PYHÄJÄRVI INSTITUUTTI

SELKÄMEREN MUUTTUVA KALASTO

Osa 1 Rajasilta, Marjut
Osa 2 Hyvärinen, Juha

Hakala, Anna ja Kirkkala, Teija (toim.)

SELKÄMEREN MUUTTUVA KALASTO

Osa 1: Rajasilta, Marjut
Osa 2: Hyvärinen, Juha

Hakala, Anna ja Kirkkala, Teija (toim.)

Euroopan unioni
Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa EU:lta 2007–2013

Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja
Sarja B nro 20
ISBN: 978-952-9682-64-5 (pdf)
ISSN 0789-922X

EURA 2011

SELKÄMEREN MUUTTUVA KALASTO

Selkämeren kalaston kehitys:

1 Johdanto 5

2. Selkämeren kalakantojen tila 7

2.1. Selkämeren tila 7

2.2. Kalat Selkämeren ekosysteemissä 8

2.3. Uudenkaupungin merialue 9

2.3.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset 11
2.3.2. Kalalajien runsausmuutokset 13
2.3.3. Saariston keski- ja ulko-osat 19
2.3.4. Rantavyöhykkeen kalasto 19
2.3.5. Silakan lisääntyminen ja mädin kuolleisuus 23
2.3.6. Vesikasvillisuuden muutokset 26

2.4. Pyhämaa - Pyhäranta 27

2.5. Rauman edustan merialue 31

2.5.1. Lajisto ja siinä tapahtuneet muutokset 32
2.5.2. Rantavyöhykkeen kalasto 40
2.5.3. Silakan lisääntyminen ja mädin kuolleisuus 45

2. 6. Olkiluoto – Eurajoensalmi 47

2.6.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset 50
2.6.2. Rantavyöhykkeen kalasto 60
2.6.3. Silakan ja siian kutualueet 63

2.7. Porin edustan merialue 64

2.7.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset 66
2.7.2. Kalalajien runsausmuutokset 69
2.7.3. Rantavyöhykkeen kalasto 73

3. Kalaston muutoksista Selkämeren eteläosassa 78

3.1 Yleistä aineistosta ja menetelmistä 78

3.2 Lajien esiintyminen 79

3.3 Lajien kannanvaihtelu 80

4 Selkämeren kalat ja globaali ilmaston muutos 85

4.1 Avomerialue 86

4.2 Rantavyöhyke 91

4.3 Rannikkovyöhyke 94

4.4 Ilmastomuutoksen vaikutuksista Selkämeren kalastoon 101

Lähdeluettelo 105

Tarkkailuraportit merialueittain: 114

Uudenkaupungin – Pyhämaan merialue 114
Rauman merialue 116
Olkiluodon merialue 117
Porin edustan merialue 118

Selkämeren muuttuva kalasto ja kalastus

1 Johdanto ... 122

2 Kalakantojen ja kalastuksen viimeaikainen kehitys ja herkkyys muutokselle ... 123

2.1 Tulevaisuuden näkymät vaihtelevat kalalajeittain ... 123

2.2 Mistä nykyinen saaliskato johtuu? ... 138

2.3 Kalasto muuttuu ... 139

3 Ilmasto-olosuhteet vaikuttavat vahvasti Selkämereen ja sen kalastoon ... 140

3.1 Meriveden lämpeneminen ... 141

3.2 Ilmaston muutos vaikuttaa erityisesti talvikauden olosuhteisiin ... 142

3.2.1 Lisääntyykö tuulisuus? ... 143

3.3 Meriveden suolapitoisuus alenee vähitellen ... 144

3.3.1 Selkämeren kerrostuneisuus vahvistuu ... 145

3.4 Meriveden suolapitoisuuden epätodennäköinen kasvu ... 145

3.5 Selkämeren rehevöityminen ... 145

3.6 Selkämeren vesi muuttuu happamammaksi ... 148

4 Kalastus seuraa Selkämeren muutoksia ... 149

4.1 Kalastus vaikuttaa kalakantoihin ... 149

4.2 Ulapan ajoverkkokalastuksesta rantavesiin ... 150

4.3 Kalastusharrastuksen suosio – ammattikalastuksen kannattavuus ... 151

4.4 Kalastuksen säätely ... 153

4.5 Asenteiden kehitys - kalojen oikeudet kasvavat? ... 153

5 Hylkeet, merimetsot – mitä harmeja vielä? ... 154

5.1 Harmaahylje – verkkokalastuksen riesa ... 154

5.1.1 Miten käy norpan? ... 156

5.2 Merimetsokanta räjähti kasvuun ... 156

5.3 Kalojen ravinnossa huonontumista ... 158

5.4 Tulokaslajeille uusia mahdollisuuksia ... 159

5.4.1 Hyytelöplankton uhkaa edelleen ... 162

5.5 Lisääntymishäiriöt tunnetaan huonosti ... 163

5.5.1 Selkämeri ja lohen M74-oireyhtymä ... 163

5.6 Ympäristömyrkyt varjostavat kalan syömistä ... 164

5.7 Kutupaikkoja häviää ... 165

5.8 Hankkeet avomerellä ... 166

6 Muutos jatkuu – kalaston ja kalastuksen on sopeuduttava ... 167

Selkämeren kalaston kehitys

-velvoitetarkkailuihin ja tutkimuksiin pohjautuva yhteenveto

Osa 1: Rajasilta, Marjut

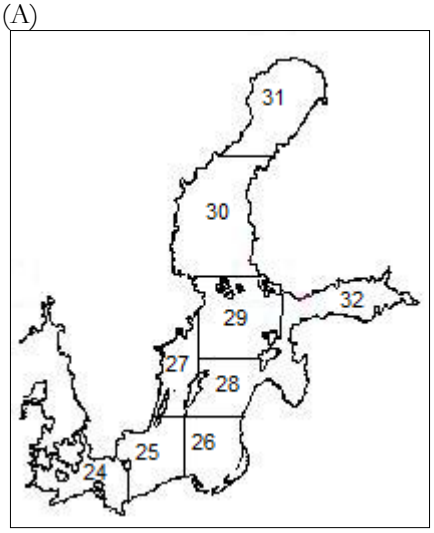
Hakala, Anna ja Kirkkala, Teija (toim.)

1 Johdanto

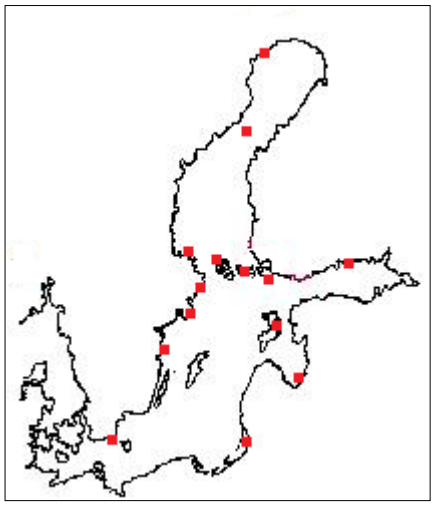
Kalaston rakenne ja kalakantojen tila kuuluvat olennaisesti vesiekosysteemin tilan seurantaan eri puolilla Itämerta. Seuranta on tarpeen ympäristömuutosten vaikutusten ymmärtämiseksi, mutta kalakantojen tilaa seurataan merialueella myös kalastuksen säätelemiseksi. Pohjoisella Itämerellä esiintyvistä kalalajeista turska, silakka, kilohaili, kampela, ja lohi ovat ns. kiintiöityjä kalalajeja, joiden kannan vahvuus arvioidaan vuosittain saaliin ylärajan määrittämistä varten tietyillä osa-alueilla (kuva 1A). Näiden lajien kannanvaihtelu Itämeressä tunnetaan jo usean vuosikymmenen ajalta Kansainvälisen Merentutkimusneuvoston (International Council for the Exploration of the Sea; ICES) toiminnan ansiosta.

Itämeren rannikkoalueiden kalakantojen seurantaohjelmassa (Co-ordination Organ for Baltic Reference Areas; COBRA) tehdään koekalastuksia eri puolilla Itämerta (HELCOM 2006), mutta Selkämeren rannikolla ei tutkimuspisteitä ole merialueen etelälaitaa lukuun ottamatta (kuva 1B). COBRA-ohjelman koepyynti kohdistuu lähinnä lajeihin, jotka elävät pohjan läheisyydessä ja jotka ylipäätään jäävät verkkopyydyksiin. Siten esimerkiksi rantavyöhykkeessä elävistä pienikokoisista kalalajeista ei verkkokalastuksissa saada tietoja. Monet näistä lajeista ovat kuitenkin ekosysteemin avainlajeja, joilla on huomattava merkitys aineiden kierrossa rannikon ja avomeren välillä ja jotka ovat ekologisesti tärkeitä esimerkiksi petokalojen ravintokohteena.

(A)



(B)

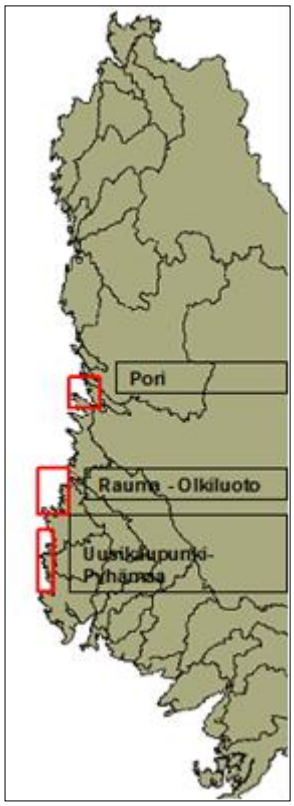


Kuva 1 (A). Kansainvälisen Merentutkimusneuvoston (ICES) käyttämät tilastointiruudut Itämeressä; Selkämeri = osa-alue 30 (B) Rannikkovesien kalakantojen seurantaohjelman tutkimuspisteet eri puolilla Itämerta (HELCOM 2006).

Itämeren kiintiöidyistä kalalajeista tehdään vuosittain kanta-arvio ICESin eri osa-alueille (kuva 1A), mutta Selkämerelle vain silakasta ja lohesta. Arviot muiden kuin kiintiöityjen kalalajien tilasta merialueella koskevat vain ammattikalastukselle tärkeitä lajeja (siika, ahven, kuha, ym.) ja perustuvat pääasiassa ammattikalastajien saaliisiin. Saaliit kuvastavatkin jossakin määrin kalakantojen tilaa, mutta esimerkiksi taloudellisesti arvokkaiden lajien osalta näin ei välttämättä ole, koska pyyntiin vaikuttavat saaliin saatavuuden ohella myös taloudelliset tekijät. Ammattikalastajien saaliita seuraamalla ei myöskään saada tietoja taloudellisesti vähäarvoisista lajeista tai niistä lajeista, joilla ei ole kalakaupassa kysyntää. Koska alueellisesti kattavaa ja pitkäaikaista kalastoseurantaa ei Selkämerellä ole, ei tietoja eri kalalajien esiintymisestä ja kalaston rakenteen ajallisista muutoksista ole tältä alueelta juurikaan saatavilla. Ruotsin rannikolla on seurantaohjelmien kehittämisen

yhteydessä koekalastuksia tehty myös Selkämerellä (Söderberg et al. 2004), mutta Suomenpuoleisella rannikko-osuudella säännöllinen seuranta puuttuu.

Kalakantojen tilaa seurataan kuitenkin ympäristölupajärjestelmän kautta myös Selkämeren rannikolla. Kalataloudelliset tarkkailuvelvoitteet tuottavat käytännössä tietoja kalastosta niillä alueilla, joilla on ympäristölupaa edellyttävää kuormitusta tai muuta vesiluontoa muuttavaa toimintaa. Merikarvian ja Saaristomeren välisellä rannikko-osuudella kalataloudellisten tarkkailujen kautta saadaan tietoja pääasiassa kolmelta merialueelta: Porin, Rauman-Olkiluodon ja Uudenkaupungin merialueilta (kuva 2). Kalataloudellisten tarkkailuohjelmien sisällöstä, tehdyistä tutkimuksista ja selvityksistä vastaavat tarkkailuvelvoitteen haltijat, mutta ohjelmat ovat kalatalousviranomaisten hyväksymiä.



Kuva 2. Kalataloudellisten tarkkailuohjelmien kattamat alueet Selkämeren eteläosassa

Tämän työn tarkoituksena on selvittää, missä määrin kalataloudellinen velvoitetarkkailu on tuottanut tietoja Selkämeren kalalajistosta ja siinä tapahtuneista muutoksista. Työ keskittyy siten pääasiassa niille alueille, joilla tarkkailuun on sisältynyt myös biologista tutkimusta ja joilla seuranta on ollut suhteellisen pitkäaikaista. Aineisto hankittiin kalataloudellisen seurannan raporteista ja sen avulla selvitettiin, millaista tietoa velvoitetarkkailu on tuottanut (1) eri kalalajien esiintymisestä; (2) kalalajien kannoissa tapahtuneista muutoksista ja (3) kalojen lisääntymisalueista ja niillä tapahtuneista muutoksista.

Kalataloudellisen velvoitetarkkailun tulokset raportoidaan sovitun aikataulun mukaisesti kalatalousviranomaisille. Raportit ovat sinänsä julkisia, mutta niiden tulokset ovat useimmiten vain viranomaisten tiedossa. Työn yhtenä tarkoituksena oli lisäksi koota keskeiset raportit yhteen niiden sisältämän tiedon hyödyntämiseksi myös muissa yhteyksissä.

2. Selkämeren kalakantojen tila

2.1. Selkämeren tila

Suolapitoisuus, lämpötila ja happipitoisuus ovat tärkeimmät abioottiset tekijät, jotka Itämeressä vaikuttavat kalalajien maantieteelliseen levinneisyyteen ja esiintymiseen eri syvyysvyöhykkeissä. Myös muut ympäristötekijät kuten vesialueen syvyysolot, pohjan laatu ja kasvillisuus vaikuttavat lajikoostumukseen. Lajien yksilömääriä eli kannan vahvuutta säätelevät abioottisten tekijöitten lisäksi bioottiset tekijät kuten ravinnon määrä ja predaatio, jotka vaikuttavat kalojen kuolleisuuteen erityisesti poikasvaiheessa. Koska kannan koko riippuu olennaisesti lisääntymisen onnistumisesta, lisääntymisalueiden sijainti ja laajuus sekä kutu- ja poikasalueilla vallitsevat olosuhteet ovat keskeisiä tekijöitä lajien yksilömäärien säätelyssä.

Toisin kuin valtamerissä, Itämeressä suolapitoisuus ei ole stabiili, vaan se vaihtelee epäsäännöllisin väliajoin lähinnä Pohjois-Atlantilla vallitsevista säätekijöistä johtuen (esim. Hänninen et al. 2000). Selkämeren suolapitoisuus vaihtelee pintavesissä 5 ja 6 ‰:n välillä ja syvänteissä välillä 6-7 ‰ ajankohdasta riippuen. Korkeimmillaan Selkämeren suolapitoisuus oli 1970- ja 1980 – lukujen taitteessa, jolloin suolapitoisuudet olivat noin 1 ‰ nykyistä korkeampia talvella 1976/77 Itämereen virranneen poikkeuksellisen suuren merivesipulssin seurauksena. Tämän jälkeen suolapitoisuus on vähitellen alentunut (Fonselius & Valderrama 2003). Suolapitoisuuden vaihtelu ei sinänsä ole suurta, mutta saliniteettitoleranssinsa äärirajoilla eläville lajeille vähäinenkin muutos voi olla ratkaiseva. Veden suolapitoisuus asettaa vaatimuksia kalojen osmoregulaatiokyvylle, mutta ennen muuta se rajoittaa kalojen lisääntymistä. Koska useimmilla kalalajeilla mätimunien hedelmöityminen ja alkionkehitys tapahtuvat ulkoisesti, on veden suolapitoisuudella merkitystä esimerkiksi siittiösolujen aktivoitumisessa ja alkion kehittymisessä. Suolapitoisuus onkin lisääntymistä rajoittava tekijä Itämeressä sekä mereisillä että makean veden alkuperää olevilla lajeilla nimenomaan mädin hedelmöitymisen ja alkionkehityksen tasolla (esim. Nissling & Westin 1997; Nissling et al. 2002; 2006; Jörgensen et al. 2010).

Suolapitoisuuden muutoksen ohella Itämeressä on tapahtunut muitakin ympäristömuutoksia viimeisten vuosikymmenien aikana. Lämpötila Selkämeren keskisyvänteessä on pysynyt jokseenkin ennallaan 1900-luvun alkupuolelta saakka, mutta pohjalla veden happipitoisuus on alentunut (Fonselius & Valderrama 2003). Typen ja fosforin määrät Selkämeressä alkoivat kasvaa 1960-luvulla, mutta kääntyivät laskuun 1980- ja 1990 -lukujen taitteessa ja samansuuntainen kehitys on havaittu perustuotannon määrää indikoivan klorofylli-α:n pitoisuudessa (Fleming-Lehtinen et al. 2008). Selkämeren yleinen tila on yleisesti ottaen hyvä eikä esimerkiksi rikkivetyä esiinny pohjan läheisissä vesikerroksissa, toisin kuin Itämeren pääaltaalla.

Ravinnepäästöjen aiheuttama rehevöityminen on ongelmana Itämeren rannikkoalueilla, joilla se vaikuttaa kalakantojen tilaan ja kalaston rakenteeseen. Muutoksia aiheuttavat yleensä eri syistä tapahtuva veden samentuminen, kasviplanktonin biomassan kasvu ja vedenalaisen pohjakasvillisuuden muutokset (Sandström & Karås 2002). Veden samentumisen lisääntyessä kalanpoikasyhteisöjen lajisto muuttuu. Särki, kuha, kiiski ja kuore hyötyvät veden samenemisesta, kun taas ahven puolestaan taantuu, jolloin ahvenvaltaiset kalayhteisöt muuttuvat vähitellen särkikalavaltaisiksi (Sandström & Karås 2002). Kalaston rakenteen muutokset, etenkin petokalojen väheneminen, voivat edelleen lisätä rehevöitymiskehitystä ns. top-down -efektin kautta (Eriksson et al. 2009).

Selkämeren eteläosassa rehevöitymistä aiheuttavat paikalliset päästöt, mutta näiden lisäksi myös etelästä tulevat virtaukset tuovat mukanaan typpeä ja fosforia, jotka ovat peräisin Saaristomereltä, Suomenlahdelta ja Itämeren pääaltaalta (Helminen & Kirkkala 2005). Uudenkaupungin merialueella veden sameus on alkanut lisääntyä etenkin loppukesällä sisä- ja välisaaristossa 1990-luvun puolivälistä lähtien. Meriveden fosforipitoisuus on kaupungin lähivesissä huomattavasti pienentynyt 1970- ja 1980-luvun tilanteeseen verrattuna, mutta 1990-luvun puolivälistä lähtien pitoisuus on pysynyt jokseenkin ennallaan (Kirkkala & Turkki 2005). Pohjaeläintutkimusten perusteella

Uudenkaupungin lähivedet on luokiteltu likaantuneiksi tai puolilikaantuneiksi, mutta tilanne on sikäli parantunut, että täysin kuolleita pohjia ei merialueella enää esiinny. Toisaalta puolilikaantuneen pohjan ala on laajentunut välisaaristossa (Kirkkala & Turkki 2005). Myös Rauman edustalla veden sameus on alkanut lisääntyä 1990-luvun puolivälistä lähtien, mutta yleisesti vedet ovat kirkkaita (Kirkkala & Turkki 2005). Vuonna 2002 tehdyn pohjaeläintutkimuksen mukaan pahoin likaantuneita pohjia esiintyi Rauman edustalla ainoastaan jätevesien purkualueella, mutta toisaalta täysin terveet pohja-alueet olivat hävinneet ja suurin osa merialueesta luokiteltiin puolilikaantuneeksi tai puoliterveeksi (Kirkkala & Turkki 2005).

Olkiluodon alue oli pääosin luonnontilainen ydinvoimalaitoksen käynnistämiseen saakka 1970-luvun loppupuolella. Laitoksen jäähdytysvesien aiheuttama lämpötilan nousu on lisännyt kasviplanktonin kasvukautta ja tuotantoa merialueella, joskin vaikutus on havaittavissa suhteellisen pienellä alueella (Kirkkala & Turkki 2005). Jäähdytysvesien lämpövaikutus meressä näkyy parhaiten talvella jään paksuudessa ja sulan veden alueen koossa (Taivainen 2005). Sula-alueen koko vaihtelee talven olosuhteista riippuen 3-20 km2:n välillä ja jään paksuuteen jäähdytysvesillä on vaikutusta etelässä Nurmeksen länsi- ja lounaispuolella ja avomerellä useiden kilometrien päässä (Taivainen 2005). Rehevöityminen Olkiluodon merialueella on lisääntynyt, sillä loppukesän fosforipitoisuudet nousivat 1980- ja 1990-luvulla ja veden sameus alkoi lisääntyä 1990-luvun puolivälissä (Kirkkala & Turkki 2005).

Porin merialueen tilaan vaikuttaa eniten Kokemäenjoki, joka tuo Pihlavanlahteen makeaa vettä, ravinteita ja sedimenttejä laajalta valuma-alueeltaan. Kokemäenjoen vaikutuksesta Pihlavanlahti on jokseenkin makeavetinen ja jokivesien vaikutus on havaittavissa sekä pohjoisessa Ahlaisten saaristossa että etelässä Reposaaren edustalla saakka (Oravainen 2005). Pihlavanlahden vesi on sameaa ja näkösyvyys yleensä alle 1 m (Oravainen 2005). Meriveden fosforipitoisuus on alentunut Pihlavanlahdella ja Ahlaisten saaristossa 1970-luvun alkupuolelta lähtien, mutta toisaalta typpipitoisuus on kasvanut (Oravainen 2005). Pohjien tilaa on seurattu Porin läntisellä merialueella 1970-luvulta lähtien. Pohjaeläimistön perusteella Mäntyluodon, Reposaaren ja Tahkoluodon lähivedet on luokiteltu likaantuneiksi tai puolilikaantuneiksi noin 6-7 km:n etäisyydellä rannasta, mutta tilanne on parantunut verrattuna 1980-lukuun, jolloin samalla alueella tavattiin pahoin likaantuneita pohjia. Ulompana lännessä pohjat ovat puoliterveitä tai terveitä (Oravainen 2005).

2.2. Kalat Selkämeren ekosysteemissä

Lehtosen (2005) mukaan Suomen 68 vakituisesta kalalajista noin 50 esiintyy Selkämeressä. Näistä 22 lajia on peräisin makeista vesistä ja yhtä monella on mereinen alkuperä. Selkämeren kalastossa tavataan jokseenkin kaikki pohjoisella Itämerellä esiintyvät kalalajit, mutta kaikki eivät lisäänny Selkämerellä. Lisääntymistä rajoittaa yleensä suolapitoisuus, mutta myös lämpötilalla on vaikutusta joidenkin lajien lisääntymiseen. Esimerkiksi silakan lisääntyminen onnistuu 2-18 °C:n lämpötiloissa rannikollamme (Rajasilta 1992), mutta siialla mädin hedelmöityminen ja alkioiden normaali kehitys edellyttävät alle 7 °C:n lämpötilaa (Cingi et al. 2010).

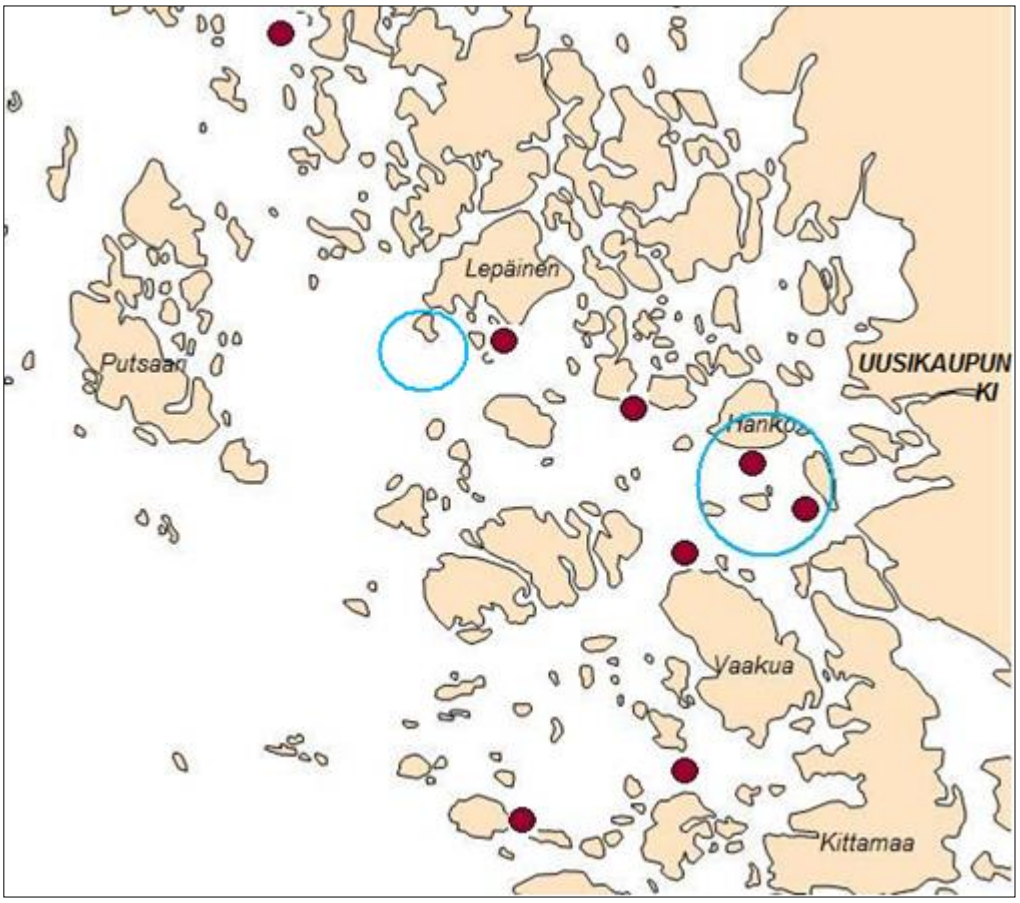
Pohjoisen Itämeren avomerialueilla tavattavia yleisiä kalalajeja ovat silakka, kilohaili, kolmipiikki, turska, simput ja kampelat. Näistä silakka, kilohaili ja kolmipiikki ovat pelagisia lajeja, jotka viettävät suuren osan elämästään meren ulapalla käyttäen ravintonaan pääasiassa eläinplanktonia. Simput (härkäsimppu ja isosimppu) ja kampelat (piikkikampela ja kampela) taas kuuluvat pohjan ekosysteemiin. Rannikon läheisyydessä kalasto käsittää pääasiassa makean veden lajeja (särkikalat, ahven ym.), joita ei tavata Pohjois-Itämeren ja Selkämeren avomerialueilla. Oman erityisen elinympäristönsä muodostaa rantavyöhyke, joka ulottuu vesirajasta muutaman metrin syvyyteen. Rantavyöhykkeessä esiintyy useita pienikokoisia kalalajeja, joista osa elää koko elämänsä rannan läheisyydessä (esim. tokot, silo- ja särmäneula). Rantavyöhyke on myös useimpien kalalajien lisääntymisalue, jossa esiintyy eri-ikäisiä kalanpoikasia ja nuoruusvaiheita.

2.3. Uudenkaupungin merialue

Tiettävästi ensimmäiset verkkokoekalastukset Uudenkaupungin merialueella tehtiin v. 1970 ja samassa yhteydessä kerättiin myös kalastajien saalistietoja 1960-luvun lopulta (taulukko 1; Ekström 1971; kuva 3). Vuonna 1981 tehtiin laaja kalastusta koskeva haastattelututkimus (Gustafsson & Gustafsson 1982), verkkokoekalastuksia useassa paikassa Uudenkaupungin edustalla ja Kustavissa (Hernejärvi & Hangelin 1982) sekä nuottauksia rantavyöhykkeen kalaston ja kalanpoikasten elinalueiden selvittämiseksi (Kainulainen-Immonen 1982). Selvitykset liittyivät Rikkihappo Oy Uudenkaupungin tehtaiden, sittemmin Kemira Oy:n jätevesilupahakemukseen.

Taulukko 1. Koekalastusten ajankohta ja verkkojen silmäkoko vuosina 1970 ja 1981.

Ajankohta	Pyynti-aika(t)	Verkkojen silmäkoko (mm)	Tutkimus-pisteet	Tekijät
1) 18.−19.8.1970 2) 22.−23.9.1970	14 14	12, 15, 17, 20, 25, 35,38, 40, 42,43,45, 50, 60, 70, 75	Ks. kuva 3	Ekström (1971)
1) 15.5.−11.6.1981 2) 19.8.−10.9.1981	10−16 10−16	12, 15, 20, 25, 35, 45, 60, 75 (VeKaRy-verkkosarja)	Ks. kuva 3	Hernejärvi & Hangelin (1982)



Kuva 3. Koekalastusten tutkimuspisteet v. 1970 (sinisellä ympyröity alue) ja 1981 (pun. pallot).

Kalaston rakennetta ja siinä tapahtuvia muutoksia on sittemmin seurattu jätevesilupiin tai ruoppausta ym. vesirakentamista koskeviin lupiin liittyvinä tarkkailuvelvoitteina. Koekalastuksia verkkosarjoilla ei ole sisältynyt tarkkailuohjelmiin, vaan kalaston muutoksia on seurattu ammatti- ja virkistyskalastajien saaliiden ja saaliskirjanpidon avulla. Uudenkaupungin edustalla on Rikin

Kalaseura r.y. kalastanut säännöllisesti Hanko-saaren ympäristössä (kuva 3) jokseenkin samoin menetelmin vuodesta 1978 alkaen. Kalastusseuran saaliskirjanpito antaa siten tietoja kalaston rakenteesta ja lajikohtaisista muutoksista merialueen rehevöityneessä sisäosassa viimeisten 30 vuoden aikana. Saalistiedot on esitetty vuosittain seurantaraporteissa (Niinimäki & Nurmi 1998; Niinimäki 1999, 2001, 2002; Niinimäki & Hindsberg 2004; Niinimäki et al. 2005, Haikonen 2008).

Silakan lisääntymistä ja kutupaikkojen tilaa on Uudenkaupungin edustalla seurattu sekä jätevesilupiin että ruoppaus- ja läjityslupiin liittyvissä velvoitetutkimuksissa. Silakka on Selkämeren alueella esiintyvistä kalalajeista taloudellisesti ja ekologisesti merkittävin ja lajin lisääntymisalueet sijaitsevat pääasiassa sisäsaaristossa, jossa myös ihmistoiminnan vaikutukset ovat selvimmin nähtävissä. Silakan lisääntymisen onnistumista on suhteellisen helppo havainnoida, koska mäti esiintyy rantavyöhykkeessä vesikasveihin kiinnittyneenä. Havaintojen keruu edellyttää kuitenkin sukeltamista paineilmalaittein, koska mädin esiintymissyvyys on yleensä vesirajasta alaspäin 6−7 metrin syvyyteen saakka. Silakan kutupaikkoja kartoitettiin vuosina 1990 ja 1991 (Hänninen & Kurkilahti 1991) ja tämän jälkeen mädin esiintymistä, mätimunien kehitystä ja kuolleisuutta on seurattu tunnetuilla kutupaikoilla vuosina 1996 (Sydänoja & Hänninen 1996), 2001 (Niinimäki et al. 2002) ja 2005 (Niinimäki et al. 2005).

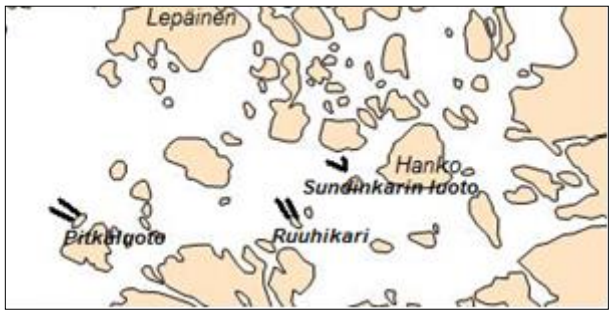
Kalanpoikasten esiintymistä rantavyöhykkeessä selvitettiin nuottauksin vuonna 1991 ja 1996 (Kurkilahti & Hänninen 1992; Sydänoja & Hänninen 1996) ja avovesialueella Gulf-V -noutimella vuonna 2001 (Niinimäki et al. 2002). Härmä et al. (2008) selvittivät kalanpoikasten esiintymistä Uudenkaupungin saariston pohjoisosassa käyttäen kauha-valkolevymenetelmää, heittohaavia sekä poikasnuottaa. Näytteitä kerättiin kolmelta paikalta vuosien 2003−2007 aikana vesistökunnostuksiin liittyen.

Rantavyöhyke on useiden kalalajien poikashabitaatti, jossa etenkin vesikasvillisuuden laatu ja määrä vaikuttavat poikasten esiintymiseen tietyllä paikalla. Veden laadun muutokset johtavat yleensä väistämättä kasvillisuuden muutoksiin, mikä edelleen vaikuttaa kalakantoihin poikasille soveltuvien habitaattien pinta-alan muuttuessa. Uudenkaupungin edustan merialueella on tästä syystä seurattu myös vesikasvillisuuden muutoksia kalataloudellisten tarkkailuohjelmien yhteydessä.

Vuosina 1990 ja 1991 perustettiin vesikasvillisuuden havaintopaikat Ruuhikariin (2 ns. levälinjaa) ja Sundinkarin pohjoispuolelle (2 linjaa). Havainnot kerättiin sukeltamalla kesäkuun loppupuolella. Tutkimus toistettiin samaan aikaan kesällä 2000 ja 2001, jolloin seurantaan lisättiin kaksi uutta tutkimuslinjaa ulommas saaristoon (Pitkäkari). V. 2000 levälinjat tutkittiin myös myöhemmin kesällä (elokuussa) ja tämän jälkeen tutkimus tehtiin ainoastaan elokuussa (v. 2002, 2004 ja 2005). Vuonna 2004 havaintoverkostoon lisättiin jälleen kaksi uutta tutkimuslinjaa, tällä kertaa Pyhämaan saaristosta (Lupinkari SW ja Sauko N). Vesikasvillisuutta koskevia havaintoja on siten saatavilla 15 vuoden ajalta, mutta koska tutkimusta ei kaikkina vuosina ole tehty samaan aikaan kesästä, eivät tulokset ole keskenään vertailukelpoisia koko aikasarjan osalta. Rantavyöhykkeen kasvillisuus muuttuu jonkin verran kesän aikana johtuen mm. eroavuuksista eri lajien elinkierroissa. Monivuotiset lajit kuten rakkolevä (Fucus) ja tietyt punalevät (Furcellaria, Phyllophora) esiintyvät kasvupaikallaan vuodenajasta riippumatta, mutta esimerkiksi rihmalevien (Cladophora, Pilayella, Ectocarpus ym.) määrä muuttuu kesän aikana lajien kasvudynamiikasta riippuen. Kesäkuussa ja elokuussa tehdyt tutkimukset voivat siten antaa erilaisen kuvan samankin paikan vesikasvillisuudesta, ilman että varsinaista muutosta on tapahtunut.

Taulukko 2. Uudenkaupungin - Pyhämaan merialueella tehtyjen vesikasvillisuustutkimusten ('levälinjat') tutkimusajankohta vuosina 1990−2005. RK= Ruuhikari; SK= Sundinkari; PK= Pitkäkari; LK= Lupinkari. Tutkimuspisteiden sijainti on esitetty kuvassa 4.

Vuosi	RK1	RK2	SK1	SK2	PK1	PK2	Sauko N	LK SW
1990	26.6.	29.6.	26.6.	28.6.				
1991	25.6.	25.6.	26.6.	26.6.				
2000	27.6. 23.8.	28.6. 23.8.	27.6. 23.8.	28.6. 23.8.	28.6. 22.8.	28.6. 22.8.		
2001	26.6.	26.6.	26.6.	26.6.	25.6.	25.6.		
2002	19.8.	19.8	21.8.	21.8.	20.8.	20.8.		
2004	14.8.	14.8.	13.8.	13.8.	14.8.	14.8.	13.8.	13.8.
2005	18.8.	18.8.	19.8.	19.8.	18.8.	18.8.	19.8.	20.8.



Kuva 4. Vesikasvillisuuden seurantalinjat Uudenkaupungin edustalla (yläkuva) ja Pyhämaalla (alakuva); ks. taulukko 2.

2.3.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset

Käytettävissä olevien lähteiden (koekalastukset, ammattikalastajien saalistilastot ym.) mukaan Uudenkaupungin edustan merialueella tavataan säännöllisesti 20−30 kalalajia (Taulukko 3). Lajimäärä lienee todellisuudessa korkeampi, sillä lajimäärän kartoituksissa tulokseen vaikuttavat olennaisesti sekä tutkimusmenetelmä että tutkimuksen intensiteetti. Koska eri lajit esiintyvät erilaisissa ympäristöissä ja samakin laji voi vaihtaa elinympäristöään vuodenajan ja vuorokauden mukaan, tulisi tutkimuksen kattaa kaikki mahdolliset habitaatit eri vuoden- ja vuorokaudenaikoina. Tämä ei yleensä ole käytännössä mahdollista suuren työmäärän ja kustannusten vuoksi.

Ammattimaisessa pyynnissä samoin kuin virkistys- ja kotitarvekalastuksessakin tavoitteena on saada saaliiksi taloudellisesti hyödynnettäviä kalalajeja ja välttää mahdollisuuksien mukaan sellaisia lajeja, joita ei ihmisravinnoksi käytetä. Tähän pyritään valitsemalla pyydykset ja pyyntipaikat siten, että ei-

haluttujen lajien osuus saadaan vähenemään. Kalaston rakenteesta saadaan paremmin todellisuutta vastaava kuva ainoastaan koekalastuksilla, joissa käytettävien verkkojen silmäkoko vaihtelee tiheästä harvaan ja kalastettavat paikat edustavat mahdollisimman hyvin tutkittavan alueen habitaatteja. Verkkokoekalastuksin saadaan näin hyvä yleiskäsitys avovesialueen kaloista, mutta rantavyöhykkeessä elävistä, yleensä taloudellisesti merkityksettömistä lajeista havaintoja ei tällä menetelmällä saada. Rantavyöhykkeen kalastosta, johon kuuluu myös monien taloudellisesti tärkeiden kalalajien poikasvaiheita, kerätään havaintoja rantanuotalla.

Uudenkaupungin merialueella on laaja verkkokoekalastus rantanuottauksineen tehty ainoastaan vuonna 1981. Tutkimuksen kattavuus ilmenee saadusta lajiluvusta, sillä alueella tavattiin tuolloin yhteensä 29 eri kalalajia (taulukko 3). V. 1970 koekalastukset tehtiin suppealla alueella ja vuoden 1981 jälkeen ei koekalastuksia ole tehty lainkaan, vaan kalakantojen tilaa on seurattu muilla menetelmillä. Koekalastukset otettiin uudelleen käyttöön v. 2008 uudistetussa ohjelmassa.

Havaintojakson alkupuolelta (1981) 2000-luvun puoliväliin (2003−2007) on alueelta säännöllisesti tavattu 18 kalalajia (ahven, hauki, kampela, kiiski, kuha, kuore, lahna, lohi, made, meritaimen, pasuri, siika, silakka, särki, säyne, kolmipiikki, kymmenpiikki ja siloneula), muiden lajien esiintyessä enemmän tai vähemmän satunnaisesti kalansaaliissa. Lajiluvun pieneneminen vuoden 1981 jälkeen (taulukko 3) johtuu ensisijaisesti pyyntimenetelmistä. Esimerkiksi rantanuottauksissa saadaan yleensä vähintään 4-5 sellaista kalalajia, jotka eivät jää verkkopyydyksiin (kolmipiikki, kymmenpiikki, hietatokko, mutu, kivisimppu ym.). Koska rantanuottauksia ei ole tehty 2000-luvulla lainkaan ja v. 1996 tehty tutkimuskaan ei ollut ajoituksensa (toukokuu) ja pyyntitehonsa (pintanuotta, 1 veto/paikka) suhteen paras mahdollinen, ei lajistosta ole saatu luotettavia tietoja.

Taulukko 3. Uudenkaupungin edustan merialueella tavatut kalalajit vuosina 1981, 1996−97 ja 2003−07. Tiedot kerätty ammatti- ja virkistyskalastajien saalistilastoista, koekalastuksista ja muista tutkimuksista.

Laji	1981	1996−97	2003−07
Ahven	x	x	x
Ankerias	-	x	x
Hauki	x	x	x
Kampela	x	x	x
Kiiski	x	x	x
Kilohaili	-	x	-
Kivinilkka	x	-	-
Kirjolohi	-	x	x
Kuha	x	x	x
Kuore	x	x	x
Lahna	x	x	x
Lohi	x	x	x
Made	x	x	x
Meritaimen	x	x	x
Pasuri	x	x	x
Siika	x	x	x
Silakka	x	x	x
Sorva	x	-	x
Sulkava	-	x	-
Särki	x	x	x
Säyne	x	x	x
Turska	x	x	-
Vimpa	-	x	-
Seipi	x	-	-
Salakka	x	-	x
Piikkikampela	x	-	x
Kivisimppu	x	-	-
Kolmipiikki	x	x	x
Kymmenpiikki	x	x	x
Mutu	x	-	-
Hietatokko	x	x	-
Siloneula	x	x	x
Mustatokko	x	-	-
Pikkutuulenkala	x	x	-
Lajeja yhteensä	**29**	**26**	**23**

2.3.2. Kalalajien runsausmuutokset

Vuonna 1970 tehdyissä koekalastuksissa särki on ollut Uudenkaupungin edustalla selvästi runsaslukuisin laji (62.2 % kokonaissaaliista; taulukko 4). Merkittävin ero vuoteen 1981 verrattuna on särjen osuuden pieneneminen ja kiisken osuuden kasvu (taulukko 4). Ahvenen osuus saaliista oli sen sijaan yhtä suuri vuosina 1970 ja 1981 (n. 25 %).

Rikin Kalaseura ry:n tekemien koekalastusten mukaan ahven on nykyään Hankosaaren lähivesissä kalaston valtalaji (osuus 42 % saaliin kokonaispainosta v. 2007; taulukko 4). Ahven näyttää jonkin verran runsastuneen 1980-luvun saaliisiin verrattuna ja samoin selvästikin kuha, jonka osuus Rikin Kalaseuran tekemissä koekalastuksissa on kasvanut (25.5 % saaliin kokonaispainosta v. 2007). Koska eri vuosina käytetyt tutkimusmenetelmät eivät ole keskenään täysin vertailukelpoiset, ei eri lajien runsaudesta ole mahdollista saada luotettavaa tietoa näistä aineistoista. Etenkin

koekalastuksissa käytettyjen verkkojen silmäkoko vaikuttaa merkittävästi tuloksiin. Esimerkiksi vuoden 1981 koekalastuksissa, joissa käytettiin Vekary:n tutkimusverkkoja (silmäkoot 12–75 mm), oli kiiski hyvin yleinen (21 % saaliin kokonaispainosta; taulukko 4), mutta Rikin Kalaseuran koekalastuksissa samana vuonna lajia saatiin saaliiksi tuskin lainkaan (0.2 % saaliin kokonaispainosta). Tämä johtuu selvästikin siitä, että Rikin Kalaseuran koeverkoissa pienet silmäkoot (12−30 mm) puuttuvat. Vuoden 1981 koekalastuksissa, joissa käytettiin Vekary:n tutkimusverkkoja, kiiskiä saatiin saaliiksi lähes yksinomaan 12−25 mm:n suuruisilla verkoilla. Verkoissa, joiden silmäkoko oli 35 ja 45 mm, kiisken määrä oli vähäinen (taulukko 4). Vertailuissa on siten olennaista, että eri vuosien tiedot on saatu samalla menetelmällä. Näiltä osin Rikin Kalaseura ry:n saalisseurannan tulokset ovat vuositasolla vertailukelpoisia keskenään, mutta koska pienet silmäkoot koeverkoista puuttuvat, eivät tulokset anna täyttä kuvaa lajistosta ja lajien keskinäisistä runsaussuhteista.

Rikin Kalaseuran koekalastuksissa ahvenen yksikkösaaliit (g/verkko/koenta) olivat korkeimmillaan vuosina 1989−91, mutta saaliit näyttävät yleisestikin kasvaneen, huolimatta vuosien välisestä vaihtelusta (kuva 5). Samoin kuhan yksikkösaalis on selvästi kasvanut (kuva 5). Kuhakannan voimistuminen näyttäisi ajoittuvan 1990-luvun alkuun, jonka jälkeen heikkoja kuhavuosia on ollut ainoastaan 1990-luvun puolivälissä (kuva 5). Hauen ja säyneen yksikkösaaliit vaihtelevat vuosittain saalistilastossa, mutta erityistä muutossuuntaa ei saalismäärissä ole (kuva 5). Myös madesaaliissa on voimakasta vuosien välistä vaihtelua, mutta made näyttäisi taantuneen sisäsaaristossa 2000-luvun alusta alkaen (kuva 5).

