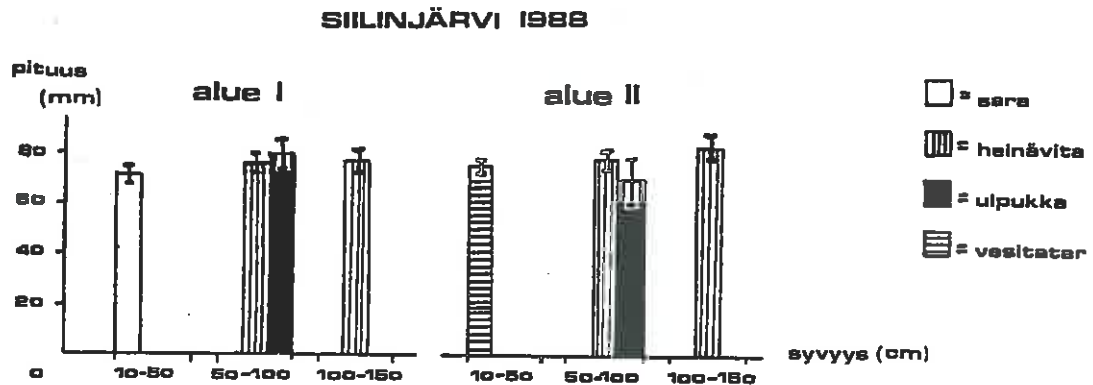
Kuva 20. Siilinjärvi 1988. Alue II. Hauenpoikasten keskipituudet (mm) eri vesikasvillisuusvyöhykkeissä.

Taulukko 21. Siilinjärvi 1987-1988. Yhdistetty aineisto. Pyydettyjen hauenpoikasten keskipituudet (mm) tunnuslukuineen vesikasvillisuusvyöhykkeittäin.

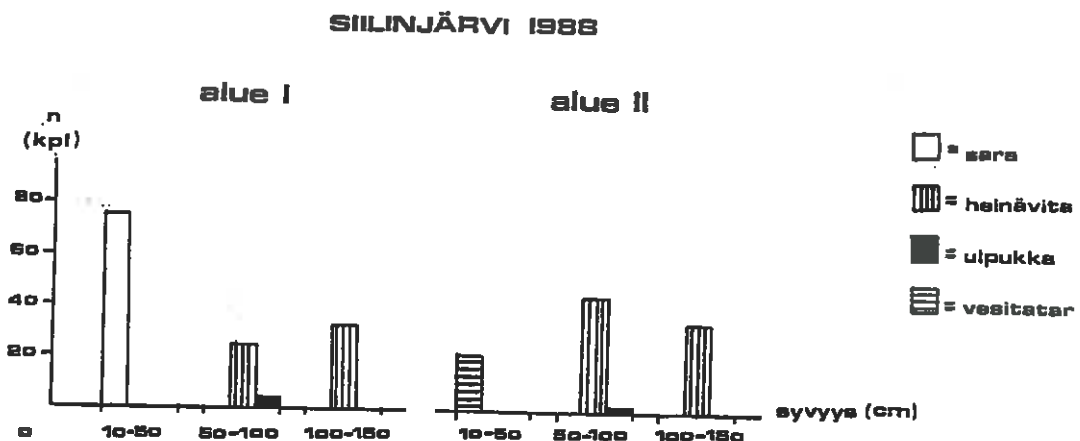
SIILINJÄRVI	n	$\bar{x}$	Md	s	CV	SE	min.	max.
1987								
sara	-	-	-	-	-	-	-	-
vesirutto	3	73.00	72.00	11.53	0.16	6.66	62.00	85.00
heinävida	53	81.55	80.00	8.97	0.11	1.23	63.00	102.00
vesitatar	1	86.00	86.00	-	-	-	86.00	86.00
järviruoko	2	70.00	70.00	1.41	0.02	1.00	62.00	85.00
ulpukka	2	75.00	75.00	12.73	0.17	9.00	66.00	84.00
1988								
sara	74	71.72	71.00	8.42	0.12	0.98	53.00	96.00
vesirutto	-	-	-	-	-	-	-	-
heinävida	134	78.45	78.00	10.29	0.13	0.89	56.00	113.00
vesitatar	23	73.65	74.00	7.33	0.10	1.53	55.00	84.00
järviruoko	-	-	-	-	-	-	-	-
ulpukka	4	77.80	70.00	11.70	0.15	5.23	69.00	95.00
muu vida	1	71.00	71.00	-	-	-	71.00	71.00

Koska hauenpoikaset olivat keskipituuksiltaan suurempia syvemmällä ja koska myös syvemmällä kasvavien makrofyyttien joukosta pyydettyjen poikasten keskipituudet olivat suuremmat (kuva 21), vesikasvillisuusvyöhykkeiden väliset testit olisi pitänyt tehdä siten, että niissä on myös veden syvyys selittävänä tekijänä (kahden selittäjän analyysi). Tämä ei

kuitenkaan ollut mahdollista, sillä syvyysvyöhykkeiden hauenpoikassaalis saatiin joitakin yksilöitä lukuunottamatta yhden dominoivan lajin vesikasvustoalueelta (kuva 22) ja näin ollen aineisto ei ollut riittävä, jotta testit olisi voitu suorittaa.



Kuva 21. Siilinjärvi 1988. Alueet I ja II. Hauenpoikasten keskipituudet (mm) keskihajontoineen eri vesikasvustoissa ja eri syvyysvyöhykkeissä.



Kuva 22. Siilinjärvi 1988. Alueet I ja II. Hauenpoikasten lukumäärät (kpl) eri vesikasvustoissa ja syvyysvyöhykkeissä.

Pyyntialueen II matalimmalla syvyysvyöhykkeellä (10-50 cm) kasvavan vesitatarin joukosta pyydettyjen hauenpoikasten ($n=23$) keskipituus oli pienempi kuin niiden poikasten, jotka oli pyydetty syvemmällä kasvavan heinävidan ($n=79$) joukosta. Näiden hauenpoikasten keskipituuksien erot olivat tilastollisesti merkitseviä ($p<0.005$) ja ne olivat samansuuntaisia kuin pyyntialueella I saraikosta ja heinävitaikosta pyydettyjen poikasten välillä.

3.5. Saalis pyyntiponnistusta kohti ja poikastiheydet

3.5.1. Saalis pyyntiponnistusta kohti

Siilinjärven pyyntialueiden keskimääräiset nuottasaaliit vetoa kohti vuosina 1986-1987 eivät eronneet paljon toisistaan, mutta vuonna 1988 saalis oli yli kaksinkertainen edellisiin vuosiin verrattuna (taulukko 22).

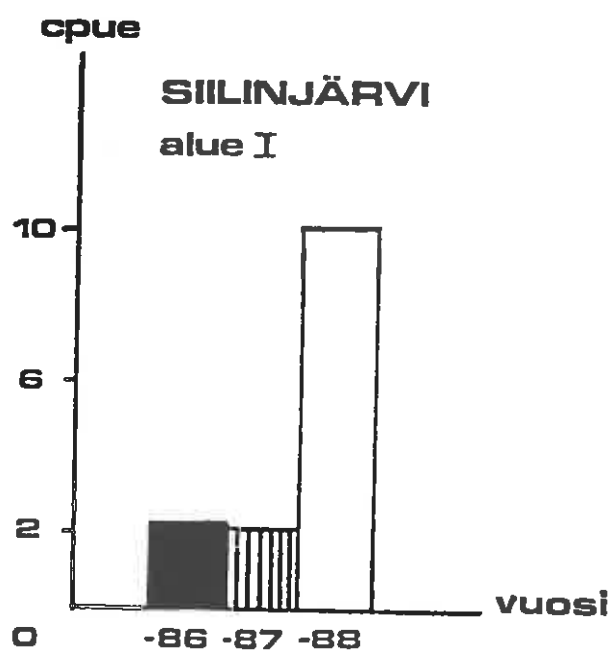
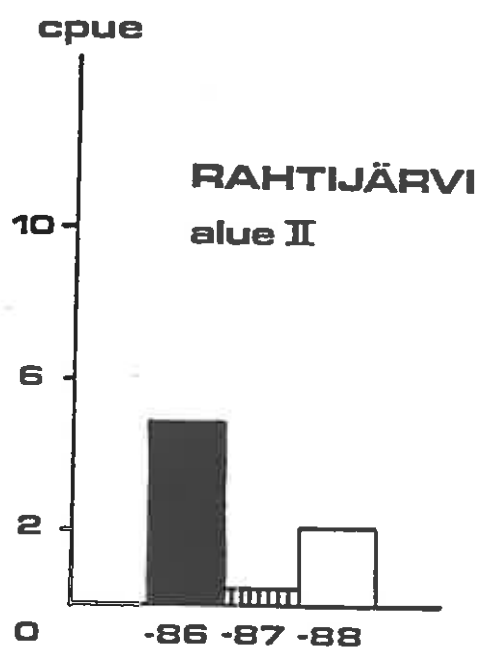
Taulukko 22. Siilinjärvi 1986-1988. 0+ -haukien keskimääräiset nuottasaaliit pyyntiponnistusta kohti (poikasia/veto) sekä keskimääräiset poikastiheydet (kpl/m^2) vuosittain eri pyyntialueilla.

	1986				1987				1988			
	alue I		alue II		alue I		alue II		alue I		alue II	
	länsi	itä	länsi	itä	länsi	itä	länsi	itä	länsi	itä	länsi	itä
Nuottavadot	5	3	-	-	15	8	6	4	4	1	1	11
0 - vadot	2	2	-	-	5	1	2	0	0	0	0	0
Pyydettyt poikaset (kpl)	11	2	-	-	32	15	6	7	41	5	10	94
Poikasia/veto	2,20	0,66	-	-	2,13	2,00	1,00	1,75	10,25	5,00	10,00	8,33
1 suotatut pinta-alat (m^2)	1600	600	-	-	7250	4250	3200	1800	2800	600	600	7600
Poikastiheys (kpl/m^2)	0,007	0,003	-	-	0,004	0,003	0,002	0,002	0,015	0,008	0,017	0,012

Siilinjärven keskimääräiset saaliit haavintakertaa kohti (taulukko 23, kuva 23) olivat noin puolet suuremmat kuin saraikon ulkopuolella samalla pyyntialueella suoritettujen nuottausten keskimääräiset saaliit nuottauskertaa kohti (taulukko 22). Vuonna 1988 jokaisella nuottaus- ja haavintakerralla saatiin hauenpoikasia, joten muista vuosista poiketen yhtään "nollavetoa" ei tehty.

Taulukko 23. Siilinjärvi 1988. Alue I. Yhdistetty aineisto. Haavilla pyydettyjen 0+ -haukien keskimääräiset saaliit pyyntiponnistusta kohti (poikasia/haavintakerta) sekä keskimääräiset poikastiheydet (kpl/m^2).

SIILINJÄRVI	1988	
	Pyyntialue I	
	länsi	itä
Haavintakerrat	2	3
Saaliittomat haavintakerrat	0	0
Pyydetyt poikaset (kpl)	39	48
Leimatut poikaset (kpl)	2	4
Poikasia/haavintakerta	19,5	16,0
I Haavitut rantametrin (m)	30	150
I Haavitut pinta-alat (m^2)	200	1500
Poikastiheys (kpl/m)	1,300	0,320
Poikastiheys (kpl/m^2)	0,195	0,032
Poikastiheys, leimatut (kpl/m)	0,067	0,027
Poikastiheys, leimatut (kpl/m^2)	0,010	0,003



Kuva 23. Rahtijärvi; pyyntialue II ja Siilinjärvi; pyyntialue I. Yhdistetty aineisto. Keskimääräiset saaliit pyyntiponnistusta kohti=cpue (poikasia/ nuottaus ja poikasia/haavintakerta; nuotta- ja haavisaaliit on yhdistetty) vuosina 1986-1988.

Vuonna 1986 Rahtijärvestä onnistuttiin pyytämään hauenpoikasia jokaisella haavintakerralla. Poikasia saatiin kummaltakin pyyntialueelta tällöin enemmän kuin kahtena seuraavana vuonna yhteensä (taulukko 24). Myös saaliit pyyntiponnistusta kohti olivat yli kaksinkertaiset muihin vuosiin verrattuna (kuva 23).