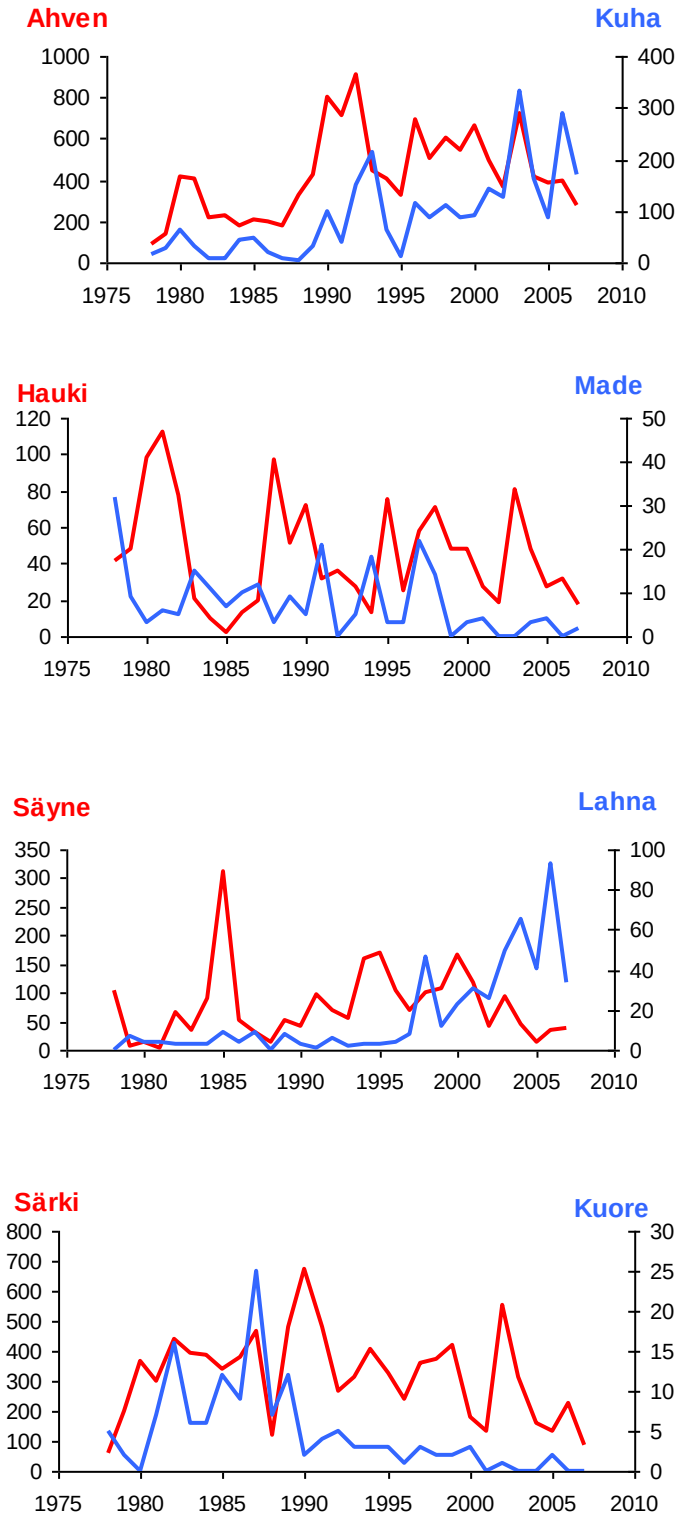
Lahnaa on 1980-luvun alusta saakka ollut niukasti saaliissa, mutta lahnasaaliin määrä alkoi kasvaa 2000-luvun alussa (kuva 5). Vähenemistä puolestaan on havaittavissa kuoreen yksikkösaaliissa (kuva 5). Särjen yksikkösaaliit ovat jokseenkin samalla tasolla aikasarjan alussa (v. 1978) ja lopussa (v. 2007), mutta silmämääräisesti arvioiden särjen yksikkösaaliit ovat pienentyneet noin vuodesta 1990 alkaen, jolloin särkisaalis oli suurimmillaan (kuva 5).

Taulukko 4. Kalalajisto ja lajien %-osuus kalansaaliin kokonaispainosta (g) Uudenkaupungin saariston sisäosassa vuonna 1970, 1981 ja 2007 eri koekalastuksissa. VKR= Koekalastus VeKaRy:n verkkosarjalla; suluissa erikseen 35 ja 45 mm:n verkoilla saadun saaliin %-jakauma RK=Rikin Kalaseura ry:n koekalastukset *)

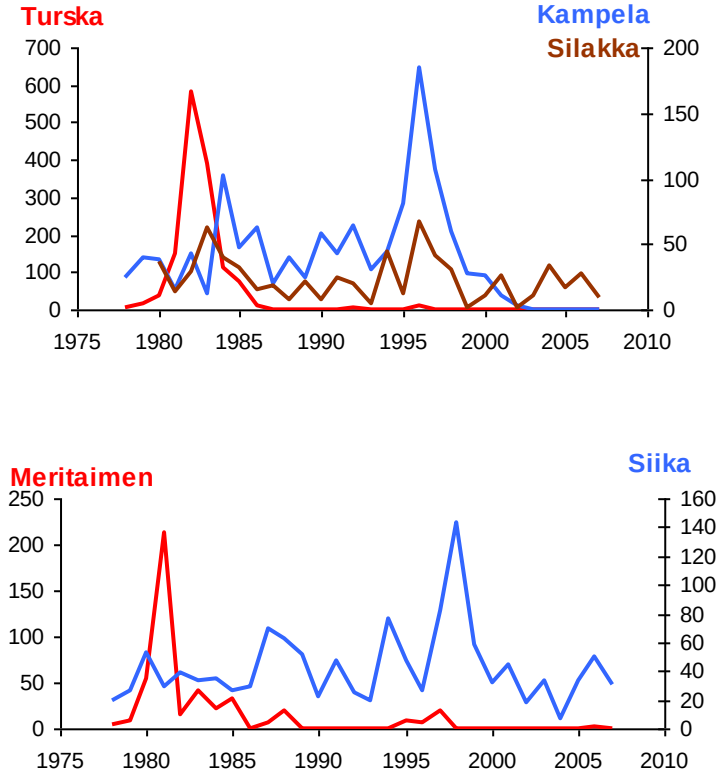
Laji	**% saaliista 1970**	**% saaliista 1981 VKR**	**% saaliista 1981** (RK)	**% saaliista 2007 (RK)**
Ahven	25.4	25.3 (38.2)	30.8	41.8
Kiiski	0.8	20.6 (1.3)	0.2	0.4
Kuha	7.2	0.5	2.5	25.5
Särki	62.2	48.0 (54.1)	23.2	13.1
Pasuri	-	1.5 (1.9)	-	-
Sorva	-	0.05	-	-
Seipi	-	0.1	-	-
Silakka	-	0.3	1.0	1.3
Kuore	-	0.4	0.5	-
Säyne	0.7	0.3	0.3	5.5
Made	-	0.7	0.5	0.3
Salakka	1.4	0.1	-	-
Hauki	-	2 (4.4)	8.6	2.5
Kivinilkka	-	0.02		
Lahna	2.3	-		
Siika	-	-		
Taimen	-	-		
Turska	-	-		
	100.0	100.0		

*) Vuoden 1970 elokuussa koekalastuksissa käytettiin erisuuruisia verkkoja (silmäkoot 12−75 mm); v. 1981 käytettiin ns. Vekary-verkkosarjaa Nuhjan, Hangon ja Vähä-Heinäsen saarten läheisyydessä keväällä ja syksyllä (yhteensä 7 koekalastuskertaa); vuoden 1981 ja 2007 tulokset Rikin Kalaseura ry:n verkkokalastuksista Hanko-saaren lähistöllä kesällä ja syksyllä (2 verkkosarjaa, jossa 38, 40, 42 ja 45 mm:n verkot; kalastuskertoja 4/vuosi)

Turskaa esiintyi Uudenkaupungin edustalla vuosina 1980−85, mutta laji hävisi käytännöllisesti katsoen kokonaan alueen kalastosta vuoteen 1987 mennessä (kuva 6). Toinen selvästi taantunut laji näyttäisi olevan kampela, jonka saaliit alkoivat laskea noin vv. 1995−96 (kuva 6). Kampelaa esiintyi alueella jokseenkin tasaisesti 2000-luvun alkuun asti, mutta vuoden 2002 jälkeen lajia ei enää Rikin Kalaseura ry:n koekalastuksissa saatu. Siian ja silakan yksikkösaaliissa ei erityistä muutossuuntaa ole havaittavissa, mutta vuosina 1983 ja 1996 siikasaalis oli keskimääräistä suurempi (kuva 6). V. 1996 saatiin poikkeuksellisesti Uudenkaupungin edustalta myös turskaa. Koska alueella on tuolloin ollut tavanomaista enemmän silakkaa, on mahdollista, että kalat ovat uineet avomereltä sisäsaaristoon silakoita saalistaessaan.



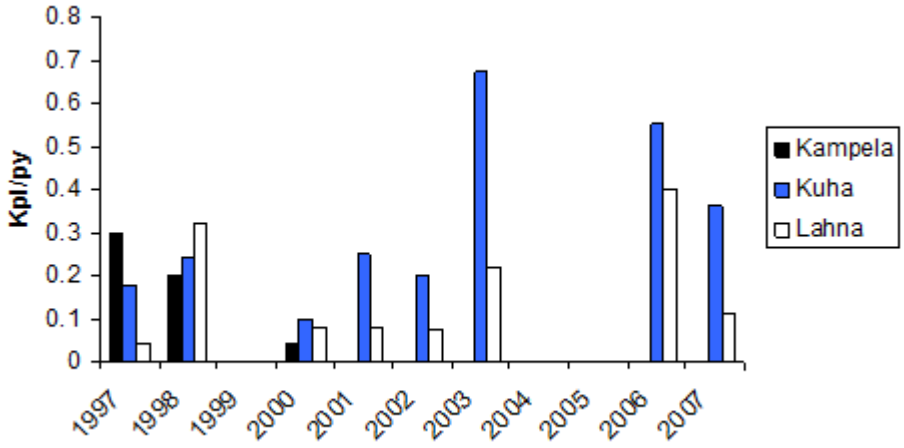
Kuva 5. Eri kalalajien yksikkösaaliit (g/verkko/koenta) Uudenkaupungin edustan merialueella vv. 1978–2007 Rikin Kalaseura ry:n koekalastusten mukaan. Lähde: Haikonen (2008)



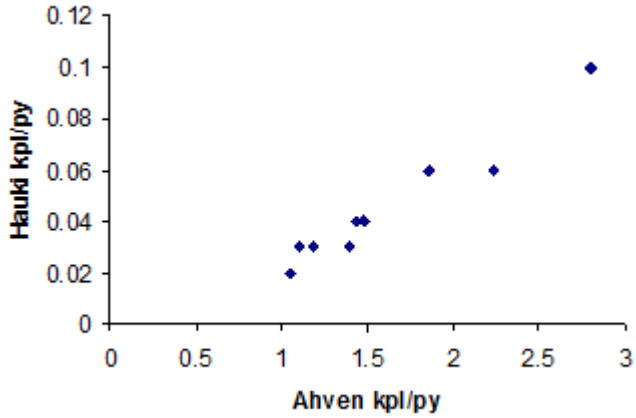
Kuva 6. Turskan, kampelan, silakan, siian ja meritaimenen yksikkösaaliit (g/verkko/koenta) Uudenkaupungin edustalla vv. 1978−2007 Rikin Kalaseura ry:n koekalastuksissa. Lähde: Haikonen (2008).

Koska tietyn kalalajin osuus saaliin kokonaispainosta ei välttämättä ilmennä ko. kalalajin yksilömääriä, tarkasteltiin Rikin Kalaseuran koekalastustietoja myös yksilömäärien perusteella niinä vuosina, jolloin saaliiksi saatujen kalojen lukumäärä oli esitetty seurantaraporteissa. Esimerkiksi kampelan, kuhan ja lahnan yksilömäärien (kpl/pyydysyksikkö) kehitys on samansuuntaista kuin painoyksiköittäinkin tarkasteltuna (kuva 7). Kampelan yksilömäärät kalansaaliissa vähenivät vuoteen 2000 tultaessa, minkä jälkeen kampeloita ei enää saatu Hankosaaren lähivesistä. Kuhan ja lahnan yksilömäärät puolestaan ovat kasvaneet (kuva 7).

Ahvenen ja hauen yksilömäärät ovat mielenkiintoisella tavalla yhteydessä toisiinsa: niinä vuosina, jolloin ahvenen yksilömäärät Hankosaaren lähivesissä olivat suuria, oli myös haukien yksilömäärä suuri samalla alueella ja päinvastoin (kuva 8). Yhteys saattaa olla näennäinen, mutta se on perusteltavissa myös biologisilla tekijöillä. Ahven on hauen tärkeimpiä saalislajeja ja runsas ahvenkanta saattaa esimerkiksi houkutella haukia alueelle muualta. Mahdollista on myös, että olosuhteet vesialueella ovat molemmille lajeille suotuisat tiettyinä vuosina, niin että kalat hakeutuvat samanaikaisesti samalle alueelle. Koska Hankosaaren ympäristö on jätevesien purkualuetta, voivat jätevesien sisältämät aineet tai jäteveden aiheuttama hapen vähäisyys vedessä rajoittaa kalojen esiintymistä tiettyinä vuosina. Muiden lajien välillä vastaavaa yhteyttä yksilömäärien välillä ei havaittu.



Kuva 7. Kampelan, kuhan ja lahnan yksilömäärät (kpl/pyydysyksikkö) vuosina 1997−2007Rikin Kalaseuran koekalastuksissa Uudenkaupungin edustalla.



Kuva 8. Ahvenen ja hauen yksilömäärien (kpl/pyydysyksikkö) välinen yhteys vuosina 1997−2007 Rikin Kalaseuran koekelastuksissa.

Lajien yksikkösaaliiden (g/verkko/koenta) muutossuuntia vuosijaksolla 1978−2007 testattiin Spearmanin järjestyskorrelaatiotestillä, jonka tulokset on esitetty taulukossa 5. Turskan ja kampelan lisäksi kuoreen ja mateen määrät näyttäisivät merkittävästi vähentyneen, kun taas ahvenen, kuhan ja lahnan määrät ovat kasvaneet. Hauen, säyneen, silakan ja siian määrät ovat pysyneet jokseenkin ennallaan. Särjen yksikkösaalis on ennallaan vuosijaksolla 1978−2007, mutta merkittävästi pienentynyt aikajaksona 1990−2007 (rs= - 0.62; p<0.01; n=18).

Taulukko 5. Arvio eri kalalajien kannanvahvuudessa tapahtuneesta muutoksesta aikavälillä 1978−2007 Hanko-saaren lähivesissä. Arvio perustuu Rikin Kalastusseura ry:n koekalastuksiin; ks. teksti. Suluissa korrelaatiokerroin (rs) ja sen merkitsevyys: *)= p<0.05; **)= p<0.01; n=30 kaikissa tapauksissa.

Taantunut	Voimistunut	Ennallaan
Turska (-0.74 **)	Ahven (0.46 *)	Hauki (-0.13)
Kampela (-0.39 *)	Kuha (0.74 **)	Säyne (0.19)
Kuore (-0.65 **)	Lahna (0.70 **)	Siika (0.05)
Made (-0.54 **)		Silakka (-0.11)
Särki (-0.62**; 1990−2007)		Särki (-0.23;1978−2007)

2.3.3. Saariston keski- ja ulko-osat

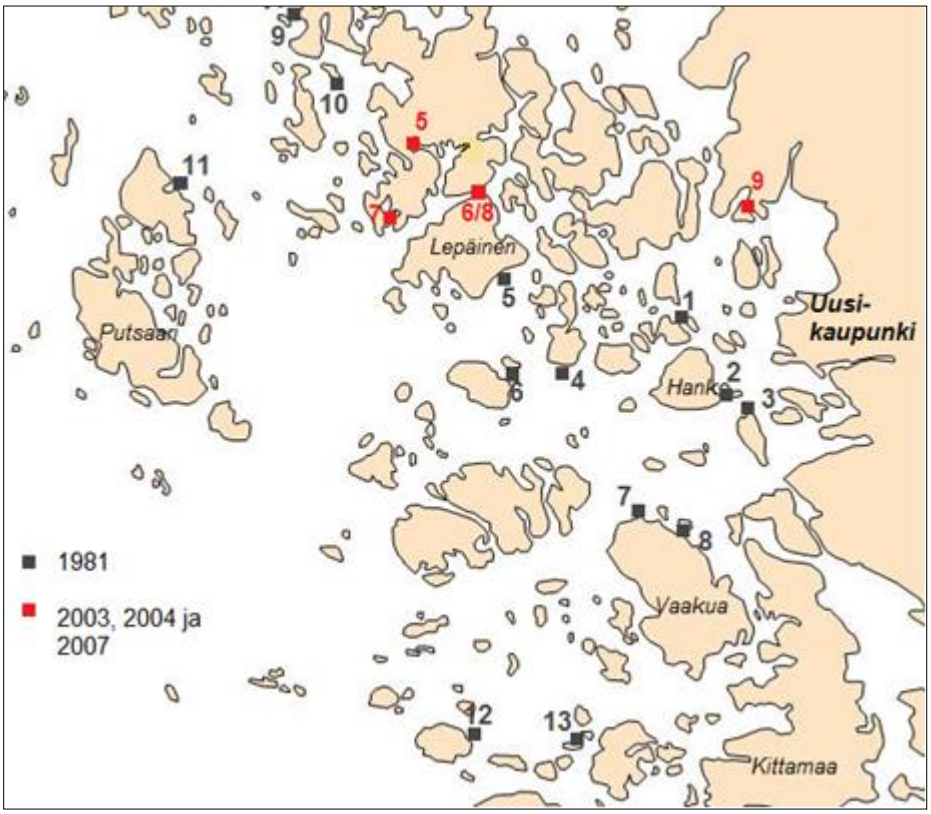
Kalaston rakenteesta ja lajien runsaussuhteista Uudenkaupungin saariston keski- ja ulko-osissa on tietoja saatavilla ainoastaan vuodelta 1981, jolloin tehtiin laaja verkkokoekalastus merialueen eri osissa (Hernejärvi & Hangelin 1982). Koska merialueen keski- ja ulko-osissa ei ole seurattu saalismääriä ja saaliiden kokoonpanoa vastaavalla tavalla kuin saariston sisäosassa, ei eri kalalajien runsausvaihtelusta ole tietoja saatavilla. Vuonna 1981 koekalastuksia tehtiin väli- ja ulkosaariston alueella alkukesällä (6.-9.6.) ja syyskesällä (23.8.−8.9.) useassa paikassa (kuva 3; Hernejärvi & Hangelin 1982). Kalaston rakenne oli jokseenkin samanlainen eri alueilla (taulukko 6). Merkittävin ero oli kiisken määrässä, sillä merialueen sisäosassa (alueella Hanko-Nuhja-Heinänen) kiisken osuus saaliista oli selvästi suurempi kuin ulompana saaristossa. Särki oli runsain laji koekalastuksissa kummallakin alueella (osuus > 45 % saaliin kokonaispainosta). Vuoden 1981 koekalastusten perusteella ainakin ahven ja särki näyttäisivät siten levittäytyneen jokseenkin yhtenäisesti koko saaristoalueelle, mutta esimerkiksi kiisken esiintyminen painottuu enemmän sisäsaaristoon.

Taulukko 6. Eri lajien osuus kalojen kokonaissaaliista (% g) vuoden 1981 koekalastuksissa Uudenkaupungin merialueen sisäosissa ja väli-ulkosaaristossa (Hernejärvi & Hangelin 1982). +) = lajin osuus <0.1 %

Laji	Väli- ja ulkosaaristo	Sisäsaaristo
Ahven	37.2	25.3
Kiiski	3.6	20.6
Särki	45.8	48.0
Pasuri	0.8	1.5
Säyne	1.7	0.3
Kolmipiikki	+	-
Silakka	2.4	0.3
Kampela	6.9	-
Seipi	+	0.1
Sorva	+	+
Kuore	+	0.4
Hauki	1.3	2.0
Kivisimppu	+	-
Piikkikampela	+	-
Kivinilkka	-	+

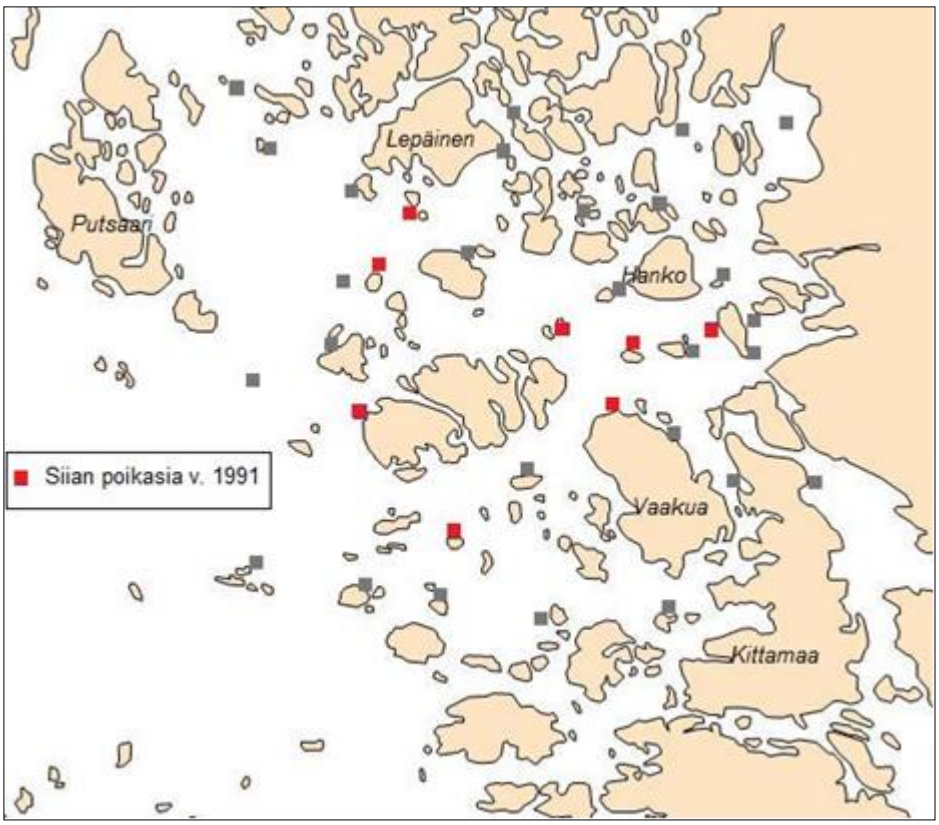
2.3.4. Rantavyöhykkeen kalasto

Uudenkaupungin edustalla on rantavyöhykkeessä elävien kalayhteisöjen koostumusta selvitetty rantanuottauksin vuosina 1981 (Kainulainen-Immonen 1981; kuva 9), 1991 (Kurkilahti & Hänninen 1992; kuva 9) ja 1996 (Sydänoja & Hänninen 1996). Vuosina 2003, 2004 ja 2007 tehtiin lisäksi kalanpoikastutkimus liittyen vesistökunnostuksiin, joiden tarkoituksena oli parantaa kalojen lisääntymismahdollisuuksia Uudenkaupungin saaristossa (Härmä et al. 2008). Vesistökunnostuksia koskeva tutkimus tehtiin saariston sisäosassa, jossa kalanäytteet kerättiin rantanuotalla ym. suljetuista merenlahdista (fladat) ja muilta suojaisilta vesialueilta. Koska aikaisemmissa tutkimuksissa tutkimuspisteet ovat sijoittuneet avoimemmalle merialueelle, ei tuloksia kuitenkaan voi verrata keskenään, koska suojaisten ja avointen rantatyyppien kalasto eroaa toisistaan joka tapauksessa sijainnista johtuen. Tästä syystä ajallista vertailua ei ole mahdollista tehdä koko siltä aikajaksolta, jolta aineistoja on olemassa.



Kuva 9. Rantavyöhykkeen kalastotutkimusten tutkimuspisteet v. 1981 (Kainulainen-Immonen 1981) ja vesistökunnostuksiin liittyvien kalanpoikastutkimusten tutkimuspisteet vv. 2003−2007 (Härmä et al. 2008) Uudenkaupungin edustalla.

Vuosien 1981 ja 1991 välillä ei kalaston rakenteessa näytä tapahtuneen merkittäviä muutoksia (taulukko 7). Kolmipiikki, kymmenpiikki ja hietatokko olivat rantanuotalla saadut yleisimmät kalalajit molempina vuosina. Myös mutu oli runsaslukuinen vuoden 1981 kalastuksissa (n. 16 % yksilöiden kokonaismäärästä), mutta v. 1991 laji puuttui saaliista lähes kokonaan. Sen sijaan siian poikasia saatiin v. 1991 saaliiksi useilta rannoilta (kuva 10), mikä osoittaa siian lisääntymisen onnistuneen Uudenkaupungin edustalla ainakin vielä 1990-luvun alussa.



Kuva 10. Rantavyöhykkeen kalaston tutkimuspisteet vuonna 1991 (Kurkilahti & Hänninen 1992). Paikat, joista on saatu siian poikasia, on merkitty punaisella. Tutkimus tehtiin 2.5.−5.6. välisenä aikana.

Vuonna 1996 rantanuottaus tehtiin ainoastaan yhtenä päivänä (24.5.1996) yhdeksällä tutkimuspisteellä. Varhaisesta tutkimusajankohdasta johtuen rantavyöhykkeen yleisimmät lajit kuten kolmipiikki, kymmenpiikki ja hietatokko olivat vähälukuisia saadussa saaliissa (taulukko 7). Ko. lajit viettävät talvikauden joko syvemmällä tai vaeltavat avomerelle asti talvehtimaan ja siirtyvät rantavyöhykkeeseen lisääntymään vasta kesäkuun alkupuolella. Lajien esiintymisen ja yksilömäärien vertailussa tulee siten ottaa huomioon vuodenaikaisvaihtelu, mikäli näytteitä ei ole otettu eri vuosina samaan aikaan. V. 1996 saatiin runsaasti pikkutuulenkaloja, jotka esiintyvät tiheinä parvina hiekkapohjaisilla rannoilla. Koska parven osuminen nuottaan on sattumanvaraista, ei tuulenkaloja aina saada niiltäkään rannoilta, joissa lajia yleisesti esiintyy.

Taulukko 7. Rantavyöhykkeen kalalajisto ja lajien %-osuus saalisyksilöiden kokonaismäärästä (kpl) rantanuottauksissa vuosina 1981, 1991 ja 1996 Uudenkaupungin edustan merialueella. Lähteet: Kainulainen-Immonen (1981); Kurkilahti & Hänninen (1992) & Sydänoja & Hänninen (1996).

Laji	1981		1991		1996	
	Kpl	%	Kpl	%	Kpl	%
Kolmipiikki	14941	71.7	1950	75.4	10	0.7
Kymmenpiikki	1802	8.6	160	6.2	16	1.1
Mutu	3313	15.9	1	+	-	-
Hietatokko	376	1.8	39	1.5	4	0.3
Ahven	287	1.4	18	0.7	2	0.1
Särki	56	0.3	101	3.9	-	-
Salakka	51	0.2	63	2.4	-	-
Kampela	6	+	-	-	-	-
Piikkikampela	1	+	-	-	-	-
Kivinilkka	5	+	4	0.2	-	-
Siloneula	4	+	5	0.2	2	0.1
Mustatokko	2	+	-	-	-	-
Hauki	1	+	-	-	-	-
Kivisimppu	1	+	-	-	-	-
Sorva	1	+	-	-	-	-
Pikkutuulenkala	-	-	1	+	1376	97.5
Siika	-	-	36	1.4	2	0.1
Liejutokko	-	-	9	0.3	-	-
Pasuri	-	-	174	6.7	-	-
Silakka	-	-	25	1.0	-	-
Seipi	-	-	1	+	-	-
Lajeja yhteensä	**15**		**15**		**7**	

Litoraalin kalayhteisöt näyttävät olleen 1990-luvun alussa keskimäärin samanlaisia kuin 10 vuotta aikaisemmin. Rantavyöhykkeen yleiset kalalajit esiintyivät lajistossa molempina ajankohtina mutua lukuun ottamatta. Esimerkiksi Turun edustan merialueelta mutu on hävinnyt käytännöllisesti katsoen kokonaan vastaavana aikana, todennäköisesti rehevöitymisen ja veden samentumisen takia (Rajasilta et al. 1999). Mutu on tunnetusti veden laadun suhteen vaatelias laji, joka karttaa sameita ja rehevöityneitä vesiä. Myöskään v. 1981 mutua ei tavattu Hankosaaren lähistöltä (tutkimuspisteet 1-4; kuva 9), mutta tätä ulommilla tutkimuspisteillä (5−13) laji oli yleinen. Mudun puuttuminen v. 1991 otetuista näytteistä saattaa siten ilmentää veden laadun heikentymistä 1980-luvun aikana. Koska rantavyöhykkeen kalastoa ei ole tutkittu riittävän perusteellisesti vuoden 1991 jälkeen, ei mudun eikä muidenkaan lajien nykyisestä esiintymisestä ole tietoja saatavilla. Tutkimus olisikin tarpeellista uusia, jotta saataisiin selville, onko muutos ollut pysyvä vai väliaikainen.

Vesistökunnostusten vaikutuksia koskevassa seurantatutkimuksessa Uudenkaupungin merialueen pohjoisosassa (kuva 9) kalanäytteitä kerättiin neljältä paikalta rantanuotalla, haavilla sekä ns. valkolevymenetelmällä (Härmä et al. 2008). Vastakuoriutuneita kalanpoikasia saatiin kaikilta tutkimuspisteiltä, joskin lajikoostumuksessa oli eroja (taulukko 8). Yleisimpiä lajeja olivat made ja piikkikalat (kolmipiikki ja kymmenpiikki), mutta myös siian vastakuoriutuneita poikasia tavattiin yhdeltä tutkimuspisteeltä.

Taulukko 8. Vastakuoriutuneiden kalanpoikasten esiintyminen eri tutkimuspisteissä Uudenkaupungin merialueen pohjoisosassa vv. 2003−2007 tehdyssä tutkimuksessa. Tutkimuspisteet on esitetty kuvassa 9. Lähde: Härmä et al. (2008)

Alue	Hauki	Ahven	Made	Siika	Särki	Piikkikalat	Särkikalat
5	-	-	x	-	-	x	-
7	-	-	x	-	-	x	-
6/8	x	x	x	-	x	x	x
9	x	-	x	x	-	x	-

Samoilta tutkimuspisteiltä saatiin myös yksivuotiaita ja tätä vanhempia kaloja. Salakka, piikkikalat (ei esitetty taulukossa), ahven ja särki olivat runsaslukuisimmat lajit Uudenkaupungin merialueen pohjoisosan suojaisissa rantavesissä (taulukko 9). Salakan runsaus selittyy todennäköisesti sillä, että nuottaa pystytään vetämään ainoastaan avovedessä, joka on salakalle tyypillinen elinympäristö. Esimerkiksi ruovikon sisällä lajistosuhteet olisivat todennäköisesti erilaisia.

Taulukko 9. Yksivuotiaiden ja tätä vanhempien kalojen %-osuus nuottasaaliissa (yksilömäärä /nuotanveto) eri tutkimuspisteissä Uudenkaupungin merialueen pohjoisosassa vv. 2003−2007. Tutkimuspisteet esitetty kuvassa 9. Lähde: Härmä et al. (2008)

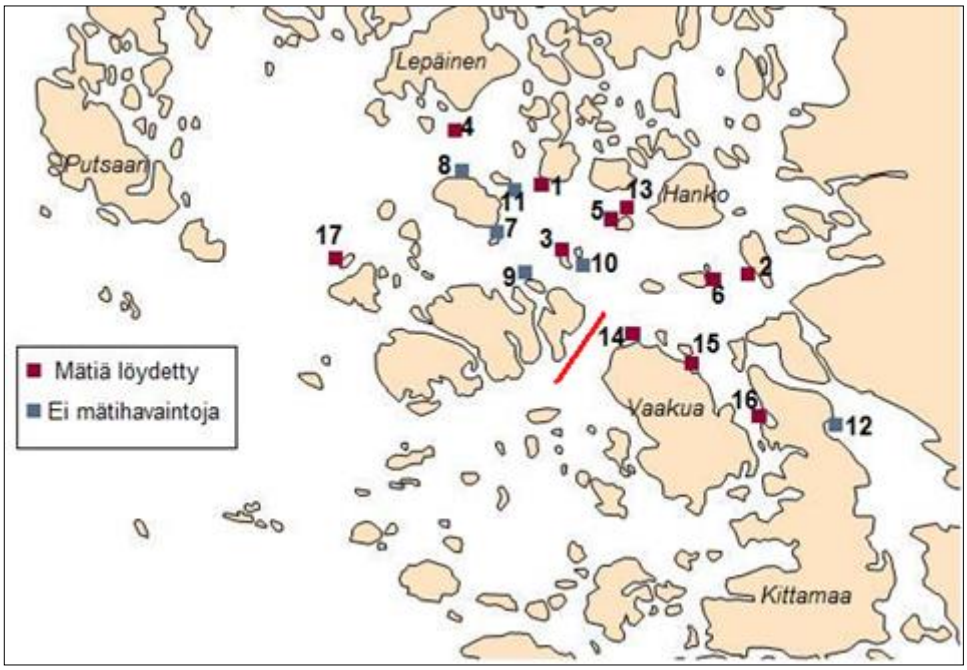
Alue	Hauki	Ahven	Kiiski	Kuha	Särki	Salakka	Sorva	Säyne	Lahna/pasuri
5	-	15	<1	-	6	75	<1	<1	3
7	<1	29	1	<1	21	39	2	<1	8
6/8	<1	8	<1	-	14	75	<1	-	1
9	<1	7	<1	-	7	85	-	-	<1

2.3.5. Silakan lisääntyminen ja mädin kuolleisuus

Silakan kutupaikkojen kartoitus aloitettiin Uudenkaupungin edustalla vuonna 1990 osana Hepokarin väylän ja Uudenkaupungin sataman rakennustöiden kalastovaikutusten seurantaa (Hänninen & Kurkilahti 1991). Tällöin tutkittiin silakan lisääntymiseen soveltuvia pohjia sukeltamalla paineilmalaittein 11 paikassa, joista viideltä löydettiin kehittymässä olevaa silakan mätiä (taulukko 10, kuva 11). Tutkimus toistettiin vuonna 1991 osittain samoissa paikoissa kuin edellisenä vuotena, mutta sitä laajennettiin myös uusille alueille. Mädin esiintymistä ja kuolleisuutta on seurattu tämän jälkeen 4-5 vuoden välein samoilla tutkimuspaikoilla. Vuosien 1990-2004 aikana on kutupohjia tutkittu yhteensä 17 paikassa, joista 11:sta on löydetty silakan mätiä kevään ja kesän aikana. Silakka näyttää lisääntyvän näillä paikoilla säännöllisesti vuodesta toiseen, koska mätiä on löydetty kutukauden aikana kaikkina niinä vuosina, jolloin tutkimus on tehty (taulukko 10). Kutupaikkoja on laajalti kaupungin edustalla, myös saariston sisäosissa Hanko-saaren läheisyydessä (pisteet 2, 5, 6 ja 13; kuva 11).

Taulukko 10. Silakan kutupaikkatutkimus Uudenkaupungin edustan merialueella vuosina 1990−2004. Tutkimus on tehty sukeltamalla paineilmalaittein. Tutkimuspisteiden 1−17 sijainti on esitetty kuvassa 11. Merkkien selitys: (x) = mätiä havaittu; (-) = mätiä ei havaittu; (--) = paikkaa ei tutkittu ko. vuotena. Lähteet: Hänninen & Kurkilahti (1991); Sydänoja & Hänninen (1996); Niinimäki et al. (2002, 2005)

Vuosi	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1990	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-	--	--	--	--	--	--
1991	-	x	-	x	x	-	--	--	--	--	--	-	x	x	x	x	--
1996	x	x	x	x	x	x	--	--	--	--	--	--	x	x	x	x	--
2001	--	x	x	x	x	x	--	--	--	--	--	--	x	x	x	x	--
2004	--	x	x	--	x	--	--	--	--	--	--	--	x	--	--	--	x



Kuva 11. Silakan kutupaikkatutkimus Uudenkaupungin edustan merialueella vuosina 1990−91; 1996, 2001 ja 2004. Tutkimuspisteet esitetty alla olevassa luettelossa. Silakan poikasten vetolinja merkitty punaisella viivalla.(1=Iso-Heinänen; 2=Nuhja; 3=Ruuhikari; 4=Vesikari; 5=Sundinkarin luoto; 6=Humalaisen luoto; 7=Haidusten kari; 8=Iso-Haidus; 9=Latokari; 10= Ruuhikarin luoto; 11= Vähä-Haidus; 12=Kittamaa E; 13=Sundinkari; 14=Vaakua N; 15=Vaakua E; 16=Kittamaa W; 17=Pitkäkari)

Pohjalla kehittyvästä mädistä on tutkimuksen yhteydessä kerätty näytteitä mädin kuolleisuuden selvittämiseksi. Taulukkoon 11 on koottu tietoja mädin kuolleisuudesta Nuhjan ja Sundinkarin luodon kutupaikoilta touko- ja kesäkuussa eri vuosina sekä vertailutietoja Pitkäkarista, joka sijaitsee saariston ulko-osassa (kuva 11). Esimerkiksi Nuhjan kutupaikalla mädin kuolleisuus oli yleensä korkeampi kuin Sundinkarin luodon kutupaikalla, vaikka molemmat sijaitsevat lähellä kuormituslähteitä. Pitkäkarissa mädin kuolleisuus oli vähäistä (näytteiden keskiarvo = 0.03 %).

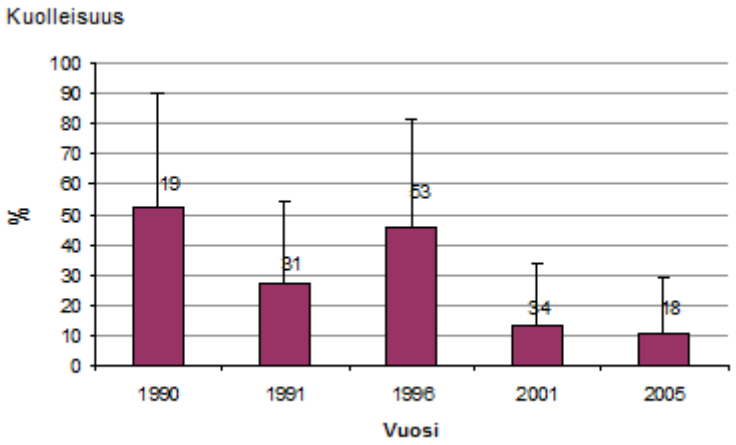
Mädin kuolleisuuteen vaikuttavat monet tekijät kuten esimerkiksi veden lämpötila, mädin kehitysvaihe ja kiinnittymisalustan laatu sekä predaatio. Yksi mahdollinen kuolleisuutta lisäävä tekijä on mädin päälle kertyvä irtonainen pohjasedimentti. Sedimenttihiukkaset heikentävät mädin hapensaantia ja pohjasedimentin sisältämät haitalliset aineet kuten raskasmetallit, PAH- ja PCB – yhdisteet sekä organotinat voivat siirtyä mätimuniin haitaten alkionkehitystä. Ympäristötekijöistä aiheutuva kuolleisuus yleensä kasvaa mädin kehityksen edetessä, koska altistus haitallisten tekijöiden vaikutukselle on tällöin kestänyt kauemmin. Mädin kuolleisuutta vertailtaessa on siten otettava huomioon etenkin mädin kehitysvaihe. Vaikka kuolleisuusarvojen vertailussa on monia virhelähteitä, näyttäisi silakan mädin kuolleisuus kutupohjilla kuitenkin laskeneen vuodesta 1990 (kuva 12). V. 1990 kerätyissä näytteissä yli puolet mädistä oli kuollutta (keskimääräinen kehitysvaihe näytteissä=10; sd=4; n=21), kun kuolleisuus v. 2005 oli noin 11 % (keskim. kehitysvaihe=9; sd=4; n=22). Kutupohjien kasvillisuuden päällä havaittiin suhteellisen runsaasti irtonaista sedimenttiä, mikä on voinut lisätä mädin kuolleisuutta. Pitkäkarin kutualueella irtonaista sedimenttiä ei tavattu v. 2005 ja mädin kuolleisuuskin oli hyvin vähäistä (taulukko 11).

Taulukko 11. Silakan mädin kuolleisuus kutupohjilla Uudenkaupungin edustalla toukokuussa ja kesäkuussa vuosina 1990, 1991 ja 2005. Ka. = näytteiden keskiarvo. Tutkimuspisteet esitetty kuvassa 11. Mädin kehitysvaihetta kuvaavista luvuista (1−17) 1−6 merkitsevät kehitysvaiheita pian hedelmöityksen jälkeen ja 16−17 kuoriutumisvaiheessa olevaa, lähes valmista poikasvaihetta.

TOUKOKUU	Nuhja		Sundinkarin luoto	
	28.5.1991	23.5.2005	28.5.1991	23.5.2005
Kuolleisuus % k.a.	**45.9**	**1.0**	**11.4**	**1.0**
Syvyys m	1.5 – 2.0	0.5 – 1.5	3.0	0.5 – 1.5
Lämpötila °C	9 – 9.5	14	9.5	12.2
Näkösyvyys m	3.0	1.4	3.0	1.7
Näytteiden määrä *)	3	3	4	3
Munia laskettu yht. *)	549	362	414	389
Kehitysvaihe	14-17	6, 14	16-17	10
Kutualusta	Hapsivita	Hapsivita	Hapsivita	Hapsivita
Sedimentin määrä **)	2	2	2-3	2

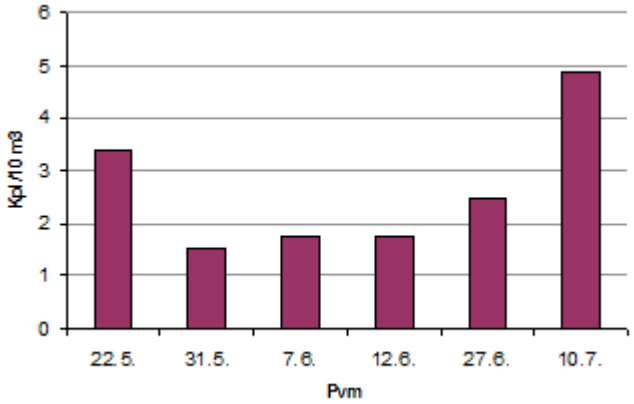
KESÄKUU	Nuhja			Sundinkarin luoto			Pitkäkari
	13.6.1990	11.6.1991	13.6.2005	12.6.1990	4.6.2001	3.6.2005	3.6.2005
Kuolleisuus % k.a.	**100**	**85**	**70**	**63**	**1.9**	**2.7**	**0.03**
Syvyys m	1.5−4	2	0.5−1.5	1.5−5	0.5−1.5	0.5−1.5	0.5−1.5
Lämpötila °C	12.5	12.5	15.2	12−12.5	10	13	12
Näkösyvyys m	3.7	2.5	1.2	3.3	2.2	1.8	4.6
Näytteiden määrä	6	2	1	7	3	2	3
Munia laskettu yht.	435	296	140	933	322	226	316
Kehitysvaihe	tieto puutt.	12	4, 12	7-9	10	14	11
Kutualusta	Ahdinparta hapsivita	Hapsivita	Hapsivita	Ahdinparta hapsivita	Hapsivita	Hapsivita	Fucus Hapsivita
Sedimentin määrä **)	1−2	2	3	2−3	2	2	0

*) Näytteet on kerätty mädin peittämän pohja-alueen eri osista. Kustakin näytteestä on laskettu kuolleiden mätimunien %-osuus 100−200 mätimunaa käsittävässä otoksessa
**) Sedimentin määrä on arvioitu silmämääräisesti; ilmoittaa kutupohjien kasvillisuudelle kertyneen irtonaisen pohjasedimentin määrän (0=puhdas; 3=kasvien päällä runsaasti irtonaista sedimenttiä)



Kuva 12. Silakan mädin keskimääräinen kuolleisuus (%, keskiarvo ja keskihajonta) Uudenkaupungin edustalla vuosina 1990−2005. Kuolleisuus on laskettu lisääntymisalueen eri osista kunakin vuotena kerättyjen mätinäytteiden keskiarvona (näytteiden lukumäärä esitetty pylvään päällä).

Silakan varhaisvaiheessa olevia poikasia tavattiin Uudenkaupungin edustan tutkimuslinjalla (kuva 11) esimerkiksi vuonna 2001 kaikkina tutkimuskertoina touko-heinäkuussa (kuva 13). Keskimääräinen poikastiheys kesän aikana oli 2.6 kpl/10 m3, mikä on jonkin verran pienempi kuin samana vuotena Mynälahden ulko-osassa (ka. = 3.5 kpl/10 m3; Niinimäki et al. 2004). Parmanteen (2001) mukaan koko rannikon keskimääräinen poikastiheys oli vuosina 1974−1996 3.3 kpl/10 m3. Uudenkaupungin merialueella silakan poikastuotanto on siten todennäköisesti samansuuruista kuin rannikolla keskimäärin; kuitenkin selvästi vähäisempää kuin Kustavin-Taivassalon alueella, jossa poikastiheydet ovat olleet kaikkia muita rannikkoalueita korkeampia (Parmanne 2001).