Taulukko 24. Rahtijärvi 1986-1988. 0+ -hauenpoikasten keskimääräiset haavisaaliit pyyntiponnistusta kohti (poikasia/haavintakerta) sekä keskimääräiset poikastiheydet (kpl/m²) vuosittain eri pyyntialueilla.

RAHTIJÄRVI	1986			1987			1988		
	alue I	alue II	alue III	alue I	alue II	alue III	alue I	alue II	alue III
Haavintakerrat	4	6	-	4	5	5	4	4	4
Saaliittomat haavintakerrat	0	0	-	4	3	5	4	1	3
Pyydetty poikaset (kpl)	10	29	-	0	2	0	1	10	1
Pyydetty leimatut poikaset (kpl)	3	8	-	0	2	0	0	8	1
Poikasia/haavinta kerta	2,5	4,8	-	0	0,4	0	0	2,00	0,25
I Haavitut rantametrin (m)	120	510	-	120	425	225	120	340	180
I Haavitut pinta-ala (m ²)	420	2040	-	420	1700	1000	420	1360	800
Poikastiheys (kpl/m)	0,083	0,057	-	0,000	0,005	0,000	0,008	0,029	0,005
Poikastiheys (kpl/m ²)	0,010	0,003	-	0,000	0,001	0,000	0,002	0,007	0,001
Poikastiheys, leimatut (kpl/m)	0,025	0,016	-	0,000	0,005	0,000	0,000	0,026	0,005
Poikastiheys, leimatut (kpl/m ²)	0,007	0,004	-	0,000	0,001	0,000	0,000	0,006	0,001

3.5.2. Poikastiheydet

Hauenpoikastiheydet vaihtelivat vuosittain samansuuntaisesti kuin saaliit pyyntiponnistusta kohti. Vuosina 1986 ja 1987 Siilinjärven pyyntialueella I saatujen nuottasaaliiden perusteella lasketut poikastiheydet (kpl/m²) ovat samaa suuruusluokkaa. Sen sijaan vuoden 1988 poikastiheydet ovat selvästi muita vuosia suuremmat, jopa viisinkertaiset (taulukko 22).

Siilinjärven vuoden 1988 pyyntialueen I varsihaaveilla ja poikasnuotalla rantasaraikosta haaveilla pyydettyjen poikasten tiheydet olivat suurimmillaan yli kymmenkertaiset syvemmältä nuotattujen poikasten keskimääräiseen tiheyteen verrattuna (taulukot 22 ja 23).

Rahtijärven vuoden 1986 haavisaaliiden perusteella lasketut poikastiheydet (kpl/m^2) ovat enimmillään Siilinjärven nuotasaaliiden suuruusluokkaa (taulukko 24), mutta vuosina 1987 ja 1988 joiltakin Rahtijärven pyyntipaikoilta ei saatu yhtään hauenpoikasta. Vuonna 1988 Siilinjärvestä haavilla pyydettyjen leimattujen hauenpoikasten keskimääräiset tiheydet rantametriä (kpl/m) olivat suuremmat kuin Rahtijärvestä samana kesänä kaikkien pyydettyjen poikasten keskimääräiset yhteenlasketut tiheydet (kpl/m) yhteensä (taulukko 22). Poikastuotantoalueena Siilinjärven litoraalialue on näin ollen selvästi parempi Rahtijärveen verrattuna.

3.6. Istutettujen hauenpoikasten osuudet kokonaissaaliissa

Rahtijärvestä saatiin saaliiksi selvästi vähemmän hauenpoikasia kuin Siilinjärvestä, mutta leimattujen poikasten osuus kokonaissaaliista oli huomattavasti suurempi kuin Siilinjärvellä (taulukot 25 ja 26). Leimattuja hauenpoikasia saatiin pyydettyä takaisin Rahtijärvestä suhteellisesti (istukasta kohti) enemmän kuin Siilinjärvestä. Tosin istutustiheydet (kpl/m^2) olivat Rahtijärvellä jonkin verran suuremmat (taulukko 4).

Taulukko 25. Rahtijärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten lukumäärät (kpl) sekä keskimääräiset tiheydet (kpl/m^2) ja leimattujen hauenpoikasten prosenttiosuudet (%) kokonaissaaliista.

	kokonaissaali (kpl)	leimattuja (kpl)	luonnonpoi- kasia (kpl)	leimatut kokon. %	istutettu (kpl)	leimattuja istutettu %	leimattuja r-metri(kpl)	leimattuja m ² (kpl)
RAHTIJÄRVI								
1986 - alue I	10	3	7	30,0	200	1,50	0,10	0,029
- alue II	29	8	21	27,6	962	0,83	0,09	0,024
- alue III	-	-	-	-	-	-	-	-
yht.	39	11	28	28,2	1162	0,95	0,09	0,025
1987 - alue I	0	0	0	-	200	-	0	0
- alue II	2	2	0	100,0	604	0,33	0,02	0,006
- alue III	0	0	0	-	177	-	0	0
yht.	2	2	0	100,0	992	0,02	0,01	0,003
1988 - alue I	1	0	1	-	202	-	0	0
- alue II	10	9	1	90,0	624	1,44	0,11	0,026
- alue III	1	1	0	100,0	134	0,75	0,02	0,005
yht.	12	10	2	83,3	960	1,04	0,06	0,015

Taulukko 26. Siilinjärvi 1986-1988. Leimattujen hauenpoikasten luonnonpoikasten lukumäärät (kpl), keskimääräiset tiheydet (kpl/m²) ja leimattujen poikasten prosenttiosuudet (%) kokonaissaaliista.

		kokonaissaalis (kpl)	leimattuja (kpl)	luonnonpoikasia (kpl)	leimattujen kokon. %	istutettu (kpl)	leimattujen istutettu %	leimattuja r-metri(kpl)	leimattuja m ² (kpl)
SIILINJÄRVI									
1987									
- alue I (länssi)		32	0	32	-	409	-	0	0
(itä)		16	0	16	-	100	-	0	0
yht.		48	0	48	-	509	-	0	0
- alue II (länssi)		7	0	7	-	200	-	0	0
(itä)		6	0	6	-	150	-	0	0
yht.		13	0	13	-	350	-	0	0
yht.		61	0	61	-	859	-	0	0
1988									
- alue I (länssi)		80	2	78	2,50	450	0,44	0,03	0,003
(itä)		53	4	49	7,35	200	2,00	0,08	0,009
yht.		133	6	127	4,51	650	0,92	0,05	0,009
- alue II (länssi)		10	0	10	-	-	-	0	0
(itä)		94	0	94	-	300	-	0	0
yht.		104	0	104	-	300	-	0	0
yht.		237	6	231	2,53	950	0,63	0,02	0,006

Taulukko 27. Rahtijärvi (haavisaaliit) ja Siilinjärvi (nuottasaaliit) 1986-1988. Yhdistetty aineisto. Kokonaissaaliit (kpl), poikastiheydet (kpl/m²), saaliit pyyntiponnistusta kohti (cpue; kpl/pyyntikerta) ja toukokuun keskilämpötilat (°C).

	vuosi	kokonaissaalis (kpl)	poikastiheys (kpl/m ²)	cpue (kpl/ pyyntikerta)	toukokuun keski- lämpötila (°C)
RAHTIJÄRVI (haavi)	1986	39	0.007	3.65	9.3
	1987	2	<0.001	0.23	7.8
	1988	12	0.003	0.85	8.3
SIILINJÄRVI (nuotta)	1986	13	0.005	1.43	5.6
	1987	61	0.003	1.72	4.3
	1988	150	0.013	8.45	6.0

Veden lämpötila sekä yksittäisessä tapauksessa myös vedenkorkeus (Siilinjärvi 1988) vaikuttivat selvästi hauenpoikasten istutusten tuloksellisuuteen ja luonnonpoikasten määriin etenkin Rahtijärven poikastuotantoalueilla (taulukko 27).

3.7. Hauenpoikastiheydet eri vesikasvillisuusvyöhykkeissä

Lähes kaikki pyydetyt hauenpoikaset saatiin Rahtijärvestä rantasaraikon seasta, joten poikasten saraikossa havaitut keskimääräiset tiheydet ovat samat kuin aiemmin jo poikastiheyksien yhteydessä on esitetty (taulukko 24).

Hauenpoikastiheydet eri vesikasvustoissa vaihtelivat paljon Siilinjärvellä (taulukko 28). Suurimmat poikastiheydet havaittiin vuonna 1988 pyyntialueella I rantasaraikossa ($0,088 \text{ kpl/m}^2$) ja pienimmät ($0,000 \text{ kpl/m}^2$) ulpukkakasvustossa. Vaikka heinävitaikosta saatiin lukumääräisesti eniten hauenpoikasia, havaitut tiheydet olivat suurimmillaan $0,016 \text{ kpl/m}^2$). Saraikosta hauenpoikaset pyydettiin varsihaaveilla ja muun kasvuston joukosta poikasnuotalla, mikä osaltaan selittää havaittujen hauenpoikastiheyksien suuret erot eri vesikasvustoissa. Koska hauenpoikaset levittäytyvät suuremmalle alueelle rantasaraikon joukosta (Hunt ja Carbine 1951, Franklin ja Smith 1963, Forney 1968), täytyy kalastaa suurempi alue syvemmällä kuin rantamatalalla saadakseen yhtä suuren saaliin.

Taulukko 28. Siilinjärvi 1986-1988. Pyydettyjen 0+ -haukien keskimääräiset tiheydet (kpl/m^2) eri vesikasvustoissa.

SIILINJÄRVI	1986		1987		1988	
	alue I	alue II	alue I	alue II	alue I	alue II
sara	-	-	-	-	0,088	-
heinävida	0,009	-	0,007	0,003	0,012	0,016
ulpukka	0,000	0,000	0,001	0,002	0,008	0,010
vesitatar	-	-	-	-	-	0,016
vesirutto	-	-	-	0,005	-	-
järviruoko	-	-	0,003	-	-	-
muu vita	-	-	0,000	-	-	0,002

Heinävitaikko on Siilinjärvässä tärkein hauenpoikasten elinympäristö, kun ne siirtyvät kuoriutumisalueeltaan syvemmälle (taulukko 29). Matalalla rantaviivan tuntumassa sijaitsevien vesikasvustojen merkitys hauenpoikasten suoja-paikkana riippuu veden pinnan korkeudesta, joka myös osaltaan määrää sen, kuinka paljon poikasia kuoriutumisalue vuosittain tuottaa. Mm. vuosina 1986 ja 1987 hauenpoikasia ei saatu saraikosta, koska veden pinta ei ylettnyt saraikkoon saakka.

Taulukko 29. Siilinjärvi 1986-1988. Pyydettyjen 0+ -haukien määrät (kpl) ja prosenttiosuudet vuosien kokonaissaaliista (%) eri vesikasvustoissa.

SIILINJÄRVI	1986 poikasia (kpl)	%	1987 poikasia (kpl)	%	1988 poikasia (kpl)	%	yhteensä poikasia (kpl)	%
sara	-	-	-	-	74	31,2	74	23,8
heinävida	13	100,0	53	86,9	134	56,5	200	64,3
ulpuikka	0	0	2	3,3	4	1,7	6	1,9
vesitatar	-	-	1	1,7	23	9,7	24	7,7
vesirutto	-	-	3	4,9	-	-	3	0,9
järviruoko	-	-	2	3,2	-	-	2	0,7
muu vita	-	-	0	0	2	0,9	2	0,7
yhteensä	13	100,0	61	100,0	237	100,0	311	100,0

Siilinjärven pyyntialueella II saraikko oli vedenpinnan yläpuolella ja siksi hauenpoikasia saatiin heinävida-, vesitatar- ja muun vitakasvuston joukosta, mihin ne ilmeisesti olivat siirtyneet alentuvan vedenpinnan mukana. Hauenpoikastiheydet olivat samaa luokkaa pyyntialueen I kanssa heinävidaikossa ($0,016 \text{ kpl/m}^2$), mutta vesitatarikasvustoissa havaittiin suurimmat tiheydet ($0,017 \text{ kpl/m}^2$). Vesitatar edusti samaa syvyysvyöhykettä alueella II kuin sara alueella I, mutta poikastiheydet olivat huomattavasti pienemmät vesitatarikasvustossa. Muusta vitakasvustosta pyydettyjen hauenpoikasten keskimääräinen tiheys oli pienin, $0,002 \text{ kpl/m}^2$ (taulukko 28).