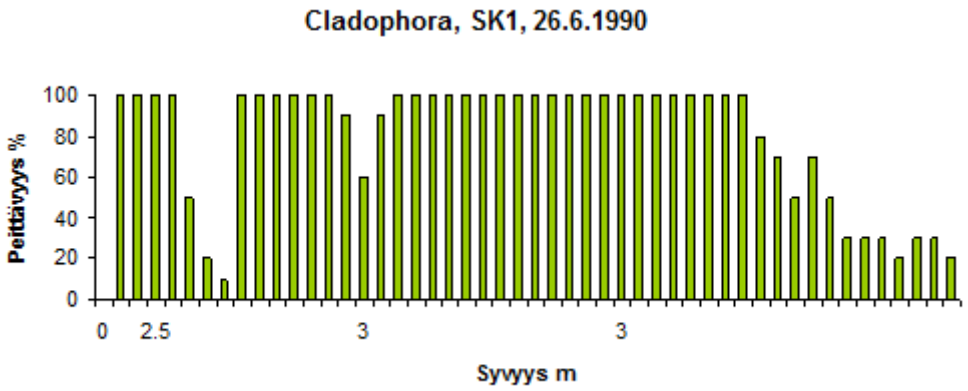
Kuva 13. Silakan poikasten tiheys (kpl/10 m3) touko – heinäkuussa Uudenkaupungin edustalla v. 2001. Näytteet on kerätty Gulf-V -noutimella 0-10 metrin syvyydestä 1 merimailin (n. 1.8 km) pituiselta linjalta (ks. kuva 11; 5 rinnakkaista vetoa/syvyys). Lähde: Niinimäki et al. (2002)

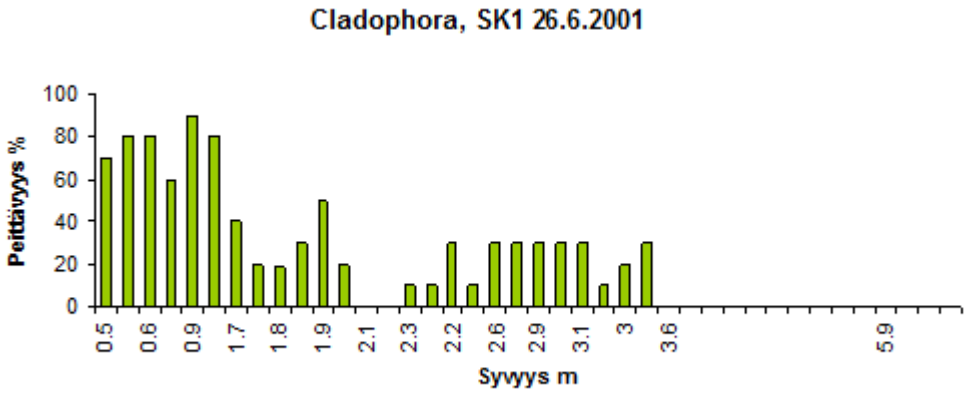
2.3.6. Vesikasvillisuuden muutokset

Vesikasvillisuudessa tapahtuneita muutoksia on kalataloudellisen seurannan yhteydessä tutkittu Uudenkaupungin edustalla mm. Sundinkarissa ja Ruuhikarissa vuodesta 1990 alkaen määrävuosina (taulukko 2). Tutkimusta ei ole kuitenkaan kaikkina vuosina tehty samaan aikaan kesästä eivätkä tulokset siten ole näissä tapauksissa keskenään vertailukelpoisia. Yksivuotisten lajien kasvusyklistä johtuen kasvillisuusvyöhykkeitten lajistosta ja lajien runsaussuhteista saadaan erilainen tulos, jos vertailtavat tiedot on kerätty eri ajankohtina. Vuosina 1990 ja 2001 pohjakasvillisuuden tila tutkittiin kuitenkin samaan aikaan kesästä (26.6.) ja kasvillisuuden voidaan olettaa olleen jokseenkin samassa sukkessiovaiheessa.

Selvin ero vuosien 1990 ja 2001 välillä näkyy ahdinparran (Cladophora glomerata) määrässä ja esiintymissyvyydessä. Vuonna 1990 tutkitulla havaintolinjalla ahdinpartavyöhyke ulottui vesirajasta vähintään 5 metrin syvyyteen saakka ja ahdinparta oli valtalajina (n. 100 %:n peittävyys) lähes kaikilla 1 m2:n suuruisilla tutkimusruuduilla 3-4 metrin syvyyteen asti (kuva 14). Muut rihmalevät (Pilayella sp. ja Ectocarpus sp.) olivat harvalukuisia. Rakkolevää (Fucus vesiculosus) tavattiin Sundinkarilla v. 1990 noin 1 metristä 5 metrin syvyyteen asti, joskaan kasvusto ei tällöinkään muodostanut yhtenäistä vyöhykettä, vaan levät kasvoivat yksittäisinä yksilöinä.

Vuonna 2001 samalla rannalla Sundinkarissa ahdinparran peittävyys pohjan pinta-alasta vähentyi selvästi eikä lajia tavattu havaintolinjalta 3.5 metriä syvemmältä (kuva 14). Rihmalevät Pilayella ja Ectocarpus olivat suhteellisen runsaita etenkin 2-5 metrin syvyydessä, jossa niiden peittävyys oli 10−90 % pohjan pinta-alasta. Rakkolevää esiintyi enää 1-2 metrin syvyydessä harvakseltaan.

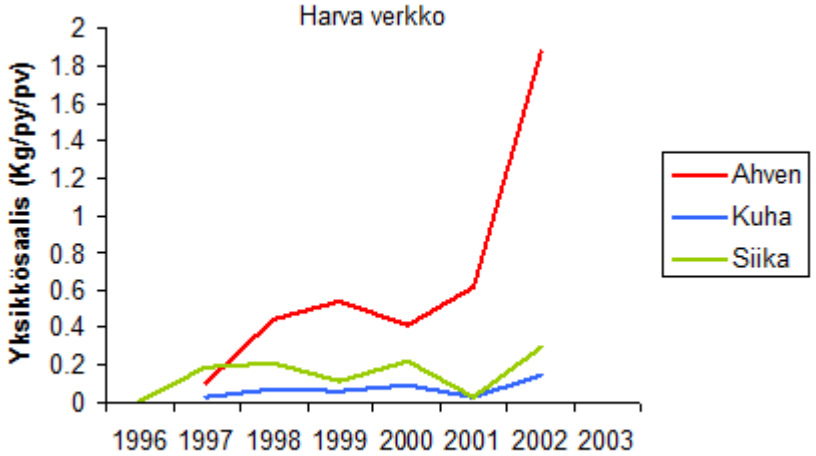


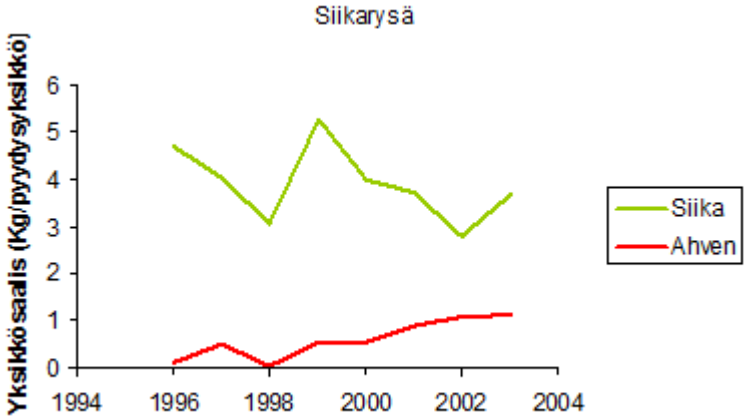


Kuva 14. Ahdinparran (Cladophora glomerata) peittävyys pohjalla (% 1 m2:n suuruisesta pohja-alasta) Sundinkarissa v. 1990 ja 2001. Tutkimukset on tehty sukeltamalla paineilmalaittein n. 40 m:n pituinen merkitty linja vesirajasta alaspäin. Lähde: Hänninen & Kurkilahti (1991); Niinimäki et al. (2002).

2.4. Pyhämaa - Pyhäranta

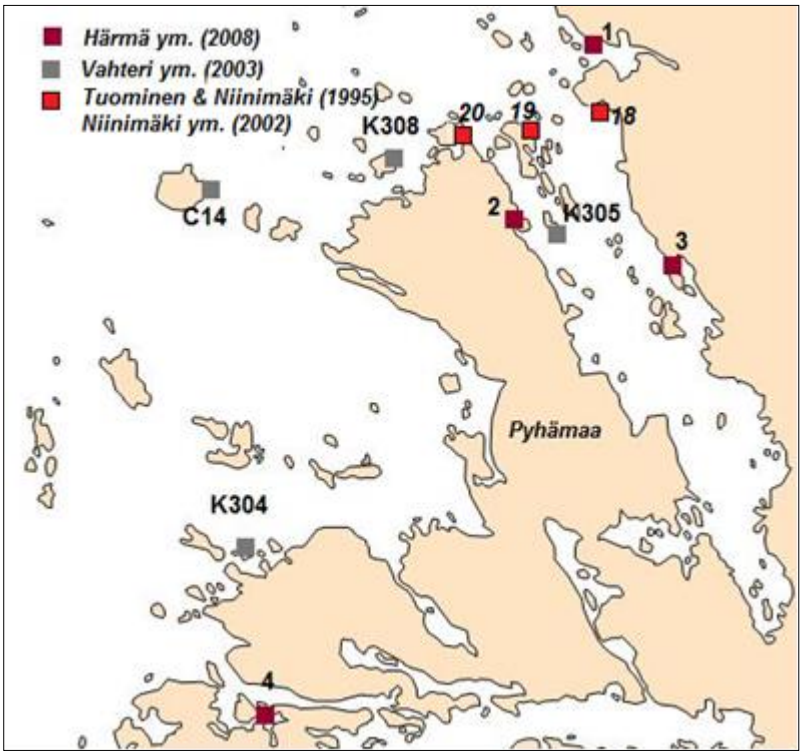
Uudenkaupungin ja Rauman välisellä rannikko-osuudella on kalastotutkimuksia tehty vähän. Koska alueella ei ole merialuetta kuormittavaa toimintaa kalankasvatusta lukuun ottamatta, ei kalaston tilaa ole seurattu samalla tavalla kuin esimerkiksi suurten jätevesipuhdistamoiden vaikutusalueella. Pyhämaan ja Pyhärannan merialue on joissakin tapauksissa sisältynyt seurantaohjelmiin vertailualueena, jonka on oletettu edustavan jokseenkin luonnontilaista Selkämeren rannikkoa. Koska verkkokoekalastuksia ei tällä alueella ole tiettävästi tehty, on pyyntikokoista kalalajistoa koskevia tietoja saatavissa ainoastaan kirjanpitokalastajien saalistilastoista. Näistä ilmenee, että ahvenen määrä Pyhämaan edustan merialueella kasvoi vuosijaksolla 1996−2002 (kuva 15) sekä harvoilla verkoilla että siikarysällä saadussa saaliissa (Niinimäki & Hindsberg 2004). Siian yksikkösaalis vaihtelee vuodesta toiseen, mutta erityistä muutossuuntaa ei ole havaittavissa (kuva 15).





Kuva 15. Ahvenen, siian ja kuhan yksikkösaaliit (harva verkko ja siikarysä) Pyhämaan edustalla vuosina 1996−2002. Lähde: Niinimäki & Hindsberg (2004).

Vuonna 2001 tehtiin Pyhämaan merialueella kalankasvatuksen kalastovaikutuksia koskeva tutkimus, johon sisältyi poikasnuottauksia (Vahteri et al. 2003). Yhteensä neljällä tutkimuspisteellä (kuva 16) kerättiin näytteitä rantavyöhykkeen kalalajistosta (2 nuotanvetoa/paikka) ja sukelluksin määritettiin pohjan tila ja kasvillisuus. Kalalajisto oli niukka ja kalojen yksilömäärät pieniä, mutta lajikoostumus sinänsä murtovesilitoraalille tyypillinen (taulukko 12). Tutkimus tehtiin kesällä, mutta tarkempaa ajankohtaa ei tutkimusraportissa ole mainittu.



Kuva 16. Rantavyöhykkeen kalastoa koskevien tutkimusten tutkimuspisteet Pyhämaan – Pyhärannan merialueella (Tuominen & Niinimäki 1995; Niinimäki et al. 2002; Vahteri et al. 2003; Härmä et al. 2008). (Tutkimuspisteiden numerointi alkup. tutkimusten mukaan).

Taulukko 12. Rantanuottauksissa saadut lajit ja niiden yksilömäärät (kpl) tutkimuspisteillä K304, K305, K308 ja C12 Pyhämaan merialueella v. 2001. Nuotanvetoja 2/tutkimuspiste. Lähde: Vahteri et al. (2003)

Laji	K304	K305	K308	C14	Yhteensä	
	Kpl	Kpl	Kpl	Kpl	Kpl	%
Hietatokko	17	9	8	1	35	17
Kolmipiikki	22	1	122	0	145	71
Kymmenpiikki	12	2	5	1	20	10
Mutu	2	-	-	-	2	1
Kivisimppu	1	-	-	-	1	<1
Ahven	-	1	-	-	1	<1

Pyhämaan–Pyhärannan alueella tehtiin 1990-luvulla vesistökunnostuksia, joiden tarkoituksena oli mahdollistaa kalojen pääsy kutupaikoille, jotka olivat jääneet eristyksiin merestä johtavan uoman umpeenkasvun yms. seurauksena. Kunnostustoimien jälkeen tutkittiin alueiden kalastoa poikasnuottauksin, haavinnoin sekä ns. valkolevymenetelmällä (Härmä et al. 2008). Tutkimuspaikat (kuva 16) olivat ns. flada-tyyppisiä entisiä merenlahtia (piste 4) tai salmia ja kannaksia (pisteet 1-3). Paikoissa vesisyvyys oli yleensä vähäinen; rannat olivat ruovikoituneita ja pohjalla esiintyi runsaasti vesikasvillisuutta.

Vastakuoriutuneista kalanpoikasista made oli tutkimusalueella yleisin (taulukko 13), mutta myös siian, ahvenen, hauen ja särjen poikasia esiintyi paikoitellen (Härmä et al. 2008). Piikkikalojen (kolmi- ja kymmenpiikki) poikasia saatiin lähes kaikilta tutkimuspisteiltä. Yksivuotiaita tai tätä vanhempia kaloja saatiin nuotalla samoista paikoista (taulukko 14). Särkikalat, etenkin salakka, olivat

runsaslukuisia näytteissä. Myös ahven, hauki ja kiiski olivat yleisiä, joskin yksilömääriltään vähäisempiä lajeja näytteissä.

Taulukko 13. Vastakuoriutuneiden kalanpoikasten esiintyminen eri tutkimuspisteissä Pyhämaan-Pyhärannan alueella. Tutkimuspisteiden sijainti esitetty kuvassa 16. Lähde: Härmä et al. (2008)

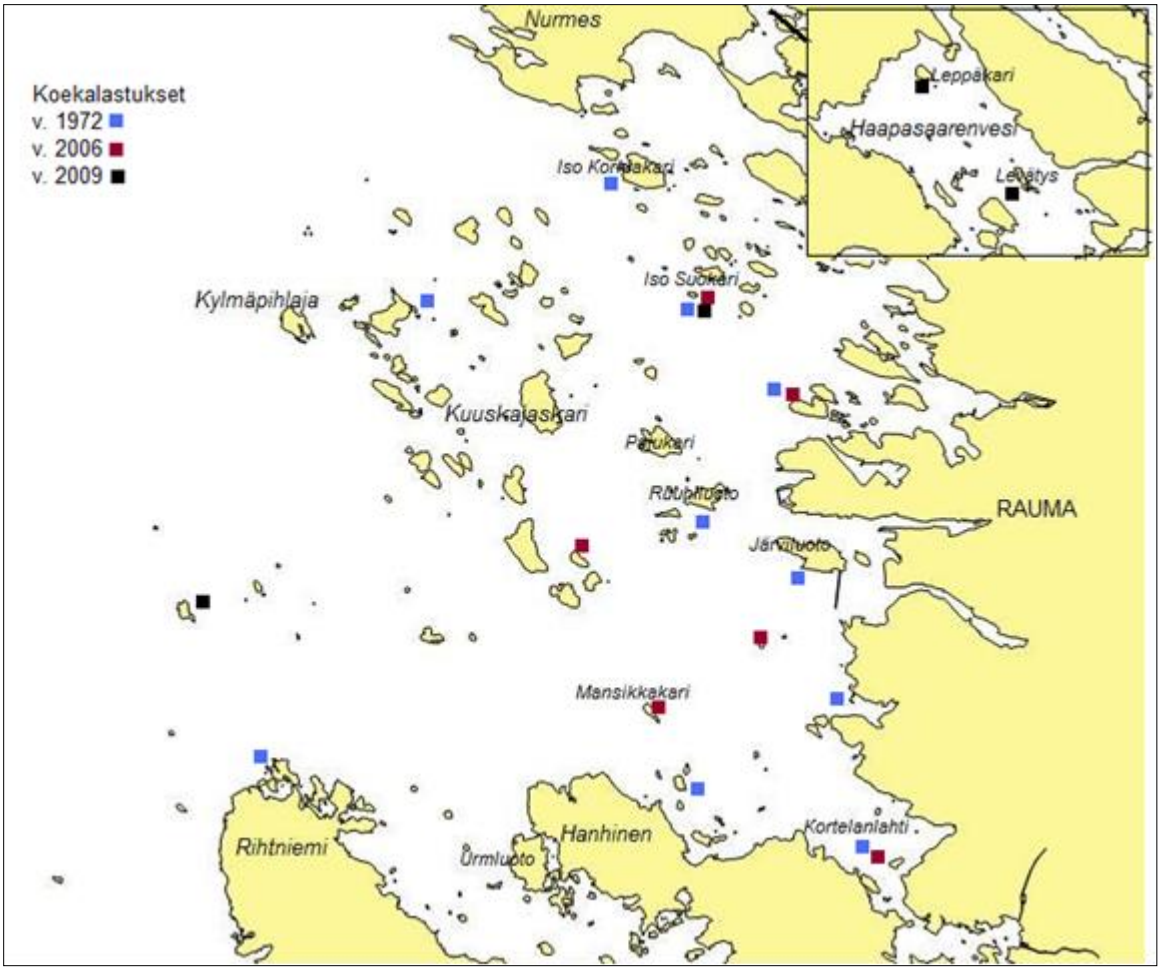
Tutkimuspiste	Hauki	Ahven	Made	Siika	Särki	Piikkikalat	Särkikalat
1	-	-	x	x	-	x	-
2	-	x	x	-	-	-	-
3	-	-	x	x	-	x	-
4	-	-	-	-	-	x	-

Taulukko 14. Yksivuotiaiden ja sitä vanhempien kalojen %-osuus nuottasaaliista (yksilöä/veto) Pyhämaan-Pyhärannan alueella (pisteet 1-4; kuva 16). Taulukosta puuttuu piikkikalojen ja tokkojen osuus. Lähde: Härmä et al. (2008).

Alue	Hauki	Ahven	Kiiski	Särki	Salakka	Sorva	Säyne	Lahna/pasuri
1	<1	9	<1	42	48	<1	<1	<1
2	-	12	-	31	57	-	-	<1
3	<1	12	<1	27	51	10	<1	-
4	-	9	-	8	81	1	-	<1

2.5. Rauman edustan merialue

Kalaston rakennetta Rauman edustan merialueella on selvitetty verkkokoekalastuksin vuosina 1972, 2006 ja 2009 (Oy Keskuslaboratorio 1973, Holsti 2008; Aalto 2009). Vuonna 1972 koekalastuksissa käytettiin ns. Vekary -verkkosarjaa (8 verkkoa, á 30 m; verkon silmäkoot 12, 15, 20, 25, 37, 45, 60 ja 70 mm); vuosina 2006 ja 2009 taas ns. Nordic -yleiskatsausverkkoja (verkko koostuu 2.5 m pituisista paneeleista, joiden silmäkoot ovat 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 ja 55 mm). Koekalastuspaikkoja oli vuonna 1972 10 Rauman edustalla (kuva 17) ja lisäksi 5 paikkaa Rihtniemen eteläpuolisella merialueella. Vuonna 2006 koekalastus tehtiin kuudella paikalla, joista osa oli samoja kuin vuonna 1972 (kuva 17). Koekalastukset tehtiin vuonna 1972 kaksi kertaa (heinäkuu ja lokakuu) ja vuonna 2006 samoin kahdesti; heinä-elokuussa ja lokakuussa. Vuoden 2009 koekalastukset tehtiin lokakuussa (15.−29.10.2009) neljässä paikassa, joista yhdellä (Iso-Suokari) oli koekalastettu jo vuosina 1972 ja 2006 (kuva 17).



Kuva 17. Verkkokoekalastusten tutkimuspisteet vuosina 1972, 2006 ja 2009 Rauman edustalla ja Haapasaarenvedellä 2009. Lähde: Oy Keskuslaboratorio (1973); Holsti (2008); Aalto (2009).

Verkkokoekalastusten lisäksi Rauman edustalla on selvitetty rantavyöhykkeen kalastoa nuottauksin ja haavinnoin vuosina 1986, 1994, 2001 ja 2007 (Kääriä et al. 1990; Tuominen & Niinimäki 1995; Niinimäki et al. 2002, Holsti 2008). Tutkimusten tarkoituksena on ollut ensisijaisesti siian ja muiden taloudellisesti merkittävien lajien poikastuotantoalueitten kartoittaminen, mutta samalla on tuotettu tietoja rantavyöhykkeen kalayhteisöjen lajistosta. Näytteenotto on vuosina 1986 ja 2007 (taulukko

15) ajoittunut toukokuulle, jolloin vastakuoriutuneita siian poikasia on mahdollista löytää rantavesistä. Myöhemmin kesällä tehdyissä nuottauksissa saadaan yleensä kevätkutuisten lajien (mm. ahven, särkikalat) ja rantavyöhykkeessä elävien ja lisääntyvien, taloudellisesti vähämerkityksellisten lajien poikasia (mm. kolmipiikki, tokot).

Taulukko 15. Rauman edustalla tehdyt rantanuottaukset vuosina 1986−2007. Tutkimuspisteiden sijainti on esitetty kuvassa 23.

Aika	Tutkimuspisteitä	Tekijät
8.5.−11.5.1986	15	Kääriä et al. 1990
25.6.−27.6.1986	21	Kääriä & Kääriä 1990
14.−15.6.1994	10	Tuominen & Niinimäki 1995
13.−14.7.1994	10	- ” -
3.−4.7.2001	12	Niinimäki et al. 2002
25.−26.7.2001	12	. ” -
7.−8.5.2007	4	Holsti 2008
23.−24.8.2007	4	- ” -

Tietoja kalalajistosta on saatavissa myös ammattikalastajien sekä kotitarve- ja virkistyskalastajien saaliskirjanpidosta. Näitä tietoja on kerätty mm. kalataloudelliseen tarkkailuun liittyvinä kyselyinä eri kalastajaryhmille.

2.5.1. Lajisto ja siinä tapahtuneet muutokset

Kalataloudellisissa tarkkailuraporteissa esitettyjen tulosten mukaan Rauman merialueella on tavattu nelisenkymmentä kalalajia viimeisten 40 vuoden aikana (taulukko 16), joskaan kaikkia lajeja ei ole tavattu joka vuosi. Lajien lukumäärissä on vuosien välisiä eroja johtuen etenkin pyyntimenetelmistä. Esimerkiksi vuonna 1972 alueella tehtiin verkkokoekalastus (Vekaryn verkkosarja), jonka avulla saadaan yleensä hyvä käsitys vesialueen lajistosta, mutta harvalukuisena tai satunnaisesti alueella esiintyviä lajeja saaliiksi ei saada, ellei koekalastusta tehdä riittävän usein. 1970-luvulla ei myöskään tutkittu litoraalivyöhykkeen kalastoa nuottauksin, eikä tästä syystä ole saatu havaintoja niistä lajeista, jotka eivät tule saaliiksi verkkokalastuksessa. 1980-luvulla taas ei verkkokoekalastuksia tehty lainkaan, joten taulukossa 16 esitetyt havainnot perustuvat ammattikalastuksen saalistietoihin sekä rantanuottauksiin, joita Rauman edustalla tehtiin vuonna 1986. Pyynti kohdistui tällöin valikoivasti tiettyihin habitaatteihin tai oli menetelmien suhteen vajaatehoista. Esimerkiksi kiisken puuttuminen havainnoista selittynee sillä, että ammattimaisessa pyynnissä lajia pyritään välttämään eikä vähäisiä määriä ole tilastoitu, koska lajilla ei ole taloudellista merkitystä. Rantanuotalla taas ei kiiskeä juurikaan saada, koska laji elää syvemmällä nuotan ulottumattomissa.

Taulukko 16. Rauman edustan merialueella tavatut kalalajit eri vuosijaksoina. Tiedot on kerätty ammatti- ja virkistyskalastajien saalistilastoista, kalastustiedusteluista, koekalastuksista ja muista tutkimuksista. Merkkien selitys: (x) = laji esiintyi saaliissa; (-) = lajia ei saatu; (..) = lajia ei tavattu, todennäköisesti tutkimusmenetelmästä johtuen; (?) = lajitason määritys puuttuu

Laji	1972	1986−88	1996−1999	2000−2003	2006−07
Ahven	x	x	x	x	x
Kiiski	x	-	x	x	x
Kuha	x	x	x	x	x
Särki	x	x	x	x	x
Sorva	x	-	x	x	-
Säyne	x	x	x	x	-
Seipi	x	-	-	-	-
Salakka	x	x	-	-	x
Lahna	x	x	x	x	x
Pasuri	x	-	-	x	x
Suutari	-	-	x	-	-
Silakka	x	x	x	x	x
Toutain	-	-	x	-	-
Karppi	-	-	x	-	-
Kilohaili	-	-	x	-	x
Siika	x	x	x	x	x
Kuore	x	-	x	x	-
Meritaimen	x	x	x	x	x
Lohi	x	x	x	x	x
Kirjolohi	-	x	x	x	x
Hauki	x	x	x	x	x
Härkäsimppu	x	-	-	x	-
Isosimppu	x	-	-	-	-
Kivisimppu	..	-	-	..	x
Simppu spp	-	-	-	-	x?
Kampela	x	x	x	x	x
Piikkikampela	-	-	-	x	-
Särmäneula	..	x	-	..	x
Siloneula	..	x	-	..	x
Kolmipiikki	x	x	-	..	x
Kymmenpiikki	x	x	-	..	x
Mutu	..	x	-	...	x
Nokkakala	..	-	-	..	x
Pikkutuulenkala	..	x	-	..	x
Ankerias	-	x	-	-	-
Turska	x	x	x	-	-
Made	x	x	x	x	x
Kivinilkka	x	-	-	x	x
Lajeja yhteensä	**24**	**22**	**21**	**20**	**25**

Kattavimmat tiedot Rauman merialueen kalastosta saadaan vuosilta 2006−07, jolloin käytettävissä oli ammattikalastuksen saalistilastoja sekä koeverkkopyynnin ja rantanuottausten tulokset. Näiden mukaan merialueella esiintyi ko. vuosina 25 kalalajia (taulukko 16), joista ahven, särki, kuha, hauki, lahna, silakka, siika, meritaimen, lohi ja kampela ovat esiintyneet tilastoidussa saaliissa joka vuosi 1970-luvulta lähtien.

Koekalastusten mukaan särki oli Rauman edustan merialueen runsaslukuisin laji vuonna 1972 (taulukko 17). Tuolloin lähes puolet koekalastuksissa saaduista kaloista oli särkiä (49 % saaliin kokonaispainosta). Ahvenen osuus oli 18 % ja kiisken noin 12 %. Koekalastukset, joita vuonna 2006 tehtiin osittain samoilla paikoilla kuin vuonna 1972 (kuva 17), osoittavat kalaston valtalajien muuttuneen. Ahvenesta on tullut alueen valtalaji (n. 64 % saaliin kokonaispainosta v. 2006) ja särjen osuus on pienentynyt (n. 30 % saaliin kokonaispainosta v. 2006).

Vaikka eri vuosina saatujen tulosten vertailussa on useita virhelähteitä, ovat samana vuotena eri paikoilta saadut tulokset varsin samansuuntaisia etenkin valtalajien osalta (taulukko 18). Samoin menetelmin, samantyyppisillä paikoilla ja samana vuodenaikana tehdyt koekalastukset näyttäisivät siten kuvaavan tietyn alueen kalastoa suhteellisen hyvin. Koekalastukset on kuitenkin syytä tehdä useammassa kuin yhdessä paikassa, jotta tulos olisi luotettava. V. 2009 tehtiin koekalastus Isossa Suokarissa samaan aikaan (lokakuu) ja samoin menetelmin kuin v. 2006. Ahven oli tällöinkin alueen valtalaji, mutta särjen ja kiisken osuudet olivat jokseenkin käänteiset (Aalto 2009).

Taulukko 17. Eri kalalajien keskimääräinen osuus verkkokoekalastusten saaliissa (% g/verkkosarja) vuosina 1972 ja 2006 Rauman edustan merialueella. (kaikkien kalastettujen tutkimuspisteitten keskiarvo; vuoden 1972 tuloksista jätetty pois Rihtniemen eteläpuolinen tutkimusalue). Lähteet: Oy Keskuslaboratorio (1973), Holsti (2008)

Laji	1972 %	2006 %
Ahven	18.0	63.8
Särki	49.0	28.9
Kiiski	11.8	2.7
Hauki	4.0	-
Kuha	-	0.5
Silakka	5.6	0.6
Lahna	1.8	0.3
Pasuri	2.2	0.2
Seipi	0.6	-
Salakka	0.2	0.5
Kuore	1.1	-
Säyne	0.3	-
Kampela	2.5	0.5
Kivinilkka	0.7	0.1
Siika	0.3	0.2
Meritaimen	-	1.8

Taulukko 18. Kolmen valtalajin (ahven, kiiski, särki) osuus verkkokoekalastusten kokonaissaaliista (% saaliin kokonaispainosta) elokuussa ja lokakuussa 2006 kolmella tutkimuspisteellä Rauman edustalla. Lähde: Holsti (2008)

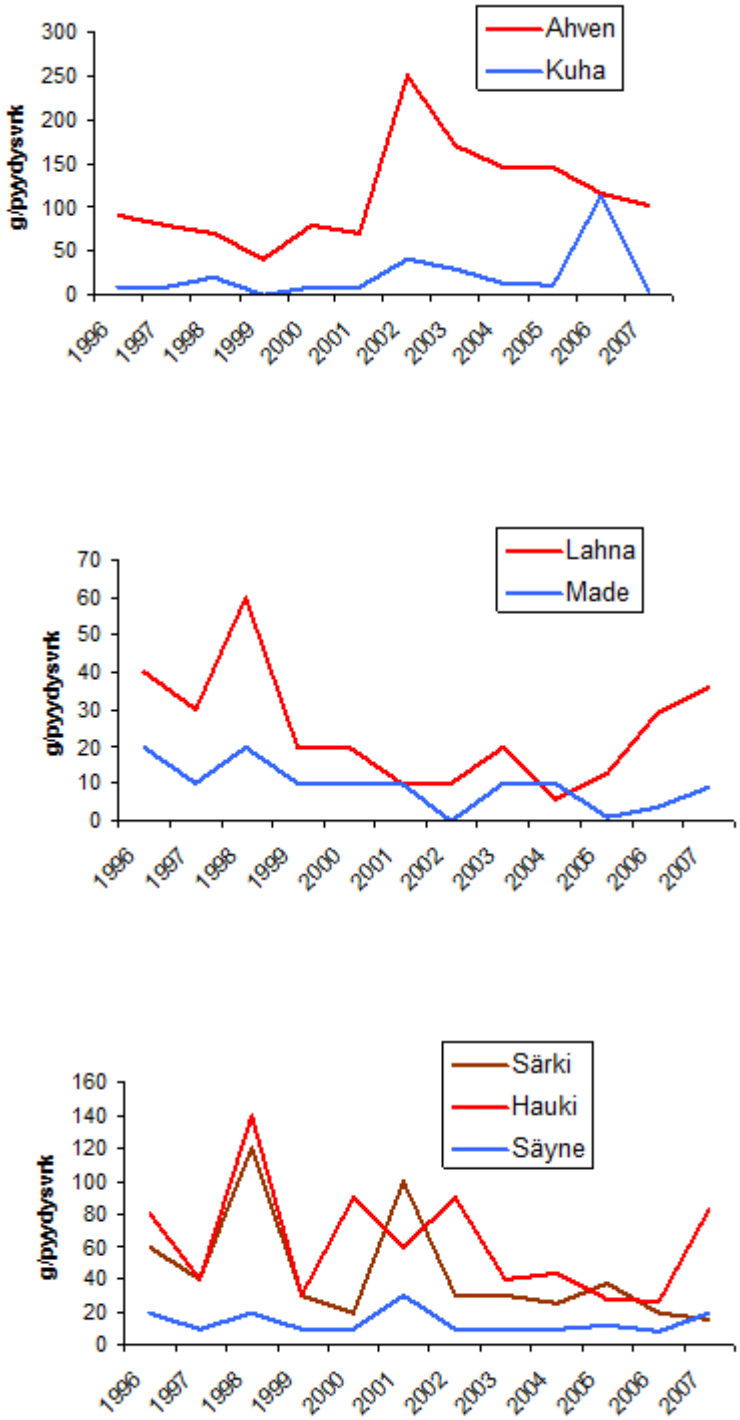
LOKAKUU			
Laji	**Iso Suokari %**	**Tankkarit %**	**Mansikkakari %**
Ahven	49.5	62.4	64.7
Kiiski	4.6	2.1	2.3
Särki	42.2	35.3	28.8
ELOKUU			
Laji	**Iso Suokari %**	**Tankkarit %**	**Mansikkakari %**
Ahven	78.5	56.8	79.5
Kiiski	1.6	4.1	1.6
Särki	19.3	34.3	11.5

Lajistossa tapahtuneitten muutosten ajankohtaa ei ole mahdollista saada selville, koska verkkokoekalastuksia ei ole vuosien 1972 ja 2006 välissä tehty. Kirjanpitokalastajien saalistietoja on

Rauman edustaltakin saatavilla vuodesta 1986 alkaen, mutta tietoja ei ole aina saatu samoilta kalastajilta eivätkä kalastajien käyttämät pyyntimenetelmätkään ole olleet aina samoja Tästä johtuen yksikkösaaliit eivät ole vuositasolla vertailukelpoisia keskenään. Harvoilla verkoilla kalastettaessa ahvenen yksikkösaaliit ovat kasvaneet vuosien 1996 ja 2007 aikana (kuva 18) ja mateen sekä särjen vähentyneet muiden lajien yksikkösaaliiden ollessa korrelaatiotestin mukaan jokseenkin ennallaan (taulukko 19).

Taulukko 19. Arvio eri kalalajien kannanvahvuudessa tapahtuneesta muutoksesta aikavälillä 1996−2007 Rauman edustan merialueella. Arvio perustuu kirjanpitokalastuksen yksikkösaaliisiin; ks. teksti. Suluissa korrelaatiokerroin (rs) ja sen merkitsevyys: *)= p<0.05; **) = p<0.01; o)= p< 0.10; n=12 kaikissa tapauksissa.

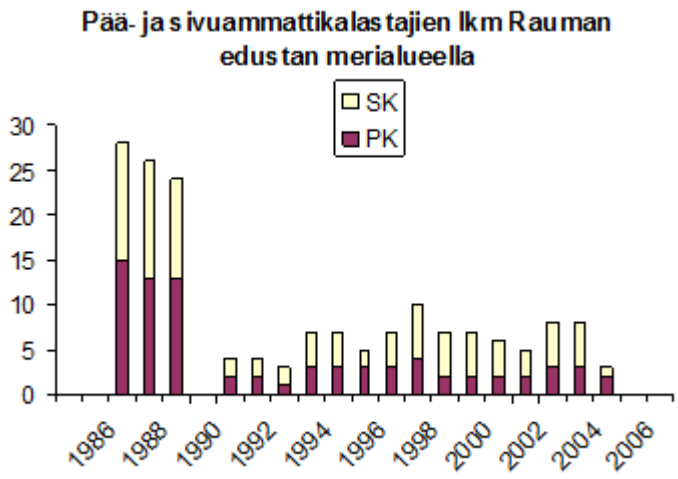
Taantunut	Voimistunut	Ennallaan
Särki (-0.69*)	Ahven (0.57 ^{o})	Kuha (0.30)
Made (-0.73**)		Lahna (-0.36)
		Hauki (-0.32)
		Säyne (-0.20)

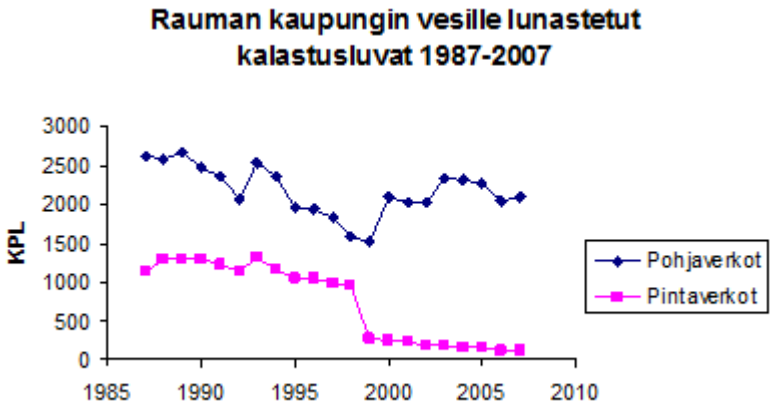


Kuva 18. Eri kalalajien yksikkösaaliit (g/pyydysvrk) vv. 1996−2007 kirjanpitokalastajien saalistietojen mukaan Rauman edustalla. Pyynnissä käytetty harvoja verkkoja (silmäkoot 37−55 mm). Lähde: Holsti (2008)

Myös ammattikalastuksen ja kotitarve- ja virkistyskalastuksen saalistiedoista voidaan seurata joidenkin lajien esiintymistä ja saaliita eri ajankohtina. Ammattimaista pyyntiä harjoittavien kalastajien (sivu- ja päätoimiset kalastajat) lukumäärä on Rauman edustalla pieni, mutta suuria

muutoksia ei kalastajien määrässä ole tapahtunut aikavälillä 1990−2004 (kuva 19). Kotitarve- ja virkistyskalastusta harjoittavilla pohjaverkkojen lukumäärä on lievästi vähentynyt, mutta pintaverkoilla tapahtuva kalastus on päättynyt melkein kokonaan (kuva 19). Kalastuspaineen muutokset voivat siten vaikuttaa tulosten luotettavuuteen etenkin niiden lajien osalta, jotka esiintyvät lähellä pintaa.



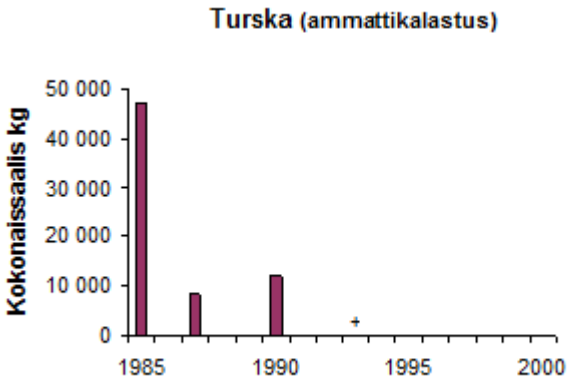


Kuva 19. Pää- (PK) ja sivuammattikalastajien (SK) lukumäärä vuosina 1987−2004 (yläkuva) sekä kotitarve- ja virkistyskalastuksessa käytettyjen verkkojen lukumäärä (pohja- ja pintaverkot, kpl) vuosina 1987−2007 (alakuva) Rauman edustan merialueella. Lähde: Holsti (2008).

Selkämeren ekosysteemin kannalta mielenkiintoisia lajeja ovat mereiset lajit, koska näillä kannan kokoon ja kalojen esiintymiseen vaikuttaa meriveden suolapitoisuus selvimmin.

Turskaa tavattiin Rauman edustan merialueella 1970-luvun alkupuolella (Oy Keskuslaboratorio 1973), joskaan saaliin määrästä ei ole tietoja. Itämeren suolapitoisuuden kasvu 1970-luvun loppupuolella vahvisti sittemmin Pohjois-Itämeren turskakantaa (Heikinheimo 2008), mikä heijastui myös Selkämerelle. Vuonna 1985 turska oli Rauman merialueella kilomääräisesti toiseksi runsain saalislaji (Oy Vesi-Hydro Ab 1986). Ammattimaisen pyynnin vuotuinen turskasaalis Rauman edustalla oli tuolloin lähes 50 tonnia (kuva 20). Turskan saalismäärä ammattikalastuksessa väheni tämän jälkeen nopeasti ja v. 1993 on tilastoitu enää 2 kg:n suuruinen vuosisaalis. Ammattikalastuksessa ei turskasta ole mainintoja tämän jälkeen lukuun ottamatta vuotta 2007, jolloin saaliiksi on ilmoitettu 1 kg (Holsti 2008). Kotitarve- ja virkistyskalastajat saivat kalastustiedustelun mukaan saaliiksi vielä vuonna 1997 joitakin yksilöitä. Turska näyttää siten

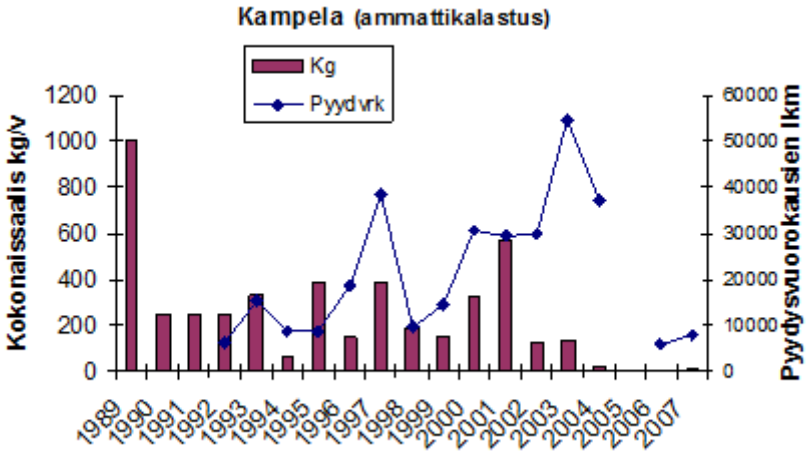
hävinneen Rauman edustalta käytännöllisesti katsoen kokonaan 1990-luvun alkuvuosina, joskin lajia voidaan tavata edelleenkin yksittäin, satunnaisina harhailijoina Itämeren pääaltaalta.

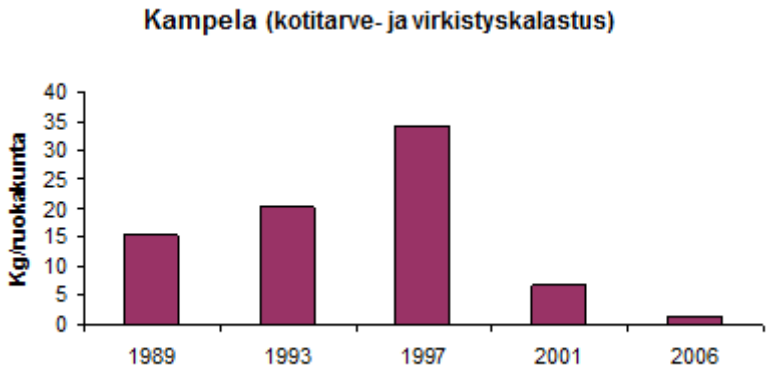


Kuva 20. Turskasaalis (kg) ammattikalastuksessa (yläkuva) sekä kotitarve- ja virkistyskalastuksessa (kokonaissaalis kg ja keskimääräinen saalis kg/ruokakunta; alakuva) Rauman edustan merialueella eri vuosina. + = saalis < 10 kg/v

Selkämeren kahdesta kampelalajista (kampela ja piikkikampela) mainitaan saalistilastoissa yleensä vain kampela. Tämä johtunee siitä, että Rauman edustalla piikkikampelaa saadaan saaliiksi huomattavasti vähemmän kuin kampelaa, mutta on mahdollista, että molempia lajeja on vain nimitetty kampelaksi. Koska kampela pystyy lisääntymään matalammassa suolapitoisuudessa kuin piikkikampela (Nissling et al. 2002; 2006), se on yleisempi Selkämeren rannikolla ja siten muodostaa myös pääosan saaliista.

Kampelakanta on pienentynyt viime vuosina selvästi kuten sekä ammattikalastuksen että kotitarve- ja virkistyskalastuksen saaliit osoittavat (kuva 21). Ammattikalastajien kampelasaalis väheni vuoden 2002 jälkeen, vaikka esimerkiksi harvoilla verkoilla kalastettaessa pyyntiponnistus (pyydysvuorokausien lukumäärä) samana aikana kasvoi. Kotitarve- ja virkistyskalastuksessa keskimääräinen kampelasaalis (kg/ruokakunta) väheni samoin siten, että kampelan kokonaissaalis oli kalastustiedustelun mukaan 545 kg vuonna 2006. Kampela ei ole turskan tavoin vielä kokonaan hävinnyt alueelta, mutta kanta on ollut heikko 2000-luvun alusta alkaen ja todennäköisesti heikentyy edelleen meriveden suolapitoisuuden alentuessa.





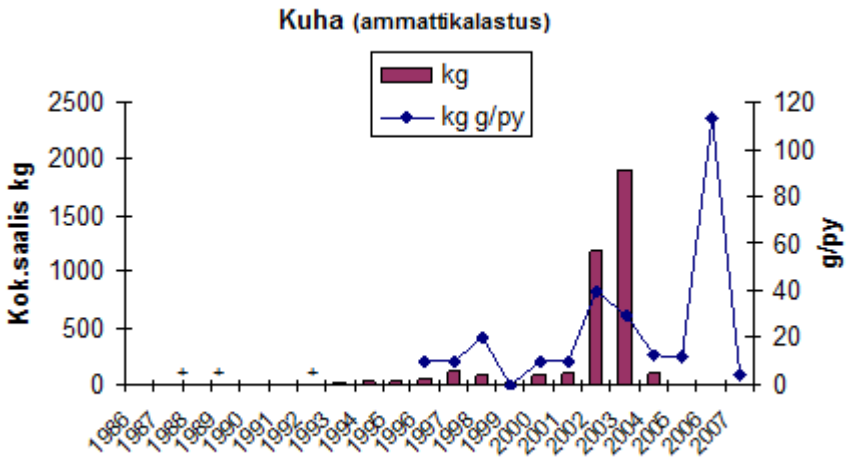
Kuva 21. Kampelan kokonaissaalis (kg/v) ja pyyntivuorokausien lukumäärä ammattikalastuksessa (yläkuva) sekä kotitarve- ja virkistyskalastuksessa (kg/ruokakunta; alakuva) vuosijaksolla 1989−2006/07. Lähde: Holsti (2008).

Silakan osuus koekalastusten saaliissa on jonkin verran pienentynyt (1972: 5.6 %; 2006: 0.6 %), mutta muutos on vähäinen ja todennäköisesti johtuu kalastuskertojen vähäisyydestä. Kalakannan tilaan muutos tuskin voi liittyä, sillä Selkämeren silakkakanta on kasvanut 1980-luvun alusta alkaen ja kanta on vahva edelleenkin (ICES 2010).

Kilohaili on 1980-luvulla ollut Rauman edustalla satunnaisesti esiintyvä laji (Anon. 1986), joskin on mahdollista, että sitä ei aina ole erotettu silakasta lajien samankaltaisuuden vuoksi. 1990-luvun alkupuolella kilohailin yksilömäärät kasvoivat siten, että esimerkiksi vuonna 1993 kotitarve- ja virkistyskalastajat saivat lajia jo jonkin verran saaliiksi (Niinimäki & Hindsberg 1994). Koska kilohaili ei lisäänny Selkämerellä, johtuu saaliin kasvu Rauman merialueella kilohailikannan kasvusta Itämeren pääaltaalla (ICES 2008). Vuonna 2007 kilohaili ei esiinny ammattikalastajien eikä kotitarve- ja virkistyskalastajien saalistilastoissa, mutta verkkokoekalastuksissa kilohailia saatiin, joskin vähäisiä määriä (Holsti 2008).

Makean veden lajeista kiinnostavimpia on kuha, jota ei saatu vuonna 1972 tehdyissä koekalastuksissa eikä myöskään ammatti- tai kotitarve- ja virkistyskalastuksessa ainakaan sellaisia määriä, että saalista olisi tilastoitu. Alueen lajistoon kuha on silti tällöinkin kuulunut (Oy Keskuslaboratorio 1973), joskin ilmeisesti vähälukuisena. Myös 1980-luvun puolivälissä kuha oli Rauman edustalla satunnainen ja vähälukuinen laji (Anon. 1990), jota ei saaliiksi juurikaan saatu. Vuonna 1989 ammattikalastajien kuhasaalis oli vain 3 kg (Niinimäki & Hindsberg 1990), mutta 1990-luvun alkuvuosina saalis alkoi vähitellen kasvaa (kuva 22). Esimerkiksi v. 1993 oli

ammattikalastajien kuhasaalis 23 kg, mutta kotitarve- ja virkistyskalastajien saama saalis kalastustiedustelun mukaan yhteensä 732 kg (Niinimäki & Hindsberg 1994). Erot eri kalastajaryhmien saaman saaliin määrissä ovat ymmärrettäviä, sillä ammattikalastuksessa on toiminut k.o. aikana Rauman edustalla vain muutama kalastaja, kun taas kotitarve- ja virkistyskalastusta harrastavia oli useita satoja. Ammattikalastuksen saalis kuvaa silti todennäköisesti varsin hyvin kuhan yleistymistä Rauman edustalla, sillä rahallisen arvonsa takia lajia olisi epäilemättä kalastettu jo aikaisemmin, mikäli saalista olisi ollut odotettavissa.



Kuva 22. Kuhan kokonaissaalis ammattikalastuksessa (kg) ja kirjanpitokalastuksessa (kg/pyydysyksikkö; harvat verkot) Rauman edustan merialueella vuosina 1988−2004. (+ = kokonaissaalis < 10 kg). Lähde: Anon. (1990); Niinimäki & Hindsberg (2003); Niinimäki & Vatanen (2004)

2.5.2. Rantavyöhykkeen kalasto

Rantavyöhykkeen kalastoa on Rauman edustalla selvitetty nuottauksin vuosina 1986, 1994, 2001 ja 2007 (taulukko 15). Pyyntiteho on ollut enimmäkseen vähäinen, sillä nuottaa on vedetty tietyllä paikalla 1-2 kertaa kesän aikana. Koska tutkimusten ajankohta vaihtelee eri tutkimuskertoina, ei tuloksia voi kaikkina vuosina vertailla keskenään. Vertailuja vaikeuttaa myös se, että nuottauksia ei ole tehty aina täsmälleen samoissa paikoissa, vaikka tutkimuspisteet on pyritty sijoittamaan samalle alueelle. Mahdollisten muutosten havaitsemiseksi paras vaihtoehto olisi seurata täsmälleen samaa ranta-aluetta vuodesta toiseen, koska tällöin monet tutkittavan habitaatin ominaisuuksia määrittelevät tekijät olisivat samoja (etäisyys mantereesta, ekspositio, pohjan profiili ja laatu ym.). Esimerkiksi kivikko- tai kalliopohjaisten rantojen kalalajistoa ei voi verrata hiekkapohjaisten rantojen lajistoon, koska kummassakin habitaatissa elävä lajisto on joka tapauksessa erilainen, johtuen lajien erilaisista ympäristövaatimuksista. Jos tutkimuksessa on kuitenkin mukana erilaisia rantatyyppejä ja tutkimuspisteitä on riittävästi, antavat tulokset todennäköisesti kohtalaisen luotettavan kuvan rantavyöhykkeen kalalajistosta alueella tiettynä aikana.

Vuosien 1986−2007 aikana Rauman saariston rantavyöhykkeestä on vuosittain tavattu 10-16 kalalajia (taulukko 20), joista selvästi yleisimpiä ovat kolmi- ja kymmenpiikki, mutu, salakka, ahven, särki, siloneula ja tokot (Gobiidae). Tokkoja ei ole kaikissa tutkimuksissa määritetty lajitasolle, mutta todennäköisesti laji on useimmissa tapauksissa hietatokko ja/tai liejutokko, joita molempia tavataan Selkämeren rannikolla (Thorman 1983). Kalaston lajikoostumus vastaa kaikkina vuosina hyvin Saaristomeren tilannetta v. 1980 (taulukko 20), jolloin rantavyöhyke oli täälläkin jokseenkin luonnontilainen.

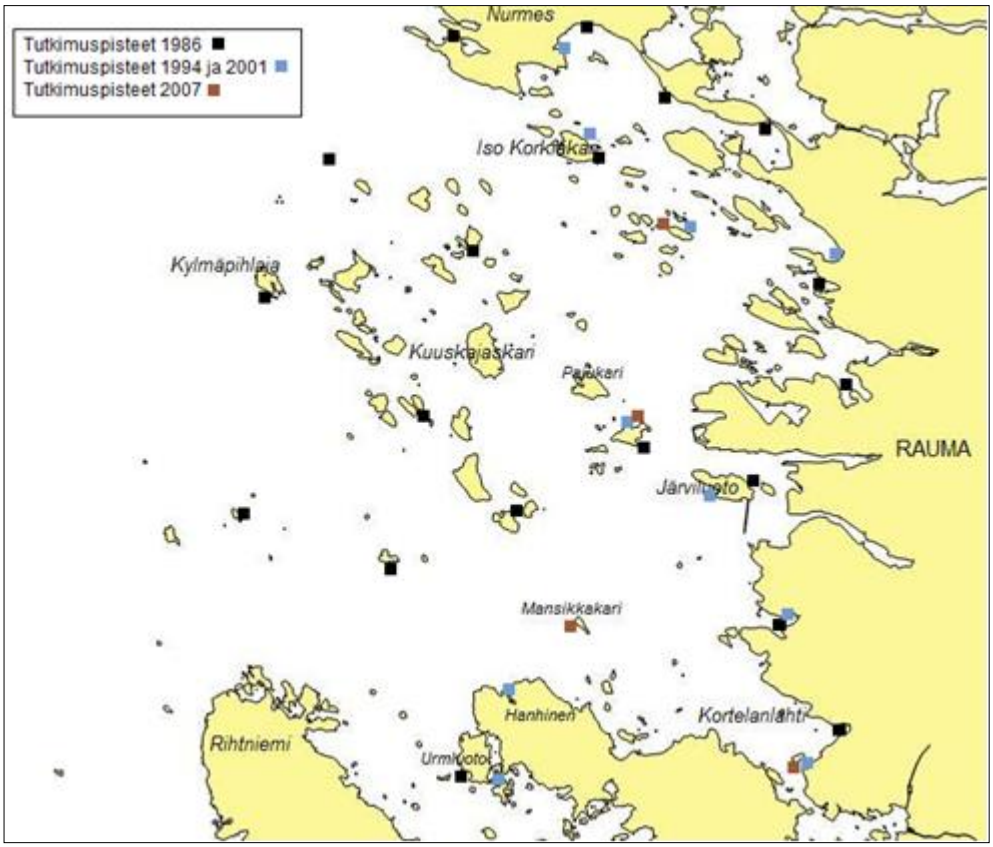
Taulukko 20. Rauman edustalta rantavyöhykkeestä nuotalla saadut kalalajit eri vuosina. Vertailualueena (S80) Saaristomeri (Seilin saaren ympäristö) v. 1980. Merkkien selitys: x = laji esiintyi saaliissa; ? = laji todennäköinen, mutta näytteitä ei määritetty lajitasolle; - = lajia ei saatu Lähteet: Kääriä & Kääriä (1990); Tuominen & Niinimäki (1995); Holsti (2008); Rajasilta et al. (1999)

Laji	1986	1994	2001	2007	S80
Kolmipiikki	x	x	x	x	x
Kymmenpiikki	x	x	x	x	x
Mutu	x	x	x	x	x
Salakka	x	x	x	x	x
Särmäneula	x	-	x	x	x
Siloneula	x	x	x	x	x
Ahven	x	x	x	x	x
Kiiski	-	-	x	-	-
Särki	x	x	x	x	x
Hauki	x	x	x	-	-
Säyne	x	-	-	-	-
Siika	x	-	-	-	-
Kivisimppu	-	-	x	x	-
Silakka	-	-	x	x	-
Gobiidae (Tokot)	x	x	x	x	x
Liejutokko	-	-	x	-	x
Mustatokko	-	-	x	-	x
Hietatokko	x	?	x	?	x
Pikkutuulenkala	-	x	x	x	x
Nokkakala	-	-	-	x	-
Kivinilkka	-	-	-	-	x
Kampelat juv.	-	-	-	-	x
Lajeja yhteensä	**12**	**10**	**16**	**13**	**14**

Taulukossa 21 on esitetty nuottausten tuloksia vuosilta 1994 ja 2001, jolloin tutkimusajankohdat olivat jokseenkin samat (heinäkuu) ja myös tutkimuspisteet (n=10) olivat samoja. Vuosien 1994 ja 2001 aikana lajien runsaussuhteet ovat pysyneet jokseenkin samanlaisina (taulukko 21). Kolmipiikki on molempina vuosina muodostanut lähes 80 % nuottasaaliin yksilömäärästä ja laji oli hyvin yleinen, koska se esiintyi kahdeksalla tutkimuspisteellä kymmenestä (esiintymisfrekvenssi = 80 %). Tokot (Gobiidae), joista suurin osa oli todennäköisesti hietatokkoja ja/tai liejutokkoja, olivat suhteellisen yleisiä ja yksilömäärältään kolmipiikin ohella tärkein kalaryhmä. Vuonna 2007, jolloin nuottaukset tehtiin elokuun lopulla neljässä paikassa, oli kolmipiikin osuus saaliin yksilömäärästä 94 %. Tämä johtuu siitä, että loppukesällä litoraalivyöhykkeessä esiintyy lajin poikasia suurina parvina. Lajien runsaussuhteet ovat muilta osin jokseenkin samanlaisia, mikä viittaa siihen, että suuria muutoksia ei Rauman saariston rantavyöhykkeen kalastossa ole tapahtunut.

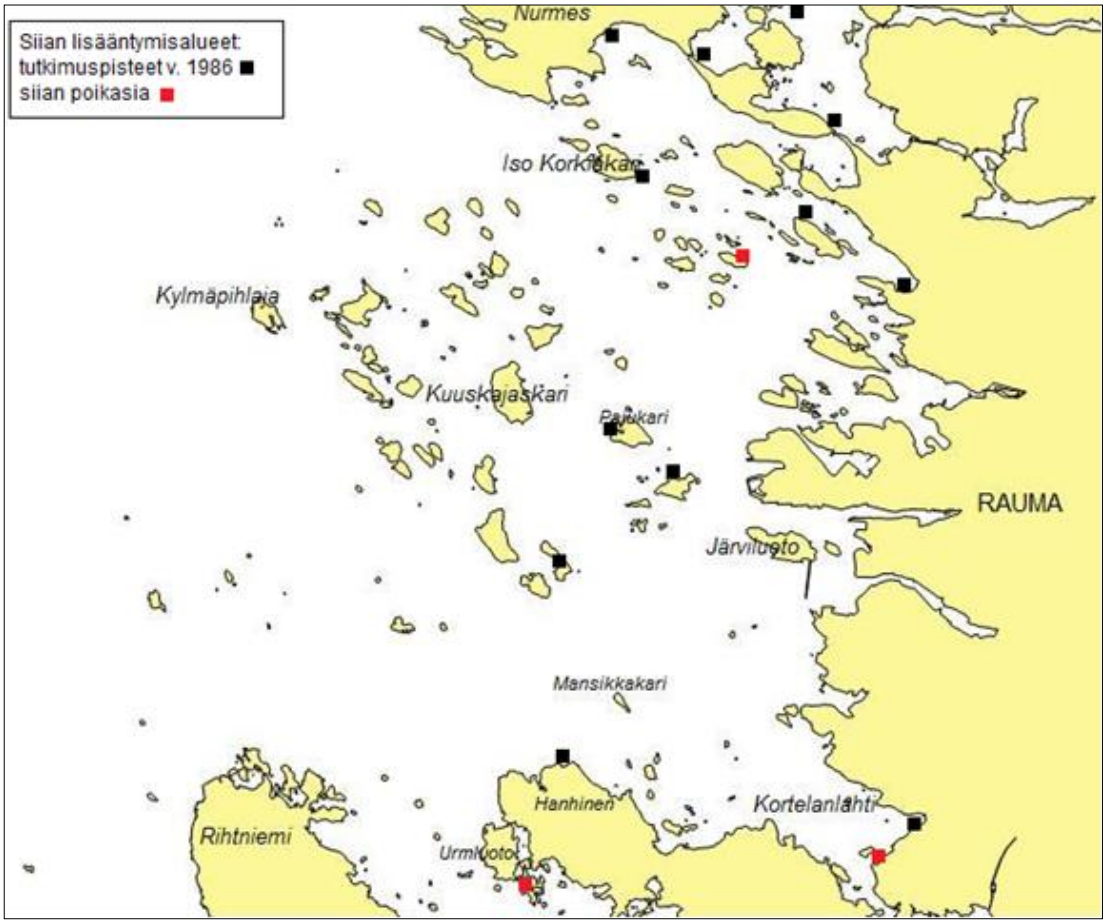
Taulukko 21. Rantanuottausten tuloksia vuosilta 1994, 2001 ja 2007. Keskenään vertailukelpoiset tulokset osoitettu harmaalla värillä. n = tutkimuspisteiden lukumäärä ko. vuotena; N% = lajin yksilömäärä prosentteina kokonaisyksilömäärästä; F% = lajin esiintymisfrekvenssi prosentteina tutkimuspisteitten kokonaismäärästä.

Laji	**1994** 13 −14.7.; n=10		**2001** 3.−4.7.; n=10		**2007** 23.−24.8.; n=4	
	N %	**F %**	**N %**	**F %**	**N %**	**F %**
Kolmipiikki	78.1	80	79.8	80	94.0	100
Kymmenpiikki	<0.1	20	0.2	30	0.2	100
Mutu	-		-		0.8	50
Ahven	7.8	30	1.3	60	3.5	100
Särki	<0.1	10	-		<0.1	25
Salakka	1.2	20	<0.1	10	<0.1	50
Särmäneula	-		-		<0.1	25
Siloneula	-		-		<0.1	25
Hauki	-		<0.1	10	-	
Gobiidae (tokot)	12.6	30	18.6	60	1.3	100
Silakka	-		<0.1	10	<0.1	50
Kivisimppu	-		<0.1	10	<0.1	25
Nokkakala	-		-		<0.1	25
Kokonaisyksilömäärä	*2040*		*5822*		*43479*	



Kuva 23. Paikat, joissa on tehty rantanuottauksia Rauman edustalla vuosina 1986, 1994, 2001 ja 2007 (Kääriä & Kääriä 1990; Tuominen & Niinimäki 1995; Niinimäki et al. 2002; Holsti 2008).

Rantanuottausten keskeisenä tavoitteena on ollut selvittää taloudellisesti merkittävien kalalajien poikastuotantoalueiden sijainti Rauman edustalla. Merikutuinen siika on näistä lajeista tärkeimpiä, sillä siika on aikoinaan lisääntynyt laajalti Selkämeren rannikolla (Himberg 1995), Rauman saaristo mukaan luettuna. Siika laskee mätinsä hiekan ja soran sekaisille pohjille muutaman metrin syvyyteen myöhään syksyllä ja poikaset kuoriutuvat keväällä, yleensä jäiden lähdön aikoihin. Rauman edustalla tehtiin vuonna 1986 laaja tutkimus, jonka tavoitteena oli paikallistaa siian kutupaikat ja poikasten esiintymisalueet (Kääriä et al. 1990). Mätiä ei tutkimuksessa löydetty, mutta siian poikasia saatiin nuottauksissa kolmelta paikalta (kuva 24). Poikasnuottaukset tehtiin toukokuun alkupuolella, jolloin vastakuoriutuneiden ja tätä jonkin verran vanhempien poikasten voidaan olettaa esiintyvän matalissa rantavesissä. Ensimmäisinä elinviikkoinaan siian poikaset ilmeisesti pysyttelevät synnyinpaikkansa lähistöllä, koska niitä on mahdollista saada rantanuotalla myöhemminkin. V. 1986 poikasia saatiin nuotalla kesäkuun lopulla Rihtniemen ja Hanhisten väliseltä alueelta (Kääriä & Kääriä 1990). Myöhemmissä tutkimuksissa ei siian poikasia ole saatu.

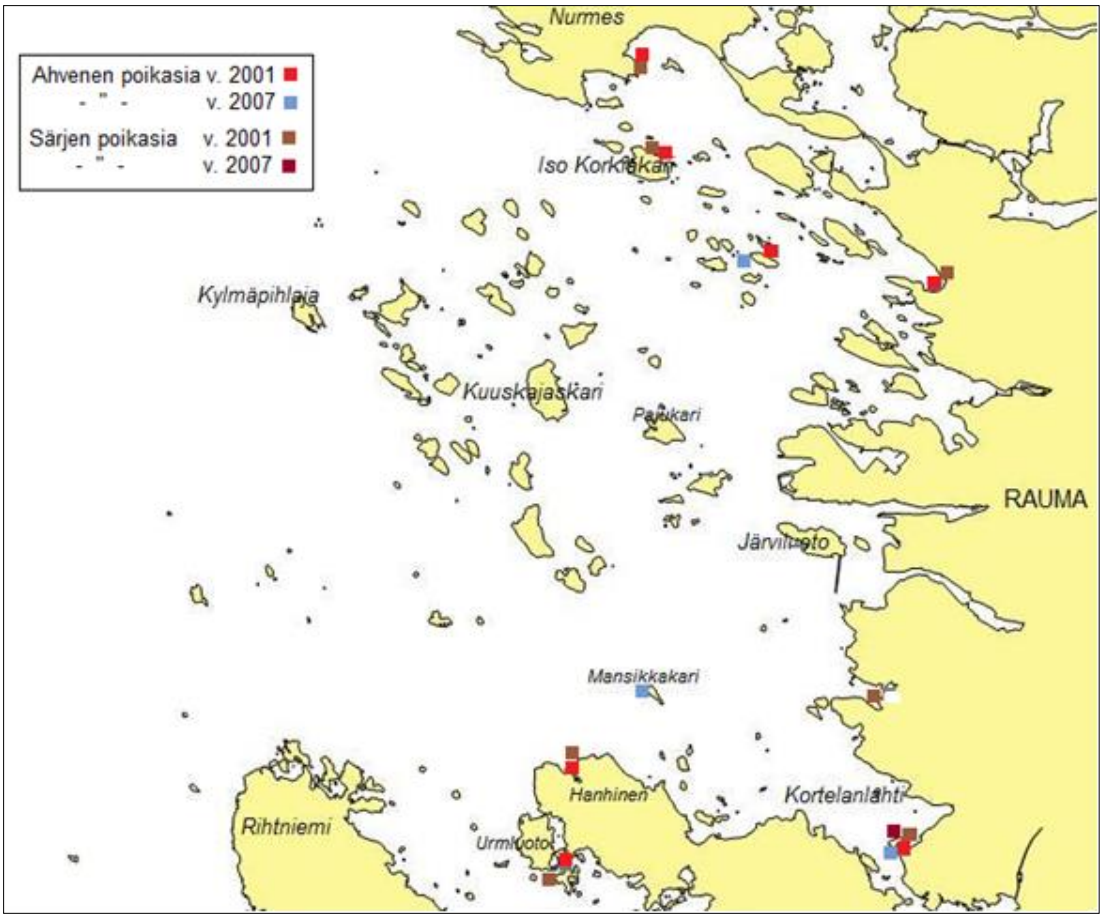


Kuva 24. Siian lisääntymisalueita koskeva tutkimus v. 1986. Tutkimuspisteet ja paikat, joiden nuottasaaliissa esiintyi siian poikasia (Kääriä et al. 1990).

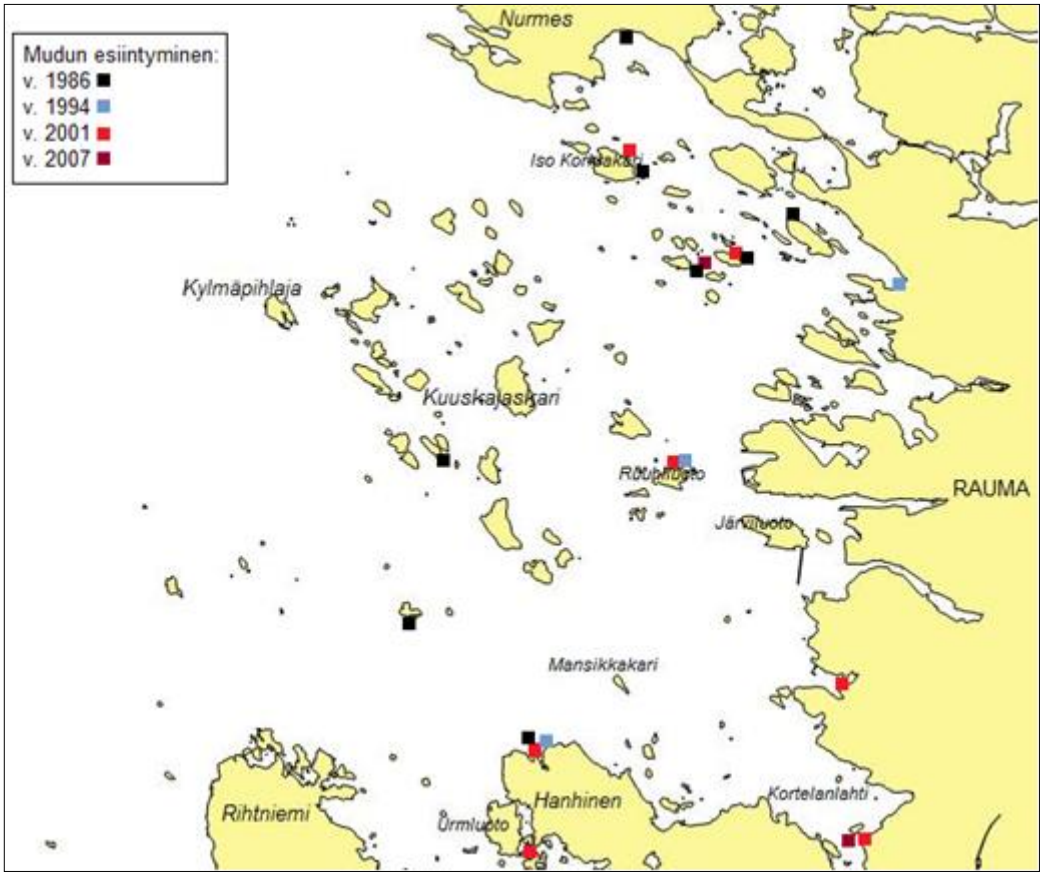
V. 1986 tehdyn tutkimuksen mukaan tärkeitä siian poikastuotantoalueita on Rauman saaristo pohjois- ja eteläosissa (kuva 24). Samoilla alueilla näyttäisivät sijaitsevan myös ahvenen ja särjen poikastuotantoalueet (kuva 25).

Veden laatua ilmentävä mutu on ainakin 2000-luvun alussa esiintynyt eri puolilla Rauman saaristoa, Ruuhiluotoa myöten (kuva 26). V. 2007 lajia ei Ruuhiluodosta saatu, mutta syytä lajin puuttumiseen ei ole mahdollista osoittaa. Syynä voi olla veden laadun heikkeneminen, mutta myös nuottauksissa käytetyt tutkimusmenetelmät kuten nuotan rakenne, nuotanvetojen lukumäärä ja pyynnin ajoittuminen vaikuttavat tuloksiin. V. 2007 nuottaukset tehtiin aikaisin toukokuussa ja toistamiseen

elokuun lopulla. Jos aikuiset kalat ilmaantuivat lisääntymispaikoilleen vasta toukokuun loppupuolella, ei niitä olisi toukokuun alussa voitu saadakaan. Elokuun lopulle tultaessa taas poikaset ovat voineet siirtyä muualle tai ne ovat kerääntyneet parviksi, joiden saaminen nuottasaaliiseen on sattumanvaraista. Toukokuussa ei mutua saatu muiltakaan tutkimuspisteiltä, mutta elokuussa mudun poikasia saatiin Isosta Suokarista ja Kortelanlahdelta (Holsti 2008). Ainakin näillä kahdella alueella mutu on näin ollen lisääntynyt toukokuun lopulla tai kesäkuussa. Koska poikaset ovat olleet elokuussa vielä varsin pienikokoisia (n. 2 cm; Holsti 2008), on epätodennäköistä, että ne olisivat uineet näille paikoille muualta. Siten on mahdollista, että mutu ei lisäänny joka vuosi Ruuhiluodon tapaisilla paikoilla, jotka ovat eniten alttiina ihmistoiminnan vaikutuksille. Koska mutu on tunnetusti hyvä veden laadun indikaattori, on sen esiintymistä tarkoituksenmukaista jatkossakin seurata.



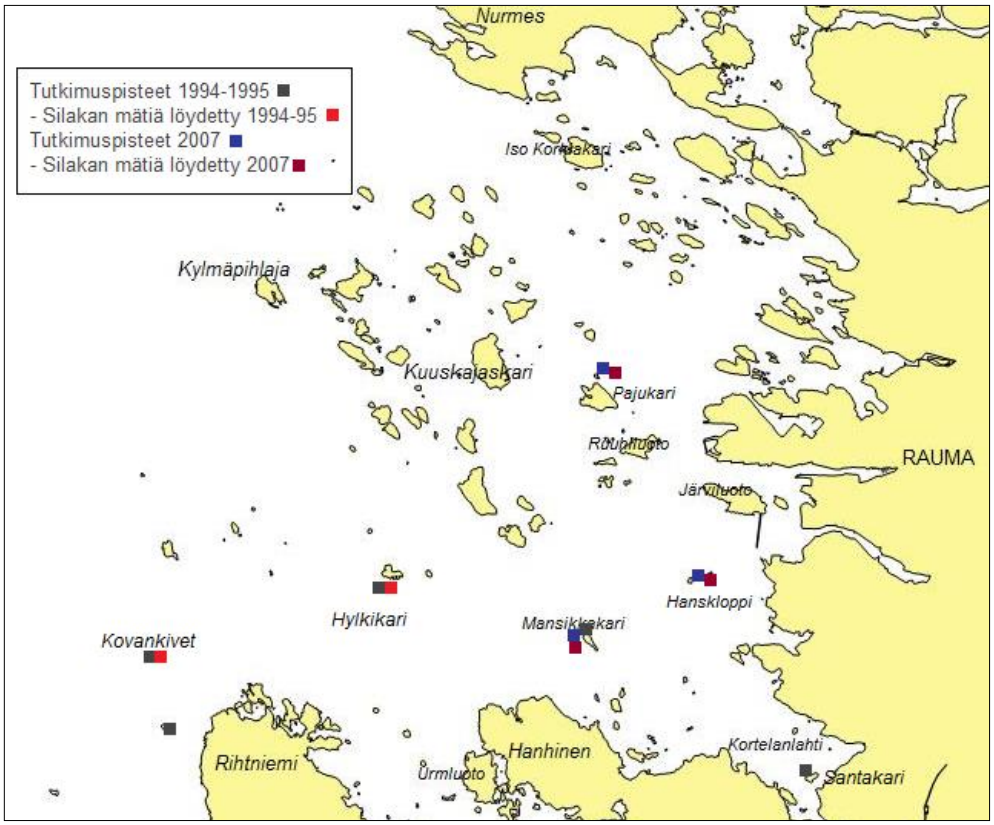
Kuva 25. Ahvenen ja särjen poikasten esiintyminen Rauman edustalla vuosina 2001 ja 2007 tehdyissä nuottauksissa. Kaikki tutkimuspisteet esitetty kuvassa 25. Lähde: Niinimäki et al. (2002); Holsti (2008).



Kuva 26. Mudun esiintyminen rantanuottauksissa v. 1986, 1994, 2001 ja 2007 Rauman edustalla. Kaikki eri vuosina tutkitut pisteet on esitetty kuvassa 23. Lähteet: Kääriä & Kääriä (1990); Kääriä et al. (1990); Tuominen & Niinimäki (1995); Niinimäki et al. (2002); Holsti (2008).

2.5.3. Silakan lisääntyminen ja mädin kuolleisuus

Silakan kutualueita on Rauman edustalla kartoitettu sukellustutkimuksin vuosina 1994−95 ja 2007 (Oulasvirta & Leinikki 1996; Vahteri & O'Brien 2008). 1990-luvulla tutkimus liittyi Rihtniemen väylän rakennustöiden ympäristö- ja kalatalousvaikutuksia koskevaan seurantaan ja v. 2007 jätevesipäästöjen kalataloudellisia vaikutuksia koskevaan seurantaan. Tutkimuspisteet sijaitsivat tämän mukaisesti Rihtniemen ulkopuolella ja Rauman edustalla (kuva 27). Silakan mätiä löytyi näissä tutkimuksissa viideltä paikalta seitsemästä tutkitusta (kuva 27). Tämän perusteella on syytä olettaa, että silakka lisääntyy laajalla alueella Rauman edustalla. Silti on muistettava, että silakka – kuten useimmat kalalajit – ei lisäänny kaikilla kutupaikaksi soveltuvilla paikoilla, vaan kutupaikat ovat yleensä tarkoin rajattuja ja kalat kutevat niillä säännöllisesti vuodesta toiseen (Rajasilta et al. 1993; Kääriä et al. 1997).



Kuva 27. Silakan kutupaikkojen kartoitus Rauman edustalla. Tutkimuspisteet ja paikat, joilla silakan mätiä esiintyi.

Vuosina 1994–95 mädistä ei otettu näytteitä, mutta v. 2007 näytteitä kerättiin kuolleisuuden määrityksiä varten. Mädin kuolleisuus oli poikkeuksellisen korkea (80–90 %) Mansikkakarin ja Hansklopin kutupaikoilla, mutta alhaisempi Pajukarissa (taulukko 22). Esimerkiksi kesäkuun alussa (5.6.) Mansikkakarista ja Hansklopista kerätyissä näytteissä (yhteensä 20) 87–98 % mätimunista oli kuollut kehityksensä loppuvaiheessa (vaihe 15–17). Koska luonnontilaisilla alueilla mädin kuolleisuus on yleensä alhainen (< 10 %), on jätevesiä pidetty todennäköisenä syynä mädin korkeaan kuolleisuuteen Rauman edustalla (Vahteri & O'Brien 2008). Myös Rauman sataman laajennukseen liittyvät ruoppaus- ja läjitystyöt ovat voineet lisätä mädin kuolleisuutta lisääntyneen sedimentaation ja sedimentin sisältämien haitallisten aineiden (mm. orgaaniset tinayhdisteet, PCB) vuoksi.

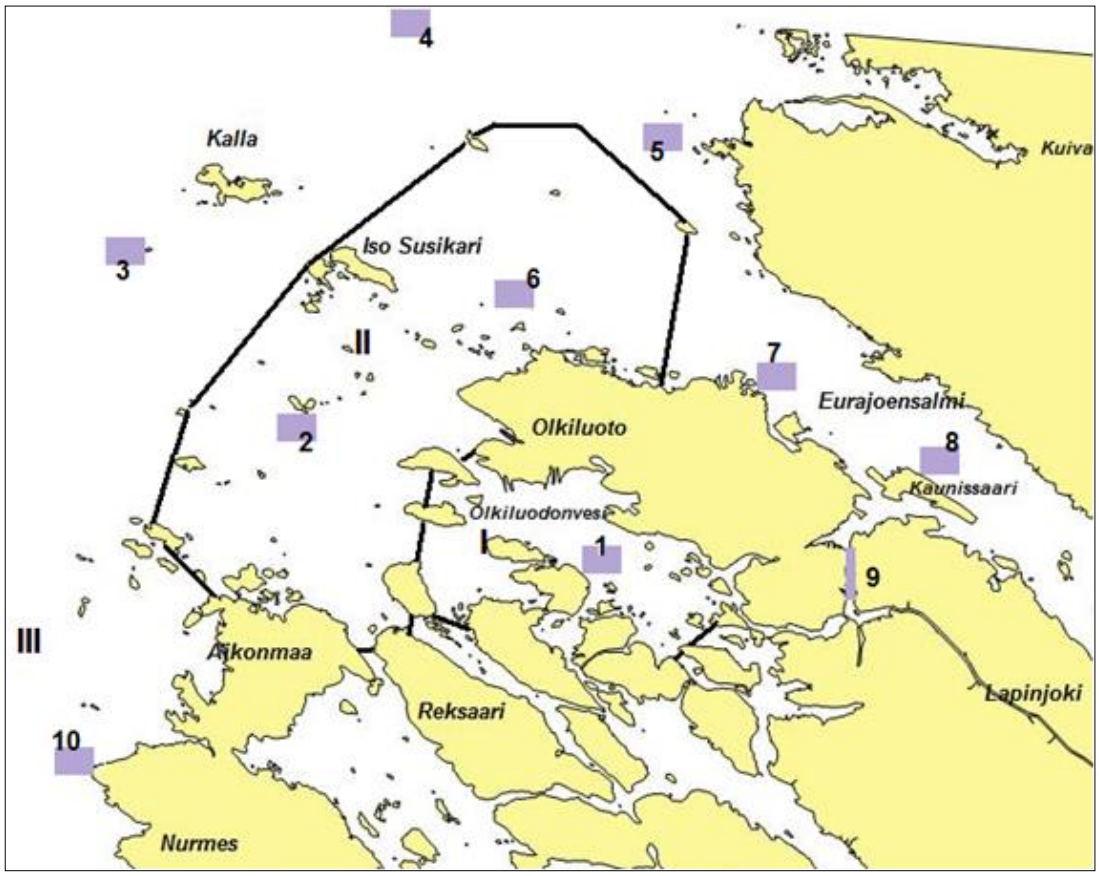
Taulukko 22. Silakan mädin kuolleisuus Rauman edustalla v. 2007. Kuolleisuus laskettu kaikkien näytteiden keskiarvona; N=mädin esiintymisalueelta kerättyjen mätinäytteiden lukumäärä; n=tutkittujen mätimunien lukumäärä (yleensä n. 100 kpl/näyte); T oC= meriveden lämpötila kutupaikalla. Lähde: Vahteri & O'Brien (2008).

Paikka	Kuolleisuus %	N/n	Kehitysvaihe	Aika	T ° C
Mansikkakari	90	10/1000	17 (11)	5.6.	11−15.7
Hansklopp	80	28/2707	15	24.5.−19.6.	11−15
Pajukari	24	5/500	15	19.6.	14

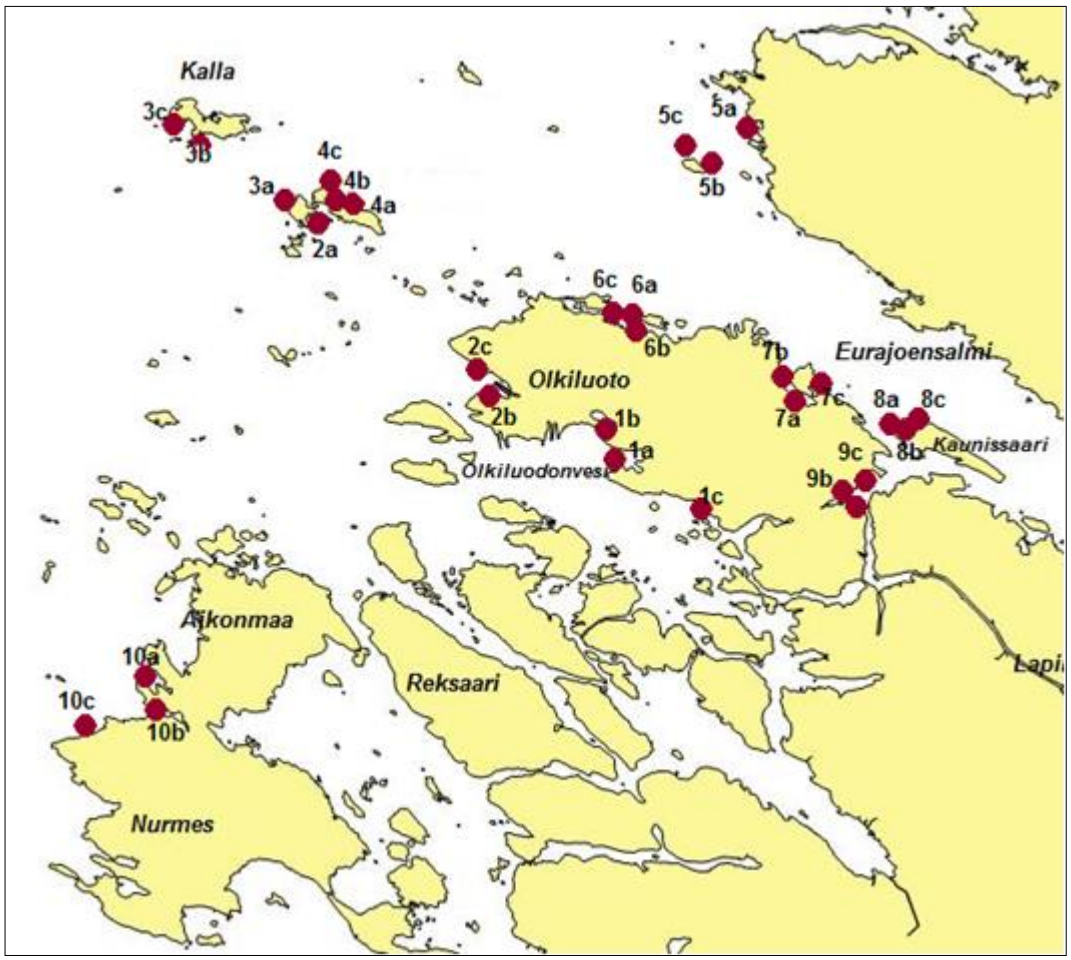
2. 6. Olkiluoto – Eurajoensalmi

Olkiluodon edustan merialueella tehtiin vuosina 1974–76 kalastoselvityksiä rakenteilla olevan Olkiluodon ydinvoimalaitoksen lupahakemukseen liittyen. Tarkoituksena oli kerätä perustietoja alueen kalastosta ennen voimalaitoksen käyttöönottoa, koska mereen laskettavien lauhdevesien oletettiin muuttavan kalojen elinolosuhteita voimalan lähialueilla. Voimalan kaksi laitosyksikköä otettiin käyttöön vuosina 1978 ja 1980, mutta laitoksen tehoa on nostettu vielä käynnistyksen jälkeenkin. Laitoksen jäähdytysvesi otetaan Olkiluodonvedestä ja johdetaan mereen Olkiluodon länsipuolella sijaitsevaan lahteen.

Kalastoa tutkittiin koekalastuksin eri vuodenaikoina kymmenellä tutkimuspisteellä Olkiluodon ympäristössä (kuva 28). Lisäksi tutkittiin rantavyöhykkeen kalastoa ja kalanpoikasten esiintymistä 30 tutkimuspisteessä kesällä ja syksyllä (kuva 29).



Kuva 28. Verkkokoekalastusten pisteet (1-10) vuosina 1974−1985 ja tätä myöhemmin seurannassa käytetty aluejako (I-III) Olkiluodon merialueella; ks. teksti.



Kuva 29. Rantanuottauspisteet Olkiluodon merialueella vv. 1974−76 ja 1980−85. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab (1976, 1985)

Kaikissa koekalastuksissa on käytetty ns. Vekary -verkkosarjaa (silmäkoot 12, 15, 20, 25, 35, 45, 60 ja 75 mm; verkkojen korkeus 1.8 m). Verkot laskettiin illalla satunnaisessa järjestyksessä joko yhteen tai kahteen jataan ja nostettiin seuraavana päivänä. Kalastusaika oli 16−18 tuntia lukuun ottamatta talvikalastusta, jolloin verkot olivat vedessä kaksi vuorokautta.

Koekalastuksia tehtiin Olkiluodon merialueella samassa laajuudessa vuoteen 1985 asti (taulukko 23). Tämän jälkeen seurantaohjelmaa supistettiin ja koekalastukset tehtiin vuodesta 1988 alkaen ainoastaan elokuussa 3-4 vuoden välein. Osa tutkimuspisteistä (mm. Eurajoensalmi) jätettiin ohjelmasta pois ja osa yhdistettiin yhdeksi alueeksi. Siten alkuperäisistä tutkimuspisteistä n:o 1 (Olkiluodonvesi; kuva 28) muutettiin alueeksi I; pisteet 2 ja 6 yhdistettiin alueeksi II ja piste 10, joka alun perin valittiin seurannan vertailualueeksi, nimettiin alueeksi III. Kullakin alueella koekalastus tehtiin edelleen Vekary -verkkosarjalla, mutta kalastus tehtiin kahdesti kolmella paikalla (taulukko 23).

Taulukko 23. Olkiluodon merialueella tehdyt koekalastukset vuosina 1974−2006. Kalastuksissa käytetty Vekary -verkkosarjaa (silmäkoot 12, 15, 20, 25, 35, 45, 60 ja 75 mm; verkon korkeus 1.8 m). Koekalastuspisteet on esitetty kuvassa 28.