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimaukset

Vuorisen ja Lehtosen (1988) akkumulaatio-eliminaatiokokeiden perusteella vastakuoriutuneiden hauenpoikasten kuolleisuus ei eronnut oleellisesti kontrolliryhmän ($0 \mu\text{Ci/l}$) poikasten kuolleisuudesta, kun leimausliuoksen strontiumpitoisuus oli $50 \mu\text{Ci/l}$. Vuosina 1986 ja 1987 tässä työssä käytettiin samaa leimausainekonsentraatiota ja hauenpoikasia ei kuollut leimauksen aikana kuin muutama kappale ($<10 \text{ kpl}$) noin 1200 poikasen erästä vuonna 1986, jolloin leimausaika oli kolme vuorokautta.

Vuonna 1988 käytetyn leimausliuoksen strontiumpitoisuus oli $80 \mu\text{Ci/l}$ ja altistusaika 14 h. Näinkin lyhyt aika oli riittävä leimaamaan hauenpoikaset niin, että ne olivat tunnistettavissa radioaktiivisuusmittauksissa pakastuksen jälkeen noin kahden kuukauden kuluttua istutusajankohdasta (taulukot 7, 8 ja 9). 14 h:n leimausaika ei ilmeisesti ollut vielä haitallisen pitkä, koska sen aikana poikasia ei kuollut yhtään kappaletta. Myöskään leimausoperaatio ei ollut vahingollinen vastakuoriutuneille hauenpoikasille, koska leimatut poikasia onnistuttiin pyytämään muutaman viikon kuluttua leimauksesta.

Vuorisen ja Lehtosen (1988) mukaan leimausainepitoisuuden korotus $100 \mu\text{Ci/l}$:aan lisäsi vastakuoriutuneiden hauenpoikasten kuolleisuutta selvästi, mutta vasta kuuden vuorokauden kuluttua. Kuuden vuorokauden LC_{50} -arvoksi (lethal concentration) Vuorinen ja Lehtonen määrittivät ^{85}Sr :lle $141 \mu\text{Ci/l}$, joten hieman alle $100 \mu\text{Ci/l}$ Sr - pitoisuuksia lienee mahdollista käyttää vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimaukseen alle vuorokauden altistusaikana ilman, että poikaset vahingoittuvat. Tämä on tärkeää silloin, kun halutaan erottaa leimatut hauenpoikaset luonnonpoikasista myöhempänä ajankohdana kuin tässä tutkimuksessa tehtiin.

4.2. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset

Sekä Rahtijärvellä että Siilinjärvellä vastakuoriutuneet hauenpoikaset istutettiin rantasaraikkoon kuolleen saravariston joukkoon, sillä kirjallisuustietojen mukaan (Montén 1950, Forney 1968) kuolleet saran varret tarjoavat useimmiten parhaan tarttumisalustan sekä suojan ruskuaispussivaiheessa olevalle poikaselle, joka päänsä imukupilla tarttuu kasviin. Lisäksi on havaittu, että kummassakin järvessä hauet luontaisesti kutevat keväisin veden alle jäävän rantasaraikon sekaan.

Rahnin (1965) mukaan luonnonravintolammikoihin voidaan lammikon tuotantokyvyn mukaan istuttaa 5-60 hauen pienpoikasta neliometriä kohti. Wright ja Giles (1987) suosittelevat, että vastakuoriutuneita hauenpoikasia istutettaisiin korkeintaan 5 kpl/m², jotta tiheydestä riippuvainen kuolevuus (kannibalismi) vältettäisiin.

Tässä työssä vastakuoriutuneet hauenpoikaset istutettiin muutaman kappaleen erissä (0,2-2,8 kpl/m²; 2,0-11,3 kpl/rantametri) rantasaraikkoon, jossa ympäristöolosuhteet vastanevat ainakin jossain määrin luonnonravintolammikon olosuhteita. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten suuren kuolevuuden vuoksi (Montén 1948, 1950, Bry ja Souchon 1982) istutustiheydet olisivat voineet olla suurempiakin, mutta harvoilla istutuksilla pyrittiin estämään istutettuja hauenpoikasia syömästä toisiaan ja minimoimaan tästä aiheutuvat istutus-tappiot.

Siilinjärven vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutustiheydet (0,2-1,9 kpl/m²) vaihtelivat vähemmän kuin Rahtijärvellä (0,7-2,8 kpl/m²). Sekä pienempää että suurempaa istutustiheyttä käyttämällä (taulukko 4) leimattuja hauenpoikasia saatiin pyydettyä myöhemmin takaisin Rahtijärvestä vuosina 1986-1988 ja Siilinjärvestä vuonna 1988. Näin ollen abiootiset tekijät ilmeisesti säätelivät istutettujen hauenpoikasten määrää pyyntialueilla istutustiheyksistä riippumatta.

Anwand (1968) istutti radioaktiivisella ^{45}Ca :lla (kalsium) ja ^{91}Y :lla (yttrium) leimattuja hauen pienpoikasia kolmeen järveen Itä-Saksassa ja hänen käyttämät istutustiheydet olivat 2500 ja $2 \cdot 1000$ kpl/ha (0.25 ja $2 \cdot 0.1$ kpl/m²), joten ne olivat keskimäärin noin kymmenen kertaa pienemmät kuin tässä tutkimuksessa.

Rahtijärven istutusalueiden luontaisista hauenpoikastiheyksistä ei ollut arvioita ennen istutuskokeiden alkamista eikä niitä istutuskokeidenkaan perusteella voitu selvittää, sillä ei tiedetä, kuinka istutetut hauenpoikaset vaikuttivat luontaiseen hauenpoikaskantaan tai päin vastoin.

Siilinjärven istutusalueen I luontaisia hauenpoikastiheyksiä (kpl/m²) arvioitiin vuonna 1986. Ne eivät eronneet oleellisesti vuoden 1987 tuloksista, jolloin leimattuja hauenpoikasia istutettiin (taulukko 22), koska koekalastuksien kokonaissaalis oli pieni. Näin ollen tarkempia johtopäätöksiä istutusalueen luontaisista poikastiheyksistä oli mahdoton tehdä.

4.3. Koekalastukset

4.3.1. Pyyntimenetelmät

Koska Rahtijärvi ja Siilinjärvi eroavat pohjaprofiililtaan sekä vesikasvullisuudeltaan toisistaan paljon, niissä ei voitu käyttää täysin samanlaisia pyyntimenetelmiä. Rahtijärven pohja on paikoitellen hakojen peittämä ja näin ollen poikasnuotan käyttö oli mahdotonta nuotan jäädessä jatkuvasti kiinni runkojen oksantynkiin. Tämän vuoksi hauenpoikasia pyydettiin pääasiassa varsihaaveilla rantasaraikon seasta, jossa veden läpi näki pohjaan saakka ja josta poikasia pääasiassa saatiin.

Harvoilla onnistuneilla nuottauksilla Rahtijärvestä saatiin kolmen kesän aikana vain neljä 0+ -hauenpoikasta ja nekin istutusalueilta saraikon joukosta. Nuotta ei ole tehokas hauenpoikasten pyydys tiheässä rantakasvustossa tai epäta-

saisella pohjalla, sillä poikaset pakenevat nuotasta alapaulan alitse, kun paula nousee nuottaa vedettäessä saratupsun tai muun epätasaisen kohdan yli (oma havainto). Litoraali-alueen ulkopuolella suoritetuilla nuottauksilla ei saatu yhtään 0+ -hauenpoikasta, mikä ilmeisesti on merkki siitä, ettei niitä vielä kesän alkuvaiheessa siellä ollut. Suurempia haukia (0,2-1,5 kg) poikasnuotalla saatiin runsaasti. Koska nuotta pyysi tehokkaasti kookkaampia haukia, olisi sen pitänyt pyytää myös 0+ -haukia, jos niitä olisi ollut nuottattavalla alueella. Solmuväliltään 5 mm:n nuotanreiden havaksen läpi muutaman viikon ikäinen hauenpoikanen ei mahdu eikä näin nuori hauenpoikanen ole kyllin nopea karataksaan nuotasta, kun tähän eivät monet suuremmatkaan hauet kenneet.

Siilinjärven tasainen pohja mahdollisti poikasnuottauksen ja koska pyyntialueiden päävesikasvilajeja olivat suurelta osin vesipatsaan läpi näkemisen estävät vidat ja kelluslehtiset ulpukat, oli nuottaus ainoa mahdollinen pyyntikeino. Siilinjärvestä saatiin 0+ -hauenpoikasia myös syvemmältä kuin rantakasvuston joukosta, toisin kuin Rahtijärvestä (kuvat 17 ja 18). Ainoastaan vuonna 1988, jolloin Siilinjärven vedenpinta oli noin puoli metriä normaalitasoa ylempänä, hauenpoikasia pyydettiin varsihaaveilla rantasaraikon seasta, joka oli edellisinä kesinä vedenpinnan yläpuolella (taulukko 23).

Paitsi pohjan laatu, myös veden väri ja sää vaikuttivat pyyntimenetelmän valintaan Rahtijärvellä. Järven tumma vesi (taulukko 2) vaikeutti hauenpoikasten tehokasta haavintaa pilvisellä ja etenkin tuulisella säällä, jolloin vesi oli sameaa ja vesipatsaan läpi oli vaikea nähdä. Pilvisellä säällä hauenpoikaset ovat passiivisia (Hunt ja Carbine 1951) eivätkä liiku niin paljon kuin aurinkoisella säällä (Franklin ja Smith 1963), jolloin ne muutenkin havaitsee helpommin.

Sähkökalastusvälineitä tässä tutkimuksessa ei käytetty, mutta etenkin tiheän vesikasvillisuuden joukossa sekä tummassa vedessä tai pilvisellä ja tuulisella säällä sähkökalastus (vrt. Anwand 1968) olisi mahdollisesti ollut tehokas hauen-

poikasten takaisinpyyntimenetelmä haavintojen ja nuottausten lisäksi.

4.3.2. Pyyntisyvyys ja vesikasvillisuus

Koska koekalastukset ajoittuivat kesäkuun puolivälin ja heinäkuun alun välille, ei istutettujen hauenpoikasten myöhemmästä siirtymisestä ranta-alueelta syvemmälle ole havaintoja. Rahtijärvestä ja Siilinjärvestä kaikki saaliiksi saadut leimatut hauenpoikaset pyydettiin rantasaraikon joukosta silloin, kun ne vielä eivät olleet siirtyneet syvemmälle. Elo-syyskuussa rantamatalakasvillisuuden ulkopuolella tehdyillä nuottauksilla olisi mahdollisesti saatu tarkempaa tietoa istutettujen hauenpoikasten osuudesta pyyntialueiden hauenpoikaskannassa sekä tehdä alustavia arvioita niiden rekrytoitumisesta kalastettavaan osakantaan. Hauenpoikasnäytteiden radioaktiivisuusmittausten tulosten perusteella (taulukot 7, 8 ja 9) leimatut hauenpoikaset olisivat olleet erotettavissa luonnonpoikasista vielä pidemminkin ajan kuluttua, joten syyskesällä tehdyt koekalastukset olisivat olleet perusteltuja.

Franklinin ja Smithin (1963) mukaan hauenpoikaset siirtyvät tietyn koon saavutettuaan kuoriutumisalueeltaan syvempään veteen, mistä ne löytävät paremmin ravintoa (kalanpoikaset). Ilmeisesti tämän vuoksi Siilinjärvestä saatiin poikasnuotalla keskipituuksiltaan suurempia hauenpoikasia kuin varsihaaveilla, joilla kalastettiin lähinnä rantasaraikon joukossa. Näin selittyvät myös hauenpoikasten keskipituuksien erot eri syvyys- (taulukko 19) sekä vesikasvillisuusvyöhykkeissä (taulukko 21).

4.3.3. Poikastiheydet ja saalis pyyntiponnistusta kohti

4.3.3.a, Poikastiheydet

Rahtijärven ja Siilinjärven haavintojen saaliisiin perustuvat hauenpoikastiheyksien keskiarvot rantametriä (kpl/m) kohti sijoittuvat keskivaiheille Turusen ja Kaijonmaan (1987)

esittämissä tiheyksissä (taulukko 30), jotka perustuvat poikasnuottauksiin. Tuloksissa näkyvät hyvin myös vuosien väliset erot poikastiheyksissä. Syynä suuriin eroihin saattaa olla myös edellisessä kappaleessa mainittu hauenpoikasten levittäytyminen litoraalialueelle. Koska tässä työssä nuottaukset Siilinjärvellä suoritettiin vetämällä nuotta kohti suoraan rantaviivaa kohti eikä rantaviivan suuntaisesti, ei Turusen ja Kaijonmaan (1987) esittämiä poikastiheysarvoja rantametriä kohti (kpl/m) voida vertailla tämän työn nuotalla pyydettyjen hauenpoikasten tiheysarvoihin (kpl/m²).