Aika	Alue/ pisteet	Kalastuksia	Verkko-kertoja	Huomautuksia
20.−25.5.1974	1−10	1/tutk.piste	80	
15.−25.7.1974	- ” -	- ” -	80	
14.−24.10.1974	- ” -	- ” -	80	
2.−6.3.1975	1,2,6,7,8,9	- ” -	48	Vaikeat jääolot; osalla pisteistä kalastus siirtyi seur. vuoteen
7.−10.4.1975	3,4, 5,10	- ” -	32	
19.−24.5.1975	1−10	- ” -	80	
11.−21.8.1975	- ” -	- ” -	80	
14.−24.10.1975	- ” -	- ” -	80	
3.−13.2.1976	1,2,6,7,8,9	- ” -	48	Vaikeat jääolot estivät kalastusta uloimmilla pisteillä
3.−6.5.1976	3,4, 5, 10	- ” -	32	
20.30.10.1980	- ” -	- ” -	80	
27.1.−4.2.1981	1,2,7,8,9	- ” -	40	Vaikeat jääolot estivät kalastusta uloimmilla pisteillä
26.−30.4.1981	3,4,5,6, 10	- ” -	40	
25.−29.5.1981	1−10	- ” -	80	
3.−14.8.1981	- ” -	- ” -	80	Kalastettu myös pintaverkoilla sekä pisteillä 2,3 ja 10 lisäksi välivedessä
2.−11.11.1981	- ” -	- ” -	80	
23.2.−4.3.1982	- ” -	- ” -	80	Kalastus onnistunut kaikilla pisteillä jäältä
3.−7.5.1982	- ” -	- ” -	80	
16.8.−1.9.1982	- ” -	- ” -	80	
22.10.−1.11.1984	- ” -	- ” -	80	
28.1.−8.2.1985	- ” -	- ” -	80	Kalastus onnistunut kaikilla pisteillä jäältä
13.−17.5.1985	- ” -	- ” -	80	
5.−16.8 1985	- ” -	- ” -	80	Kalastettu myös pintaverkoilla sekä pisteillä 2,3 ja 10 lisäksi välivedessä
3.−9.8.1988	Alueet I, II ja III	2 x 3paikkaa /alue	48	Seurantaohjelman muutos: alue I ≈ piste 1; alue II ≈ pisteet 2 - 6 ja alue III ≈ piste 10
12.−22.8.1991	- ” -	- ” -	48	
1.−11.8.1994	- ” -	- ” -	48	
10.−19.8.1998	- ” -	- ” -	48	
12.−21.8.2002	- ” -	- ” -	48	
29.8.−6.9.2006	- ” -	- ” -	48	

Rantanuottauksissa käytetyn nuotan pyytämä alue oli n. 400 m² ja perän silmäharvuus 2 mm (Oy Vesi-Hydro Ab 1976). Nuotanvetojen lukumäärää/paikka ei ole mainittu tutkimusraporteissa, mutta ilmeisesti kussakin paikassa nuottaa on vedetty kerran kunakin ajankohtana. Nuotanvetojen lukumäärä oli tämän mukaisesti 30/tutkimuskerta koko tutkimusalueella (kuva 29). Nuottaus tehtiin seuraavina ajankohtina:

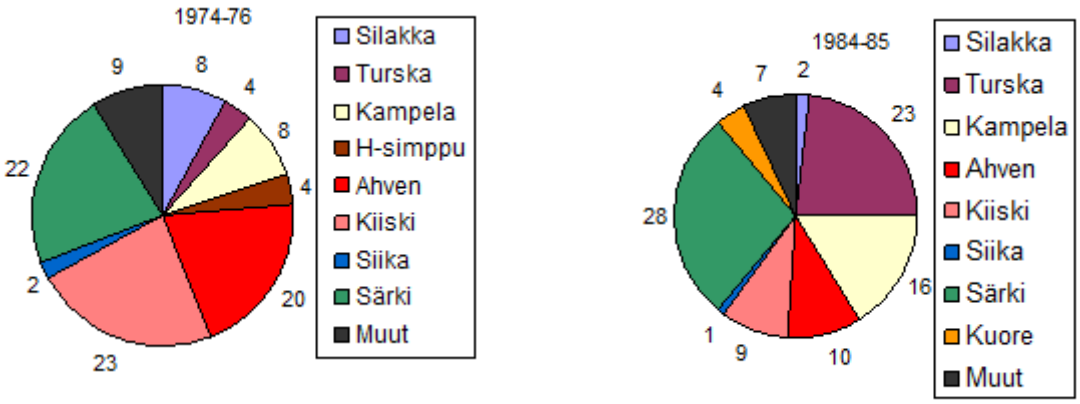
15.−25.7.1974	14.−24.10.1975	16.−31.8.1982
14.−24.10.1974	20.−30.10.1980	22.10.−3.11.1984
11.−21.8.1975	3.−14.8.1981	5.−16.8.1985

2.6.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset

Varhaisimpien kalastoa koskevien selvitysten aikaan 1970-luvun puolivälissä Olkiluodon merialue oli luonnontilainen, lukuun ottamatta Eurajoen ja Lapinjoen suualueita, joilla jokivesien vaikutus oli havaittavissa rehevyystason nousuna (Oy Vesi-Hydro Ab 1975). Tuolloin tehty kalastotutkimus oli suhteellisen laajamittainen, sillä se käsitti eri vuodenaikoina tehtyjä koekalastuksia ja rantanuottauksia paikoilla, jotka edustivat aluetta ulkosaaristosta sisäsaariston suojaisiin lahtiin ja salmiin (kuva 28). Merialueella toimi myös kymmeniä pää- tai sivutoimisia ammattikalastajia ja käytössä oli useita eri pyydystyyppejä (Oy Vesi-Hydro Ab 1975). Olkiluodon merialueen kalastosta on siten saatu jokseenkin kattava käsitys aikana, jolloin ydinvoimalaitoksen toiminta ei vielä ollut alkanut.

Vuosina 1974–76 Olkiluodon merialueelta saatiin eri menetelmin noin 40 kalalajia (taulukko 24). Kalastustiedustelujen, koekalastusten ja rantanuottausten mukaan merialueelta tavattiin siten lähes kaikki Selkämeressä vakituisesti elävät lajit. Yksistään verkkokoekalastusten saaliissa lajeja oli 26, kun tarkastellaan kaikilta tutkimuspisteiltä (1-10) saatua kokonaissaalista. Näistä yleisimpiä olivat kiiski (23 % saaliin painosta; kuva 30), särki (22 %), ahven (20 %), kampela (8 %), silakka (8 %), turska (4 %) ja härkäsimppu (4 %). Muita lajeja olivat mm. siika (2 %), kuore (4 %), hauki (1 %) ja made (1 %). Esimerkiksi lahnan ja pasurin määrä alueella oli vähäinen (< 1 % kokonaissaaliista) ja molemmat lajit esiintyivät ainoastaan Eurajoensalmen pisteillä 7, 8 ja 9.

1980-luvun puolivälissä kalastoselvitys tehtiin samassa laajuudessa kuin vuosina 1974–76. Lajisto oli jokseenkin sama lukuun ottamatta joitakin vähälukuisia lajeja, jotka esiintyvät saaliissa yleensäkin satunnaisesti (esim. rasvakala). Särki oli edelleen runsaslukuinen (28 %), mutta etenkin mereisten lajien kuten turskan (23 %) ja kampelan (16 %) osuus kokonaissaaliissa oli selvästi kasvanut (kuva 30). Kiisken ja ahvenen osuudet vastaavasti vähenivät ja esimerkiksi härkäsimppu hävisi alueelta lähes kokonaan.



Kuva 30. Eri kalalajien runsaussuhteet (% koekalastussaaliin kokonaispainosta) Olkiluodon merialueella vuosina 1974−76 ja 1984−85. Osuudet laskettu keskiarvoina 10 koekalastuspisteellä saadusta saaliista. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab (1976, 1985).

Taulukko 24. Olkiluodon merialueella tavatut kalalajit eri vuosijaksoina. Tulokset saatu eri menetelmillä eri vuosina*). Merkkien selitykset: (x)= laji esiintyi saaliissa; (-)= lajia ei saatu; (..)= lajia ei tavattu, todennäköisesti tutkimusmenetelmästä johtuen; (?)= lajitason määritys puuttuu

Laji	**1974−76[1)]**	**1982−85[1)]**	**1989−94 [2)]**	**2002−06 [2)]**
Nahkiainen	x	-	-	-
Silakka	x	x	x	x
Kilohaili	x	x	-	-
Siika	x	x	x	x
Muikku	x	-	x	-
Lohi	x	x	x	x
Meritaimen	x	x	x	x
Kirjolohi	-	-	x	x
Kuore	x	x	x	x
Hauki	x	x	x	x
Lahna	x	x	x	x
Salakka	x	x	x	x
Pasuri	x	x	x	x
Seipi	x	-	x	-
Säyne	x	x	x	x
Mutu	x	x	..	..
Särki	x	x	x	x
Sorva	x	x	-	-
Vimpa	-	x	x	x
Ankerias	x	x	-	x
Turska	x	x	x	-
Made	x	x	x	x
Kolmipiikki	x	x	..	..
Kymmenpiikki	x	x	..	..
Vaskikala	x	-	..	..
Siloneula	x	x	..	..
Särmäneula	x	-	..	..
Kiiski	x	x	x	x
Kuha	x	x	x	x
Ahven	x	x	x	x
Liejutokko	x	?	..	..
Hietatokko	x	x	..	..
Mustatokko	-	x		
Piikkisimppu	x	x	-	-
Kivisimppu	-	x	..	..
Härkäsimppu	x	x	x	x
Isosimppu	x	-	-	-
Rasvakala	x	-	-	-
Kivinilkka	x	x	x	x
Pikkutuulenkala	x	?	-	-
Isotuulenkala	x	?	x	-
Piikkikampela	x	x	x	-
Kampela	x	x	x	x
Lajeja yhteensä	**39**	**33**	**25**	**21**

*) 1= Koekalastus (verkot & rantanuotta) laajalla alueella ympärivuotisesti + kalastustiedustelut; 2= koekalastus (verkot) suppealla alueella elokuussa + ammattikalastajien saalistiedot

Kalalajien lukumäärä pieneni 1980-luvun loppupuolella ja tämän jälkeen (taulukko 24), mikä johtuu ensisijaisesti pyyntimenetelmistä. Vuosina 1988–2006 verkkokoekalastukset on tehty ainoastaan elokuussa, jolloin viileää vettä suosivia lajeja ei välttämättä saada saaliiksi, koska ne voivat hakeutua syvänteisiin tai rannikkovesistä ulommas merelle. Toisaalta seurantatutkimuksessa vertailualueeksi valittu alue III (piste 10) Nurmeksen länsipuolella edustaa luonnontilaista Selkämeren ulkosaaristoa, jossa veden lämpötila on avomeren läheisyydestä johtuen matalampi kuin sisempänä saaristossa eikä

voimalaitoksen lauhdevesienkään vaikutus ulotu tälle alueelle asti. Siten viileän veden lajien voisi olettaa esiintyvän alueella myös keskikesällä. Suurin syy lajimäärän pienenemiseen on kuitenkin rantanuottausten lopettaminen vuoden 1985 jälkeen, sillä nuottauksilla on aikaisemmin saatu 9-10 rantavyöhykkeessä elävää kalalajia, joita ei saada saaliiksi muilla pyyntimenetelmillä (mm. kolmipiikki, kymmenpiikki, hietatokko, liejutokko, mutu, siloneula, särmäneula, kivisimppu, vaskikala, pikkutuulenkala). Näiden lajien häviäminen koko Olkiluodon merialueelta on epätodennäköistä, vaikka paikallisia muutoksia on epäilemättä tapahtunut alueilla, joille lauhdevesien vaikutus ulottuu.

Olkiluodon ympäristön kalalajistossa on tapahtunut joitakin selviäkin lajistomuutoksia. Esimerkiksi turska ei alueella enää esiinny, mikä on seurausta kannan heikosta lisääntymisestä Itämeren pääaltaalla. Myös piikkikampela näyttäisi hävinneen alueen kalastosta, mikä todennäköisesti sekin liittyy meriveden suolapitoisuuden alenemiseen. Kirjolohi puolestaan on ilmaantunut uutena lajina alueen kalastoon 1980-luvun puolivälissä verkkoallaskasvatuksen yleistyessä Selkämeren rannikolla.

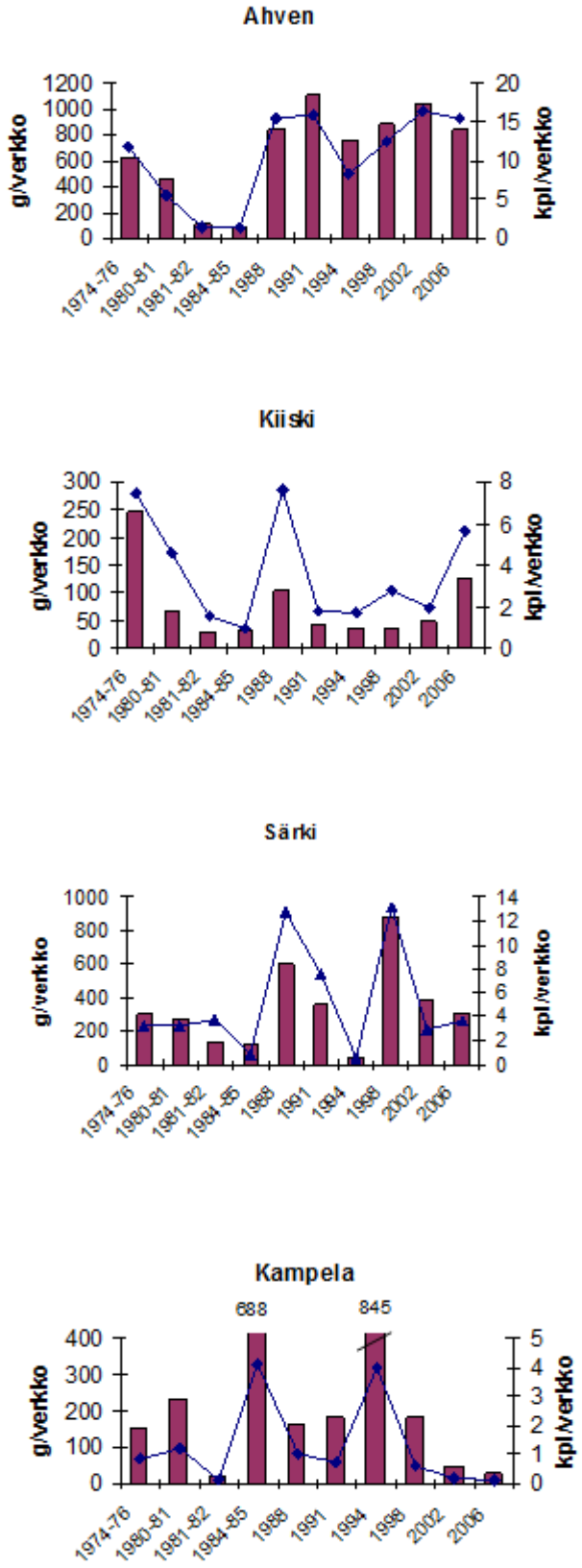
Muutoksia eri lajien kannan vahvuudessa on periaatteessa mahdollista selvittää koekalastusten tuloksista, koska pyyntivälineenä on käytetty samanlaista verkkosarjaa koko aikajakson ajan, jolloin Olkiluodon merialueen kalakantoja on seurattu ja alueetkin ovat pääosin samoja. Tulokset on kuitenkin aikanaan raportoitu siten, että vuosina 1974–85 saatuja tuloksia ei voi luotettavasti vertailla vuosina 1988–2006 saatuihin tuloksiin. Koekalastusten aineistot on yhdistetty joko ajankohdittain (kaikkien pisteiden tulokset yhdessä) tai pisteittäin (eri vuodenaikoina saadut tulokset yhdessä) eikä niistä ole mahdollista eritellä esimerkiksi tietyn pisteen koekalastustuloksia elokuussa, jolloin tulokset olisivat täysin vertailukelpoisia vuosien 1988–2006 tulosten kanssa. Kalojen erilainen esiintyminen rannikkovesissä eri vuodenaikoina voi siten aiheuttaa tuloksiin virhettä, mikä on otettava huomioon kalaston koostumuksen pitkäaikaismuutoksia arvioitaessa.

Kokonaiskalansaalis (kg/verkkokerta) koekalastuksissa on kuitenkin pysynyt jokseenkin ennallaan kaikilla kolmella osa-alueella, jos verrataan vuosien 1974–75 ja 2006 tuloksia keskenään (taulukko 25). Vuoden 2006 saalis on jonkin verran pienempi (1.06–1.53 kg/verkkokerta) kuin vuosina 1974–75 (1.46–1.87 kg/verkkokerta), mutta ero saattaa johtua koekalastusten erilaisesta ajankohdasta. Niistä lajeista, jotka 1970-luvulla olivat valtalajeja Olkiluodon merialueen kalastossa (ahven, kiiski, särki, silakka, turska, kampela, härkäsimppu; kuva 30), ahven näyttäisi runsastuneen kaikilla alueilla ja kiiski puolestaan vähentyneen. Yleisesti vähentyneitä tai kokonaan hävinneitä ovat mereiset lajit (turska, piikkikampela, kampela, härkäsimppu).

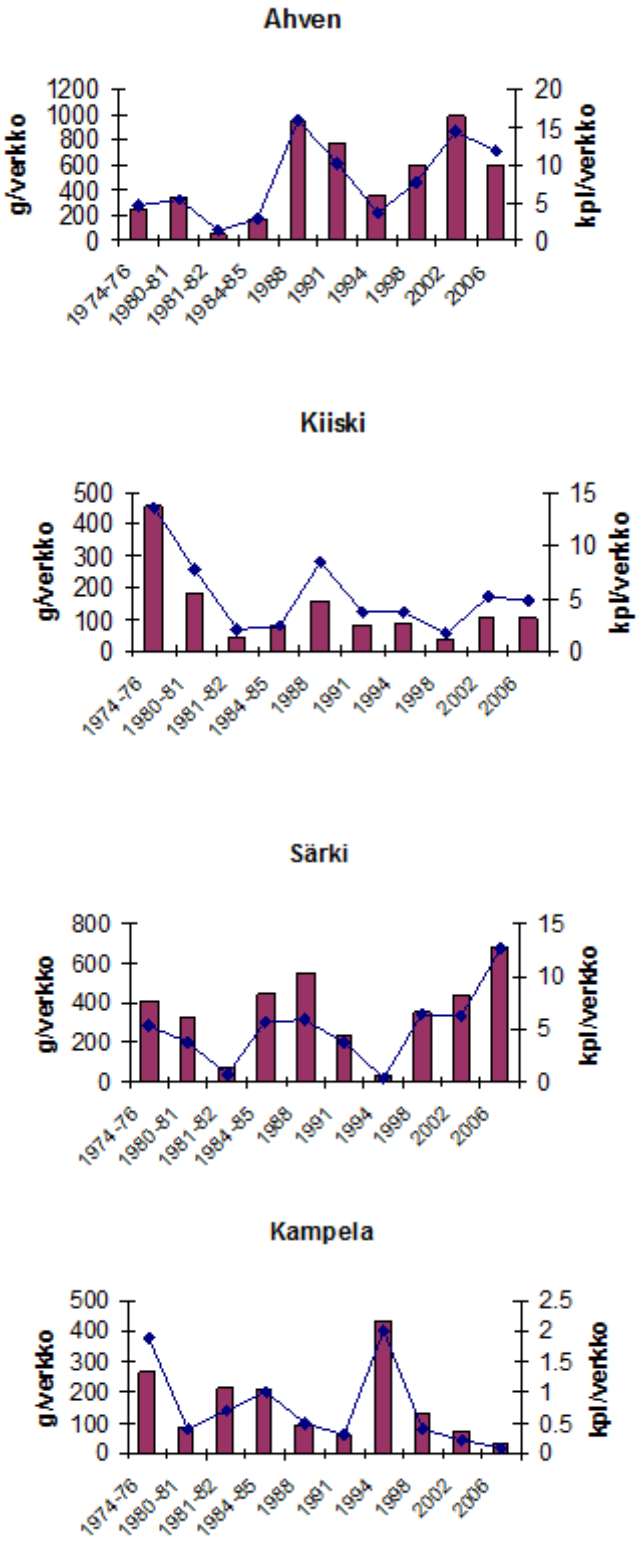
Seurantatutkimuksen kaikilla osa-alueilla (I-III) ahvenen yksikkösaalis (g/verkko ja kpl/verkko) on mahdollisesti jonkin verran kasvanut vuodesta 1974–76 vuoteen 2006 (kuvat 31, 32 ja 33). Kiisken yksikkösaalis on puolestaan vähentynyt, joskin alueella III (Nurmeksen länsipuoli) kiisken yksikkösaalis on uudelleen kasvanut v. 2006. Kampela on selvästi vähentynyt 2000-luvun aikana alueilla II ja III ja kokonaan hävinnyt saaliista alueella I (Olkiluodonvesi), jossa se oli vähälukuinen jo 1970-luvulla. Särjen yksikkösaaliissa ei ole selvää muutossuuntaa millään kolmesta osa-alueesta, joskin osa-alueella II särkikanta näyttäisi voimistuneen vuoden 1994 jälkeen, jolloin se oli alhaisimmillaan. Alueella I (Olkiluodonvesi) merkittävin muutos on pasurikannan kasvu (kuva 33), sillä pasurin yksikkösaalis on kasvanut erityisesti vuosien 1994 ja 1998 välillä. Kannan voimistuessa pasuria on alkanut esiintyä myös ulommilla alueilla (II ja III), joilla sitä ei 1970-luvulla lainkaan tavattu.

Taulukko 25. Eri kalalajien %-osuus Vekary -verkoilla saadun koekalastussaaliin painosta pisteillä 1 (alue I), 2-6 (alue II) ja 10 (alue III) vuosina 1974-76 ja 2006. Vertailussa on huomattava, että vuosina 1974−76 koekalastus tehtiin kaikkina vuodenaikoina, v. 2006 ainoastaan elokuussa. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab (1976, 1985); Lintinen (2007)

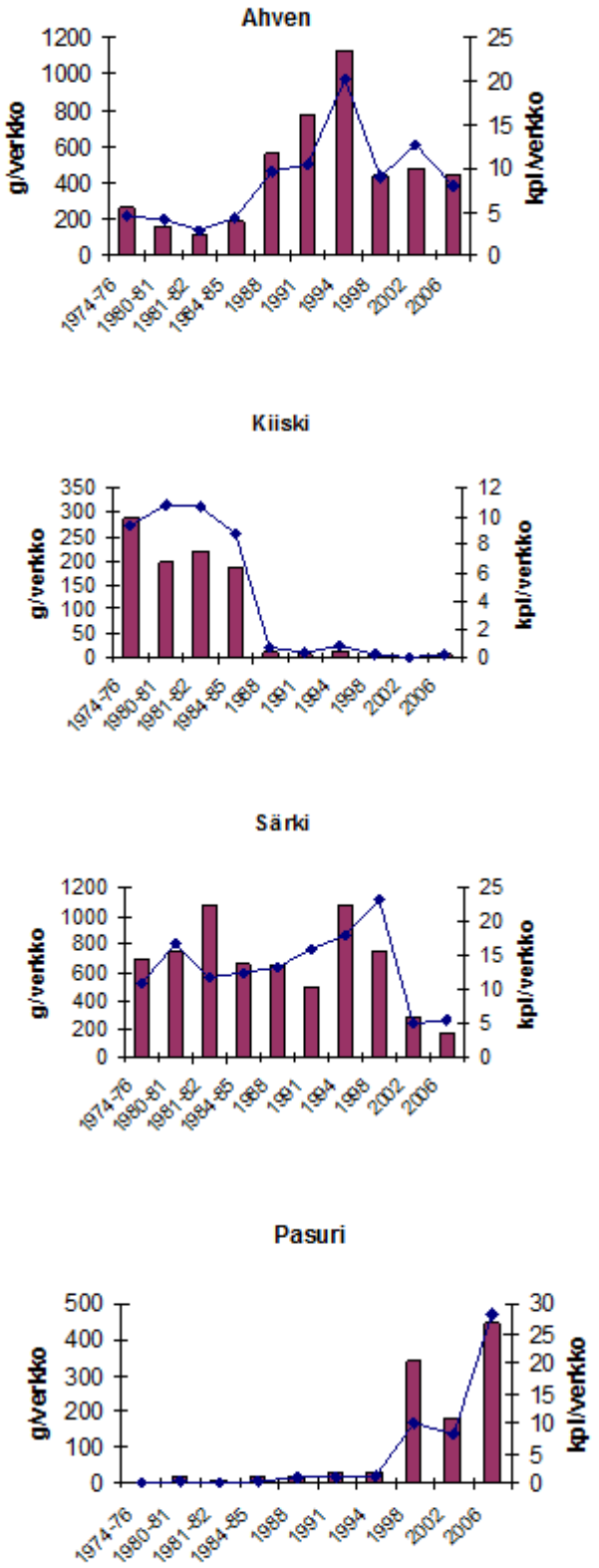
Laji	Piste 1 (I)		Pisteet 2-6 (II)		Piste 10 (III)	
	1974−76 (%)	2006 (%)	1974−76 (%)	2006 (%)	1974−76 (%)	2006 (%)
Silakka	5.4	<1	6.6	1.5	18.5	12.2
Siika	0.2	-	1.7	<1	<1	1.2
Muikku	<1	-	<1	-	-	-
Kuore	0.9	-	7.6	<1	<1	<1
Hauki	1.9	2.6	-	1.2	-	-
Säyne	3.5	-	-	-	-	-
Särki	47.6	11.9	22.4	45.6	16.1	20.1
Seipi	-	-	<1	-	<1	-
Sorva	-	-	<1	-	<1	-
Lahna	<1	21.4	-	-	-	-
Salakka	0.2	<1	-	-	<1	-
Ahven	18.4	31.7	13.2	40.0	32.8	55.4
Kiiski	19.4	0.5	25.2	6.7	13.1	8.3
Kampela	2.3	<1	14.8	2.0	8.1	1.9
Piikkikampela	-	-	<1	-	-	-
Kuha	-	<1	<1	2.0	<1	<1
Pasuri	-	31.5	-	<1	-	<1
Kivinilkka	-	-	<1	-	1.5	<1
Isotuulenkala	-	-	-	-	<1	-
Härkäsimppu	-	-	4.2	-	1.9	-
Piikkisimppu	-	-	-	-	<1	-
Rasvakala	-	-	<1	-	-	-
Turska	-	-	-	-	1.9	-
Made	-	-	2.4	-	1.3	-
Saalis/verkko-kerta (kg)	**1.46**	**1.06**	**1.81**	**1.51**	**1.87**	**1.53**
Verkkokertoja	**64**	**64**	**128**	**48**	**64**	**48**



Kuva 31. Ahvenen, kiisken, särjen ja kampelan yksikkösaaliit koekalastuksissa Nurmeksen länsipuolella (=alue III) vuosina 1974−85 ja 1988−2006. Huom! vv. 1974−85 koekalastus tehtiin kaikkina vuodenaikoina, vv. 1988−2006 ainoastaan elokuussa. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007). Pylväs: g/verkko; viiva: kpl/verkko



Kuva 32. Ahvenen, kiisken, särjen ja kampelan yksikkösaaliit (g/verkko; kpl/verkko) koekalastuksissa Olkiluodon länsipuolella (=alue II) vuosina 1974−85 ja 1988−2006. Huom! vv. 1974−85 koekalastus tehtiin kaikkina vuodenaikoina, vv. 1988−2006 ainoastaan elokuussa. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007). Pylväs: g/verkko; viiva: kpl/verkko

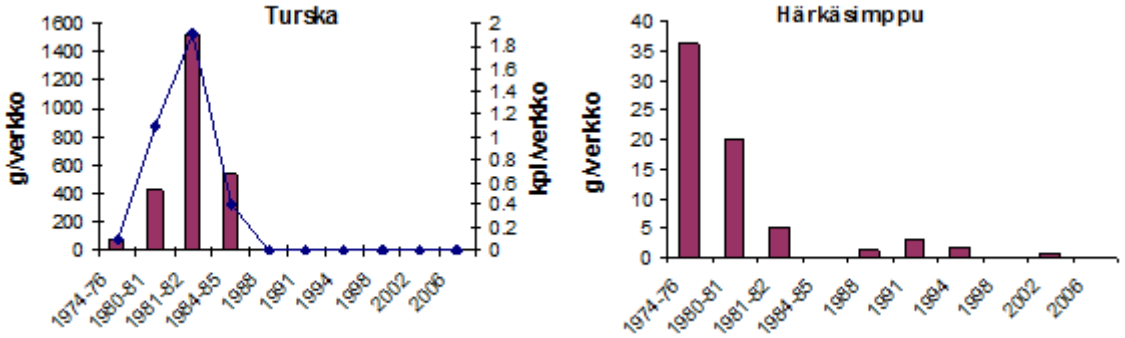


Kuva 33. Ahvenen, kiisken, särjen ja pasurin yksikkösaaliit (g/verkko; kpl/verkko) elokuun koekalastuksissa Olkiluodonvedellä (=alue I) vuosina 1974−85 ja 1988−2006. Huom! vv. 1974−85 koekalastus tehtiin kaikkina vuodenaikoina, vv. 1988−2006 ainoastaan elokuussa. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007). Pylväs: g/verkko; viiva: kpl/verkko

Alkuperäisistä koekalastusten tutkimuspisteistä n:o 10 (vuodesta 1988 alkaen alue III) edustaa Olkiluodon voimalaitoksen seurantatutkimuksissa vertailualuetta, jonne lauhdevesien vaikutus ei juurikaan ulotu. Tällä Nurmeksen saaren länsipuolisella merialueella saadut koekalastustulokset ilmentävät siten parhaiten Selkämeren rannikolla tapahtuneita yleisiä kalastomuutoksia, koska merkittäviä päästölähteitä ei alueella ole. Vuosien välisessä vertailussa on kuitenkin otettava huomioon, että vertailukelpoisia keskenään ovat vain kahden aikajakson tulokset erikseen: vuosien 1974–85 tulokset omana ryhmänään ja vuosien 1988–2006 toisena ryhmänä. Kuten aikaisemmin todettiin, kalastuksen erilaisesta ajoituksesta johtuen koko aikasarja ei täysin luotettavasti kuvaa eri lajien kannanvahvuudessa tapahtuneita muutoksia. Esimerkiksi turskan häviäminen kokonaan koekalastusten saaliista vuonna 1988 (kuva 34) voi johtua osaksi siitä, että kalastukset ajoittuivat vuodesta 1988 alkaen elokuulle, kun taas aikaisempina vuosina tulokset perustuvat ympärivuotisesti tehtyihin kalastuksiin. Elokuussa turska todennäköisesti karttaa rannikon läheisiä vesiä niiden korkean lämpötilan takia ja saaliin määrä on osin tästä syystä pienentynyt. Myös silakkaparvien liikkeet voivat vaikuttaa silakkaa saalistavan turskan liikkeisiin. Toisaalta vuoden 1974 ympärivuotisissa koekalastuksissa turskaa saatiin heinäkuussakin (Oy Vesi-Hydro Ab 1975), joten jos turskaa olisi ollut Selkämeressä runsaasti, olisi sitä todennäköisesti saatu saaliiksi myös myöhempinä vuosina, vaikka kalastus tapahtui elokuussa. Eri virhetekijätkin huomioiden turskakannan huippu Olkiluodon vesillä ajoittui selvästi vuosiin 1981–82 (kuva), minkä jälkeen kanta pieneni huomattavasti ja laji ilmeisesti hävisi jokseenkin kokonaan alueelta 1990-luvulle tultaessa.

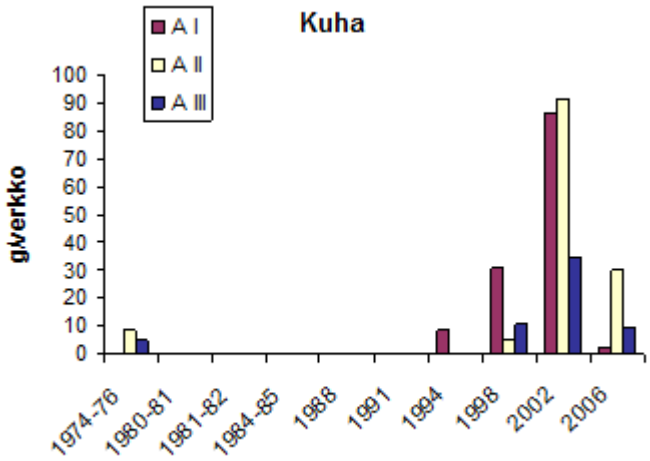
Härkäsimppu on Selkämeren pohjakaloista yleisin ja runsaslukuisin, mutta lajin kannanvaihtelusta ei ole tietoja saatavilla. Olkiluodossa pisteellä 10 härkäsimppu oli 1970-luvun puolivälissä runsaslukuinen ja se muodosti noin 4 % koekalastussaaliin kokonaispainosta. Tämän jälkeen härkäsimpun yksikkösaaliit alkoivat pienentyä ja vuosina 1984–85 ei ympärivuotisissa koekalastuksissa härkäsimppua enää saatu tältä alueelta lainkaan (kuva 34). Härkäsimppukannan kehitys näyttäisi olleen käänteinen turskakannan kehityksen kanssa aikajaksona 1974–1985, sillä turskan yksikkösaaliin kasvaessa härkäsimpun yksikkösaalis pieneni. Vuoden 1988 jälkeen härkäsimpun yksikkösaaliit ovat olleet edelleen pieniä, mikä johtunee ainakin osaksi koekalastuksen ajoituksesta. V. 1974 härkäsimppua saatiin koko Olkiluodon alueella eniten toukokuussa (63 kpl, 8.9 kg) ja lokakuussa (26 kpl, 3.9 kg) ja vähiten heinäkuun koekalastuksissa (3 kpl, 0.4 kg), kun pyyntiponnistus oli kunakin aikana samansuuruinen ja pyydetty aluekin sama (Oy Vesi-Hydro Ab 1975). Koska kalastukset ajoittuivat vuosina 1988–2006 elokuulle, on härkäsimpun vähäisyys saaliissa selitettävissä kalastusten ajankohdalla.

Muiden lajien esiintyminen koekalastusten saaliissa on jokseenkin satunnaista. Esimerkiksi madetta saatiin vuosina 1974–76 tehdyissä ympärivuotisissa koekalastuksissa ainoastaan yksi yksilö koko tutkimusalueelta (pisteet 1-10) eikä lajia ole esiintynyt tämän jälkeenkään koekalastussaaliissa. Lintisen (2007) mukaan ammattikalastajien madesaaliit alueella ovat kuitenkin kasvaneet 2000-luvulla, joten verkkokoekalastus ei näyttäisi antavan luotettavia tietoja mateen runsausvaihteluista. Syy voi olla koekalastuspaikkojen sijainnissa, sillä kalastukset kohdentuvat Olkiluodon merenpuoleisiin alueisiin, kun taas made ilmeisesti esiintyy pääasiassa Eurajoensalmessa ja saariston sisäosissa. Myös koekalastusten ajankohdalla voi olla vaikutusta saaliisiin.



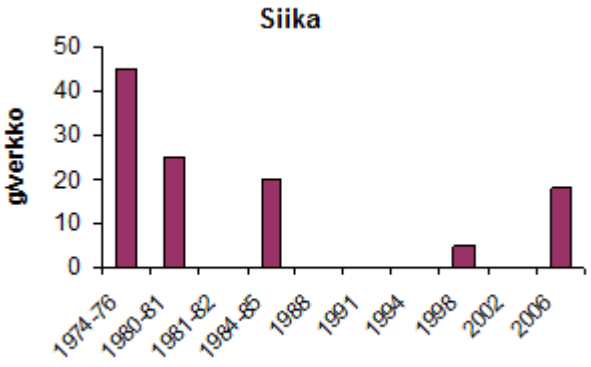
Kuva 34. Turskan ja härkäsimpun yksikkösaaliit (g/verkko=pylväs; kpl/verkko=viiva) vuosina 1974−2006 Nurmeksen länsipuolella pisteessä 10 (alue III) tehdyissä koekalastuksissa. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007).

Kuha on ollut Olkiluodon merialueella vähälukuinen 1970- ja 80-luvuilla. Eri osa-alueilla saadussa saaliissa kuhia on esiintynyt satunnaisesti pieniä määriä jo vuosina 1974–76, mutta yksikkösaalis alkoi kasvaa 1990-luvun alkupuolella, ensiksi alueella I (Olkiluodonvesi), mutta tämän jälkeen myös ulommilla alueilla II ja III (kuva 35). Kuhan yksikkösaalis pieneni uudelleen vuonna 2006 kaikilla osa-alueilla, mahdollisesti johtuen normaalista vuosiluokkien välisestä vaihtelusta.



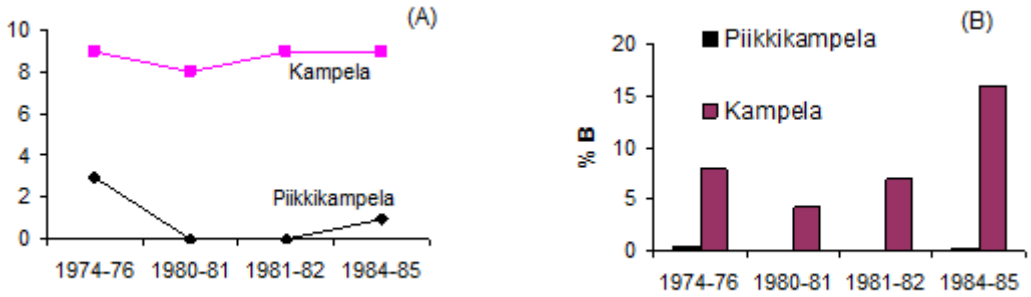
Kuva 35. Kuhan yksikkösaaliit (g/verkko) Olkiluodon merialueella (osa-alueet A I-III; ks. kuva 28) vuosina 1974−2006. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007).

Siikaa saatiin verkkokoekalastuksissa yleensä vähän, joskin selvästi enemmän 1970-luvulla kuin tämän jälkeisenä aikana (kuva 36). Tässäkin tapauksessa muutosta selittävänä tekijänä voi kuitenkin olla kalastuksen erilainen ajoittuminen, sillä viileän veden suosijana siika ehkä karttaa rannikonläheisiä vesiä elokuussa, jolloin vuosien 1988–2006 koekalastukset on tehty.



Kuva 36. Siian yksikkösaalis (g/verkko)Olkiluodon merialueella (osa-alue III; Nurmeksen länsipuoli) vuosina 1974−2006. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007).

Olkiluodon merialueella 1970–80 -luvuilla tehdyt koekalastukset antavat myös viitteitä kampelan ja piikkikampelan yleisyydestä ja suhteellisesta runsaudesta Selkämeren rannikolla. Kampelaa esiintyi vuosina 1974–85 yleensä 8-9 pisteellä niistä kymmenestä, joilla koekalastuksia tehtiin (kuva 37). Piikkikampelaa tavattiin parhaimmillaan kolmella pisteellä kymmenestä koekalastusjakson alussa (kuva 37), mutta tämän jälkeen vain kerran yhdellä pisteellä vuonna 1984–85. Piikkikampelan % -osuus koekalastussaaliin kokonaispainosta oli vähäinen (< 1 %) ja selvästi pienempi kuin kampelan, joka 1970- ja 80-luvuilla muodosti 4-16 % koekalastussaaliin kokonaispainosta. Vuosijaksona 1988–2006 piikkikampelaa saatiin koekalastuksissa vain kerran (v. 1994) alueelta III (Nurmeksen länsipuoli). Piikkikampela näyttää siten olevan harvalukuinen ja satunnainen rannikkovesissä ainakin Olkiluodon alueella eikä lajin kannanvaihtelusta ole mahdollista saada selvyyttä käytettävissä olevalla aineistolla.



Kuva 37. Kampelan ja piikkikampelan esiintyminen 10 tutkimuspisteellä Olkiluodon koekalastuksissa (A) ja (B) lajien osuudet (% B) koekalastussaaliiden kokonaispainosta eri vuosina. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n vuosiraportit ja Lintinen (2007).

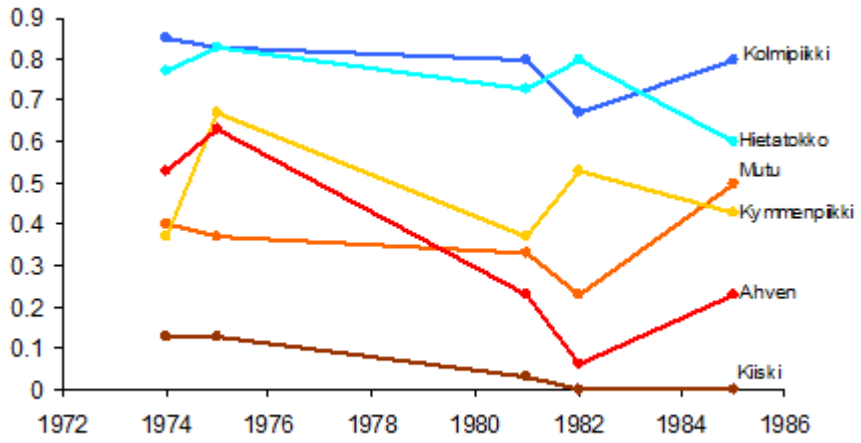
2.6.2. Rantavyöhykkeen kalasto

Olkiluodon merialueella tavattiin rantavyöhykkeestä yhteensä 9−17 kalalajia vuosina 1974–85 tehdyissä nuottauksissa (taulukko 26). Yleisin laji oli kolmipiikki, joka esiintyi lähes kaikilla tutkituilla rannoilla (esiintymisfrekvenssi F=0.67–0.87). Jokseenkin yhtä yleinen oli hietatokko (F=0.57–0.83). Kymmenpiikki, mutu, ahven ja salakka olivat myös suhteellisen yleisiä lajeja. Kalalajisto Olkiluodon merialueen rantavyöhykkeessä oli siten varsin samanlainen kuin Saaristomerellä vastaavana aikana (taulukko 26), ottaen huomioon, että tutkittuja rantoja oli Olkiluodossa enemmän ja ne edustivat todennäköisesti useammanlaisia rantatyyppejä kuin Saaristomerellä tehdyssä tutkimuksessa (Rajasilta et al. 1999).

Joidenkin lajien esiintymisfrekvenssi näyttää jonkin verran laskeneen aikavälillä 1974–85 (kuva 38). Esimerkiksi hietatokkoa, ahventa ja kiiskeä saatiin nuotalla useammilta paikoilta 1970-luvun puolivälissä kuin v. 1985. Muutos saattaa osittain johtua tutkimusmenetelmästä, sillä nuottauksissa tulos voi samallakin paikalla vaihdella huomattavasti. Nurmeksen länsipuolella (kuva 29; pisteet 10 a, b ja c) hietatokon osuus kaikista saaliiksi saaduista yksilöistä vaihteli välillä 99 % (v. 1982) ja 0.3 % (v. 1985; taulukko 26), vaikka alue on luonnontilaista ulkosaaristoa, jossa kalojen elinympäristön voisi olettaa pysyvän lyhyellä aikavälillä samanlaisena. Nuottaustulokseen vaikuttavat kuitenkin huomattavasti monet tekijät säätilasta alkaen, sillä esimerkiksi aallokko voi karkottaa joitakin lajeja syvemmälle nuotan ulottumattomiin, jolloin tulos on erilainen kuin jos nuottaus on tehty tyynellä säällä. Menetelmällisistä puutteista huolimatta nuottausten tulokset viittaavat siihen, että kiisken poikaset ovat hävinneet Olkiluodon lähivesistä voimalaitoksen käynnistämisen jälkeen. Kiisken poikasvaiheita saatiin useilta nuottauspaikoilta Olkiluodon ympäristöstä vuosina 1974–75 (kuva 39), mutta vuosina 1980−85 enää yhdeltä paikalta Eurajokeen avautuvasta salmesta. Myös kampelan poikasia on nuottauksissa saatu erityisesti Olkiluodon ja sen edustalla olevien saarten rannoilta (kuva 40). Ennen voimalaitoksen käynnistämistä poikasia tavattiin neljällä rannalla, mutta voimalan käynnistämisen jälkeen enää kahdella. Kampelan poikaset ovat kuitenkin harvalukuisia eikä niitä esiinny kaikilla paikoilla yleensäkään. Poikasten puuttuminen voi siten johtua sattumasta, joskin voidaan olettaa, että lauhdevesien päästökanavan läheisyydessä (kuva 40; piste 2b) kampelan poikasia enää tuskin tavataan.

Taulukko 26. Rantavyöhykkeestä nuotalla heinä-elokuussa saadut kalalajit ja niiden esiintymisfrekvenssi (F) Olkiluodon merialueella (tutkimuspisteet esitetty kuvassa 29) vuosina 1974−85. Viimeisessä sarakkeessa vertailutietoja Saaristomereltä vuodelta 1980 (S 1980). Lähteet: Olkiluoto/Oy Vesi-Hydro Ab:n raportit 1974−85; Saaristomeri/Rajasilta et al. (1999)

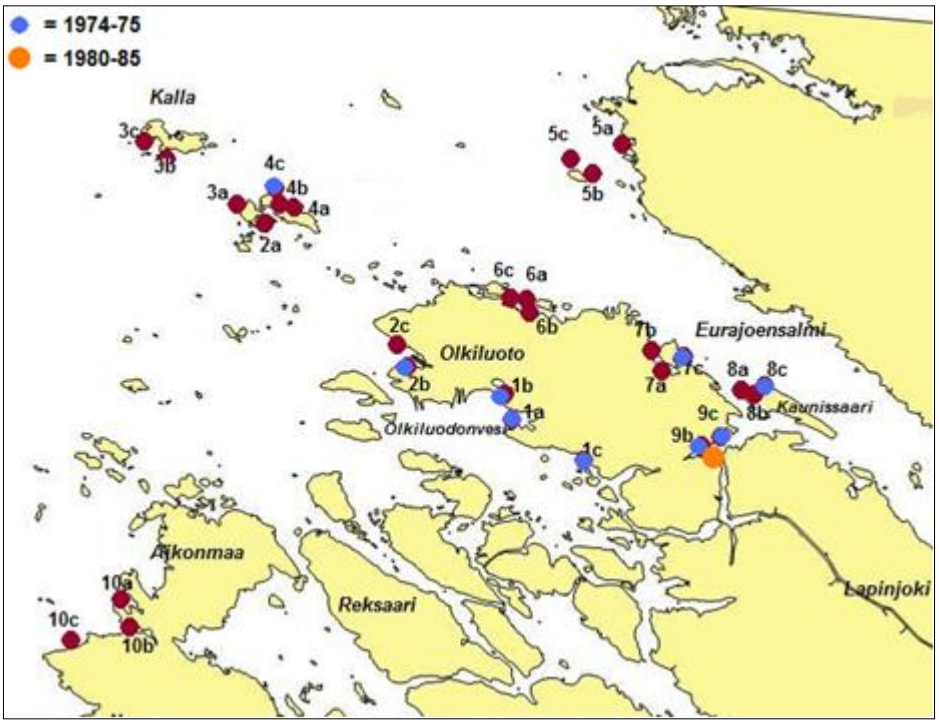
Laji	1974 F	1975 F	1981 F	1982 F	1985 F	S 1980 F
Silakka	0.03	-	-	-	0.09	-
Kilohaili	-	0.06	-	-	-	-
Salakka	0.37	0.33	0.17	-	0.23	0.13
Mutu	0.40	0.37	0.33	0.23	0.50	0.50
Särki	0.37	0.37	0.23	0.20	0.17	0.13
Kolmipiikki	0.87	0.83	0.80	0.67	0.80	1.00
Kymmenpiikki	0.37	0.67	0.37	0.53	0.43	1.00
Vaskikala	0.03	0.03	-	-	-	-
Kiiski	0.13	0.13	0.03	-	-	-
Ahven	0.53	0.63	0.23	0.06	0.23	0.63
Hietatokko	0.77	0.83	0.73	0.80	0.57	1.00
Mustatokko	-	-	-	0.06	-	0.38
Liejutokko	-	-	?	0.03	-	-
Seitsenruototokko	-	-	-	-	-	0.13
Pikkutuulenkala	0.06	0.06	-	-	0.03	0.13
Kampela	0.03	-	-	-	0.03	0.25
Seipi	0.03	0.10	-	-	-	-
Säyne	-	0.13	-	-	-	-
Pasuri	-	0.03	0.03	-	-	-
Hauki	0.03	0.03	0.03	-	-	-
Härkäsimppu	0.03	-	-	-	-	-
Piikkisimppu	-	-	-	-	0.03	-
Kivinilkka	-	-	-	-	0.03	0.25
Siloneula	-	0.13	-	-	-	0.38
Särmäneula	-	0.03	-	-		0.50
Kuore		-	0.17	0.23	0.06	-
Lajeja yhteensä	**15**	**17**	**12**	**9**	**13**	**14**



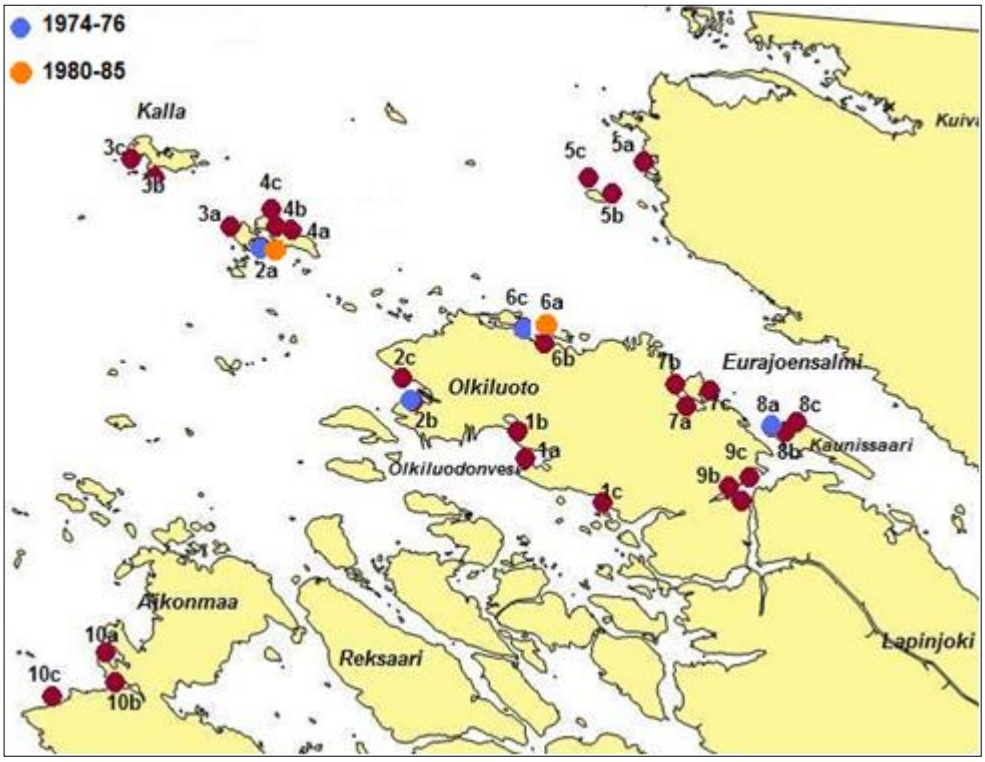
Kuva 38. Rantavyöhykkeessä esiintyvien kalalajien esiintymisfrekvenssi Olkiluodon merialueella (pisteet 1−10, a, b, c) vuosina 1974−1985 heinä-elokuussa tehtyjen nuottausten mukaan. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n raportit 1974−85.

Taulukko 27. Rantavyöhykkeen kalalajisto ja lajien %-osuus saalisyksilöiden kokonaismäärästä (kpl) heinä-elokuun rantanuottauksissa Nurmeksen länsipuolella (piste 10 a, b ja c) vuosina 1974, 1975, 1981, 1982 ja 1985. Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n raportit 1974−85.

Laji	1974(%)	1975(%)	1981(%)	1982(%)	1985(%)
Mutu	7.0	15.3	3.1	-	38.0
Kolmipiikki	28.2	10.6	29.2	<1	60.8
Kymmenpiikki	<1	<1	-	-	<1
Hietatokko	54.9	61.7	43.6	99.0	0.3
Ahven	5.6	10.6	-	-	-
Salakka	4.3	1.4	-	-	<1
Vaskikala	<1	-	-	-	-
Siloneula	-	<1	-	-	-
Kuore	-	-	23.9	1.0	-
Särki	-	-	<1	-	<1
Kokonaissaalis (kpl)	**1292**	**864**	**459**	**3567**	**708**



Kuva 39. Kiisken poikasten esiintyminen Olkiluodon merialueen nuottauspisteillä 1-10 (a, b, c) vuosina 1974−75 (sininen ympyrä) ja 1980−85 (keltainen ympyrä). Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n raportit 1974−85.

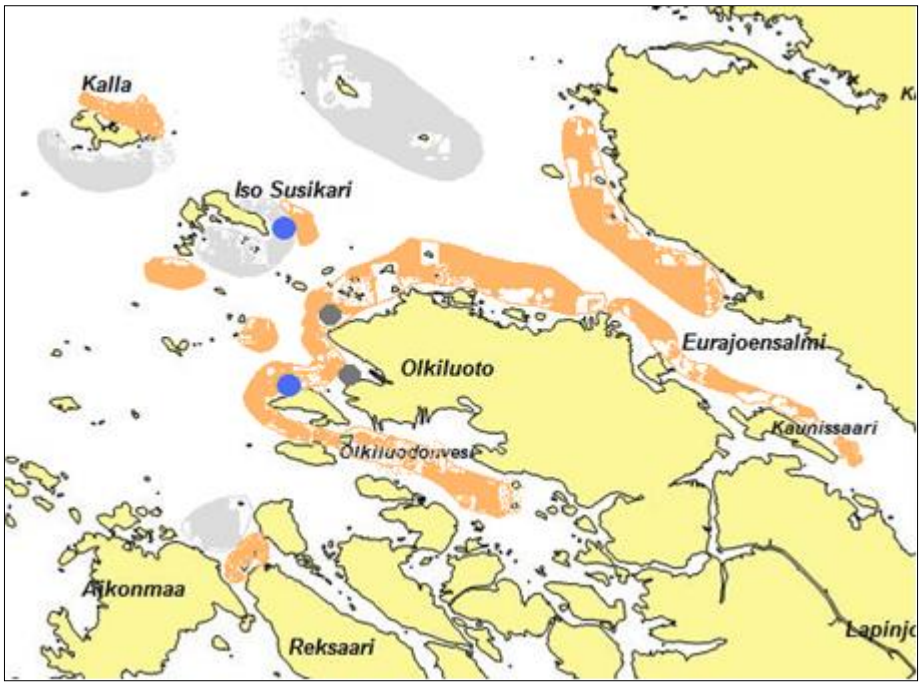


Kuva 40. Kampelan poikasten esiintyminen Olkiluodon merialueen nuottauspisteillä 1−10 (a, b, c) vuosina 1974−75 (sininen ympyrä) ja 1980−85 (keltainen ympyrä). Lähde: Oy Vesi-Hydro Ab:n raportit 1974−85.

2.6.3. Silakan ja siian kutualueet

Vuonna 1974 kartoitettiin eräiden taloudellisesti tärkeiden kalalajien lisääntymisalueita Olkiluodon merialueella kalastajille osoitetulla kyselyllä. Siian ja silakan kutupaikkoja oli kalastajilta saatujen tietojen mukaan laajalti Olkiluodon ympäristössä (kuva 41). Kutupaikkojen nykytilasta ei ole juurikaan tietoja, silakkaa lukuun ottamatta.

Silakan lisääntymisalueita kartoitettiin vuosina 1998 ja 1999 Olkiluodon edustalla kasvillisuusharauksin ja sukeltamalla paineilmalaittein (Vahteri 1998, 1999). Silakan mätiä löytyi alueelta neljästä paikasta v. 1998 (kuva 41), mutta Olkiluodon rannassa olevilla kutupaikoilla mäti oli kuollutta. Suurin yhtenäinen mätiesiintymä löytyi Iso Susikarin koillispuolelta 11.5.1999. Mädin peitossa oleva alue oli n. 50 m leveä ja 200 m pitkä ja se ulottui 2.3 m:n syvyydestä 5.6 m:n syvyyteen saakka.



Kuva 41. Silakan (siniharmaa) ja siian (keltainen) kutupaikat Olkiluodon edustalla v. 1974 tehdyn kalastajatiedustelun mukaan (Oy Vesi-Hydro Ab 1975). Ympyrät osoittavat vv. 1998−99 sukeltamalla löydettyjä silakan kutupaikkoja. Alueet, joissa tavattiin elävää mätiä, on merkitty sinisellä ja harmaalla ne, joilla mäti on ollut kuollutta. Lähde: Vahteri (1998, 1999)

2.7. Porin edustan merialue

Koska Porin edustan merialue on Kokemäenjoen vesien purkualuetta, on kaloihin liittyvää seurantaa tehty 1970-luvulta alkaen Kokemäenjoen jätevesikuormittajien lupiin liittyvänä velvoitteena (taulukko 28). Tutkimusalueena on ollut Pihlavanlahti Ahlaisten saaristoon saakka. Kalastoon ja kalastukseen kohdistuvien haittavaikutusten seurantaa on sisältynyt myös Tahkoluodon voimalaitosten lauhdeveden ottoon ja päästöihin mereen sekä Mäntyluodon sataman ja siihen johtavien väylien rakennustöihin. Myös Lampaluodon ja Ahlaisten välisen tieyhteyden rakentamiseen 1990-luvun alussa liittyi kalataloudellinen tarkkailuvelvoite, jonka yhteydessä tehtiin mm. rantavyöhykkeen nuottauksia laajalla alueella Pihlavanlahdella ja Lampaluodon ympäristössä (taulukko 28).

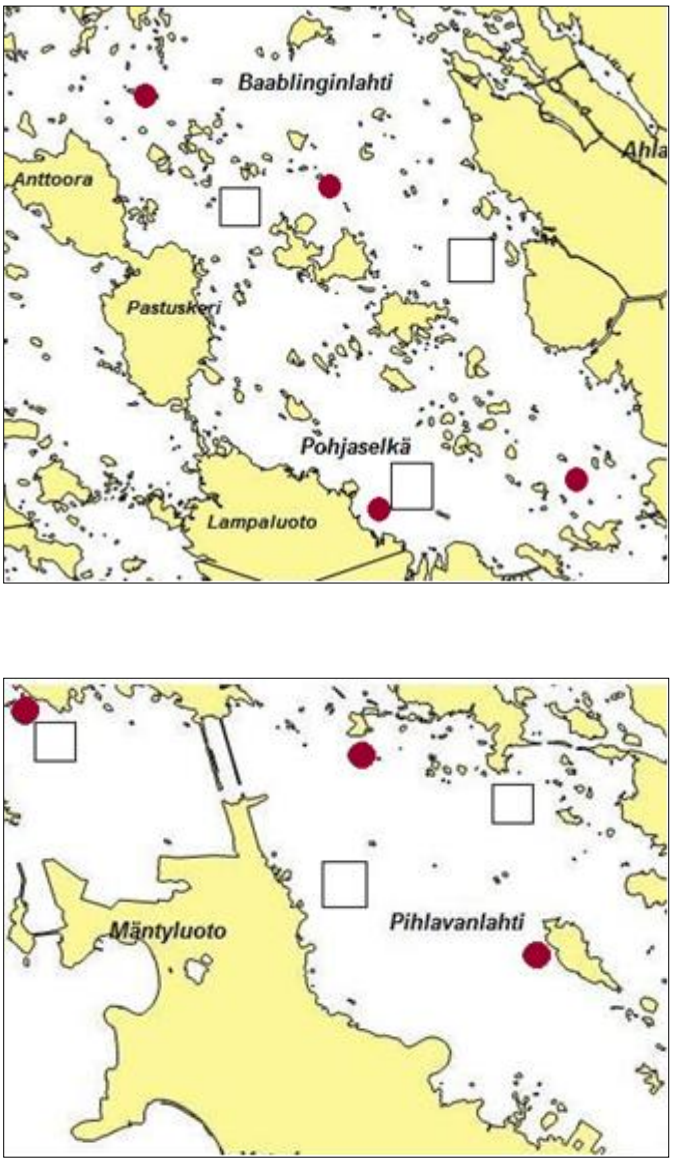
Kalataloudellinen velvoitetarkkailu on Porin edustalla pääasiassa kohdistunut ammattikalastukseen ja eri kalastajaryhmien saamaan saaliiseen. Ohjelmiin on yleensä sisältynyt myös kalan laadun määrityksiä (makuhaitat, elohopeapitoisuus ym.). Seurannan painottuminen taloudellisiin kysymyksiin liittyy korvauksiin, joita lupapäätöksissä on määrätty luvansaajien maksettavaksi päästöjen aiheuttamista haitoista. Esimerkiksi kalaston rakenteen seurantaa on tehty lähinnä Pihlavanlahdella eikä täälläkään aina samoin menetelmin. Vuosina 1979–1988 kalastoa seurattiin tiheäsilmäisellä rysällä (ns. Taalari-rysä), joka asetettiin mereen viikon ajaksi touko-kesäkuun vaihteessa ja uudestaan lokakuun lopulla. Rysäpyynti lopetettiin ja vuosina 1991−2003 ohjelmaan sisältyi ainoastaan saaliiden seurantaa kalastustiedustelujen ja kirjanpitokalastajien saalistilastojen avulla. Koekalastukset verkkosarjalla (Nordic-yleiskatsausverkot) aloitettiin Pihlavanlahdella vasta vuonna 2007 ja uudistettuun ohjelmaan sisältyy myös rantanuottauksia Pihlavanlahden eri osissa (kuva 42).

Taulukko 28. Tärkeimmät kalataloudelliseen tarkkailuun liittyvät selvitykset, niihin käytetyt menetelmät ja kohdealue Porin edustan merialueella eri aikajaksoina.

Ajanjakso	Tarkkailun sisältö	Menetelmät	Tarkkailun aihe	Alue
1979−1990	Koekalastus, eri kalastajaryhmien saalisseuranta	Tutkimusrysä, kirjanpitokalastus, kalastustiedustelut	Kokemäenjoen jätevesikuormittajat	Pihlavanlahti, Ahlaisten saaristo
197?−	Saalisseuranta ym.		Titaanioksiditehtaan jätevedet	Porin merialue
1991−1996	Eri kalastajaryhmien saalisseuranta Silakan kutupaikat	Kalastustiedustelut sukellustutkimus	Mäntyluodon väylän vesistötyöt	Mäntyluodon – Reposaaren merialue
1997−	Saalisseuranta	Ammattikalastajien haastattelu	Voimalaitosten jäähd.- ja jätevedet	Tahkoluodon ympäristö
1990−2000	Kalojen lisääntymisalueet ja poikasten esiintyminen ym.	Rantanuotta, pohjahara, sukellustutkimus, Gulf V-noudin	Lampaluoto-Ahlaisten tiehanke	Pihlavanlahti-Ahlainen, Etelä-selkä ym.
1991−2003	Kalastustiedustelu (4 v välein), saalisseuranta	Kalastustiedustelut, kirjanpitokalastus	Jätevesikuormitus	Pihlavanlahti, Ahlaisten saaristo
2007−	Kalaston rakenne (koekalastus), poikasnuottaus, saalisseuranta 3 v välein	Nordic-yleiskatsausverkot, rantanuotta, kalastustiedustelu	Jätevesikuormitus	Pihlavanlahti, Ahlaisten saaristo

Taulukko 29. Porin Pihlavanlahdella ja sen lähialueilla tehdyt rantavyöhykkeen nuottaukset ja tutkimuksen tekijät eri vuosina. N= nuotanvetojen määrä/piste

Vuosi	Ajankohta	Pisteitä	N	Viite
1990	11.−26.7.	56	1	Jormalainen et al. (1992)
1991	22.4.−15.5. 25.6.−5.7.	56 56	1 1	- ” -
1992	6.4.−8.5. 14.7.−28.7.	56 56	1 1	Merilaita et al. (1993)
1995	26.4.−10.5. 19.−31.7.	56 56	1 1	Salonen et al. (1996)
2000	27.4.−25.5. 10.−28.7.	56 56	1 1	Salonen & Sydänoja (2001)
2007	23.−24.5. 20.−21.8.	7 7	2 2	Holsti (2009a)



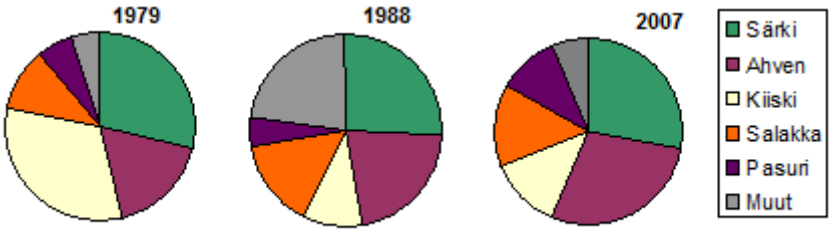
Kuva 42. Verkkokalastusalueet (neliö) ja rantanuottauspisteet (ympyrä) Pihlavanlahden ulko-osissa (yläkuva) ja sisäosassa (alakuva) vuonna 2007 aloitetun seurantaohjelman tutkimuksissa. Lähde: Holsti (2009a)

2.7.1. Kalaston rakenne ja lajistossa tapahtuneet muutokset

Pihlavanlahden kalastossa makeanveden lajit ovat selkeästi dominoiva ryhmä. Alueella tavataan mm. muikkua ja toutainta, kun taas selvästi mereisiä lajeja kuten kilohailia, turskaa ja piikkikampelaa ei saaliissa ole esiintynyt sinä aikana, jolloin kalataloudellista seurantaa on tehty (taulukko 30). Kalastuksissa saaliiksi saatujen lajien lukumäärä oli suurin vuonna 2007 (yhteensä 30 lajia), mikä johtuu ensisijaisesti pyyntimenetelmistä. Koekalastukset verkkosarjoilla yhdistettynä rantanuottauksiin tuottivat tässäkin tapauksessa monipuolisemman kuvan lajistosta kuin kumpi tahansa menetelmä yksistään käytettynä.

Särki, ahven, kiiski, salakka ja pasuri olivat vuonna 1979 biomassaltaan tärkeimmät lajit Pihlavanlahdella eikä tilanne ole tästä olennaisesti muuttunut 2000-luvun lopulle tultaessa (kuva 43). Vuoden 2007 koekalastuksissa, jotka tehtiin Pihlavanlahden eri osissa, em. lajit muodostivat

edelleen valtaosan saaliista. Vaikka pyyntimenetelmät olivat erilaiset, on ilmeistä, että kalaston rakenne on pysynyt jokseenkin ennallaan vuosien 1979 ja 2007 välisenä aikana. Vuosina 1979–88 käytetty tiheäsilmäinen rysä on pyytänyt pienikokoisiakin lajeja (mm. salakka, kolmipiikki), joten rysä ei näiltä osin merkittävästi poikkea yleiskatsausverkoista. Koekalastus Nordic-verkoilla tehtiin sekä kesällä että syksyllä ja samoin rysät olivat pyynnissä kesällä ja syksyllä yhteensä kahden viikon ajan, joten niiden pyytämä saalis kuvaa todennäköisesti hyvin alueella esiintyvää lajistoa joitakin pienikokoisia litoraalilajeja lukuun ottamatta.



Kuva 43. Koekalastussaaliin lajikoostumus (% saaliin kokonaispainosta) Porin Pihlavanlahdella eri vuosina. Vv. 1979 ja 1988 kalastettu rysällä, v. 2007 Nordic yleiskatsausverkoilla. Lähde: Mankki (1982), Piiroinen (1989) ja Holsti (2009a).

Taulukko 30. Kalataloustarkkailussa eri menetelmillä (1−3) saadut kalalajit Porin Pihlavanlahdella

Laji	1979[1)]	1985[1)]	1988[1)]	1990−91[2)]	2007[3)]
Ahven	x	x	x	x	x
Kiiski	x	x	x	x	x
Kuha	x	x	x	x	x
Särki	x	x	x	x	x
Sorva	-	x	x	x	x
Säyne	-	x	x	x	x
Seipi	x	x	x	x	x
Salakka	x	x	x	x	x
Lahna	x	x	x	x	x
Pasuri	x	x	x	x	x
Sulkava	-	x	x	-	x
Ruutana	-	x	-	-	x
Turpa	-	-	-	-	x
Vimpa	-	-	-	-	x
Silakka	x	x	-	x	x
Muikku	x	x	-	x	-
Toutain	-	-	-	-	x
Kilohaili	-	-	-	-	-
Siika	-	-	-	x	x
Kuore	x	-	x	x	x
Meritaimen	-	-	-	x	x
Lohi	-	x	-	x	x
Kirjolohi	-	-	-	-	x
Hauki	x	x	x	x	x
Härkäsimppu	-	-	-	-	-
Isosimppu	-	-	-	-	-
Kivisimppu	-	-	-	?	-
Kampela	-	-	-	x	x
Piikkikampela	-	-	-	-	-
Särmäneula	-	-	-	-	x
Siloneula	-	-	-	x	x
Kolmipiikki	x	x	x	x	x
Kymmenpiikki	x	-	-	x	x
Mutu	-	-	-	x	-
Törö	x	-	-	x	-
Nokkakala	-	-	-	.	x
Pikkutuulenkala	-	-	-	x	-
Hietatokko	-	-	-	x	-
Ankerias	-	x	-	-	-
Turska	-	-	-	-	-
Made	x	x	x	x	x
Kivinilkka	-	-	-	-	-
Nahkiainen	-	x	x	-	x
Kivennuoliainen	-	-	-	x	-
Lajeja yhteensä	**16**	**20**	**16**	**27**	**30**

1) Ns. Taalari-rysä (tiheäsilmäinen rantarysä, jonka suuaukon halkaisija 1.2 m ja vanteen 80 cm
2) Kirjanpitokalastajien saalistilastot (useita eri pyydyksiä) & rantanuottaus
3) Verkkokoekalastukset, rantanuotta, saalistiedustelu ammatti-, virkistys- ja kotitarvekalastajille

2.7.2. Kalalajien runsausmuutokset

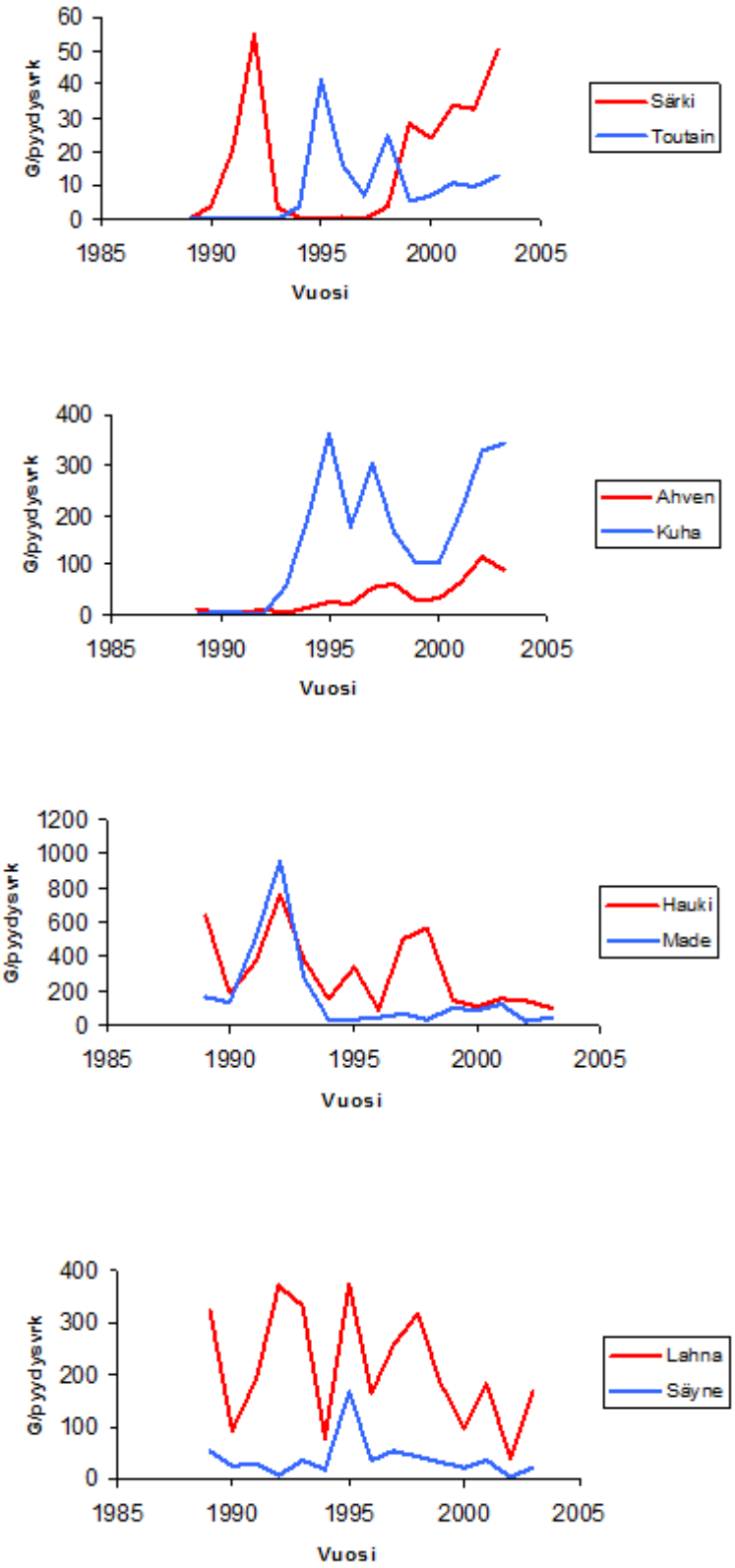
Kalastuskirjanpidosta saadut yksikkösaaliit vuosilta 1989–2003 kuvaavat periaatteessa eri lajien runsausmuutoksia Pihlavanlahdella k.o. aikana. Harvoilla verkoilla (41–60 mm) kalastettaessa yksikkösaaliit (g/pyydysvuorokausi) ovat yleensä vaihdelleet voimakkaastikin vuosittain (esim. lahna, kuha), mutta joillakin lajeilla saaliit ovat em. aikajaksona kehittyneet tiettyyn suuntaan (kuva 44). Ahvenen, kuhan ja toutaimen yksikkösaaliit näyttävät kasvaneen, kun taas hauen ja mateen yksikkösaaliit ovat pienentyneet. Kuhasaaliiden nousu ajoittuu tässä aikasarjassa 1990-luvun alkupuolelle ja ahvensaaliiden kasvussa on havaittavissa sama ajallinen kehitys (kuva 44). Ahvenen ja kuhan yksikkösaaliit korreloivatkin merkitsevästi keskenään ($rs=0.75$; $p<0.001$; $n=15$), mikä viittaa siihen, että molempien lajien määrään Pihlavanlahdella vaikuttavat samat ympäristötekijät. Hauen ja lahnan yksikkösaaliissa muutossuunta on aleneva, mutta selvää taitekohtaa ei aikasarjassa ole havaittavissa suuresta vuosien välisestä vaihtelusta johtuen. Saaliin pieneneminen voi johtua muutoksista kalojen käyttäytymisessä tai lisääntymisen onnistumisessa, mutta molemmissa tapauksissa vaikuttaa siltä, että hauen ja lahnan elinympäristö on vähitellen muuttunut epäedulliseen suuntaan Pihlavanlahdella.

Tulosten tulkinnassa on kuitenkin otettava huomioon, että kirjanpitokalastajien määrän säilyttämiseksi riittävällä tasolla Pihlavanlahden alue yhdistettiin Ahlaisten saaristoon vuosina 1999–2001 ja 2003, mikä saattaa vaikuttaa yksikkösaaliisiin. Virhettä tuloksiin voi aiheuttaa myös pyyntimenetelmä, joka harvoilla verkoilla pyydettäessä on kalan koon suhteen valikoiva. Siten yksilökasvun muutos voi vaikuttaa saaliin määrään, sillä jos kasvu on joinakin vuosina hidasta ja kalat jäävät pienikokoisiksi, eivät ne jää saaliiksi harvoilla verkoilla pyydettäessä. Kasvun nopeutuessa taas kaloja jää pyydykseen enemmän kuin aikaisemmin, jolloin yksikkösaalis kasvaa. Kalojen kasvutietoja ei Pihlavanlahdelta ole saatavilla ahventa lukuun ottamatta. Esimerkiksi 5-vuotiaiden ahvenkoiraiden kasvu nopeutui Pihlavanlahdella ja sen lähialueilla 1990-luvun aikana, joskaan naarailla ei vastaavaa muutosta havaittu (Salonen & Sydänoja 2001).

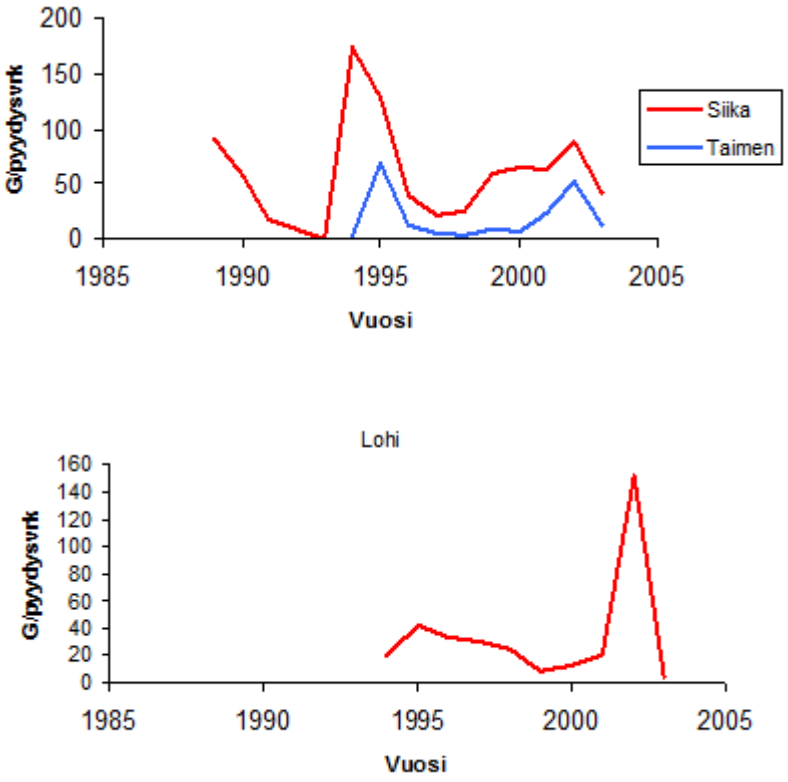
Korrelaatiotestin mukaan em. aineistossa ahvenen, kuhan, toutaimen, kuoreen ja särjen yksikkösaaliit kasvoivat Pihlavanlahdella vuosina 1989–2003, kun taas hauen ja mateen pienenivät (taulukko 31). Lahnan yksikkösaalis mahdollisesti pienentyi vuodesta 1995 lähtien, mutta siian, säyneen, taimenen ja lohen saaliissa ei muutosta ollut havaittavissa. Tämän jälkeiseltä ajalta vertailukelpoisia tietoja ei ole saatavilla, koska kirjanpitokalastus lopetettiin kalastajien vähäisen lukumäärän vuoksi vuoden 2003 jälkeen.

Taulukko 31. Arvio eri kalalajien kannanvahvuudessa tapahtuneesta muutoksesta aikavälillä 1989−2003 Porin Pihlavanlahdella. Arvio perustuu kirjanpitokalastajien yksikkösaaliisiin; ks. teksti. Suluissa korrelaatiokerroin (rs) ja sen merkitsevyys:)= p<0.01;*)= p<0.05; o)= p<0.10**

Taantunut	Voimistunut	Ennallaan
Hauki (-0.61 **)	Ahven (0.94 **)	Siika (0.073)
Made (-0.55 *)	Kuha (0.72 **)	Säyne (-0.17)
Lahna (-0.60 o) v:sta-95	Toutain (0.69 **)	Taimen (0.21)
	Kuore (0.62 *)	Lohi (-0.45)
	Särki (0.46 *)	

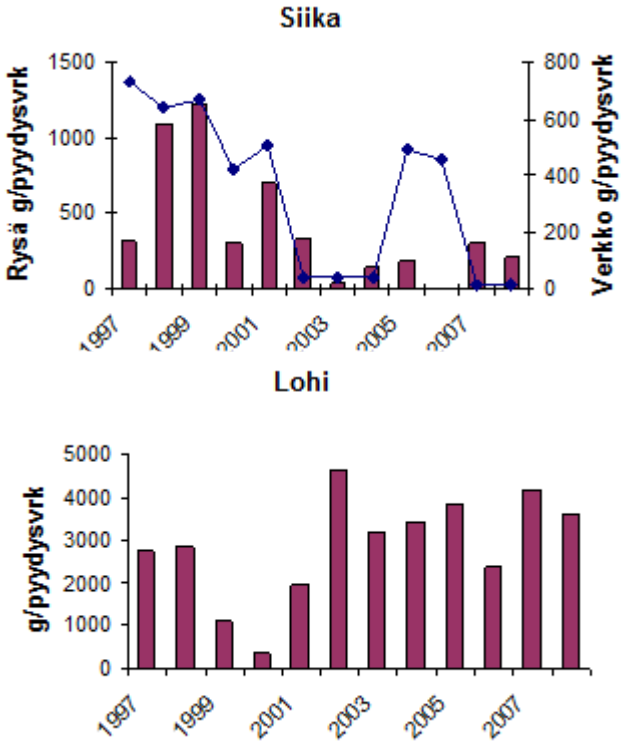


Kuva 44. Eri kalalajien yksikkösaaliit (g/pyydysvrk) harvoilla verkoilla (41−60 mm) Porin Pihlavanlahdella vuosina 1989−2003. Lähde: Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y.:n raportit; ks. viiteluettelo



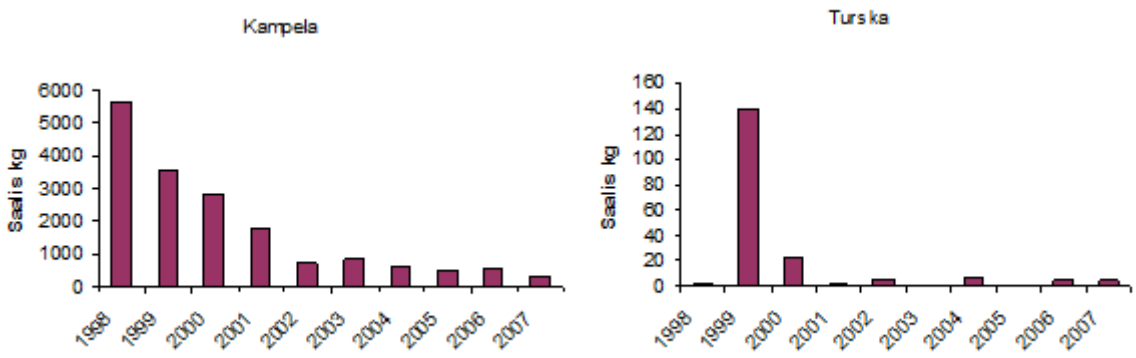
Kuva 45. Siian, taimenen ja lohen yksikkösaaliit (g/pyydysvrk) harvoilla verkoilla (41−60 mm) Porin Pihlavanlahdella vuosina 1989−2003. Lähde: Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y.:n raportit; ks. viiteluettelo

Tahkoluodossa sijaitsevan Meri-Porin voimalaitoksen kalataloudellisen tarkkailuohjelmaan on sisältynyt ainoastaan ammattikalastajien saaliiden seurantaa voimalaitoksen lähivesissä. Kalastuksessa on käytetty useantyyppisiä pyydyksiä (rysät ja pesät, ajoverkot, pohjaverkot), joilla saatu saalis on tilastoitu. Kalastajia Tahkoluodon lähivesissä toimi vuonna 1997 yksitoista, mutta määrä väheni aikajaksona 1997–2008 ja saalistietoja saatiin v. 2008 enää kuudelta kalastajalta (Kivinen 2009). Koska ammattimainen pyynti on keskittynyt taloudellisesti arvokkaisiin lajeihin, ei tarkkailu ole tuottanut tietoja muusta kalalajistosta alueella. Tahkoluodon lähivesistä hävinneitä lajeja näyttäisivät olevan made ja kampela, joita on pohjaverkoilla saatu vähäisiä määriä v. 1997 (Piiroinen 1998), mutta v. 2008 ei enää millään pyydyksellä (Kivinen 2009). Siian yksikkösaalis (g/pyydysvuorokausi) sekä rysätyyppisillä pyydyksillä että ajoverkoilla pienentyi aikavälillä 1997–2008 (kuva 46) myös korrelaatiotestin mukaan (rysät ja pesät: $rs= -0.64$; $p<0.05$, ajoverkot: $rs= -0.77$; $p<0.01$), mutta muutoksen syytä ei ole mahdollista varmuudella osoittaa. Siian väheneminen voi johtua voimalaitoksen lauhdevesien karkottavasta vaikutuksesta, muutoksesta kalastuksessa tai kannan yleisestä tilasta merialueella. Lohen yksikkösaaliit eivät ko. aikana samalla alueella kuitenkaan ole vähentyneet (kuva 46), joten lauhdevesien aiheuttama meriveden lämpeneminen voimalaitoksen läheisyydessä ei näyttäisi vaikuttaneen ainakaan lohen esiintymiseen.



Kuva 46. Siian ja lohen yksikkösaalis (g/pyydysvuorokausi) rysillä ja pesillä (pylväs) tai ajoverkoilla (viiva) kalastettaessa Tahkoluodon lähivesissä 1997−2008. Lähde: Kivinen (2009)

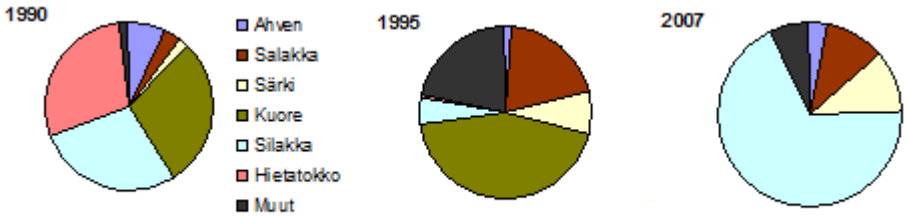
Myös entisen Kemira Pigments Oy:n (nyk. Sachtleben Pigments Oy) kalataloustarkkailussa on keskitytty lähinnä saaliiden seurantaan. Saalistietoja on koottu mm. Merikarvian ja Luvian väliseltä rannikko-osuudelta. Turskan kokonaissaalis tältä alueelta on ollut vähäinen ja myös kampelan kokonaissaalis väheni selvästi 2000-luvun alkupuolella (kuva 47).



Kuva 47. Kampelan ja turskan kokonaissaalis (kg) ammattikalastuksessa Merikarvian, Ahlaisten, Porin ja Luvian rannikkoalueella vuosina 1998−2007. Lähde: Holsti (2009b)

2.7.3. Rantavyöhykkeen kalasto

Porin edustalla on rantavyöhykkeen kalastoa selvitetty kalataloudellisen velvoitetarkkailun yhteydessä ensimmäistä kertaa vuonna 1990, jolloin aloitettiin rakenteilla olevan Lampaluoto-Ahlainen tieyhteyden vaikutuksia koskeva seurantatutkimus. Rantanuottaa vedettiin vuosina 1990, -91, -92, -95 ja 2000 56 tutkimuspisteessä, jotka sijaitsivat Pihlavanlahdella ja siihen rajoittuvilla alueilla (taulukko 29). Runsaslukuisimpia lajeja olivat vuonna 1990 kuore, hietatokko ja silakka, jonka poikasia tavataan rantavyöhykkeestä elinkierron eri vaiheissa (kuva 48). Kuore oli valtalajina myös v. 1995, mutta v. 2007 tehdyissä rantanuottauksissa kuoretta ei saatu saaliiksi lainkaan. Ero johtuu todennäköisesti erilaisesta nuottausajankohdasta, sillä vuosina 1990 ja 1995 nuottaukset tehtiin heinäkuussa, v. 2007 taas noin kuukautta myöhemmin elokuussa, jolloin kuoreen poikaset ovat ilmeisesti siirtyneet rantavyöhykkeestä avoveteen.



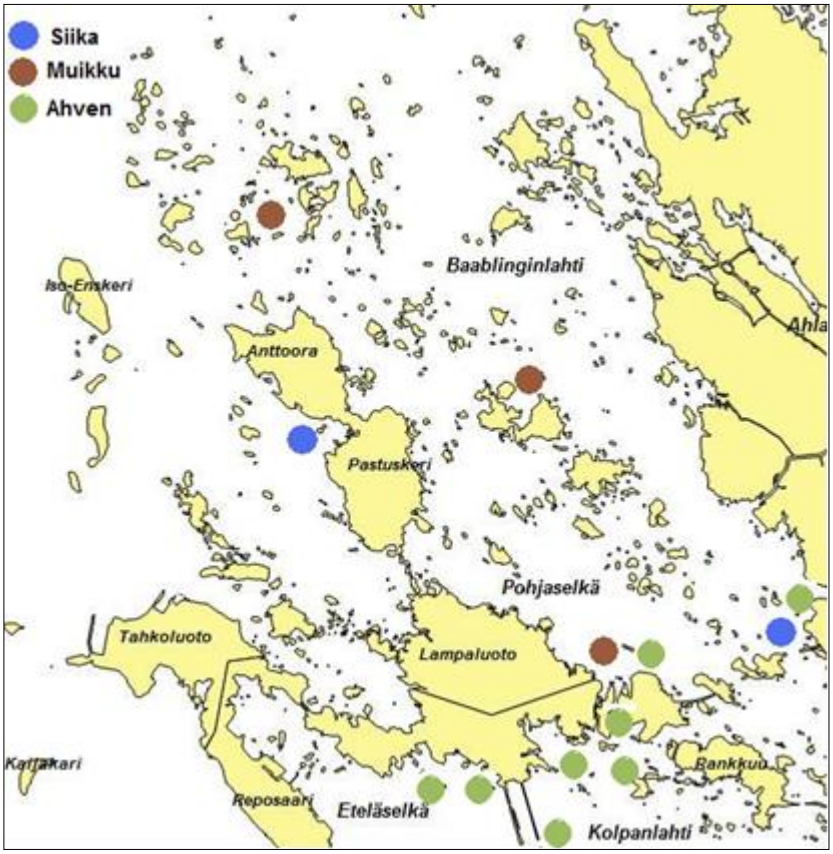
Kuva 48. Rantavyöhykkeen kalaston lajikoostumus ja eri lajien % -osuus saaliiksi saatujen kalojen kokonaismäärästä eri vuosina Porin Pihlavanlahdella ja sen ympäristössä. Lähde: Salonen et al. (1996), Holsti (2009a)

Pihlavanlahdella ja sen lähialueilla tehdyt rantanuottaukset osoittavat, että alue on useiden kalalajien poikastuotantoaluetta. Ahvenen poikasia saatiin eniten Lampaluodon eteläpuolisilta rannoilta 1990-luvun alkupuolella tehdyissä nuottauksissa (Jormalainen et al. 1992). Myös siian ja muikun poikasia saatiin joiltakin paikoilta väli- ja ulkosaaristosta samoihin aikoihin (kuva 49). Vuonna 2007 rantanuotalla saadussa saaliissa esiintyi runsaimpana särjen, ahvenen, salakan, lahnan/pasurin ja silakan poikasia. Kuhan, hauen, säyneen ja seipin 0+ -vaiheen poikasia saatiin joitakin yksilöitä ja harvinaisuutena nokkakalan poikanen Eteläselältä v. 2007 (Holsti 2009a).