Holland ja Huston (1984) havaitsivat samanlaisia eroja hauenpoikasten tiheyksissä. Keväällä vedenalaisen kasvuston seasta pyydettyjen hauenpoikasten saaliit olivat lähes kolminkertaiset verrattuna ilmaversoisen kasvuston seasta pyydettyihin saaliisiin ja yli kymmenkertaiset verrattuna alueisiin, joilla ei ollut lainkaan kasvillisuutta. Nämä erot kuitenkin tasoittuivat myöhemmin syksyllä, jolloin poikaset yleistyivät harvempikasvuisilla ja happipitoisemmil- la alueilla.

Taulukko 30. 0+ -haukien tiheyksiä rantametriä (kpl/m) koh- ti. Oriveden 1983 ja 1984 perustuvat Turusen ja Kaijonmaan (1987) tekemiin nuottauksiin. Rahtijärven 1986-1988 sekä Siilinjärven 1988 poikastiheydet (kpl/m) on laskettu haavintojen saaliiden perusteella.

Orivesi			Rahtijärvi				Siilinjärvi	
Alue	1983	1984	Alue	1986	1987	1988	Alue	1988
1	0,66	0,18	I	0,083	0,000	< 0,001	Itä	0,320
2	0,14	0,03	II	0,057	0,005	0,024	länsi	1,300
3	0,08	0,01	III	-	0,000	0,005		
4	0,15	0,05						
5	0,11	0,01						
6	0,44	0,14						
7	0,82	0,03						
8	2,88	0,05						
9	0,54	0,07						
10	-	-						
Keskiarvo	0,65	0,08	Keskiarvo	0,070	0,002	0,010	Keskiarvo	0,810

Hakkari ja Bagge (1983) jakoivat saamansa 0+ -haukisaaliit sekä pohjan, että vesikasvullisuuden "karuuden" ja "rehevyyden" perusteella kahteen osaan ja laskivat näin jaetun aineiston poikastiheydet (kpl/m^2). Rahtijärven poikastiheydet (taulukko 24) ovat lähinnä samaa suuruusluokkaa "karujen" rantojen ($0,02-0,04 \text{ kpl}/\text{m}^2$) kanssa poikkeuksena vuosi 1986, kun taas Siilinjärven poikastiheydet (taulukot 22 ja 23) ovat lähempänä "rehevien" rantojen tiheyksiä ($0,11-0,15 \text{ kpl}/\text{m}^2$).

4.3.3.b, Saalis pyyntiponnistusta kohti

Saalis pyyntiponnistusta kohti vaihteli Rahtijärvellä ja Siilinjärvellä samalla tavalla kuin poikastiheydet (taulukot 22 ja 24). Kuitenkaan vuonna 1987, jolloin alkukevät oli kylmä (kuva 12), Siilinjärven hauenpoikassaaliit pyyntiponnistusta kohti eivät olleet niin pienet kuin Rahtijärvessä (kuva 23).

Siilinjärven laajat ja matalat ranta-alueet eivät ilmeisesti ole yhtä alttiit hauenpoikasille kohtalokkaille lämpötilanmuutoksille kuin Rahtijärven kapeat ja vesitilavuuksiltaan pienet rantakaistaleet. Kuitenkin poikkeuksellisen ankarat olosuhteet keväällä 1987 ovat olleet kohtalokkaat Siilinjärven istutetuille hauenpoikasille ja ne ovat mahdollisesti kuolleet joko ravinnonpuutteeseen tai todennäköisemmin joutuneet itse järven omien haukien ravinnoksi. Näin on ilmeisesti tapahtunut myös Rahtijärvessä, jossa koekalastuksissa yleisesti saadut suuremmat hauet ovat syöneet 0+-hauet.

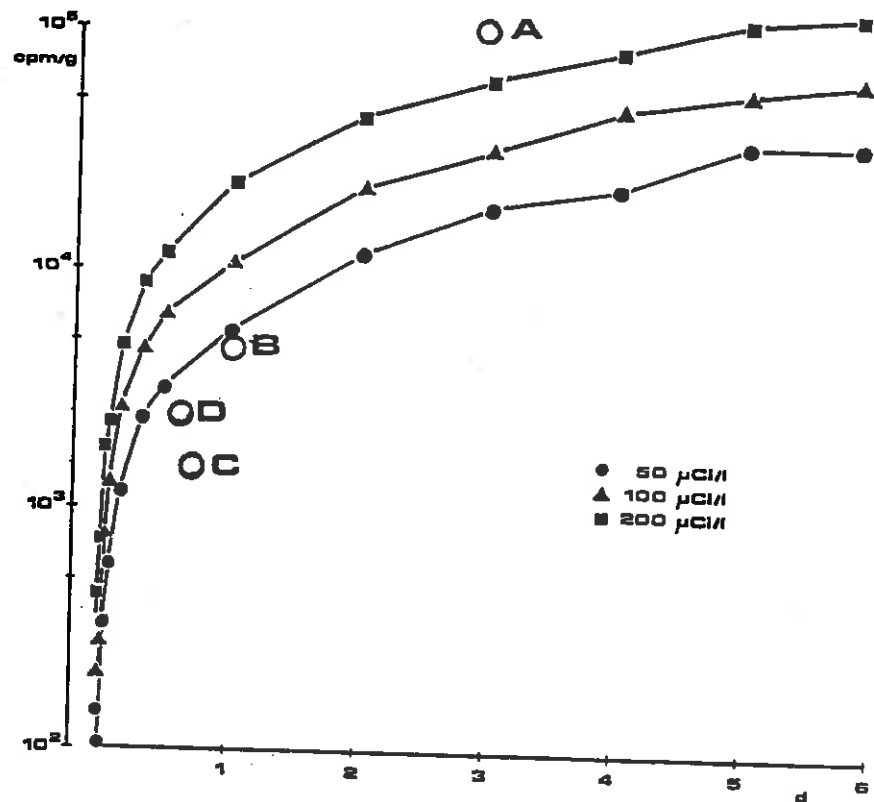
Rahtijärvellä pyyntikertojen määrä (haavintakertoja/pyyntialue) oli melko vakio joka vuosi (taulukko 24), mutta Siilinjärvellä nuottauksien määrä vaihteli. Kuitenkin vuosina 1986 ja 1987 0+ -hauenpoikasia saatiin keskimäärin yhtä monta nuotanvetoa kohti (taulukko 22). Ainoastaan saaliittomien nollavetojen määrä kasvoi "huonona" haukivuonna (1987) samoin kuin saaliittomien haavintakertojen lukumäärä. "Hyvinä" haukivuosina (Rahtijärvi 1986 ja Siilinjärvi 1988)

saaliittomia kalastuskertoja ei ollut lainkaan ja hauenpoikasia tavattiin tällöin kaikkialla pyyntialueilla.

4.4. Radioaktiivisuusmittaukset

Vuorinen ja Lehtonen (1988) määrittivät vastakuoriutuneille hauenpoikasille laboratorio-olosuhteissa ^{85}Sr :n absorboitumiskäyrät eri pitoisuuksissa ajan funktiona (kuva 24). Pisteet A, B, C ja D kuvaavat tämän työn vuosina 1986-1988 leimattujen vastakuoriutuneiden hauenpoikasten keskimääräisiä radioaktiivisuusarvoja painoyksikköä kohti (cpm/g). Vuoden 1986 näytteitä kuvaava piste A eroaa huomattavan paljon Vuorisen ja Lehtosen määrittämästä vastaavasta arvosta kolmen vuorokauden kohdalla. Suurin syy tähän on se, että vuoden 1986 hauenpoikasnäytteiden impulssimääriä muutettaessa radioaktiivisuusyksiköiksi (becquereleiksi) käytettiin vuosien 1987 ja 1988 näytteille eri laitteistolla määritettyä standardisuoran yhtälöä, minkä seurauksena vuoden 1986 näytteiden radioaktiivisuudet yliarvioitiin (taulukko 10). Myös samana vuonna kuukautta ennen vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuksia tapahtunut Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuus saattoi vaikuttaa menetelmään häiritsevästi, vaikkakin M. Tillanderin mukaan (suullinen tieto) onnettomuudessa ei päässyt laitoksen ympäristöön ^{85}Sr -isotooppia ainakaan niin suuria määriä, että se olisi häirinnyt hauenpoikasten radioaktiivisuuksien määritystä.

Verrattaessa Rahtijärven ja Siilinjärven eri vuosien 0+-haukien sekä niitä vastaavien vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuserien radioaktiivisuuksia havaittiin, että vaikka molempien ryhmien radioaktiivisuusarvot erosivat suurimmillaan yli 40 %, ne olivat keskenään samaa suuruusluokkaa ja näin ne ilmeisesti olivat samasta istutuserästä (taulukko 9).



Kuva 24. Vuorisen ja Lehtosen (1988) vastakuoriutuneille hauenpoikasille määritetyt strontium-85:n absorptiokäyrät. Kuvaan on piirretty pisteet A, B, C ja D, jotka kuvaavat tässä työssä vastakuoriutuneiden hauenpoikasten takautuvasti määritettyjen radioaktiivisuusarvojen (cpm/g) keskiarvoja leimauksen päättyessä. (A=Rahtijärvi 1986, B=Siilinjärvi 1987, C=Rahtijärvi 1987 ja D=Rahtijärvi sekä Siilinjärvi 1988).

4.5. Aineiston tilastollinen käsittely

4.5.1. Hauenpoikasten keskipituudet ja -painot sekä kuntokertoimien keskiarvot

4.5.1.a, Rahtijärvi

Rahtijärven kummaltakin istutusalueelta vuonna 1986 pyydetty luonnonpoikaset poikaset olivat keskipituuksiltaan, -painoiltaan sekä kuntokertoimien keskiarvoiltaan istutusalueiden ulkopuolelta pyydettyjä kontrollipoikasia suurempia,

vaikka tätä ei tilastollisesti voitu osoittaa (taulukot 11, 12 ja 13). Samoin istutusalueilta pyydyt leimatut hauenpoikaset olivat pienempiä kuin luonnonpoikaset, mikä johtunee siitä, että istutusvaiheessa luonnonpoikasten havaittiin olevan noin viikon kehityksestä edellä istutettuja poikasia (P.J. Vuorinen - oma havainto).

Rahtijärven hauenpoikasten keskipituudet sekä kuntokertoimien keskiarvot olivat vuonna 1986 suuremmat kuin vuosina 1987 ja 1988 (taulukko 14). Tällöin myös kokonaissaalis, saaliit pyyntiponnistusta kohti (cpue) sekä poikastiheydet (kpl/m^2) olivat suurimmat (taulukko 24). Tähän vaikutti ilmeisesti se, että veden lämpötila oli hauenpoikasten sekä niiden planktonravinnon kehitykselle tärkeään aikaan toukokuussa korkeampi kuin muina vuosina (kuva 11).

Kontrollikalojen pienempi koko saattaa johtua siitä, että istutusalueilla luonnonpoikaset ovat syöneet istutettuja hauenpoikasia ja kasvaneet kontrollikaloja nopeammin. Istutusalueelta I saadut luonnonpoikaset olivat myös kookkaampia kuin kontrolliryhmän poikaset (taulukko 11), joten tämä oletus saattaa hyvinkin olla oikea, koska istutusalue I kuuluu Rahtijärven karuimpiin rantoihin.

Rahtijärven yhdistettyjen aineistojen vuosittaiset erot olivat selvät. Vaikka vuonna 1986 hauenpoikaset olivat keskipituudeltaan tilastollisesti merkitsevästi pienempiä kuin vuonna 1988 (taulukko 11), niiden kuntokertoimet olivat suurimmat (taulukko 13). Tämä viittaa siihen, että vaikka harva hauenpoikaskanta on ilman lajinsisäistä kilpailua kasvanut nopeasti vuonna 1988, poikasten ravinnontarve ei ole enää niiden koon kasvaessa tyydyttynyt eläinplanktonravinnolla (Karzinskin 1939), jota Rahtijärvessä on runsaasti ja poikasten kuntokerroin on alkanut pienentyä.