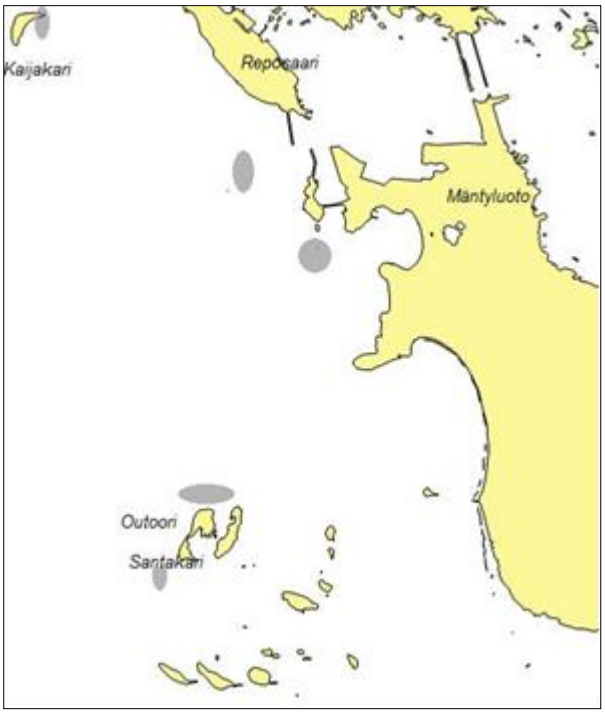
Taulukko 32. Rantanuottauksissa saadut kalalajit Porin Pihlavanlahdella ja sen läheisellä merialueella eri vuosina. Lähde: Jormalainen et al. (1992), Holsti (2009a)

Laji	1990	1991	2007
Ahven	x	x	x
Kiiski	x	x	x
Salakka	x	x	x
Särki	x	x	x
Säyne	-	-	x
Lahna	x	x	x
Pasuri	x	x	x
Sorva	x	x	x
Törö	-	x	-
Seipi	-	x	x
Hauki	x	x	x
Kolmipiikki	x	x	x
Kymmenpiikki	x	x	x
Siika	-	x	-
Muikku	-	x	-
Meritaimen	-	x	-
Kuore	x	x	x
Silakka	x	x	x
Hietatokko	x	x	x
Kuha	x	x	x
Pikkutuulenkala	x	x	x
Mutu	-	x	-
Siloneula	-	x	x
Särmäneula	-	-	x
Kampela	-	x	-
Kivennuoliainen	-	x	-
Kivisimppu	?	?	-
Nokkakala	-	-	x
Lajeja yhteensä	**16**	**25**	**20**

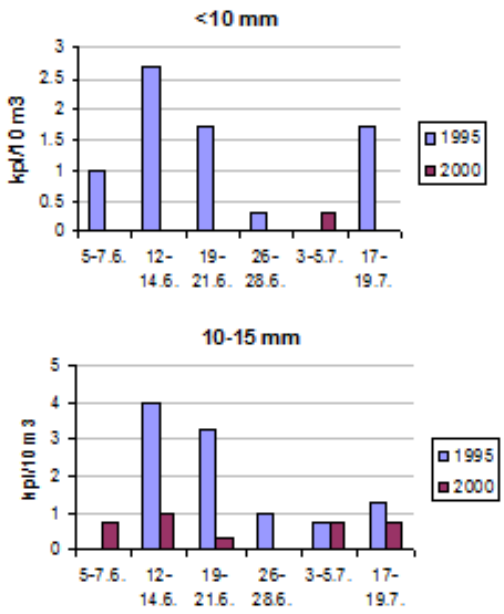
Silakan kutupaikkoja on löydetty sukellustutkimuksissa mm. Kaijakarista, Mäntyluodon länsipuolelta ja Outoorista (kuva 50). Kutupaikkoja on todennäköisesti enemmän etenkin Pihlavanlahden ulko-osissa ja Ahlaisten saaristossa, koska näillä alueilla tavataan myös vastakuoriutuneita ja tätä vanhempia poikasia (kuva 51). Poikasmäärät olivat vuonna 1995 selvästi suurempia kuin vuonna 2000 (Salonen & Sydänoja 2001).



Kuva 49. Siian, muikun ja ahvenen poikasten esiintymisalueet Porin edustalla vv. 1990−91 tehdyissä rantanuottauksissa. Ahvenen poikasten esiintymispaikoista otettu kuvaan ainoastaan ne, joissa 0+ -ikäisten poikasten lukumäärä oli 60−100 % kaikista saaliiksi saaduista kaloista. Lähde: Jormalainen et al. (1992)



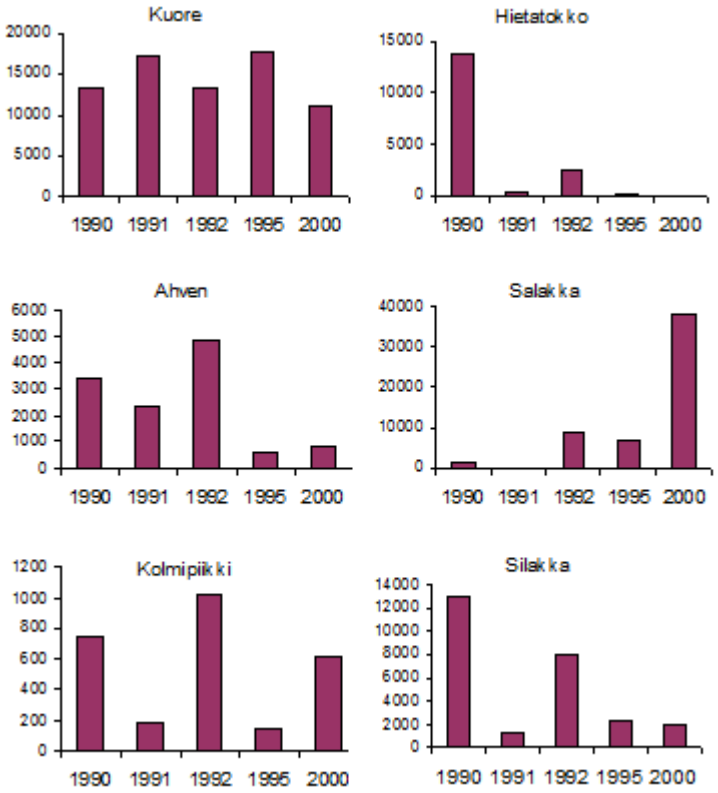
Kuva 50. Silakan tunnetut kutualueet Mäntyluodon ja Reposaaren edustalla (harmaalla merkitty alue). Lähde: Leinikki & Oulasvirta (1994).



Kuva 51. Silakan poikasten tiheys (kpl/10m3) kesän aikana Pihlavanlahden ulko-osassa ja Ahlaisten saaristossa vuosina 1995 ja 2000. Tiheys laskettu 3 tutkimuspisteen keskiarvoina eripituisille poikasille (pituus < 10 mm ja 10−15 mm) Lähde: Salonen & Sydänoja (2001).

Vuosina 1990–2000 kerätty rantanuottausaineisto saattaa yhdistettynä jossakin määrin kuvastaa eri kalalajien poikasmäärien vaihtelua eri vuosina, koska aineisto on kerätty jokseenkin samaan aikaan kesästä, samoilta paikoilta ja samoin menetelmin (Salonen & Sydänoja 2001). Koska tutkimuspisteitä oli paljon (n=56) ja ne sijaitsivat laajalla alueella, pienenee myös paikallisten olosuhteitten ja sattuman vaikutus tuloksiin.

Yhdistetyssä aineistossa kuoreen yksilömäärä pysyi korkeana kaikkina vuosina, eikä muutosta ole 10 vuoden aikana havaittavissa (kuva 52). Kolmipiikin yksilömäärä vaihteli voimakkaasti eri vuosina, mutta erityistä muutossuuntaa ei ole havaittavissa. Ahvenen yksilömäärät olivat vuonna 1995 ja 2000 selvästi pienempiä kuin tutkimusjakson alussa ja myös silakan poikasten määrä pienentyi. Hietatokkoja saatiin suuri määrä tutkimusalueelta v. 1990, mutta tämän jälkeen lajia esiintyi näytteissä selvästi vähemmän (kuva 52). Salakkaa esiintyi nuottaussaaliissa vähän tutkimusjakson alussa vuosina 1990–91, mutta viimeisenä tutkimusvuotena salakan yksilömäärä oli poikkeuksellisen suuri, lähes 40 000 kpl yhteenlasketussa saaliissa.



Kuva 52. Rantavyöhykkeen yleisimpien kalalajien yksilömäärät (kpl) vuosina 1990−2000 tehdyissä nuottauksissa Porin Pihlavanlahdella ja sen lähialueilla. Yksilömäärä = heinäkuussa kaikilta tutkimuspisteiltä (n=56) saatujen yksilöitten yhteenlaskettu lukumäärä. Lähde: Salonen & Sydänoja (2001)

Koska tutkimusraporteissa ei alkuperäistä tutkimusaineistoa ole esitetty paikkakohtaisesti, ei aineiston tarkempi käsittely ole tässä yhteydessä mahdollista. Lajit eivät kuitenkaan esiinny tasaisesti kaikilla paikoilla, vaan tutkimuspaikkojen välillä on yleensä suuriakin eroja lajikoostumuksessa ja yksilömäärissä. Esimerkiksi hietatokon poikasia esiintyi vv. 1990–91 tutkituista 56 pisteestä eniten Lampaluodon länsipuolella, jossa se joillakin pisteillä muodosti 80−100 % nuottasaaliin yksilömääristä. Kaikilla muilla tutkimuspisteillä lajin suhteellinen runsaus oli 0−20 % (Jormalainen et al. 1992). Muutos saattaa siten joidenkin lajien kohdalla johtua pienellä alueella tai jopa yksittäisellä tutkimuspisteellä tapahtuneesta muutoksesta eikä sitä voi yleistää koskemaan koko tutkimusaluetta.

Osa muutoksista johtuu kuitenkin todennäköisesti paikallisten olosuhteitten muutoksista, sillä Lampaluodon ja Ahlaisten välisen tieyhteyden takia veden virtausolot ovat alueella muuttuneet. Tätä kysymystä tarkasteltiin aikanaan hankkeen seurantatutkimuksen loppuraportissa, jossa todettiin, että kalaston rakenne oli nuottausaineiston mukaan muuttunut särkikalavaltaisemmaksi (Salonen & Sydänoja 2001). Esimerkiksi salakan runsastuminen on ilmeisesti todellinen muutos, koska laji muodosti noin kolmasosan (33 %) nuottasaaliin kokonaisyksilömääristä v. 2007, jos silakkaa ei oteta lukuun. Vastaava luku v. 1990 tehdyissä nuottauksissa oli 5 %. Silakan poikasmäärien muutoksia taas ei kertaalleen kesän aikana tehdyllä tutkimuksella ole mahdollista selvittää luotettavasti, koska poikasen elinkierrossa litoraalivaihe on yleensä lyhytkestoinen eikä se ajoitu joka vuosi samaan ajankohtaan. Turun edustan kutupaikoilla silakan poikaset siirtyvät kuoriutumisensa jälkeen litoraalista avoveteen (esim. Rajasilta 1992), jossa oletettavasti niiden metamorfoosi tapahtuu. Loppukesällä ja syksyn aikana poikaset siirtyvät takaisin rantavesiin, mutta vaelluksia rantavyöhykkeen ja ulapan välillä voi tapahtua jatkuvasti paikallisista olosuhteista riippuen. Eri-

ikäisiä poikasia tavataan siten rantavesistä kutualueilla pitkin kesää vaihtelevia määriä (Kääriä 1999) ja näytteitä tulisi kerätä usein kesän aikana, jotta poikasten lukumääristä saataisiin riittävä käsitys.

Ahvenen poikasten väheneminen nuottasaaliissa vuonna 1995 ei tue kirjanpitokalastuksen yksikkösaaliista saatua tulosta, jonka mukaan Pihlavanlahden ahvenkanta voimistui vuosina 1989–2003. Poikasmäärän vähenemisen v. 1995 voisi nimittäin olettaa näkyvän ahvensaaliissa 2000-luvun alkupuolella, jolloin v. 1995 syntyneet kalat ovat olleet 6−7 -vuotiaita. Kirjanpitokalastuksessa käytettiin kuitenkin harvoja verkkoja (silmäkoko 41–60 mm), jotka pyydystävät vain vanhimpia ikäluokkia edustavia suurikokoisia yksilöitä. Esimerkiksi Uudenkaupungin edustalla vuoden 1981 elo-syyskuun koekalastuksissa saaduista ahvenista (yhteensä 1228 kpl) ainoastaan 0.3 % saatiin verkoilla, joiden silmäkoko oli 45 mm tai tätä suurempi (Hernejärvi & Hangelin 1982). Kalojen yksilöpaino oli 300–400 g, jonka kokoisena merialueen ahven on yleensä vähintään 8−9 -vuotias. Ahvenkanta on siten voinut alkaa pienentyä vasta vuoden 2003 jälkeen. Toisaalta ahven oli vuoden 2007 koekalastuksissa edelleen Pihlavanlahden runsaslukuisimpia lajeja, joten kovin suuresta ja pysyvästä muutoksesta ei alueella liene kyse.

3 Kalaston muutoksista Selkämeren eteläosassa

3.1 Yleistä aineistosta ja menetelmistä

Kalataloudellista velvoitetarkkailua on tutkimusalueella tehty 1970-luvulta alkaen, jolloin suuria jätevesipäästöjä koskeviin katselmustoimituksiin liittyi muiden tutkimusten ohella yleensä myös koekalastuksia ja rantanuottauksia. Kalataloudellisten velvoitetarkkailujen sisältö perustui tavallisesti näissä selvityksissä saatuihin tuloksiin. Viranomaisten laatima ohjeistus kehitettiin kuitenkin vasta 2000-luvulla (MMM 2008) ja tätä ennen seurantaohjelmat laadittiin tapauskohtaisesti. Lupapäätöksissä seurantavelvoite on yleensä koskenut kalaston ohella myös luvanmukaisen toiminnan vaikutuksia kalastukseen. Kalataloudellisessa seurannassa viimeksi mainittu tavoite on yleensä saavutettu hyvin, mutta kalastovaikutuksia koskeva tieto on ollut laadultaan enimmäkseen kuvailevaa. Taloudelliset tekijät ovat todennäköisesti eniten vaikuttaneet ohjelmien sisältöön, sillä seurannan kustannuksia on pyritty pitämään mahdollisimman alhaisina. Biologiset tutkimukset, joihin esimerkiksi koekalastukset kuuluvat, ovat kalliimpia kuin esimerkiksi saalistietojen kerääminen ammattikalastajilta ja tästä syystä kalakantojen tilan muutoksia on useimmiten tarkasteltu kalastajien saaliiden perusteella. Ns. kirjanpitokalastus, jossa saalistiedot kerätään samoilta kalastajilta ja vakioidaan suhteessa pyyntiponnistukseen, tuottavat periaatteessa tietoja ammattimaisen pyynnin kohteena olevista kalalajeista. Tällä menetelmällä kalakantojen tilaa on seurattu mm. Porissa ja Rauman edustalla, mutta ongelmaksi on yleensä tullut kalastajien vähyys sekä se, että pyyntivälineet tai -alueet ovat vaihdelleet aikojen kuluessa. Yhteenvetona voidaankin sanoa, että seurannassa on pyritty saamaan yleiskäsitys tietyn alueen kalastosta ja kalastusoloista tiettynä aikana, ei niinkään luomaan ja ylläpitämään pitkäaikaista tiedonkeruujärjestelmää, jonka avulla saataisiin luotettavaa tietoa kalakantojen muutoksista pitkällä aikavälillä. Kalataloudellisista seurantaraporteista kerättyjen aineistojen ja tulosten käytettävyyttä yleiseen, kalakantojen tilaa koskevaan seurantaan on siten tarkasteltava näistä lähtökohdista.

Koska kalataloudellista seurantaa ei ole yhdenmukaistettu edes samaa aluetta koskien, ovat sen tuottamat tiedotkin hajanaisia. Niissäkin tapauksissa, joissa on tehty verkkokoekalastuksia kalastomuutosten toteamiseksi, on havaintojen keruu alimitoitettua todelliseen tarpeeseen nähden. Esimerkiksi Rauman edustan kalataloudellisessa tarkkailussa vuonna 2006 koekalastuspaikkoja oli kuusi, samoin Porin Pihlavanlahdella vuonna 2007. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan koekalastuksia Nordic-tyyppisillä koeverkoilla tulisi tehdä eri syvyyksissä (0-10 m) vähintään 30-50 pisteessä, jos halutaan saada luotettava kuva esimerkiksi ahvenen määristä tietyllä alueella Selkämeren rannikolla (Söderberg et al. 2004). Saman tutkimuksen mukaan samoin menetelmin voidaan saada käsitys myös särjen ja kiisken määristä, mutta muiden lajien osalta seuranta tälläkin menettelyllä on lähinnä kvalitatiivista. Em. tutkimuksen esittämässä laajuudessa velvoitetarkkailua tuskin on mahdollista toteuttaa vastaisuudessakaan, joten rannikon kalakantojen yleinen seuranta tulisi järjestää muulla tavoin.

Velvoitetarkkailun tuottamien tietojen analysointia vaikeutti myös se, että tuloksia oli raportoinnin yhteydessä yhdistetty ja kun alkuperäistä tutkimusaineistoa ei raporteissa aina esitetty, ei tuloksia saatu vertailukelpoiseksi. Ongelma oli erityisesti Olkiluodossa valitettava, koska alueelta olisi muutoin saatavilla suhteellisen pitkä yksikkösaaliita koskeva aikasarja, joka on saatu samoja menetelmiä käyttäen. Alkuperäistä havaintoaineistoa ei tiettävästi ole säilytetty. Mainitunlaiset ongelmat korjaantunevat vasta tulevaisuudessa kalataloushallinnon yleisen koekalastusrekisterin käyttöönoton myötä.

3.2 Lajien esiintyminen

Vaikka kalataloudellisen velvoitetarkkailun tuottama aineisto on ollut enimmäkseen kvalitatiivista, on tarkkailu tuottanut tietoja eri kalalajien esiintymisestä ja lajimääristä eri alueilla. Havaittujen lajien määrä vaihteli alueittain ja ajankohdittain, mutta suurin määrä lajeja (30-40) havaittiin niissä tapauksissa, jolloin tutkimuksiin sisältyi verkkokoekalastuksia ja rantanuottauksia. Eri kalastajaryhmien saaliskirjanpito saattoi lisäksi täydentää lajihavaintoja. Lajien esiintymistä koskevaa faunistista tietämystä velvoitetarkkailu palvelee tietyin ehdoin: havainto tietyn lajin esiintymisestä on todellinen, lajin puuttuminen tietyltä alueelta taas välttämättä ei, koska se voi johtua monista eri tekijöistä.

Selkämerellä elää vakituisesti Urho & Lehtosen (2008) mukaan 49 kalalajia ja näiden lisäksi muutamia satunnaisesti esiintyviä lajeja. Kalataloustarkkailujen yhteydessä havaittiin näistä 2000-luvun aikana koko tutkimusalueella 38 lajia (taulukko 33). Saaliiksi saatuja lajeja on todellisuudessa enemmän, mutta koska tokkoja ei ole viimeisimmissä seurantatutkimuksissa määritetty lajitasolle, ei eri tokkolajien esiintymisestä saatu havaintoja. Todennäköistä on, että ainakin tokoista yleisimmät eli hieta- ja liejutokko lukeutuvat havaittuihin lajeihin. Osa Selkämeren lajeista kuten rasvakala, imukala, elaska, teisti ja harjus ovat jääneet havaitsematta harvinaisuutensa ja vähälukuisuutensa vuoksi tai siitä syystä että lajit eivät ylipäätään esiinny niillä alueilla, joihin kalataloudellinen velvoitetarkkailu kohdentuu. Toisaalta tarkkailujen yhteydessä saatiin myös Selkämeren vakituiseen kalalajistoon kuulumattomia lajeja kuten toutain, turpa, sulkava ja kirjolohi.

Kalataloustarkkailujen tulosten perusteella lajistollinen monimuotoisuus oli hyvin säilynyt tutkittujen alueiden kalastossa. Esimerkiksi vimpa, joka on aikaisemmin luokiteltu uhanalaisuutensa perusteella silmälläpidettäväksi lajiksi, esiintyi Olkiluodon ja Porin merialueilla 2000-luvulla ja Uudessakaupungissakin ainakin 1990-luvun lopulla. Saaliiksi vimpaa on kuitenkin saatu vain muutamia yksilöitä, joten lajin kanta saattaa olla heikko Selkämeren eteläosassa. Suomen uhanalaisten eliölajien luettelossa v. 2010 silmällä pidettäväksi lajiksi luokiteltiin mm. nahkiainen, jonka kannat ovat Itämerestä häviämässä (Thiel et al. 2009). Nahkiaissaaliita on ajoittain tilastoitu kalataloudellisen velvoitetarkkailun yhteydessä Porin-Merikarvian merialueelta (esim. Perälä & Patrikainen 2005), mutta varsinaista kantojen tilan seurantaa ei velvoitetarkkailuihin sisälly. Esimerkiksi Kokemäenjoessa nahkiaisen lisääntyminen on nykyään vähäistä ja aikaisemmista lisääntymisjoista enää Harjunpäänjoki on siinä kunnossa, että poikastuotanto onnistuu kohtuullisesti edes paikoitellen (Etelä-Pohjanmaan Ely-keskus 2010).

Uhanalaisten eliölajien luettelossa on puutteellisesti tunnetuiksi lajeiksi luokiteltu nokkakala, seitsenruototokko, imukala, elaska, isosimppu, miekkasärki, teisti, piikkikampela, vaskikala ja piikkisimppu (RKTL 2010). Esimerkiksi nokkakalan pienikokoisia poikasia saatiin velvoitetarkkailuun sisältyvissä rantanuottauksissa Raumalta ja Porin edustalta v. 2007, mikä viittaa siihen, että laji lisääntyy jossakin määrin Selkämerenkin alueella. Seitsenruototokon esiintymisestä ei tietoja saatu, koska tokkoja ei viimeisimmissä selvityksissä määritetty lajitasolle. Vaskikaloja saatiin kaikkiaan vain Olkiluodon merialueelta 1970-luvulla ja täälläkin ainoastaan muutamia yksilöitä. Olkiluodon edustalta lajia ei tavattu enää vuoden 1981 jälkeen niillä rannoilla, joilla rantanuottauksia tehtiin (kuva 29). Lajin nykytila alueella on siten tuntematon, koska rantanuottauksia ei ole Olkiluodossa tehty vuoden 1985 jälkeen. Sen sijaan piikkikampelan esiintymisestä ja määristä velvoitetarkkailu on tuottanut jonkin verran tietoja. Selkämeren eteläosan rannikkovesissä

piikkikampela on selvästi vähälukuisempi kuin kampela ja laji näyttää hävinneen kokonaan alueen kalastosta.

Taulukko 33. Selkämeressä vakituisesti elävät kalalajit (Urho & Lehtonen 2008). Luettelossa kursivoitu ne lajit, jotka havaittiin kalataloustarkkailun yhteydessä tutkimusalueella (Uudenkaupungin, Rauman, Olkiluodon ja Porin merialue) 2000-luvun aikana.

Nahkiainen	Säyne	Särmäneula	Elaska
Silakka	Mutu	Kolmipiikki	Teisti
Kilohaili	Sorva	Kymmenpiikki	Isotuulenkala
Ankerias	Suutari	Vaskikala	Pikkutuulenkala
Hauki	Salakka	Kivisimppu	Mustatokko
Lohi	Pasuri	Piikkisimppu	Liejutokko
Taimen	Lahna	Härkäsimppu	Hietatokko
Muikku	Vimpa	Isosimppu	Kivinilkka
Siika	Ruutana	Rasvakala	Piikkikampela
Harjus	Turska	Imukala	Kampela
Kuore	Made	Ahven	
Särki	Nokkakala	Kiiski	
Seipi	Siloneula	Kuha	

3.3 Lajien kannanvaihtelu

Tarkastelluista alueista Uudenkaupungin, ja Rauman merialue ovat luonnonoloiltaan jokseenkin samantyyppisiä; jokivesien vaikutus on kummallakin pieni ja molemmilla merialueilla on avomeren ja mantereen välissä saaristovyöhyke. Olkiluodon merialue on enemmän alttiina avomeren vaikutukselle, kun taas Porin Pihlavanlahti poikkeaa kaikista muista jokseenkin makeavetisenä jokisuistona. Myös ympäristöä muuttava toiminta on erilaista eri alueilla sekä laadullisesti että määrällisesti. Siten on ymmärrettävää, että kalaston rakenteessa on eroja eri alueiden välillä.

Pisimmät yhtäjaksoiset aineistot saatiin Uudenkaupungin ja Olkiluodon merialueilta, joilla on verkkokoekalastuksia tehty 1970-luvulta alkaen. Uudessakaupungissa koekalastuksista on huolehtinut omalla vesialueellaan paikallinen kalastusseura, jonka tuottama aineisto on jokseenkin vertailukelpoista vuositasolla. Puutteena aineistossa on se, että kalastukseen käytetyt verkot eivät ole tuottaneet tietoja kaikista lajeista. Pienten silmäkokojen puuttuessa verkkosarjoista ei esimerkiksi kiiskikannan vaihtelusta Uudenkaupungin edustalla saatu tietoja tälläkään aineistolla.

Olkiluodon merialueella on tehty verkkokoekalastuksia samalla tavalla vuodesta 1988 alkaen, mutta koska kalastus on tehty 3-4 vuoden välein, käytettävissä oleva havaintoaineisto (vv. 1988–2006) on riittämätön pitkäaikaismuutosten havaitsemiseen. Olkiluodossa tehtiin ympärivuotisia koekalastuksia jo vuosina 1974−1985, joten alueelta on myös varhaisempaa tietoa kalastosta saatavilla. Raportoitu aineisto ei kuitenkaan ollut täysin vertailukelpoista koko aikasarjan (1974−2006) osalta kalastusten erilaisesta ajoituksesta johtuen eikä alkuperäistä havaintoaineistoa ollut käytettävissä. Rauman merialueella verkkokoekalastuksia on tehty vuosina 1972, 2006 ja 2009, mutta koeverkot olivat näinä vuosina erilaiset. Lajien runsausmuutoksia voitiin Rauman edustalla arvioida kirjanpitokalastuksen ja eri kalastajaryhmien saalistilastojen avulla. Porin merialueella verkkokoekalastukset aloitettiin vasta vuonna 2007 kalataloudellisen tarkkailun osana. Tätä ennen seuranta on perustunut kirjanpitokalastajien, ammattikalastajien sekä virkistys- ja kotitarvekalastajien saaliiden tilastointiin. Kalastuskirjanpitäjien yksikkösaaliit vuosilta 1989−2003 Pihlavanlahdelta ja Ahlaisten saaristosta edustavat pisintä yhtäjaksoista havaintoaineistoa, josta voitiin arvioida eri kalalajien kannanvahvuudessa tapahtuneita muutoksia tällä tutkimuksen osa-alueella.

Käytettävissä olevan aineiston hajanaisuudesta huolimatta aineistosta ilmeneviä, kaikilla osa-alueilla havaittuja muutoksia olivat turskan häviäminen, kampelakannan heikentyminen sekä ahven- ja kuhakannan voimistuminen (taulukko 34). Turskakanta oli huipussaan 1980-luvun alussa, mutta

turska hävisi käytännöllisesti katsoen kokonaan 1980-luvun loppuun mennessä Uudenkaupungin sisäsaaristosta ja 1990-luvun alussa myös Rauman merialueelta. Myöskään Olkiluodon merialueelta ei turskaa saatu koekalastuksissa enää vuonna 1988 edes avomeren läheisyydestä. Todennäköistä on, että turskalla on ollut merkitystä Selkämeren rannikon ekosysteemissä ainoastaan 1980-luvun alkuvuosina, jolloin turskan lisääntyminen Itämeren pääaltaalla onnistui hyvin ja kanta kasvoi.

Taulukko 34. Arvio eräiden lajien runsaudessa tapahtuneista muutoksista Uudenkaupungin, Rauman ja Olkiluodon merialueella (Nurmeksen länsipuoli) sekä Porin Pihlavanlahdella kalataloustarkkailuista saadun aineiston perusteella. Merkkien selitys: (+)= kanta voimistunut; (-)= kanta heikentynyt; (0)= kanta pysynyt ennallaan; (?)= ei tietoja/arvio epävarma

Laji	U:ki	Rauma	Olkiluoto	Pori
Ahven	+	+	+?	+?
Kuha	+	+	+	+
Kiiski	?	-	-?	-?
Särki	-	-	0?	+
Säyne	0	0	?	0
Lahna	+	0	?	-?
Hauki	0	0	?	-
Turska	-	-	-	-
Kampela	-	-	-	-
Kuore	-	?	?	+
Made	-	-	-?	-
Siika	0	?	-?	0

Piikkikampela on Selkämeressä harvalukuinen ja laji on ilmeisesti lähes kokonaan hävinnyt Selkämeren eteläosan rannikkovesistä 2000-luvun aikana. Kampelaa on saatu koekalastuksissa sekä ammattimaisessa pyynnissä kaikilta alueilta vielä 2000-luvun puolivälissä, mutta kampelankin määrät ovat selvästi vähentyneet kaikilla niillä alueilla, joilta tietoja oli saatavissa. Uudenkaupungin sisäsaaristosta kampela näyttää hävinneen jokseenkin kokonaan 2000-luvun alkuvuosina ja myös Rauman merialueella kampelasaaliit pienenivät selvästi samoihin aikoihin. Rauman edustalta kampela ei ollut vielä kokonaan hävinnyt vuonna 2007, mutta kanta on ollut ilmeisesti varsin heikko 2000-luvun alusta alkaen. Olkiluodon lounaispuolella tehdyissä koekalastuksissa kampelan määrä väheni selvästi vuonna 2002 ja pohjoisempana Merikarvian ja Luvian välisellä rannikko-osuudella kampelan kokonaissaalis ammattikalastuksessa pieneni selvästi 2000-luvun alussa. Eri alueilta saatu aineisto osoittaa siten jokseenkin yhtenevästi, että Selkämeren eteläosassa kampelan kanta on alkanut pienentyä noin vuosina 2001–2002. Kampelan lisääntyminen on alkanut vaikeutua jo muutamaa vuotta aiemmin, koska kalojen kasvu pyyntikokoon vie muutamia vuosia.

Ahven ja kuha ovat runsastuneet kaikilla osa-alueilla, kiiski taas mahdollisesti vähentynyt. Esimerkiksi Raumalla kiisken osuus verkkokoekalastusten saaliista oli 12 % v. 1972, mutta v. 2006 enää 3 %. Kiisken osuus koekalastussaaliissa väheni huomattavasti vuosien 1976 ja 1980 välissä myös Nurmeksen saaren länsipuoleisella alueella, joka edustaa jokseenkin luonnontilaista Selkämeren rannikkoa. Pihlavanlahdella muutos oli samansuuntainen, sillä v. 1979 kiisken osuus koekalastussaaliista oli 32 %, mutta v. 1988 enää 10 %. Vaikka sekä Olkiluodossa että Pihlavanlahdella seurantamenetelmät ovat vaihtuneet pitkän aikajakson kuluessa, olivat ne em. vuosina samat eivätkä erot kiisken määrissä siten johdu ainakaan tutkimusmenetelmistä.

Ahvenen runsastuminen on havaittu Itämeren rannikon kalastomuutoksia koskevassa seurannassa mm. Saaristomerellä (Ådjers et al. 2006). Uudessakaupungissa ahvenen runsastuminen tulee selvästi esille Rikin kalastusseuran koekalastuksissa ja ajoittuu silmämääräisesti arvioiden 1980-luvun lopulle (kuva 5). Ahvenen yksikkösaalis oli suurimmillaan vuosina 1990−92, minkä jälkeen saaliit pienentyivät jonkin verran. Koko aikasarjassa 1980−2007 saalis on kuitenkin kasvusuuntainen, vaikka huippuvuodet jätettäisiinkin huomioimatta (r_s= 0.41; $p<0.05$; n=25). Raumalla tehdyissä koekalastuksissa ahvenen osuus saaliista oli 18 % v. 1972, mutta vuoden 2006 koekalastuksissa 64 %. Koekalastuksissa käytetyt verkkosarjat olivat eri vuosina erilaiset, mutta ero tuskin selittyy

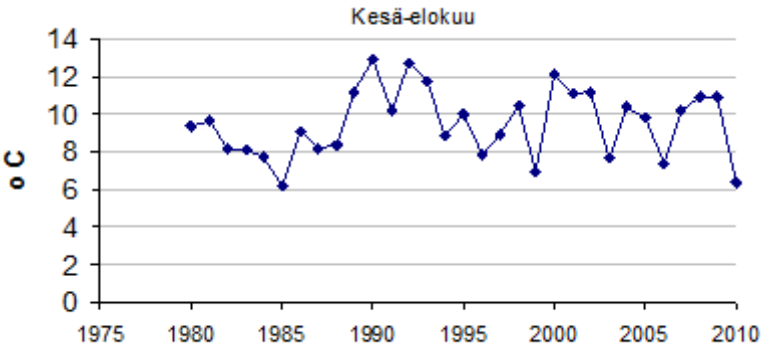
yksistään tällä, koska molemmat verkkosarjat (ns. Vekary-verkkosarja ja Nordic-yleiskatsausverkot) soveltuvat eri-ikäisten ja -kokoisten kalojen pyyntiin tutkimustarkoituksessa. Muutos lienee siten todellinen, mutta sen ajoittumista ei ole mahdollista selvittää vertailukelpoisen aineiston puuttuessa vuosien 1972 ja 2006 väliseltä ajalta. Kirjanpitokalastajien yksikkösaaliiden mukaan ahvenkanta kasvoi ainakin vuosien 1996 ja 2007 välillä myös Rauman edustalla.

Olkiluodossa ahvenen yksikkösaalis kasvoi vuosien 1988 ja 1991 välissä kaikilla osa-alueilla, joskin tulos on jonkin verran epävarma menetelmien vaihtumisen takia. Ahvenen runsastuminen ajoittui kuitenkin samaan ajankohtaan kuin Uudessakaupungissa. Pihlavanlahdella ahvenkannan kasvu on ollut hitaampaa ja se on alkanut vasta 1990-luvun puolivälin jälkeen. Koska Pihlavanlahdella keskenään vertailukelpoisten yksikkösaaliiden aikasarja kattaa ainoastaan vuodet 1989−2003, ei ahvenkannan kehityksestä tämän jälkeiseltä ajalta saatu tietoja. Vuonna 2007 tehdyissä koekalastuksissa ahvenen osuus koko saaliin biomassasta oli kuitenkin 28 %, joten ahven oli alueella tuolloinkin varsin runsaslukuinen.

Kuhakannan voimistuminen alkoi 1990-luvun alkupuolella Uudenkaupungin sisäsaaristossa ja Porin Pihlavanlahdella; Rauman ja Olkiluodon merialueilla jonkin verran myöhemmin 1990-luvun puolivälissä. Esimerkiksi Olkiluodossa yksikkösaaliit kasvoivat aluksi sisempänä saaristossa ja tämän jälkeen myös ulommilla alueilla. Kuhan lisääntymisen ydinalueita rannikolla ovat jokisuistot sekä matalat lahdet ja salmet, joissa jokien tuoma makea vesi alentaa suolapitoisuutta (Lappalainen et al. 2003). Kuhakanta on ilmeisesti alkanut kasvaa kutualueillaan Lapinjoen ja Eurajoen suistossa ja kannan voimistuessa kalat ovat levittäytyneet myös ulommas saaristoon.

Muiden lajien kannoissa tapahtuneet muutokset näyttäisivät olevan paikka- tai aluekohtaisia, joskin alueidenvälistä vertailua haittaa se, että vertailtavat aikajaksot ovat osittain erilaisia keskenään. Esimerkiksi lahnakanta on alkanut kasvaa Uudenkaupungin sisäsaaristossa 1990 -luvun puolivälin jälkeen, mutta Pihlavanlahdella lahna taas näyttäisi vähentyneen ainakin vuosien 1989 ja 2003 välisenä aikana. Särjen osuus kalastossa Rauman merialueella pieneni huomattavasti aikavälillä 1972−2006 verkkokoekalastusten mukaan ja väheneminen tuli esiin myös kirjanpitokalastajien yksikkösaaliissa vuosien 1996 ja 2007 välillä. Samoin Uudenkaupungin edustalla särjen määrä alkoi vähentyä noin vuonna 1990. Pihlavanlahdella särki on puolestaan runsastunut. Myös hauen runsausvaihtelussa on alueellisia eroja. Porin Pihlavanlahdella hauen määrä väheni vuosina 1989−2003, kun taas Raumalla ja Uudenkaupungin edustalla muutosta ei näyttäisi tapahtuneen. Madekanta heikentyi Rauman edustalla, Uudessakaupungissa ja Porin Pihlavanlahdella, mutta ammattikalastajien saalistietojen mukaan kasvoi Eurajoensalmessa. Säyneen määrässä ei muutosta havaittu niillä alueilla, jossa lajia runsaammin esiintyi. Siian yksikkösaaliit ovat olleet pieniä kaikilla alueilla eikä erityisiä muutossuuntia ole havaittavissa. Silakka- ja lohikantojen muutoksia ei tässä työssä tarkasteltu, koska näiden kehityksestä saadaan tietoja vuosittain tehtävistä kanta-arvioista (esim. ICES 2010).

Veden suolapitoisuuden aleneminen viimeisten 20−30 vuoden aikana on merkittävin ympäristömuutos, joka koskee yleisesti koko Itämerta ja sen eliöstöä. Turskan ja todennäköisesti myös kampelan kannan vaihtelu selittyy Selkämeressäkin suolapitoisuuden muutoksilla, koska suolapitoisuus rajoittaa molemmilla lajeilla lisääntymisen onnistumista (Nissling & Westin 1997; Nissling et al. 2002). Suolapitoisuuden alenemisen vaikutusta makean veden kalalajeihin ei sen sijaan aineistosta voi eritellä muiden ympäristötekijöiden vaikutuksista. Esimerkiksi kuhakannan kasvu alkoi jokseenkin samaan aikaan kuin veden sameus alkoi lisääntyä rannikkovesissä (Kirkkala & Turkki 2005), mutta taustalla on voinut vaikuttaa myös meriveden makeutuminen jokivesien kasvaneen virtaaman seurauksena (Hänninen & Vuorinen 2010). Lämpimät kesät 1980- ja -90-lukujen taitteessa (kuva 53) todennäköisesti myös paransivat sekä kuhan että ahvenen kasvua ja lisääntymismenestystä. Ainakin etelärannikon kuhalla keskimääräistä korkeampi lämpötila kesäkuukausien aikana näyttää ennustavan vahvojen vuosiluokkien syntymistä (Lappalainen & Lehtonen 1995).



Kuva 53. Meriveden keskilämpötila 20 m:n syvyydessä kesäkuun ja elokuun välisenä aikana Saaristomerellä (Nauvo, Seili) vuosina 1980−2010. Lähde: Saaristomeren tutkimuslaitos/Turun yliopisto

Myös jätevesipäästöillä ja ravinnekuormituksella yleensä on täytynyt olla vaikutusta kalakantojen tilaan tutkituilla alueilla. Esimerkiksi Rauman edustalla esiintyi 1970-luvun alussa täysin hapettomia pohjia, joilta kaikki eliöstö oli hävinnyt ja rehevöityminen vaikutti pohjaeläimistöön laajalla alueella (Oy Keskuslaboratorio 1973). Hapen vähäisyys ja ravintoeliöstön puuttuminen ovat väistämättä vaikuttaneet myös kalojen esiintymiseen. Särki on näissä oloissa selviytynyt esimerkiksi ahventa paremmin ja se on ollut kalastossa dominoivana lajina voimakkaan rehevöitymisen kautena. Kuormituksen vähentyessä särjen määrä on vähentynyt sekä Raumalla että Uudenkaupungin edustalla. Sen sijaan Porin Pihlavanlahdella, joka on edelleen voimakkaasti rehevöitynyt, särki on jopa runsastunut ainakin aikavälillä 1989−2003.

Kalataloudellisen velvoitetarkkailun yhteydessä on kaikilla tutkimuksen osa-alueilla selvitetty lisäksi rantavyöhykkeessä elävän kalalajiston tilaa sekä kartoitettu kalojen lisääntymisalueita. Vertailuja ajallisten muutosten toteamiseksi ei juurikaan näistä aineistoista voitu tehdä, mutta toisaalta muutokset ovat olleet enimmäkseen vähäisiä päätellen kalaston rakenteesta. Esimerkiksi Rauman edustalla rantavyöhykkeen kalalajisto oli vuonna 2007 edelleen monilajinen ja murtovesilitoraalille tyypillinen. Kolmipiikki ja hietatokko, jotka ovat litoraalin valtalajeja myös Saaristomerellä (Rajasilta et al. 1999), esiintyivät runsaslukuisina kaikilla tutkituilla rannoilla. Puhtaan veden indikaattorilajina pidetty mutu (Phoxinus phoxinus) näyttäisi kuitenkin hävinneen myös Rauman edustalta jätevesien purkualueen läheisyydestä. Mutu puuttui litoraalin kalalajistosta myös Porin Pihlavanlahdelta v. 2007, mutta myös tällä alueella litoraalin kalasto oli monilajinen, joskin tyypillisesti makean veden lajien dominoima.

Rantavyöhykkeestä tavattiin myös useiden kalalajien poikas- ja nuoruusvaiheita kautta rannikon. Lisääntymisalueiden tilaa ja lisääntymisen onnistumista on pystytty seuraamaan useiden vuosien ajan silakalla, jonka kutupaikat ovat suhteellisen helposti paikannettavissa. Silakka kutee todennäköisesti koko Uudenkaupungin ja Porin välisellä rannikkoalueella, mutta kutupaikat ovat tarkoin rajattuja ja vuodesta toiseen samoja. Silakan lisääntyminen onnistuu poikasmääristä päätellen hyvin, mutta jätevesien kuormittamilla alueilla mädin kuolleisuus on selvästi kasvanut luonnontilaisiin alueisiin verrattuna. Rehevöityneillä alueilla kutupaikkojen kasvillisuudessa on myös tapahtunut selviä muutoksia.

Kalataloudellisen velvoitetarkkailun tarkoituksena on tuottaa tietoja lupapäätösten tueksi eikä sen voi siten olettaakaan tuottavan tietoja yleisestä kalakantojen kehityksestä koko merialueella. Toisaalta tarkkailujärjestelmä tarjoaa mahdollisuuden myös tähän, jos menetelmät ja tutkimuspisteet valitaan tätä ajatellen. Kvantitatiivisten menetelmien käyttö on joka tapauksessa edellytys sille, että myös kalakantojen elpyminen esimerkiksi jätevesikuormituksen vähentyessä voidaan luotettavasti todeta.

Riippumatta lupaperusteisen seurantajärjestelmän olemassaolosta Selkämeren eteläosassa tulisi aloittaa rannikon kalakantojen seuranta verkkokoekalastuksin kalakantojen yleisten muutossuuntien

havaitsemiseksi pitkällä aikavälillä. Myös rantavyöhykkeen kalaston tilaa on aiheellista seurata lajien ekologisen merkityksen vuoksi. Esimerkiksi kolmipiikki on Selkämeren ekosysteemin avainlajeja ja monen taloudellisesti arvokkaan kalalajin ravintokohde. Kolmipiikin väheneminen voi aiheuttaa huomattavia muutoksia ekosysteemin ravintoverkoissa ja vaikuttaa myös sitä saalistavien petokalojen kasvuun, elossa säilymiseen ja esiintymiseen.

Kalakantojen yleinen seuranta Selkämeren rannikolla olisi syytä aloittaa mahdollisimman pian, koska ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset kalakannoissa ovat vielä enimmäkseen paikallisia. Pitkäaikaisen seurantajärjestelmän luomisessa Selkämeren eteläosaan voitaisiin hyödyntää kalataloudellisesta velvoitetarkkailusta saatuja tuloksia esimerkiksi tutkimusalueiden valinnassa. Seurantapaikaksi voisi hyvin soveltua Nurmeksen saaren länsipuolinen merialue (kuva 28), jossa kuormittavaa toimintaa ei juuri ole ja taustatietoja alueen kalastosta on käytettävissä jo 1970-luvulta. Seurannassa tulisi kiinnittää huomiota myös sellaisiin kalalajeihin, joiden esiintymisestä ja runsausmuutoksista ei nykyisellä seurantajärjestelmällä saada tietoja. Esimerkiksi härkäsimppu on Selkämeren pohjaekosysteemin valtalajeja, mutta härkäsimppukannan nykytilaa tai kannanvaihtelua eri aikoina ei tunneta. Sama koskee myös monia muita taloudellisesti vähäarvoisia lajeja, joilla kuitenkin voi olla huomattava merkitys Selkämeren ekosysteemissä.