4.5.1.b, Siilinjärvi

Siilinjärven hauenpoikasten keskipituuksien, -painojen ja kuntokertoimien keskiarvojen vuosittaiset erot olivat pienempiä kuin Rahtijärvessä, vaikka veden lämpötilat vaih-

telivat vuosittain samansuuntaisesti kummassakin järvessä (taulukko 27).

Vuonna 1987, jolloin poikastiheys oli Siilinjärvessä pienin, hauenpoikaset olivat kookkaampia kuin muina vuosina (taulukko 27). Ilmeisesti ne hauenpoikaset, jotka selviytyivät kylmän kevään yli, kasvoivat nopeasti, kun ravinnosta ja suojapaikoista kilpailevia lajitovereita oli tavallista vähemmän. Vastaavasti vuonna 1988, jolloin havaitut poikastiheydet olivat yli nelinkertaiset edelliseen vuoteen verrattuna, hauenpoikaset olivat keskipituudeltaan 6.7 mm pienempiä kuin vuonna 1987. Koska jäät sulivat Siilinjärvestä keuhällä 1988 melko myöhään (kuva 12), on mahdollista, että järven omat hauenpoikaset ainakaan alueella I eivät olleet istutushetkellä yhtä kehittyneitä kuin istutetut poikaset ja että kokoero johtuisi tästä.

Kokoerot istutusalueilta I ja II pyydettyjen hauenpoikasten välillä saattavat johtua siitä, että alueiden suojakavillisuus on erilainen. Alueella II hauenpoikasille tärkeä saraikkovyöhyke sijaitsee ylhäällä rantaviivan tuntumassa ja on näin vain vähän aikaa keuhäisin tulvaveden alla. Hauenpoikaset joutuvat siirtymään varhain vedenpinnan mukana syvemmälle harvahkon vesitatar- ja vitakasvuston suojaan, missä ne ovat helpommin alttiina kannibalismille ja predatiolle kuin rantamatalassa saraikon suojassa. Kilpailu suojapaikoista on ankaraa ja istutetut hauenpoikaset jäävät kilpailussa toiseksi etenkin, jos luonnonpoikaset ovat istutettuja poikasia suurempia. Tällaisissa tilanteissa hauenpoikasten istutuksilla ei huonoinakaan vuosina voida lisätä henkiinjäävien hauenpoikasten määrää, sillä luonnonpoikasia jää joka tapauksessa henkiin niin paljon kuin luonnonolosuhteet kulloinkin sallivat (Svårdson 1947, Montén 1950).

4.5.2. Radioaktiivisuuksien keskiarvot

Leimatut hauenpoikaset ja luonnonpoikaset erosivat toisistaan selvästi radioaktiivisuusarvoiltaan, vaikka niiden radioaktiivisuusarvojen jakaumien keskihajonnat olivat yleensä huo-

mattavan suuret (taulukot 7 ja 8). Vastaavasti, jos testattavien muuttujien jakaumat ovat lähes identtiset, näytemäärät ovat suuret ja keskihajonnat pienet, varianssianalyysillä voidaan havaita erittäin pienet, vaikkakin tässä tapauksessa merkityksettömän pienet erot (taulukko 8).

4.5.3. Hauenpoikasten keskipituudet syvyys- ja kasvillisuusvyöhykkeittäin

Pyydettyjen hauenpoikasten keskipituuksien suuri vaihteluväli (taulukko 15) Siilinjärven pyyntialueilla viittaa siihen, että ensimmäisinä ja viimeisinä kutevien haukien aikaväli (Franklin & Smith 1963) on melko pitkä. Näin ollen eri vedensyvyys- ja vesikasvillisuusvyöhykkeiden välillä havaitut erot pyydettyjen hauenpoikasten keskipituuksissa saattavat johtua tästä. Kun kaikkien kuteneiden haukien poikaset ovat lopulta kuoriutuneet, koko littoraalialueella esiintyy eri kehitysvaiheessa olevia hauenpoikasia.

Koska hauenpoikasia ei havaittu alle 10 cm syvyisessä vedessä, vastakuoriutuneita hauenpoikasia ei kannatane istuttaa näin matalalle (taulukko 19). Matalalla rantaviivan tuntumassa järvenpohjalla on vähemmän suojapaikkoja kuin hieman syvemmällä, koska aallot lisäävät rantaviivan eroosiota. Paljaalla pohjalla hauenpoikaset ovat alttiita paitsi vesieläinten (Montén 1950) myös maaeläinten (mm. linnut) predaatiolle. Myöskään liian syvälle vastakuoriutuneita hauenpoikasia ei kannata istuttaa. Koska suuremmat 0+-hauet oleskelevat syvemmällä kuin vastakuoriutuneet hauenpoikaset, istutukset kannattaa tehdä haukien luonnollisille lisääntymisalueille (matalarantaiset saraikot) noin 20-50 cm:n syvyyteen, muttei suojaavan kasvillisuusvyöhykkeen ulkopuolelle, missä istutetut hauenpoikaset ovat helposti järven predaattorien ja suurempien haukien tavoitettavissa.

Rantasaraikon merkitys hauen poikastuotantoalueena havaittiin selvästi tämän työn yhteydessä. Keskimääräiset poikastiheydet olivat saraikossa paljon suuremmat kuin muissa vesikasvustoissa (taulukko 28). Kuitenkin saraikon puuttuessa keskipituuksiltaan pienimpien hauenpoikasten havaittiin oleske-

levan myös vesitatar- sekä vesiruttokasvustojen joukossa (taulukko 29).

Koska tämän työn yhteydessä istutettuja hauenpoikasia ei saatu takaisin muiden rantamatalalla kasvavien kasvilajien kuin saran joukosta, vastakuoriutuneita hauenpoikasia ei kannattane istuttaa harvahkon vesitatar- tai vesiruttokasvuston joukkoon, jossa ei löydy yhtä paljon suojapaikkoja kuin saraikossa. Sen sijaan jatkokasvatetuille hauenpoikasil- le, jotka eivät ole yhtä alttiita predaatiolle kuin vastakuoriutuneet hauenpoikaset, ko. vesikasvustot tarjonnevat varsin suotuisan istutusympäristön, sillä niiden läheisyydessä havaittiin suuria määriä hauenpoikasten ravinnoksi soveltuvia muutaman viikon ikäisiä särjen- ja ahvenenpoikasia.

4.6. Abioottiset ja bioottiset tekijät

4.6.1. Yleistä

Sumarin ja Westmanin (1969) mukaan hauen luontaisiin kannan- vaihteluihin vaikuttaa kolme tekijää:

- 1, Veden lämpötila ja siihen liittyen hauenpoikasten ravintoeläinten määrä keväällä.
- 2, Vedenkorkeus
- 3, Haukien lukumäärä vesistössä

Veden lämpötila ja vedenkorkeus ovat tärkeimmät abioottiset tekijät ja ne luovat puitteet, joissa bioottiset olosuhteet vaikuttavat hauenpoikasten elämään niiden ensimmäisen kesän aikana. Myös veden fysikaalis-kemialliset muuttujat (mm. happi- ja ravinnepitoisuus sekä veden kiintoainepitoisuus) ovat tärkeitä abioottisia tekijöitä etenkin hauen mädin kuoriutumiselle (Franklin ja Smith 1963, Machniak 1975, Johanson ja Kihlström 1973).

Bioottisista tekijöistä edellä mainittiin jo hauenpoikasten ravintoeläinten määrä (eläinplankton ja toisten kalalajien

poikaset) sekä haukien lukumäärä vesistössä. Muiden predاتورien lukumäärä vesistössä vaikuttaa hauenpoikasten eloonjääntiin, mikä riippuu myös litoraalialueen vesikasvillisuudesta eli reviirien ja piilopaikkojen runsaudesta (Grimm 1983).

4.6.2. Vedenkorkeus

Vuonna 1988 Siilinjärven pyyntialueen I rantasaraikosta haaveilla pyydettyjen hauenpoikasten keskimääräiset tiheydet (kpl/m^2) sekä saaliit pyyntiponnistusta kohti (cpue; kpl/nuottauskerta) olivat reilusti suuremmat kuin muiden vesikasvustojen seasta ja syvemmältä poikasnuotalla pyydettyjen hauenpoikasten vastaavat keskimääräiset tiheydet ja saaliit pyyntiponnistusta kohti (taulukot 22 ja 23). Vuosina 1986 ja 1987 veden pinta laski heti kevättulvan jälkeen pyyntialueiden rantasaraikon alapuolelle. Tällöin suuri määrä hedelmöitettyä hauenmätää jäi kuivalle maalle ja poikasia kuoriutui vähemmän kuin vuonna 1988.

Ilmeisesti keväinä, jolloin Siilinjärvessä vedenpinta on pitkään korkealla, hauenpoikaset siirtyvät pois kuoriutumisalueelta kehittyneempänä kuin keväinä, jolloin vedenpinta on matalalla ja hauenpoikasten on siirryttävä alenevan vedenpinnan mukana syvemmälle. Kehittymättömät hauenpoikaset eivät vielä tällöin ole sopeutuneet elämään turvallisen saraikon ulkopuolella ja lopulta hauenpoikasten vuosiluokka supistuu ympäristön kantokykyä vastaavalle tasolle karnibalismin ja predaation seurauksena. Näin toki tapahtuu silloinkin, kun hauenpoikaset siirtyvät huomattavasti kookkaampina vapaaehtoisesti pois kuoriutumisalueiltaan, mutta tällöin "harvennuksen" suorittavat pääasiassa muiden lajien asemesta suuremmat hauet (Sumari ja Westman 1969).

Koska Siilinjärven veden pinta oli vuonna 1988 poikkeuksellisen kauan normaalia korkeammalla, ko. vuoden tulokset eivät ole vertailukelpoisia muiden vuosien kanssa. Käytävissä olevien tietojen perusteella vedenkorkeuden positiivista vaikutusta hauenpoikasten määrään ei ole mahdollista arvioida. Koska järvivesi oli lämpimämpää ja veden pinta

korkeammalla kuin edellisinä keväinä, näiden tekijöiden yhteisvaikutus on selvästi havaittavissa poikastiheyksissä, kokonaissaaliissa sekä saaliissa pyyntiponnistusta kohti (taulukko 27).

4.6.3. Veden lämpötila

Veden alhainen lämpötila ei vaikuttanut Siilinjärvellä hauenpoikastiheyksiin ja saaliisiin pyyntiponnistusta kohti (cpue) yhtä voimakkaasti kuin Rahtijärvellä. Lämpimän (1986) ja kylmän (1987) kevään poikastiheyksien ero oli Siilinjärvessä alle kaksinkertainen, kun se taas Rahtijärvessä oli yli seitsenkertainen. Saaliit pyyntiponnistusta kohti (kpl/pyyntikerta) olivat Siilinjärvessä lähes yhtä suuria vuosina 1986 ja 1987, mutta Rahtijärvessä erot olivat yli kymmenkertaiset (taulukko 27).

Koska Siilinjärvi on laajoine poikastuotantoalueineen hauenpoikasten biotooppina Rahtijärveä suotuisampi ja abioottiset tekijät eivät korostu siellä samalla tavalla kuin Rahtijärvellä, vastakuoriutuneiden hauenpoikasten vuosiluokka ei tuhoudu yhtä täydellisesti kuin Rahtijärven istutusalueilla tapahtui kylminä keväinä. Vesitilavuuksiltaan suuret järvet eivät reagoi yhtä herkästi ilman lämpötilanmuutoksiin kuin tilavuuksiltaan pienet järvet (Wetzel 1983) ja näin ne toimivat lämpötilan tasaajina. Vedenlämmön pysyessä tasaisena ja lähellä optimilämpöä (+19 - +21 °C) myös hauenpoikasten kasvu on nopeampaa (Casselman 1978).

4.6.4. Hauenpoikasten ravinto

Hauenpoikasten mahalaukkuja poistettaessa huomattiin, että Rahtijärvestä pyydettyjen hauenpoikasten mahat olivat joko tyhjiä tai vain osittain tarkemmin määrittämättömän eläinplanktonin täyttämät. Vaikka Rahtijärven ranta-alueella havaittiin suuria määriä lajiltaan tunnistamattomia vesikirppuja, noin 50 mm pitkän hauenpoikasen ravinnontarve ei ilmeisesti enää tyydyty pelkällä eläinplanktonravinnolla (Aaltonen ja Lehtonen; käsikirjoitus, ref. Urho ym. 1989).

Vuosina 1987 ja 1988, jolloin hauenpoikasia saatiin Rahtijärvestä saaliiksi vähän, poikasten kuntokertoimet olivat pienet (taulukko 14) ja ne ilmeisesti kärsivät ravinnonpuutteesta. Poikasnuotalla saatiin Rahtijärven pyyntialueilta hyvin vähän ahvenen- ja särjenpoikasia, jotka eivät vielä koekalastusten aikaan olleet ilmeisesti kuoriutuneet ja tarjonneet näin helpotusta hauenpoikasten ravinnonpuutteeseen. Kolmen vuoden aikana Rahtijärvessä tavattiin vain yksi ikätoverinsa syönyt luonnon hauenpoikanen, mutta kannibalismi on nuorimman ikäryhmän keskuudessa varmasti paljon yleisempää, kun muiden kalalajien poikasia ei ole saatavissa.

Siilinjärvestä nuotalla saraikon ulkopuolelta pyydetty hauenpoikaset olivat hyväkuntoisia ja lihavia (taulukko 17), sillä järven litoraali-alueilla oli paikoitellen valtavia parvia ahvenen- ja särjenpoikasia, joita yhdellä poikasnuotan vedolla saattoi saada monta kiloa ja joita hauenpoikasten havaittiin käyttävän ravinnokseen. Ravinnosta hauenpoikasilla ei näin ollen ollut puutetta. Kuitenkin osalla rantasaraikosta pyydettyillä hauenpoikasilla (mm. kaikki leimatut hauenpoikaset) oli mahoissaan ainoastaan määrrittelemätöntä eläinplanktonmassaa. Ahvenen- ja särjenpoikasparviin ei havaittu oleilevan saraikossa alle 50 cm:n syvyydessä pyyntialueella I ja mahdollisesti siksi muutaman saraikosta pyydetyn hauenpoikasen mahasta löydettiin näitä korvaava lajitoveri. Syvemmillä, missä muiden lajien poikasia oli riittämiin, 0+ -haukien ei havaittu syövän toisiaan. Kipling ja Frost (1970) ovat havainneet kannibalismia vain, jos hauenpoikasilla ei ole muuta ravintoa tarjolla kuin lajitovereita.

4.6.5. Hauenpoikasiin kohdistuva kannibalismi ja predaatio

Hauen vuosiluokan katsotaan määräytyvän ensimmäisen kesän jälkeen, joskin kalastukseen rekrytoituvien haukien lukumäärä saattaa ennen kaikkea kannibalismin johdosta muuttua sopivissa olosuhteissa tämän jälkeenkin merkittävästi (Grimm 1983).

Sekä Rahtijärvestä että Siilinjärvestä saatiin hauenpoikasten pyyntialueilla suoritettujen nuottausten sivusaaliina joka kesä runsaasti yli vuoden vanhoja haukia, usein jopa enemmän kuin 0+ -haukia. Esimerkiksi Siilinjärven kahdelta pyyntialueelta saatiin vuonna 1987 23 nuotanvedolla yhteensä 38 kpl yli vuoden ikäistä haukea, kun 0+ -haukia saatiin vastaavasti ainoastaan 61 kpl.

Rahtijärvessä on kaikenlainen kalastus kielletty lukuunottamatta kontrolloitua Evon koekalastusaseman suorittamaa koekalastusta ja näin ollen pyyntikokoisten haukien tiheys järvessä ainakin tämän tutkimuksen yhteydessä tehtyjen havaintojen perusteella on varsin suuri.

Myös haavintojen yhteydessä tehtiin runsaasti havaintoja suuremmista hauista, joten ne lienevät osaltaan syöneet 0+-haukia. Läheskään kaikkien $\geq 1+$ -haukien mahoja ei avattu, mutta tutkittujen kalojen mahoissa oli poikkeuksetta ainoastaan ahvenia ja särkiä. Kuten aikaisemmin mainittiin, vain muutaman 0+ -hauen havaittiin syöneen toisiaan.

Kummankin tutkimusjärven pyyntialueilta saatiin nuottausten sivusaaliina runsaasti 10-30 cm:n pituisia ahvenia sekä särkiä, jotka osaltaan predatoivat esikesäisten hauenpoikasten kantaa. Sumarin ja Westmanin (1969) mukaan särki saattaa joissain tapauksissa jopa hävittää hauen sukupuuttoon. Predaatiosta saatiin todistus Siilinjärven pyyntialueella II, jossa parinkymmenen sentin pituinen ahven oksensi elävän 0+ -hauenpoikasen nuotasta poistettaessa.

4.7. Vastakuoriutuneilla hauenpoikasilla tehtyjen istutusten tuloksellisuus

Rahtijärven vuosittaisissa kokonaissaaliissa leimattujen hauenpoikasten osuus oli vähintään kertaluokkaa suurempi kuin Siilinjärven saaliissa (taulukot 25 ja 26). Vuonna 1986 Rahtijärven leimattujen hauenpoikasten osuus kokonaissaaliista oli 28,2 %, kun vuonna 1987 se oli 100 % (vain kaksi hauenpoikasta) ja vuonna 1988 83,3 %.

Vaikka vuonna 1986 Rahtijärven alueelle II istutettiin lähes 35 % enemmän hauenpoikasia (962 kpl) kuin vuonna 1988 (624 kpl; taulukko 4), niitä saatiin takaisin sekä määrällisesti että prosentuaalisesti istutettuja kohti vähemmän kuin vuonna 1988 (taulukko 25).

Siilinjärvestä saatiin ainoastaan vuonna 1988 pyyntialueelta I kuusi leimattua hauenpoikasta (taulukko 26), kun kokonaissaalis pyyntialueella oli 133 kpl, joten kokonaissaaliista 4,5 % oli peräisin istutuksista.

Anwand (1968) istutti 18 ha:n kokoiseen järveen 1000 leimatua hauen pienpoikasta/ha (yhteensä 18000 kpl) ja sai pyydettyä sähköllä 46 hauenpoikasta kuuden kuukauden kuluttua. Pyydetyistä hauenpoikasista kaksi oli leimattua, joten kokonaissaaliista 4.4 % oli peräisin istutuksista.

Johnson (1978) teki vastaavanlaisia istutuskokeita ja hän sai vuoden päästä pyydettyä takaisin leimattuja hauenpoikasia. Kummassakin tapauksessa istutukset oli tehty vesialueille, joilla ei esiintynyt luontaista haukikantaa.

Jatkokasvatetuilla hauenpoikasilla on tehty useita istutuskokeita. Lehtonen ja Pettersson (1973) saivat takaisinpyynnillään 3% Töölönlahteen istuttamistaan esikesäisistä hauenpoikasista. Tässä työssä leimattuja vastakuoriutuneita hauenpoikasia saatiin parhaimmillaan takaisin 2 % Siilinjärven pyyntialueen I itäiseltä osa-alueelta vuonna 1988, mutta kaikki leimatut poikaset (4 kpl) saatiin muutaman neliömetrin kokoiselta alueelta tiheästä kasvustosta, joka ei edusta koko aluetta, vaan on erikoistapaus (taulukko 23). Sen sijaan Rahtijärven pyyntialueiden saaliit jakautuivat tasaisemmin alueiden koko pinta-aloille. Vaikka parhaimmillaan leimattuja poikasia saatiin noin 1,5 % istutettujen poikasten määrästä yksittäisellä istutusalueella, vuosittaiset pyyntialueiden yhteenlasketut keskiarvot ovat lähempänä yhtä prosenttia.

Leimattujen hauenpoikasten suuri osuus Rahtijärven vuosittaisissa kokonaissaaliissa (taulukko 25) osoittaa, että joko istutetut hauenpoikaset kilpailevat tehokkaasti luonnonpoikasten kanssa, tai että istutetut hauenpoikaset ovat löytäneet istutussympäristöstään niille sopivan ympäristön järven oman hauenpoikastuotannon epäonnistuessa.

Toisaalta Rahtijärven vuoden 1986 kokonaissaaliin koostumuksesta nähdään (taulukko 5), että suotuisissa olosuhteissa (kevät 1986) sekä luonnonpoikaset että leimatut istutetut poikaset menestyvät samassa biotoopissa paremmin kuin huonoissa olosuhteissa (kevät 1987). Sumarin ja Westmanin (1969) mukaan hyvinä haukivuosina poikastuotantoalueet voivat tuottaa normaalia suuremman määrän hauenpoikasia ja tällöin myös istutetut hauenpoikaset ilmeisesti selviytyvät suotuisissa olosuhteissa normaalia paremmin. Mutta tietenkään ei ole mielekästä istuttaa hauenpoikasia silloin, kun niitä luontaisestikin kuoriutuu riittävästi.

Vuonna 1988 lähes kaikki pyydetty hauenpoikaset olivat istutettuja (83,3 %) ja koska istutukset tehtiin toukokuun toisella viikolla, kun kylmä sää oli loppunut ja rantavesi lämmennyt, istutukset onnistuivat ilmeisesti siksi tähän astisista parhaiten (taulukko 25).

Siilinjärven istutusalue II on hyvä esimerkki biotoopista, jossa järven oma poikastuotanto täyttää vapaat harvat suojapaikat vesikasvillisuuden joukossa. Hauenpoikasten välinen kilpailu huolehtii siitä, että ulkopuoliset tunkeilijat eivät pääse horjuttamaan herkkää hauenpoikasten ja biotoopin tasapainotilannetta. Alueelta ei kahden kesän aikana saatu yhtään istutettua hauenpoikasta.

Ainoastaan, jos hauenpoikasia istutetaan alueelle, jossa jostain syystä hauet eivät ole kuteneet tai kutu on epäonnistunut ja olosuhteet istutetun poikasen kehittymiselle ovat mahdolliset (ravinto sekä suojapaikat), poikasen on mahdollista selvitä elämänsä kriittisimmän ajan yli. Toinen vaihtoehto on se, että vastakuoriutuneita hauenpoikasia istutetaan niin tiheästi, että ne syövät toisiaan, kunnes

niiden tiheys vastaa lopulta ympäristön sen hetkistä kantokykyä.

Jälkimmäistä vaihtoehtoa ei vielä tähän työhön liittyvän projektin yhteydessä ehditty tutkia, mutta Siilinjärven tapauksessa se ei olisi mielekäs vaihtoehto, sillä järven oma poikastuotanto ainakin Pienen-Siilin puolella näyttää olevan riittävä tyydyttämään kalastusrekryyttien määrän. Rahtijärvi sen sijaan olisi mielenkiintoinen tällaisten jatkotutkimusten kohde.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Työlle asetettu tavoite saavutettiin eli leimattuja, vastakuoriutuneita hauenpoikasia onnistuttiin saamaan takaisin, kun ne olivat noin 10 cm:n pituisia. Tämän pituisina ne kuvaavat paremmin odotettavissa olevien kalastusrekryyttien lukumäärää kuin vastakuoriutuneet hauenpoikaset.

Kuitenkin, vaikka yksittäisiä leimattuja hauenpoikasia tavattaisiinkin myöhemmin, ei havainnot vielä sellaisinaan yksin riitä osoittamaan istutuksista olleen hyötyä. Siksi vastakuoriutuneilla hauenpoikasilla haukivesiin tehtävien istutuksien merkityksen selvittämiseksi tarvitaan vielä lisätutkimuksia.

Vuorisen ja Lehtosen (1988) laboratorio-olosuhteissa kehittämä vastakuoriutuneiden hauenpoikasten leimausmenetelmä toimii myös luonnonolosuhteissa, joten tulevaisuudessa hauenpoikasten luotettava tunnistaminen ei tarvittaessa tuottane vaikeuksia. Sen sijaan vaikeuksia tuottaa itse hauenpoikasten pyynti tiheässä vesikasvustossa ja paljon hakoja sisältävillä rannoilla.

Leimattuja hauenpoikasia ja luonnon hauenpoikasia ei voitu erottaa toisistaan niiden keskipituuksien, -painojen eikä kuntokertoimien keskiarvojen perusteella. Havaitut silmämääräiset erot johtunevat siitä, että leimattujen hauenpoikasten ja luonnonpoikasten kehitysasteet erosivat toisistaan jonkin verran istutushetkellä.

Koekalastustulokset osoittavat, että leimatut, vastakuoriutuneet hauenpoikaset selviytyvät, kuten voidaan olettaa, paremmin siellä, missä hauenpoikasia luontaisestikin jo on. Siksi poikasistutukset on syytä tehdä alueille, joilla haukien on aikaisemmin havaittu kutevan. Alueille, joilla hauenpoikasia ei tavata luontaisesti, vastakuoriutuneita hauenpoikasia ei kannata istuttaa.

Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusalueiden valinta ratkaisee osaltaan sen, kuinka moni istutetuista poikasista selviää kriittisten ensimmäisten viikkojen aikana hengissä. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten paras istutusalue on tiheä saraikko, jossa on keväällä paljon kuollutta varsistoa ja siten runsaasti suojapaikkoja sekä eläinplanktonia alkuvinnoksi.

Hauenpoikasten ei havaittu oleskelevan alle 10 cm syvyydessä vedessä, missä rantaviivan tuntumassa ei ole suojapaikkoja ja siksi istutukset kannattaa suorittaa syvemmälle (n. 20-50 cm), muttei ilmeisesti saraikon ulkopuolelle, josta poikaset ovat helposti predaattorien pyydetävissä.

Käytetyt suuremmat poikastiheydet eivät näyttäneet vaikuttavan lisäävästi hauenpoikasten saaliisiin pyyntialueilla verrattuna pyyntialueisiin, joilla istutettujen hauenpoikasten tiheydet olivat pienemmät.

Veden lämpötilan ja vedenpinnan korkeuden vaikutukset eli abioottiset tekijät sekä luonnon hauenpoikasten että istutettujen poikasten tiheyksiin ja saaliisiin pyyntiponnistusta kohti vuosittain olivat selvät.

Siilinjärven laajoilla poikastuotantoalueilla kehittyy kylminä keväinä normaalia pienempi, joskin järven haukikannan jatkuvuuden kannalta riittävän suuri hauenpoikasten vuosiluokka, jonka kanssa istutettujen hauenpoikasten on vaikea kilpailla menestyksekkäästi.

Siilinjärvi on ihmisen toiminnan seurauksena rehevöitynyt järvi, jossa ainakaan vielä hauen lisääntyminen ei näytä olevan estynyt. Saatujen tulosten perusteella voidaan sanoa, että tehdyillä vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutuksilla ei ollut kuin korkeintaan paikallista merkitystä.

Rahtijärven kaltaiset järvet, joiden poikastuotantoalueet ovat kapeat ja vesitilavuuksiltaan pienet, ovat alttiita etenkin lämpötilan vaihteluille. Kuoriutumisen jälkeiset kylmät ajanjaksot vaikeuttavat hauenpoikasten ravinnonhan-

kintaa ja hidastavat suojakasvien kehittymistä, jolloin pahimmassa tapauksessa lähes koko vuosiluokka saattaa menehtyä ravinnonpuutteeseen tai kannibalismin ja predaation seurauksena.

Rahtijärvestä saatiin jokaisen kolmen koevuoden aikana leimattuja hauenpoikasia ja tulosten perusteella kylminä keväinä istutettujen hauenpoikasten osuus kokonaissaaliissa oli suurin. Jotta vastakuoriutuneilla hauenpoikasilla tehdyillä istutuksilla olisi jonkinlaiset edellytyksiä onnistua, ne kannattaa suorittaa ainoastaan, jos keväällä on ollut pitkiä, kylmiä sääjaksoja ja järven oman haukikannan lisääntyminen on epäonnistunut.

Koska kuoriutuneiden hauenpoikasten kuolleisuus kasvaa nopeasti niiden toisiinsa kohdistuvan kannibalismin seurauksena, istutuksiin tulisi käyttää poikasia, joiden kuoriutumista on haudontaveden lämpötilaa säätämällä pitkitetty siihen saakka, kunnes istutusalueiden veden lämpötila on noussut pysyvästi.

6. TIIVISTELMÄ

Tämä työ on osa Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen projektia, jonka tarkoituksena on tutkia, lisäävätkö vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutukset vesistöjen haukikantoja. Etenkin maamme sisävesiin istutetaan vuosittain yli 10 miljoonaa vastakuoriutunutta hauenpoikasta, vaikka istutusten tuloksellisuutta ei ole pystytty osoittamaan.

Vastakuoriutuneet hauenpoikaset ovat liian pieniä, jotta niitä voitaisiin merkitä perinteellisin menetelmin (mm. ulkoisten merkkien kiinnitys) ja siksi tässä työssä tutkimusjärviin istutettavat hauenpoikaset leimattiin pian niiden kuoriutumisen jälkeen radioaktiivisella merkkiaineella (strontium-85), jonka emittoimaa gammasäteilyä mittaamalla hauenpoikaset voitiin tunnistaa takaisinpyyntien jälkeen.

Vastakuoriutuneita, leimattuja hauenpoikasia istutettiin tutkimusjärviin kolmena peräkkäisenä kesänä ja niitä pyydystettiin noin kuukauden kuluttua istutuksista. Takaisin pyydettyjen ja leimattujen hauenpoikasten osuudesta kokonaisuudessaan tehtiin johtopäätöksiä istutusten tuloksellisuudesta. Samalla tehtiin havaintoja hauenpoikasten runsaussuhteista eri vesikasvillisuus- ja syvyysvyöhykkeissä.

Abioottisten tekijöiden vaikutusta hauenpoikasten vuosiluokkien muodostumiseen tutkittiin tarkastelemalla vuosittain tutkimusjärvien lämpötiloja sekä hauenpoikasten keskimääräisiä tiheyksiä (kpl/m^2) ja saalista pyyntiponnistusta kohti.

Tuloksista voidaan päätellä, että suurissa järvissä abioottiset tekijät eivät vaikuta hauenpoikasten alkukehitykseen yhtä voimakkaasti kuin pienissä järvissä, joissa kylminä keväinä lähes koko hauenpoikasten vuosiluokka saattaa tuhoutua. Myöskään istutukset suureen järveen eivät ole yhtä merkityksellisiä kuin pieneen järveen, jossa istutetut vastakuoriutuneet hauenpoikaset otollisissa olosuhteissa kehittyivät yli viiden senttimetrin pituiseksi ensimmäisen

kuukauden aikana. Tämänkokoisten istutettujen hauenpoikasten on todettu jo selviävän hengissä kriittisen ensimmäisen kesän yli.

7. SAMMANDRAG:

RESULTATEN AV UTPLANTERING AV NYKLÄCKTA GÄDDYNGEL

Detta arbete är en del av ett av Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutets projekt, vars målsättning är att undersöka om utplantering av nykläckta gäddyngel ökar gäddbestånden i våra vattendrag. Årligen utplanteras nämligen över 10 milj. nykläckta gäddyngel, särskilt i insjöarna, trots att man inte lyckats påvisa några resultat av verksamheten.

De nykläckta gäddynglen är för små för att kunna märkas med traditionella metoder (t.ex. fästning av yttre fiskmärken). De yngel som användes för denna undersökning märktes därför kort efter kläckningen med radioaktivt strontium-85, vars gammastrålning kunde mätas efter återfångst.

Nykläckta, märkta gäddyngel sattes ut i undersökningsområdets sjöar under tre på varandra följande somrar, och återfångstförsök gjordes c. en månad efteråt. Slutsatserna av utplanteringsens effektivitet drogs på basen av andelen märkta yngel i fångsten. Samtidigt observerades yngeltätheten i olika vegetationszoner och på olika djup.

De abiotiska faktorernas inverkan på gäddyngelårklasserna undersöktes genom årlig registrering av sjöarnas temperatur, den genomsnittliga yngeltätheten (st./m²) och fångsten per fångstinsats.

Resultaten visar, att de abiotiska faktorerna inte påverkar gäddynglens tidiga utveckling i stora sjöar lika mycket som i små. I små sjöar kan en kall vår förstöra nästan hela årsklassen. I större sjöar är utplanteringarna också av mindre betydelse än i små, där de nykläckta ynglen under gynnsamma omständigheter kan växa sig mer än fem cm långa under den första månaden. Utplanterade yngel av denna storlek har tidigare konstaterats överleva den kritiska första sommaren.

KIIITOKSET

Kiitän FK Pekka J. Vuorista siitä, että hän kannusti minua tekemään tutkielmani tästä aiheesta ja että hän antoi asian-tuntevaa apuaan työn radioaktiivisuutta käsittelevässä osuudessa. Lisäksi Pekka J. Vuorinen teki työn käsikirjoitukseen lukemista selkeyttäviä kommentteja ja oikaisi tekstissä piileviä virheitä.

Erikoiskiitokset Helsingin yliopiston Radiokemian laitoksen esimiehelle DI Mikael Tillanderille, Radiokemian laitoksen henkilökunnalle, Hydrologian toimistolle (FT Esko Kuusisto), Savon Vesiensuojelu ry:n laboratoriolle sekä Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen henkilökunnalle, joiden tietotaito sekä välineellinen apu oli korvaamaton tutkimuksen eri vaiheissa.

Kiitokset Kasurilan eteläiselle kalastuskunnalle myönteisestä asenteesta istutuskokeiluja ja koekalastuksia kohtaan sekä kalastuskunnan puheenjohtajalle Esko Laitiselle, joka auttoi koekalastajia aina tarvittaessa ja antoi tärkeitä suullisia tiedonantoja tutkimuksen aikana.

Kiitokset myös kenttätutkimusassistentteille (mmyo Pekka "Code" Kotilainen, mmyo Jussi Vuorenmaa, kalastusmestari Jouko Sarén ja FK Jari Raitaniemi), jotka osoittivat kunnioitettavaa pitkäjännitteisyyttä koekalastusten aikana, jolloin kenttäolosuhteet ajoittain olivat varsin kehnot.

Viimeiseksi, vaan ei vähiten, kiitän Harri Nybergiä työn taulukoiden ja liitteiden puhtaaksikirjoituksesta, prof. Pertti Elorantaa, FT Hannu Lehtosta, MML Jukka Horppilaa ja mmyo Tero Taposta tutkielman käsikirjoituksen primääriverSION kriittisestä arvostelusta sekä korjausehdotuksista.

KIRJALLISUUS

- Aaltonen, J. & Lehtonen, H. Ahvenanmaan poikastutkimus 1981-1982. Käsikirjoitus. (ref. Urho ym. 1989).
- Anwand, K. 1966. Die Anreicherung von ^{45}Ca und ^{91}Y in Brut von *Esox lucius* (L.) und *Anguilla anguilla* (L.). Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, p. 1124-1129.
- Anwand, K. 1968. Ergebnisse der Besatzversuche mit signierter Hechtbrut. Deutsche Fischerei Zeitung 15 (7), p. 195-198.
- Bagenal, T.B. & Tesch, F.W. 1978. Age and growth. In: T. Bagenal (ed.) Methods for assessment of fish production in fresh waters. 3rd ed. Oxford. p. 101-137.
- Boroughs, H., Townsley, S.J. & Hiatt, R.W. 1956. The metabolism of radionuclides by marine organisms I. The uptake, accumulation and loss of strontium-89 by fishes. Biol. Bull. 111, p. 336-351.
- Braum, E. 1964. Experimentelle Untersuchungen zur ersten Nahrungsaufnahme und Biologie an Jungfischen von Blaufelchen (*Coregonus wartmanni* (Bloch)), Weissfelchen (*C. fera* (Jurine)) und Hechten (*Esox lucius* (L.)). Arch. Hydrobiol. Suppl. 28, p. 183-244.
- Brofeldt, P. 1920. Evon kalastuskoeasema vv. 1892 - 1917. Suomen kalatalous. Nide 6.
- Bry, C. & Souchon, Y. 1982. Production of young northern pike families in small ponds: Natural spawning versus fry stocking. Trans. Amer. Fish. Soc. 111, p. 476-480.
- Casselman, J.M. 1978. Effects of environmental factors on growth, survival, activity and exploitation of northern pike. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11, p. 114-128.
- Fabricius, E. & Gustafson, K.-J. 1958. Some new observations on the spawning behavior of the pike (*Esox lucius* (L.)). Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 39, p. 21-54.
- Forney, J.L. 1968. Production of young northern pike in a regulated marsh. N.Y. Fish. Game J. 15, p. 143-154.
- Forsberg, C. & Ryding, S. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 80, p. 189-207.

- Franklin, D.R. & Smith, L.L., Jr. 1963. Early Life History of the Northern Pike (*Esox lucius* (L.)), with Special Reference to the Factors Influencing the Numerical Strength of Year Classes. Trans. Am. Fish. Soc. 92 (2), p. 91-110.
- Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment - a manual of basic methods. Chichester. J. Wiley & Sons. 223 p.
- Grimm, M.P. 1983. Regulation of Biomasses of Small (< 41 cm) Northern Pike (*Esox lucius* (L.)) with Special Reference to the Contribution of Individuals Stocked as Fingerlings (4 - 6 cm). Fish. Mgmt. (1983) 14 (3).
- Hakkari, L. & Bagge, P. 1983. Saimaan rantavyöhykkeen hauenpoikastiheyksistä. Teoksessa: L. Hirvonen (toim.) Saimaan tutkimus. II Itä-Suomen tiedepäivät Lappeenrannan teknillisessä korkeakoulussa 17. ja 18.3.1983. s. 137-140.
- Hildén, M., Lehtonen, H., Ikonen, E. & Salojärvi, K. 1985. Tutkimusmenetelmät kalataloudellisessa velvoitetarkkailussa. Helsinki, RKTL kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 33. s. 3-188. ISBN 951-9092-53-6.
- Holland, L.E. & Huston, M.L. 1984. Relationship of Young-Of-Year Northern Pike to Aquatic Vegetation Types in Backwaters of the Upper Mississippi River. N. Amer. J. Fish. Management 4, p. 514-522.
- Hunt, P. & Carbine, W.F. 1951. Food of young pike (*Esox lucius* (L.)) and associated fishes in Peterson's ditches, Houghton Lake, Michigan. Trans. Amer. Fish. Soc. 80, p. 67-83.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, S., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko S. 1984. Retkeilykasvio. 2. painos. Suomen luonnonsuojelun tuki. Helsinki. 544 s.
- Johanson, N. & Kihlström, J.E. 1973. Pikes (*Esox lucius* (L.)) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching. Environmental Research 9, p. 12-17.
- Johnson, L.D. 1978. Evaluation of Esocid program in Wisconsin. Bethesda, MD. Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 11, p. 298-301.
- Karzinkin, G.S. 1939. (Summary: Contribution to the fish productivity of fresh waters). Proc. Kossino Limnol. Stat. 22, p. 219-240.
- Kipling, C. & Frost, W.E. 1970. A study of the mortality, population numbers, year class strengths, production and food consumption of pike (*Esox lucius* (L.)) in Windermere from 1944 to 1962. J. Anim. Ecol. 39 (1), p. 115-157.

- Koli, L. 1983. Retkeilijän kalaopas. 5. painos. Keuruu. 165 s. ISBN 951-1-07293-5.
- Lehtonen, H. & Pettersson, M. 1973. Alustavia tuloksia jatkokasvatetuilla hauenpoikasilla suoritetuista istutuksista Helsingin merialueella. Suomen kalastuslehti 80 (7), s. 181-183.
- Leinonen, K. & Lehtonen, H. 1988. Virkistys- ja kotitarvekalastus Suomessa vuonna 1984. Suomen kalatalous 54, s. 15-28.
- Machniak, K. 1975. The effects of hydroelectric development on the biology of northern fishes (reproduction and population dynamics) II. Northern pike (*Esox lucius* (Linnaeus)). Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Rep. 528, 82 p.
- Minitab Reference Manual. Minitab, Inc. 3081 Enterprise Drive State College. 232 p.
- Montén, E. 1948. Undersökningar över gäddynglets biologi och några därmed sammanhängande problem. Skr. S. Sveriges Fisk. Fören. 1, s. 3-38.
- Montén, E. 1950. Yngelförlusternas orsaker i fria vatten och i dammar II. Skr. S. Sveriges Fisk. Fören. Årsskrift 1949, s. 21-54.
- Powell, T.G. 1973. Effect of northern pike introductions on an overabundant crappie population. Colorado Wildl. Fish. Res. Sec. Spec. Rep. 31, p. 1-6.
- Pruuki, V. 1982. Peledsiian (*Coregonus peled* (Gmelin)) ja planktonsiian (*C. muksun* (Pallas)) kantojen arviointi ja istutusten kannattavuus kahdessa eteläsuomalaisessa pienjärvessä. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Limnologian laitos. Helsinki. 55 s.
- Rahn, J. 1965. Erste Ergebnisse der Hv-Produktion in einem selbstangelegten Vorstreckteich. Deutsche Fischerei Ztg. 12, s. 44-50.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. Biometria. 1. painos. Yliopistopaino. Helsinki. 569 s. ISBN 951-57-032-9.
- Raportti Kemira OY:n Siilinjärven tehtaiden jätevesien vaikutusalueella v. 1972 suoritetusta kalataloudellisesta tarkkailututkimuksesta. Helsinki. Kalataloussäätiö. 12 s.
- Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto 1981. Monistettuja julkaisuja 2. s. 53. ISBN 951-9092-10-2.
- SFS 3003 Veden kalsiumin ja magnesiumin summan määrittäminen. 1. p. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto 1974. 4 s.

- SFS 3022. Veden sähkönjohtavuuden määrittäminen. 1. p. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto 1974. 4 s.
- SFS 3036. Veden kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn} -arvon tai KMnO_4 -luvun) määrittäminen. Hapetus permanganaatilla. 2. p. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto 1981. 5 s.
- Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 8, p. 406-421.
- Sumari, O. & Westman, K. 1969. Haukikantojen hoito. *Suomen kalatalous* 43, s. 5-24.
- Svårdson, G. 1947. Gäddlekstudier. *Skr. S. Sveriges Fisk. Tidskr.* 73, s. 1-8.
- Turunen, T. & Kaijoma, V.-M. 1987. Poikasnuottaus kasvilisäusurantojen tutkimusmenetelmänä. *Suomen kalastuslehti* 1987 (4), s. 179-183.
- Uhlenius, R. & Saukkonen, H. 1977. Radiokemia. Otakustantamo. Espoo. 180 s. ISBN 951-671-1758.
- Urho, L., Laurila, S. & Hildén, M. 1989. Hauen ensimmäinen kesä. *Luonnon Tutkija* 93, s. 130-135.
- Vuorinen, P.J. & Lehtonen, H. 1988. Strontium-85:n käyttö hauenpoikasten merkitsemiseen. *Suomen kalatalous* 53, s. 21-30.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. 2nd ed. Saunders College Publishing, New York. 767 p. ISBN 0-03-057913-9.
- Wright, R.M. & Giles, N. 1987. The survival, growth and diet of pike fry (*Esox lucius* (L.)) stocked at different densities in experimental ponds. *J. Fish. Biol.* 30, p. 617-629.



- No. 2. HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P.: Country report of Finland for the interseasonal period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1988-1989. (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1988-1989). 33 s. Helsinki 1990.
- No. 3. Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. (Rapokannat, ravustus, taudit ja viljely Euroopassa. Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) raporttyöryhmän raportti). Edited by (toim.) Westman, K., Pursiainen, M. and Westman, P. 206 p. Helsinki 1990.
- No. 4. KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M.-L.: Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. (Summary: The Finnish fish stock register: whitefish, vendace and grayling). 54 s. Helsinki 1990.
- No. 5. ERKAMO, E.: Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapantoisessa metsäjärvessä. (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). 97 s. Helsinki 1990.
- No. 6. LEHTONEN, H.: Vuorikemian tehtaiden jättevesien kalataloudellisista vaikutuksista Porin edustan merialueella. (Summary: Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on fish stocks and fisheries off Pori, the Bothnian Sea). s. 1-10.
 PARMANNE, R. ja SALMI, J.: Silakoiden vaellukset Selkämerellä keuhkilla 1982 suoritettujen merkintöjen perusteella. (Migration of Baltic herring in the Bothnian Sea revealed by tagging experiments in spring 1982). s. 11-24.
 PARMANNE, R. ja SALMI, J.: Silakan troolipyyntin kehittyminen Porin edustan merialueella syksyllä 1976-85 ja silakoiden kasvu, kuntokerto ja poikasten määrä Selkämerellä. (Development of the Baltic herring trawl fishery off Pori in the autumn of 1976-1985 and the growth, condition factor and larval abundance of Baltic herring in the Bothnian Sea). s. 25-35.
 LEHTONEN, H. ja JÄRVINEN, A.: Kalastajien havaintoja pyydyksissä tapahtuneista kalakuolemista Selkämerellä 1980-luvulla. (Observations of fishermen on fish deaths in fishing gear in the Bothnian Sea in the 1980s). s. 37-47.
 JÄRVINEN, A. ja LEHTONEN, H.: Siian mädin sumputuskoekes Porin edustalla 1985. (Cage incubation experiments with whitefish eggs off Pori in 1985). s. 49-58.
 JÄRVINEN, A., LEHTONEN, H. ja BYLUND, G.: Kalojen sumputuskoekes Porin edustalla 1985. (Fish cage experiments off Pori in 1985). s. 59-73.
 OULASVIRTA, P. ja RISSANEN, J.: Vuorikemian tehtaiden jättevesien vaikutuksista silakan alkionkehitykseen ja poikasten elinkykyyn. (Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on the embryonal development and larval fitness of Baltic herring). s. 75-108. Helsinki 1990.
- No. 7. MIKKOLA, J., SAURA, A., IKONEN, E. ja POIKOLA, K.: Kymijoen kalaportaiden rakentamiseen liittyvät kalataloudelliset selvitykset 1987-1988. (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987-1988). Helsinki 1990. 37 s.
- No. 8. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P.J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMBLÄ, E.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). Helsinki 1990. 97 s.
- No. 9. HYVÄRINEN, P.: Yksikkösaaliiden vaihtelu ja siihen vaikuttavat tekijät Oulujärvellä. (The variation of catch per unit effort in Lake Oulujärvi and the factors influencing it). Helsinki 1990. 72 s.
- No. 10. ROMAANKANIEMI, A.: Tornion-Muonionjoen harjus ja harjuksen kalastus. (Grayling stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). Helsinki 1990. 111 s.
- No. 11. RAHKONEN, R. ja WESTMAN, K.: Tarttuvat kalataudit. Tilanne Suomessa, tautien leviäminen ja torjunta. (Infectious diseases of fish. The situation in Finland, spread of the diseases and their prevention). Helsinki 1990. 88 s.
- No. 12. LEHTONEN, H.: Kalannimistö: suomi, latina, ruotsi, norja, englanti, saksa ja ranska. (Multilingual list of fish names in Finnish, Latin, Swedish, Norwegian, English and French). Helsinki 1990. 27 s.
- No. 13. HUUSKO, A.: Kirjallisuusselvitys kalojen mätä- ja poikasvaiheiden ekologiasta. (Ecology of eggs and larvae of freshwater fish - a review of the literature). Helsinki 1990. 58 s.
- No. 14. HUUSKO, A.: Kunsinkijoen vesistöalueen kalatutkusselvitys. (Fisheries and fish stocks in the Kunsinkijoki river system, Northern Finland, with remarks on the adverse effects of a small hydropower station located on the upper reach of the river). Helsinki 1990. 238 s.
- No. 15. TOIVONEN, I., KOKKO, U., AUVINEN, S. ja AUVINEN, H.: Tulokset merkittyjen järvitaimenenpoikasten istutuksista Suomessa vuosina 1970-1979. (Summary: Results of stocking with tagged brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) young in Finland in 1970-1979). Helsinki 1991. 31 s.
- No. 16. BÖHLING, P., HUDD, R., LEHTONEN, H. och PARMANNE, R.: Fiskevärden i havsområdet utanför Jakobstad. (Fish stocks and their management in the sea area off Jakobstad, northern Baltic Sea). Helsinki 1991. 82 s.
- No. 17. NYBERG, K.: Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tulokkuus. (Success of stocking with newly-hatched pike fry). Helsinki 1991. 88s.

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

**KALATUTKIMUKSIA-
FISKUNDERSÖKNINGAR**



SISÄLTÖ – INNEHÅLL – CONTENTS

NYBERG, K.: Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tuloksellisuus. (Sammandrag: Resultaten av utplantering av nykläckta gäddyngel) (Success of stocking with newly-hatched pike fry). 88s.

**ISSN 0787-8478
Helsinki 1991
Yliopistopaino**