4 Selkämeren kalat ja globaali ilmaston muutos

"One fascinating feature of global climate change is how it relates so many facets of science that are so often segregated. To fully understand how this phenomenon affects fish, we must consider atmospheric science, chemistry, oceanography, physiology, and ecology. Taken a step further in relating these to people and communities, we must also consider geography, economics, and sociology". (Roessig et al. 2004)

Toisin kuin valtameret, Itämeri on olosuhteiltaan epästabiili ympäristö, jossa lämpötila ja suolapitoisuus ovat vaihdelleet huomattavastikin sinä aikana, jonka Itämeri on ollut olemassa. Globaalin ilmastomuutoksen edetessä muutokset tulevat kuitenkin olemaan nopeampia kuin aikaisemmin, sillä esimerkiksi HELCOMin (2007) arvion mukaan vuoden keskilämpötila Itämeren alueella tulee nousemaan 3−5 °C jo kuluvan vuosisadan loppuun mennessä. Itämeressä ilmastomuutos aiheuttaa lämpötilan nousun ohella meriveden suolapitoisuuden alenemisen sadannan kasvaessa Itämeren valuma-alueella. Nämä johtavat väistämättä koko ekosysteemin ja kalaston muutoksiin koko Itämeressä.

Ilmastomuutoksen vaikutuksia kaloihin on käsitelty eri näkökulmista lukuisissa katsausartikkeleissa yleisesti (esim. Roessig et al. 2004; Lehodey et al. 2006; Parmesan 2006; Pörtner & Peck 2010) ja erikseen koskien tiettyjä kalaryhmiä kuten esimerkiksi lohikaloja (Jonsson & Jonsson 2009) tai tietyn vesistön kalastoa (Lyons et al. 2010). Itämeressä ennusteiden mukaan mereiset kalalajit tulevat vähenemään ja niiden levinneisyysalue supistuu, kun taas makean veden lajit hyötyvät muutoksesta ja niiden kannat voimistuvat (McKenzie et al. 2007). Tarkkaa käsitystä siitä, millainen esimerkiksi Selkämeren ekosysteemi tulee olemaan muutoksen kuluessa, ei kuitenkaan ole. Jo yksittäisiä lajeja koskevat ennusteet ovat epävarmoja, koska lajien runsauteen vaikuttavat monet tekijät samanaikaisesti. Esimerkiksi lämpötilalla on suoria vaikutuksia kaloihin, mutta samanaikaisesti myös muuhun meren eliöstöön ja vaikutukset tiettyyn lajiin voivat tulla monen eri muutostekijän kautta.

Ympäristömuutosten vaikutuksia koskevat arviot perustuvat tämänhetkiseen tietämykseen eri kalalajien biologiasta ja ekologiasta. Vaikka Itämeren kaloihin kohdistuva tieteellinen tutkimus on ollut aktiivista vuosikymmenien ajan, on se valtaosaltaan kohdistunut taloudellisesti merkittäviin kalalajeihin. Selkämerenkin ekosysteemissä on useita lajeja, joiden biologiasta, ekologiasta ja kannan tilasta tiedetään varsin vähän.

Selkämeren kalasto koostuu noin 50 lajista (Lehtonen 2005; taulukko 35). Kaikki eivät lisäänny Selkämeren alueella, vaikka voivat ajoittain olla runsaslukuisia ja osa lajeista esiintyy Selkämeressä harvalukuisena levinneisyytensä ääärirajoilla. Taloudellisesti merkittäviä lajeja on kymmenkunta ja nämä ovat helposti todennettavissa ammattikalastajien saalistilastoista. Eri lajien ekologista merkitystä on sen sijaan vaikeampi arvioida. Yleisyytensä ja lukumääränsä perusteella nykyisen Selkämeren tärkeimpiä lajeja avomerialueilla ovat silakka, kolmipiikki, härkäsimppu ja kampela; rannikon lähellä ehkä särki, salakka, ahven, kiiski, hauki ja made. Lisäksi rantavyöhyke muodostaa oman habitaattinsa, jossa elää useita pienikokoisia ja vähemmän tunnettuja kalalajeja, joilla kuitenkin on oma roolinsa Selkämeren ekosysteemissä.

"Muuttuva Selkämeri" -hankkeeseen liittyen koottiin tietoja Itämeren kalalajeja käsittelevästä tutkimuksista, pääasiassa viimeisten 20 vuoden ajalta. Tässä katsauksessa käsitellään eri lajien biologiaa ja merkitystä Selkämeren ekosysteemissä olemassa olevien tutkimustietojen perusteella ja arvioidaan ilmastomuutoksen vaikutuksia tärkeimpien kalalajien runsauteen. Katsaukseen koottiin tietoja etenkin lajien lisääntymisbiologiasta, koska lisääntymisen onnistuminen on lajien yksilömäärien säätelyssä keskeisin tekijä.

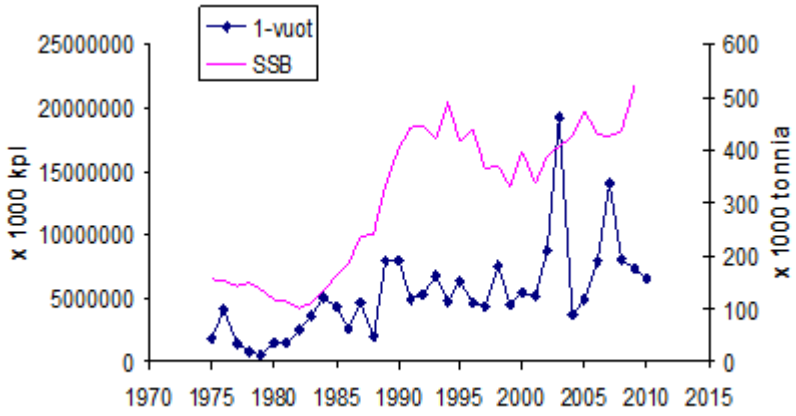
Taulukko 35. Selkämeressä vakituisesti esiintyvät kalalajit Urhon & Lehtosen (2008) mukaan. (Jaottelu tekijän)

Makean veden lajit	Mereiset/Murtovesi-lajit	Vaelluskalat
Hauki	Elaska	Nahkiainen
Muikku	Teisti	Ankerias
Siika	Isotuulenkala	Lohi
Harjus	Pikkutuulenkala	Meritaimen
Kuore	Mustatokko	
Särki	Liejutokko	
Säyne	Hietatokko	
Seipi	Kivinilkka	
Mutu	Piikkikampela	
Sorva	Kampela	
Suutari	Särmäneula	
Salakka	Siloneula	
Pasuri	Kolmipiikki	
Lahna	Vaskikala	
Vimpa	Piikkisimppu	
Ruutana	Härkäsimppu	
Made	Isosimppu	
Ahven	Rasvakala	
Kiiski	Imukala	
Kuha	Silakka	
Kymmenpiikki	Kilohaili	
Kivisimppu	Turska	
	Nokkakala	

4.1 Avomerialue

Silakka (*Clupea harengus membras*) luetaan Itämeren ekosysteemin avainlajeihin ja sillä on keskeinen rooli pelagiaalin ravintoketjuissa myös Selkämerellä. Silakka on hyvin sopeutunut Itämeren matalaan suolapitoisuuteen ja lämpötilaoloihin, mistä on osoituksena se, että lajin levinneisyys kattaa koko Itämeren alueen aina vähäsuolaisia Pohjanlahden ja Suomenlahden perukoita myöten. Silakka tekee yleensä laajoja vaelluksia syönnös- ja kutualueittensa välillä, mutta Selkämereltä silakka ei tiettävästi vaella kauemmas etelään, vaan pysyttelee Pohjanlahden puolella (Aro 1989; Parmanne 1990).

Silakka lisääntyy alhaisissakin suolapitoisuuksissa, mutta esimerkiksi mätimunien hedelmöityminen vaikeutuu suolapitoisuuden laskiessa alle tietyn tason. Hedelmöitymisen optimisaliniteetti on noin 8 ‰ (Griffin et al 1998), jollaista suolapitoisuutta ei tavata Pohjoisella Itämerellä tai Selkämerellä niissä syvyyksissä, joissa silakka lisääntyy. Selkämeren ulapalla pintaveden suolapitoisuus on noin 5-6 ‰ (Fonselius & Valderrama 2003) ja rannikkovesissä tätäkin matalampi, riippuen jokivesien vaikutuksesta. Siten on mahdollista, että osa Selkämeren kutupaikoilla lasketusta mädistä jää hedelmöitymättä nykyisessä tilanteessa. Tällä ei kuitenkaan ole suurtakaan merkitystä silakan lisääntymismenestyksen kannalta, koska muut tekijät kuten hyvä ravintotilanne ja tästä johtuva poikasten parantunut eloonjääminen voivat kompensoida poikastuotannon alenemaa. Selkämeren silakkakanta onkin varsin elinvoimainen, mikä ilmenee poikasten lukumäärän ja kutukannan kasvuna viimeisten 30 vuoden aikana (kuva 54; ICES 2010).



Kuva 54. Yksivuotiaitten silakoiden lukumäärä (kpl) ja kutukannan biomassa (SSB tonnia) Selkämerellä vuosina 1976−2010. Lähde: ICES (2010).

Silakka on perinteisesti jaettu kutuajan suhteen kahteen eri ryhmään, joista toinen kutee keväällä ja kesällä, toinen syksyllä. Syyskutuinen silakka on syystä tai toisesta hävinnyt Itämerestä ja käytännössä silakan lisääntyminen ajoittuukin nykyään kevääseen ja kesään (esim. Aneer 1985). Kevätkutuinen silakka laskee mätinsä matalaan rantaveteen kasvillisuuden peittämille pohjille (0−6 m; Rajasilta et al. 1993), kun taas syyskutuisen silakan kutupaikat sijaitsevat jonkin verran syvemmällä. Silakan kutupaikat sijaitsevat rannikolla, enimmäkseen saariston sisäosissa. Koska Selkämeren rannikko on Ruotsin puolella laajalti avoin ja saaristoa on niukalti, on todennäköistä, että silakan kutualueet sijaitsevat pääasiassa Suomen puoleisella rannikolla Merenkurkusta Saaristomerelle ulottuvalla saaristovyöhykkeellä. Saaristomeren pohjoisosa on Selkämeren silakan tärkeää lisääntymisaluetta, josta poikaset kasvaessaan vähitellen siirtyvät Selkämeren eteläosiin (Sjöblom 1961). Todennäköisesti eteläisimmät kutupaikat sijaitsevat Turun edustan merialueella, jossa kutupaikkojen tilaa on seurattu sukellustutkimuksin vuodesta 1981. Selkämeren rannikolla silakan kutupaikkoja on paikannettu mm. Uudenkaupungin, Rauman, Olkiluodon ja Porin edustalta.

Silakan ravinto tunnetaan Itämeren pääaltaan puolella suhteellisen hyvin, koska eri alueilla tehtyjen tutkimusten lisäksi (Aneer 1975, Arrhenius 1996; Raid 1998; Casini et al. 2004; Peltonen et al. 2004) on seurattu myös silakan ravinnonkäytön ajallisia muutoksia (Möllmann et al. 2003). Selkämerellä silakan ravinnonkäyttöä ovat selvittäneet Ehnholm (1951), Aro et al. (1986), Flinkman et al. (1992) ja Parmanne et al. (2004). Silakka syö Selkämerellä pääasiassa eläinplanktonia kuten muuallakin Itämeressä ja lisäksi halkoisjalkaisäyriäisiä (Mysidacea), katkoja (Amphipoda) ja ajoittain myös kaloja ja kalan mätiä. Esimerkiksi ravinnonkäytön vuodenaikaisvaihtelua tai pitkäaikaisia muutoksia ei kuitenkaan ole tutkittu eikä saaliseliöstöäkään ole tutkimuksissa aina määritetty lajitasolle, mistä syystä silakan rooli Selkämeren ekosysteemissä on puutteellisesti tunnettu. Myöskään ei ole mahdollista arvioida, miten muutokset eri saalislajien määrissä ovat vaikuttaneet Selkämeren silakan kasvuun ja lisääntymiseen viime vuosina.

Kilohaili (*Sprattus sprattus*) on elintavoiltaan silakkaa pelagisempi, sillä se elää pääasiassa avomerellä ja myös lisääntyy avovedessä ulappa-alueilla. Silakan tavoin kilohaili on sopeutunut Itämeren matalaan ja vaihtelevaan suolapitoisuuteen, mutta lajien lämpötilavaatimukset eroavat selvästi. Kilohaili vaatii korkeampaa lämpötilaa kuin silakka ja se elääkin Itämeressä alhaisen lämpötilan takia levinneisyytensä äärirajoilla.

Kilohailin pääasialliset lisääntymisalueet Itämeressä ovat Bornholmin, Gdanskin ja Gotlannin syvänteillä. Lisääntymismenestys riippuu mm. veden suolapitoisuudesta, lämpötilasta ja happitilanteesta. Koska kilohailin mäti on kelluvaa, on mätimunien pysyttävä kehityksensä ajan sellaisissa syvyyksissä, joissa lämpötila ja happipitoisuus ovat riittäviä alkionkehitystä ajatellen. Mädin kelluvuuteen vaikuttaa veden tiheys ja myös mätimunien omat ominaisuudet kuten rasva- ja vesipitoisuus (Nissling et al. 2003). Pohjoisilla merialueilla kilohailin lisääntymistä rajoittavat sekä lämpötila että suolapitoisuus. Mädin kehittymiselle sopiva lämpötila-alue on 3.4–14.7 °C (Petereit et

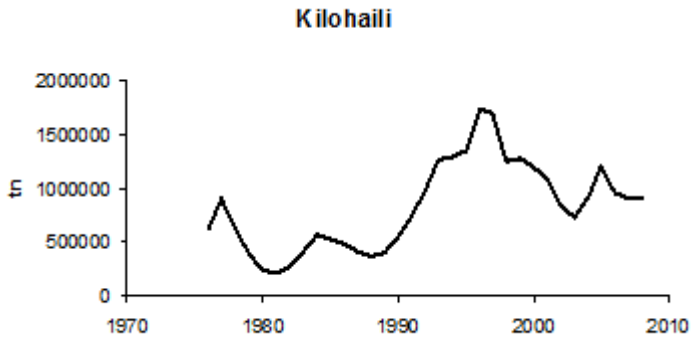
al. 2008). Koska kilohailin lisääntyminen Selkämerellä on epätodennäköistä, sen määrää Selkämerellä säätelee pääasiassa lisääntymisen onnistuminen ja kannan vahvuus pääaltaalla.

Kilohailikannan vahvuudesta Selkämerellä ei ole kattavaa tilastoa olemassa. Sjöblom & Parmanne (1982) selvittivät lajin määriä rannikolla pelagisen troolin avulla vuosina 1956−78 (taulukko 36). Pohjoisella Itämerellä ja Suomenlahdella kilohailisaalis (kg/tunnin veto) oli vähintään kymmenkertainen Selkämeren saaliisiin verrattuna. Selkämerellä kilohailia saatiin eniten vuosina 1960−68 tehdyissä koekalastuksissa.

Taulukko 36. Keskimääräinen kilohailisaalis (kg/h) koetroolauksissa eri osa-alueilla vuosina 1956−1978. Lähde: Sjöblom & Parmanne (1982)

Osa-alue	1956−1959	1960−1968	1969−1978
Pohjois-Itämeri	33.4	60.2	59.2
Selkämeri	1.3	5.2	1.8
Suomenlahti	23.9	40.8	13.3

Kilohailin määrä Selkämerellä pysyi pienenä ilmeisesti myös 1980-luvulla, koska Salmisen et al. (2001) mukaan Selkämeren kilohailisaaliit olivat pieniä (0−33 t) vuosina 1981−1994. Todennäköisesti 1990-luvun alussa kilohailisaalis alkoi kasvaa, koska saaliit olivat tavanomaista suurempia vuosina 1995−1997 (405−877 t; Salminen et al. 2001). ICES:n mukaan kutukannan koko Itämeren pääaltaalla oli vuosina 1980−1990 pieni, mutta se alkoi voimakkaasti kasvaa 1990-luvun alussa saavuttaen maksiminsa vuosina 1996−97, jonka jälkeen kanta alkoi taas pienentyä (kuva 55). Ilmeisesti kannan voimistuessa pääaltaalla laji levittäytyi laajemmalle alueelle ja näin runsastui myös Selkämerellä. Jos siis kilohailin esiintyminen Selkämerellä noudattaa pääaltaan kannan kehitystä, on kilohaili Selkämerellä nykyään runsaampi kuin 1980-luvulla, mutta ei yhtä runsaslukuinen kuin pääaltaalla ja Suomenlahdella.



Kuva 55. Kilohailin kutukannan koko (tonnia) Itämeren pääaltaalla ja Suomenlahdella (ICES osa-alueet 22−32) vuosina 1976−2008. Lähde: ICES 2008.

Kilohailin ravintoa ei Selkämerellä ole tutkittu, mutta pohjoisella Itämerellä kilohaili syö yksinomaan eläinplanktonia kuten vesikirppuja (Bosmina, Pleopsis) ja hankajalkaisia (mm. Eurytemora, Pseudocalanus) (Arrhenius 1996; Peltonen et al. 2004; Casini et al. 2004).

Turska (Gadus morhua) esiintyy Selkämeressä Merenkurkun tasolle asti (Urho & Lehtonen 2008), mutta kilohailin tavoin turskan määrä riippuu kannan tilasta Itämeren pääaltaalla, jossa laji lisääntyy. Turska kutee avovedessä maaliskuun ja elokuun välisenä aikana, mutta pääasiallinen kutukausi on yleensä touko-kesäkuussa (Aro 1989). Koska turskan mäti on kelluvaa, vaikuttaa meriveden suolapitoisuus mädin elossa pysymiseen ja kehittymiseen. Mädin kelluminen edellyttää noin 14 ‰:n suolapitoisuutta (Nissling et al. 1994) ja normaali alkionkehitys vähintään 10−15 ‰:n suolapitoisuutta (Nissling & Westin 1991). Suolapitoisuus rajoittaa turskan lisääntymistä myös sikäli,

että siittiösolut vaativat aktivoituakseen vähintään 11 ‰:n suolapitoisuuden (Nissling & Westin 1997). Koska em. suolapitoisuuksia esiintyy Itämeressä ainoastaan suurissa syvyyksissä pääaltaan alueella, turskan lisääntyminen onnistuu ainoastaan Bornholmin, Gdanskin ja Gotlannin syvänteissä. Heikon happitilanteen vuoksi lisääntyminen on viime vuosina onnistunut ainoastaan Bornholmin syvänteessä (ICES 2010).

Itämeressä on todettu esiintyvän kaksi erillistä turskakantaa, joista toisen esiintymisalue kattaa Itämeren keski- ja pohjoisosat rajoittuen etelässä Bornholmin saareen (= itäinen kanta) ja toinen esiintyy ainoastaan etelässä, Bornholmista Tanskan salmiin ulottuvalla merialueella (=läntinen kanta). Molemmat kannat ovat ilmeisesti geneettisesti sopeutuneet lisääntymään tietyssä suolapitoisuudessa, sillä läntisellä kannalla siittiösolujen aktivoituminen ja mädin kelluminen edellyttävät korkeampaa suolapitoisuutta kuin itäisellä (Nissling & Westin 1997). Aron (1989) mukaan turska saattaa kutea Selkämerelläkin ajoittain, mutta kehittyvää mätiä tai Selkämerellä kuoriutuneita poikasia ei ole tavattu. Selkämeri onkin lähinnä turskan eri ikävaiheitten syönnösaluetta, jonne poikaset ajelehtivat virtausten mukana ja aikuiset kalat suuntaavat ravinnonhakuvaelluksensa etelästä (Aro 1989).

Turskan lisääntymismenestykseen vaikuttavat useat tekijät, mutta lajin lisääntyminen Itämeressä on vaikeutunut ennen muuta suolapitoisuuden laskun myötä (esim. Heikinheimo 2008). Tätä kuvastaa esimerkiksi 2-vuotiaitten kalojen lukumäärä, joka oli Itämeren pääaltaalla suurimmillaan vuosina 1978−82, jolloin suolapitoisuus oli korkeimmillaan (kuva 56). Koska turskan kanta on nykyään heikko, ei lajia tavata runsaana Selkämerelläkään.

Kuva 56. Kaksivuotiaitten turskien lukumäärä Itämeren pääaltaalla vuosina 1966−2008. Lähde: ICES (2010).

Turskan ravinto koostuu kaloista ja pohjalla tai sen läheisyydessä elävistä äyriäisistä. Ahvenanmerellä vuosina 1976–78 pyydetyistä turskista suurikokoisimmat söivät pääasiassa kilohailia ja silakkaa, kun taas pienemmät (<30 cm) käyttivät ravintonaan kilkkejä (Saduria entomon), halkoisjalkaisäyriäisiä (*Mysidacea*) ja katkoja (*Gammarus, Pontoporeia*) (Axell 1982). Turska kuuluu siten nuorena pohjan ja litoraalin ekosysteemiin, mutta vanhempana se saalistaa pääasiassa pelagiaalin planktonsyöjiä kuten kilohailia ja silakkaa. Turskakannan ollessa vahva on kilohailiin ja silakkaan kohdistuvalla turskan predaatiolla huomattava merkitys pelagiaalin ekosysteemin muovaajana Itämeren pääaltaalla (Essington & Hansson 2004) ja todennäköisesti myös Selkämerellä niinä aikajaksoina, jolloin suolapitoisuus on korkea. Nykyisin vallitsevassa tilanteessa turskalla ei ole merkitystä silakan tai muidenkaan kalalajien predaattorina Selkämerellä.

Härkäsimppu (*Triglopsis quadricornis*), isosimppu (*Myoxocephalus scorpius*) ja piikkisimppu (*Taurulus bubalis*) kuuluvat Selkämeren pohjakaloihin. Härkäsimppu on Selkämeren pohjaekosysteemissä dominoiva kalalaji, joka 1980-luvun alkupuolella tehdyissä koekalastuksissa muodosti keskimäärin 35 % pohjalla elävien kalalajien saaliista Ruotsin rannikolla (Hansson et al. 1984). Isosimppu ja piikkisimppu ovat selvästi sitä harvalukuisempia. Koska simpuilla ei ole taloudellista merkitystä, on simppujen ekologia puutteellisesti tunnettu eikä tutkimustietoa lajien runsausvaihteluista Itämeressä ole juurikaan saatavilla. Haahtela & Rajasilta (1980) selvittivät ammattikalastajille suunnatun kyselyn

avulla mm. simppujen ja turskan esiintymistä Saaristomerellä eri aikakausina (vv. 1920−75). Selvityksen mukaan turskan ja härkäsimpun runsaussuhde oli jokseenkin käänteinen: niinä vuosina, jolloin turskaa oli runsaasti, oli härkäsimppuja vähän ja päinvastoin. Mikäli simppukannan vaihtelu aiheutuu turskan predaatiosta tai jostakin muusta lajienvälisestä suorasta vaikutuksesta, pitäisi härkäsimppuja siten olla runsaasti Saaristomerellä ja mahdollisesti myös Selkämerellä nyt, kun turskakanta on heikko.

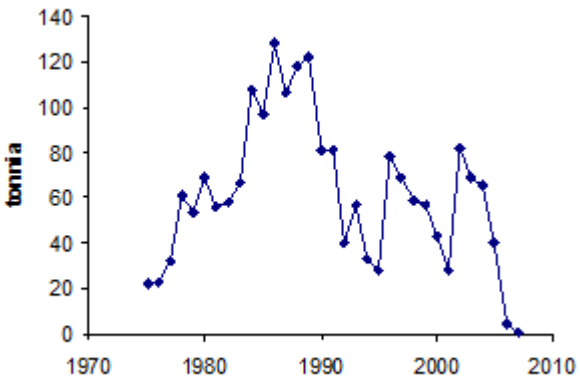
Härkäsimppu kuuluu ns. glasiaalirelikteihin (Segerstråle 1957), jota esiintyy Pohjois-Atlantin ja Itämeren lisäksi mm. Kanadan ja Skandinavian suurissa järvissä (esim. Vättern, Mälaren). Härkäsimppu on kylmän stenoterminen laji, joka talvella esiintyy matalassakin vedessä, mutta vetäytyy syvänteisiin kesällä veden lämmettyä. Laji lisääntyy Selkämerellä tammi-helmikuussa (Bengtsson 1993), jolloin veden lämpötila on alhaisimmillaan. Härkäsimpun elinkierto-ominaisuuksiin kuuluu territoriaalisuus lisääntymisaikana sekä pitkälle kehittynyt jälkeläishuolto. Koiraat vartioivat pohjalle laskettua mätiä kunnes poikaset kuoriutuvat, tavallisesti toukokuussa (Bengtsson 1993). Härkäsimpulla fertilisaatio voi tapahtua myös sisäisesti (Westin 1969; COSEWIC 2003), mikä voisi osaltaan selittää sitä, että lajia tavataan hyvin erilaisissa suolapitoisuuksissa.

Selkämeren pohjoisosassa ja Perämerellä härkäsimppu syö pääasiassa kilkkejä (*Saduria entomon*) ja kolmipiikkejä (Hansson et al. 1984); Tukholman saaristossa lisäksi valkokatkoja (*Pontoporeia spp.*) ja monisukasmatoja (*Harmothoe sarsi*) sekä talvikuukausina silakkaa ja kilohailia (Aneer 1975). Pohjanlahden härkäsimpuilla esiintyi ainakin 1980-luvulla jokseenkin yleisenä selkärangan epämuodostumia, joiden aiheuttajana pidettiin Perämerellä sijaitsevan metallisulattamon raskasmetalli- ja arseenipäästöjä (Bengtsson et al. 1988). Epämuodostumat eivät vaikuta kalojen kasvuun, mutta jossakin määrin esimerkiksi kalojen kuntoon ja lisääntymisen ajoittumiseen (Bengtsson 1993). Epämuodostumien esiintymistä nykyään ei tiettävästi ole tutkittu.

Kampela (*Platichthys flesus*) esiintyy yleisesti Itämeressä ja laji on ammattimaisen pyynnin kohteena Selkämeressäkin. Nissling et al. (2002) ovat osoittaneet, että Itämeressä elää kaksi lisääntymisominaisuuksiensa suhteen eroavaa kampelaryhmää. Toinen kutee pelagiaalissa ja mäti on kelluvaa, toinen sen sijaan laskee mätinsä pohjalle. Pohjakutuinen kampela muodostaa oman yhtenäisen populaationsa, kun taas pelagisesti kuteva kampela voidaan erottaa kahdeksi erilliseksi ryhmäksi, joista toinen esiintyy Tanskan salmissa ja toinen Itämerellä (ICESin osa-alueet 24−25). Pelagisesti kutevan kampelan lisääntymistä rajoittaa suolapitoisuus, joka vaikuttaa mädin kelluvuuteen ja siittiöiden liikkuvuuteen. Koska suolapitoisuus on riittävän korkea (10.7−11.7 ‰) ainoastaan Itämeren syvännealueilla etelässä, ei pelagisesti kuteva kampela pysty lisääntymään Gotlannin syvännettä pohjoisempana.

Pohjakutuinen kampela on sopeutunut lisääntymään Pohjois-Itämeren matalassa suolapitoisuudessa. Siittiöt pystyvät liikkumaan vielä 3−4 ‰:n suolapitoisuudessa, mutta mätimunien hedelmöityminen näyttää kuitenkin edellyttävän tätä korkeampaa suolapitoisuutta. Nisslingin et al. (2002) mukaan pohjakutuinen kampela ei lisäänny alle 6 ‰:n suolapitoisuudessa ja 6−7 ‰:n suolapitoisuudessakin mädin hedelmöityminen onnistuu heikosti. Potentiaalista kampelan lisääntymisaluetta ovat siten ne pohja-alueet, joiden suolapitoisuus on vähintään 6 ‰. Lisääntymisen onnistuminen edellyttää lisäksi, että pohja on laadultaan sovelias kampelan kutualustaksi ja veden happipitoisuus riittävä mädin kehittymiseen.

Kampelakannan tilasta Itämeressä ei ole luotettavia tietoja (ICES 2008). Selkämeren kampelasaalis oli maksimissaan vuosina 1984−1989 (kuva 57), minkä jälkeen saalis väheni siten, että vuonna 2007 kokonaissaalis oli enää 1 tn (ICES 2008).



Kuva 57. Kampelasaalis (tonnia) Selkämerellä vuosina 1975−2007. Lähde: ICES (2008)

Piikkikampela (*Psetta maxima*) on yleinen Itämeressä Ahvenanmaan korkeudelle asti, mutta tästä pohjoiseen se harvinaistuu. Pohjanlahdella piikkikampelaa tavataan vielä Selkämeressä, mutta ei enää Merenkurkun pohjoispuolella Perämeressä. Gotlannissa tehdyt merkintäkokeet osoittavat, että piikkikampela on varsin paikallinen laji. Tutkimuksessa merkittiin noin 2000 kalaa, joista saatiin takaisin 653 yksilöä 1−4 vuoden kuluttua merkinnästä. Noin 95 % takaisin saaduista kaloista pyydystettiin korkeintaan 30 km:n etäisyydeltä merkintäpaikasta ja ainoastaan neljä yksilöä saatiin takaisin Gotlannin alueen ulkopuolelta (Florin & Franzen 2010). Vaikka piikkikampela ei vaella laajalti, on Itämeren piikkikampelakanta silti geneettisesti jokseenkin yhtenäinen ainakin alueella, joka ulottuu Tanskan salmista Ahvenanmaalle (Florin & Höglund 2007).

Piikkikampela lisääntyy touko-kesäkuussa rannikon läheisyydessä matalilla hiekkapohjaisilla rannoilla. Itämeressä piikkikampelan mäti kehittyy pohjalla, koska mädin kelluminen vedessä edellyttää vähintään 21−22 ‰:n suolapitoisuutta (Nissling et al. 2006). Siittiöiden aktivoituminen tapahtuu parhaiten vähintään 6−7 ‰:n suolapitoisuudessa ja mädin elossa säilyminen on samoin suolapitoisuudesta riippuvainen. Koeoloissa poikasia ei kuoriutunut lainkaan 5 ‰:n suolapitoisuudessa, kun taas 7−8 ‰:n suolapitoisuudessa jo lähes puolet mätimunista tuotti elinkykyisiä poikasia (Nissling et al. 2006). Myös veden lämpötila vaikuttaa lisääntymisen onnistumiseen. Paras lisääntymistulos saavutettiin koeoloissa 12 °C:n lämpötilassa ja lisääntymistulos heikkeni tätä alemmassa ja korkeammissa testilämpötiloissa (Nissling et al. 2006). Näiden tutkimustulosten perusteella on arvioitavissa, että piikkikampelan lisääntyminen onnistuu heikosti Selkämerellä, jossa sekä meriveden suolapitoisuus että lämpötila voivat olla rajoittavina tekijöinä. Heikko lisääntymismenestys ja mahdollisesti poikasvaiheen ravintokilpailu kampelan kanssa (Nissling et al. 2007) lienevät syynä piikkikampelan vähäisyyteen Selkämeressä.

4.2 Rantavyöhyke

Itämeren rantavyöhykkeessä esiintyy useita kalalajeja, joita ei saada saaliiksi tavanomaisessa kalastuksessa käytetyillä pyydyksillä kalojen pienen koon takia. Pyyntiä vaikeuttaa etenkin kalojen elinympäristön rikkonaisuus, sillä rannoilla yleisesti esiintyvät kivenlohkareet, pohjan vaihteleva profiili, vesikasvillisuus ja veden mataluus edellyttävät erityisten pyyntimenetelmien käyttöä. Yleisimmin rantavyöhykkeen kalaston tutkimuksissa on käytetty pienikokoista ja tiheäsilmäistä nuottaa, joka antaa kohtuullisen luotettavan kuvan matalien rantojen kalastosta (Lappalainen & Urho 2006).

Rantavyöhykkeen kalayhteisöihin kuuluu Pohjois-Itämerellä yleensä 10–15 lajia, joista useimmat esiintyvät myös Selkämerellä (taulukko 37). Lajisto vaihtelee mm. veden syvyydestä, pohjan laadusta ja kasvillisuudesta riippuen. Kallioisilla ja kivikkopohjaisilla rannoilla (ns. litoraali) elävät kalayhteisöt ovat lajistoltaan erilaisia kuin esimerkiksi puhtaasti hiekkapohjaisten rantojen kalayhteisöt. Monet lajit esiintyvät kuitenkin sekatyypin pohjilla eikä niitä voida lukea kuuluviksi vain tietynlaisten pohjien lajistoon. Rantavyöhyke on myös useiden Itämeressä elävien kalalajien lisääntymisaluetta.

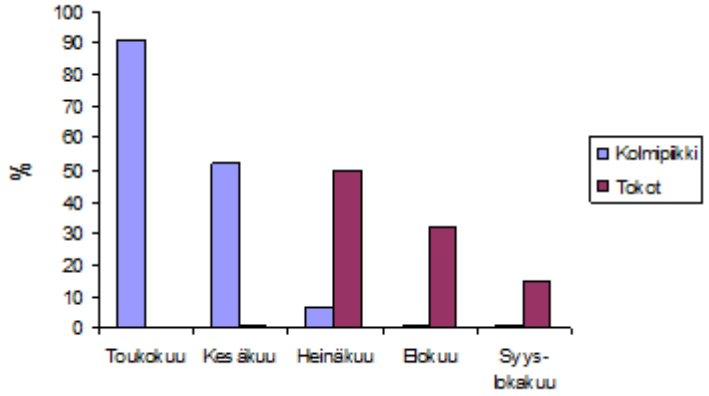
Tästä syystä matalilla rannoilla tavataan sekä makean veden lajien (ahven, hauki, särki, ym.) että mereistä alkuperää olevien lajien (silakka, kampelat) poikasia ja nuoruusvaiheita.

Taulukko 37. Saaristomerellä ja Selkämerellä tavattavia murtovesilitoraalin kalalajeja (Mankki & Vauras 1974; Thorman & Wiederholm 1983; Rajasilta et al. 1999; Hyvärinen 2010)

Kolmipiikki (*Gasterosteus aculeatus*)	Särmäneula *(Syngnathus typhle)*
Kymmenpiikki *(Pungitius pungitius)*	Siloneula *(Nerophis ophidion)*
Hietatokko *(Pomatoschistus minutus)*	Kivinilkka (*Zoarces viviparus)*
Liejutokko *(Pomatoschistus microps)*	Vaskikala *(Spinachia spinachia)*
Mustatokko *(Gobius niger)*	Isotuulenkala *(Hyperoplus lanceolatus)*
Seitsenruototokko *(Gobiusculus flavescens)*	Pikkutuulenkala *(Ammodytes tobianus)*
Mutu *(Phoxinus phoxinus)*	Kivisimppu *(Cottus gobio)*
Salakka (*Alburnus alburnus)*	

Vaikka eri kalalajit käyttävät jokseenkin samoja eläinlajeja ravinnokseen, ei ravintokilpailulla ole arvioitu olevan Selkämerellä erityistä merkitystä litoraalin kalayhteisöjen muovaajana. Thormanin (1983) mukaan abioottiset ympäristötekijät kuten lämpötila ja veden suolapitoisuus rajoittavat eri lajien populaatiokokoa siinä määrin, että litoraalin ravintoresurssit riittävät kaikille.

Rantavyöhykkeen kalaston rakenne vaihtelee samallakin paikalla vuodenajasta riippuen. Monet lajit lisääntyvät kesällä kasvillisuuden seassa tai matalilla hiekka- tai kivikkopohjaisilla rannoilla ja viettävät poikasvaiheensakin samassa habitaatissa. Talveksi kalat yleensä siirtyvät syvemmälle (mm. tokot) tai vaeltavat jopa avomerelle asti (kolmipiikki). Tästä syystä rantavyöhykkeen kalayhteisöjen lajikoostumus, ikärakenne ja yksilötiheys vaihtelevat huomattavasti eri vuodenaikoina. Esimerkiksi aikuiset kolmipiikit ovat rantavyöhykkeen yleisimpiä ja runsaslukuisimpia lajeja alkukesällä (kuva 58), mutta lisääntymiskauden jälkeen ne kerääntyvät parviksi ja vaeltavat avomerelle. Loppukesällä ei rantavyöhykkeessä siten esiinny aikuisia kolmipiikkejä, vaan ainoastaan poikasia. Loppukesällä nämä alkavat liikkua pienissä parvissa, joiden kiinni jääminen nuottaan tms. pyydyksiin on sattumanvaraista.



Kuva 58. Kolmipiikin ja tokkojen (hietatokko ja liejutokko) esiintyminen litoraalivyöhykkeessä (% kaikista pyydetyistä kaloista) kesän eri aikoina Hangon saaristossa v. 1994. Lähde: Sundell (1994).

Kolmipiikki on silakan ohella Selkämeren pelagisen ekosysteemin valtalajeja, mutta kolmipiikki kuuluu keskeisesti myös litoraalin kalastoon, koska se lisääntyy ja viettää poikasvaiheensa rantavyöhykkeessä. Myös elintavoiltaan kolmipiikki muistuttaa silakkaa sikäli, että molemmat lajit elävät aikuisena avomerellä ja vaeltavat rannikolle keväisin lisääntymään. Kolmipiikki lisääntyy matalilla rannoilla vesikasvien seassa, jonne koiras rakentaa kutupesän kasvin osista ym. aineksista

käyttämällä munuaistensa erittämää liimamaista eritettä ("spiggin"; Sloman 2003; Berg et al. 2009). Naaras laskee mätimunat pesään, jota koiras vartioi kunnes poikaset ovat poistuneet. Koiras myös huolehtii mätimunien hapensaannista "tuulettamalla" pesään raikasta vettä. Kolmipiikin lisääntymiskäyttäytymistä on tutkittu paljon erityisesti evolutiiviselta kannalta, koska siihen sisältyy erilaisia visuaalisia signaaleja, jotka vaihtelevat olosuhteiden mukaan (esim. Candolin 1998).

Kolmipiikkiä tavataan pohjoisella pallonpuoliskolla sekä meressä, murtovesissä että makeissa vesissä. Yksi selitys laajaan levinneisyyteen on lajin lisääntymisbiologiassa, sillä naaraan kutupesään laskemat mätimunat ovat suojaavan nestekalvon sisällä, jolloin veden suolapitoisuus ei niihin pääse vaikuttamaan. Suojaava neste on peräisin naaraan ovariosta ja sen on todettu parantavan merkittävästi myös siittiösolujen aktiivisuutta erilaisissa suolapitoisuuksissa (Elofsson et al. 2003).

Kolmipiikki on kesällä litoraalivyöhykkeen yleisimpiä kalalajeja Itämeren rantavyöhykkeessä. Esimerkiksi Turun edustan merialueella kolmipiikki on kuitenkin vähentynyt ja paikoitellen hävinnyt jokseenkin kokonaan 1980-luvun aikana (Rajasilta et al. 1999). Syytä kolmipiikin häviämiseen ei tunneta, mutta ilmiöllä on todennäköisesti huomattava merkitys litoraalin ravinnekierroissa ja myös aineen ja energian siirrossa rannikkovyöhykkeeltä avomerelle ja päinvastoin. Esimerkiksi Selkämerellä kolmipiikki on lohen tärkeä saalislaji (Salminen et al. 2001), jonka kasvusta ja biomassasta pääosa syntyy rantavyöhykkeessä. Kolmipiikin lisääntymisvaellukset avomeren ja rannikon välillä yhdistävät pelagiaalin ja litoraalin ravintoketjut toisiinsa ja lajin häviäminen aiheuttaisi muutoksia väistämättä kummassakin ekosysteemissä.

Koska kolmipiikillä ei ole taloudellista merkitystä, ei sen ekologiaa Selkämerellä ole juurikaan tutkittu. Hangelin & Vuorinen (1988) selvittivät kolmipiikin poikasten ravintoa ja ravinnon valikointia Uudenkaupungin edustan merialueella ja Thorman & Wiederholm (1983) kolmipiikin ja muiden litoraalin kalalajien esiintymistä kesäkuukausien aikana rantavyöhykkeessä Selkämeren Ruotsinpuoleisella rannikolla. Jurvelius et al. (1996) selvittivät kolmipiikin esiintymistä ja runsautta Selkämeren ja Perämeren pelagiaalissa kaikuluotaamalla ja koetroolauksin elokuussa 1991. Tutkimuksessa ilmeni, että kolmipiikki ei esiinny avomerialueella tasaisesti jakautuneena, vaan esiintyminen on laikuttaista. Tämä onkin ymmärrettävää, koska kolmipiikki on lisääntymisajan ulkopuolella parvikala. Lajin havaittiin myös vaeltavan vesipatsaassa vertikaalisesti vuorokauden aikana. Kolmipiikit oleskelivat veden pintakerroksissa yöllä, mutta laskeutuivat päiväksi alaspäin 10−20 metrin syvyyteen. Suurimmat kolmipiikkitiheydet tavattiin Perämereltä ja pienimmät Selkämeren eteläosista. Kolmipiikin kokonaisbiomassan arvioitiin olevan noin 25 000 tonnia Selkämeren avomerialueilla v. 1991 (Jurvelius et al. 1996), kun esimerkiksi silakan kutukannan koko oli noin 355 500 tonnia samana aikana (ICES 2010). Kolmipiikin ravinnonkäyttöä Selkämeren avomerialueilla ei ole tutkittu, mutta Suomenlahdella kolmipiikin ravintona on avomerialueilla eläinplankton, pääasiassa vesikirput (*Bosmina*) ja hankajalkaisäyriäiset (*Eurytemora*) (Peltonen et al. 2004).

Hietatokko, liejutokko, seitsenruototokko ja mustatokko ovat pienikokoisia murtovesilajeja, joita esiintyy matalissa rantavesissä eteläiseltä Itämereltä Selkämerelle asti. Hietatokko ja liejutokko esiintyvät paikoitellen runsaslukuisina hiekkapohjaisilla tai hiekan ja liejunsekaisilla rannoilla, kun taas mustatokko on harvalukuisempi ja esiintyy aikuisvaiheessa yksittäisinä yksilöinä siellä täällä. Seitsenruototokon ei oleteta esiintyvän Selkämerellä (Urho & Lehtonen 2008), mutta sukellushavainnot osoittavat, että lajin levinneisyys yltää pohjoissuunnassa ainakin Luvialle asti (Hyvärinen 2010).

Wiederholmin (1987) mukaan hietatokon levinneisyys ulottuu Pohjanlahdella pohjoisemmaksi kuin liejutokon. Laajassa, v. 1983 tehdyssä kartoituksessa hietatokkoja saatiin vielä Perämereltäkin, mutta liejutokkoja enintään Vaasan korkeudelta. Suolapitoisuus ei todennäköisesti kuitenkaan ole hieta- ja liejutokon esiintymistä rajoittava tekijä, vaan lämpötila. Liejutokko vaatii lisääntyäkseen korkeampaa lämpötilaa (16−18 °C) kuin hietatokko (12−16 °C), mutta molemmat lajit lisääntyivät koeolosuhteissa vielä 2 ‰:n suolapitoisuudessa, jossa vastakuoriutuneet poikasetkin pysyivät elossa (Wiederholm 1987).

Kaikki Itämeren tokkolajit ovat elinkiertotyypiltään samankaltaisia: lajit ovat pienikokoisia (pituus <10 cm), lyhytikäisiä (1−3 v) ja vahvasti territoriaalisia. Koiraat rakentavat pohjalle kutupesän,

yleensä simpukan kuorista tms. aineksista ja puolustavat pesää, kunnes poikaset ovat kuoriutuneet. Kuoriutumisen jälkeen tokon poikaset siirtyvät avoveteen kasvamaan ja vasta tietyn koon saavutettuaan ne asettuvat pohjalle. Tokot käyttävät ravintonaan eläinplanktonia ja muita rantavyöhykkeessä eläviä selkärangattomia eläimiä (surviaissääsken toukkia, leväkatkoja yms.) (Thorman & Wiederholm 1983).

Vaikka tokot ovat tyypillisesti matalien pohjien ja litoraalivyöhykkeen lajeja, niillä on merkitystä myös pelagiaalin ravintoketjuissa. Tokkojen poikaset olivat silakan poikasten jälkeen yleisimpiä toukkavaiheen kalanpoikasia rannikon läheisissä vesissä vuosina 1974–96 (Parmanne & Lindström 2003). Saaristomerellä ja Ahvenanmaan saaristossa tokkojen poikastiheys oli selvästi suurempi kuin Selkämerellä tai Suomenlahdella (taulukko 38). Poikastiheydet vaihtelivat vuosittain, mutta erityistä muutossuuntaa ei vuosina 1974–96 ollut havaittavissa (Parmanne & Lindström 2003). Poikasten määrään vaikutti em. vuosina erityisesti lisääntymiskautta edeltävän talven lämpötila. Ankarina talvina aikuisten kalojen kuolleisuus nähtävästi kasvaa ja tämän seurauksena poikasia syntyy vähemmän kuin leutojen talvien jälkeen (Parmanne & Lindström 2003).

Taulukko 38. Toukkavaiheisten tokkojen keskimääräinen tiheys (yks./m2) avovedessä Suomen rannikolla vuosina 1974−96 (Parmanne & Lindström 2003).

Alue	Yks./m²
Saaristomeri	6.2
Ahvenanmaa	5.6
Selkämeri	0.4
Perämeri	0.1
Suomenlahden länsiosa	2.3

Mutu (*Phoxinus phoxinus*), joka kuuluu särjensukuisiin kaloihin, on kesällä piikkikalojen ja tokkojen ohella yleisimpiä matalien rantojen lajeja luonnontilaisilla alueilla Itämeressä. Mutu on makeanveden laji, joka suosii kirkasvetisiä, vähäravinteisia ja hiekkapohjaisia vesistöjä. Mutua pidetään tästä syystä hyvänä veden laadun indikaattorina. Mudulla on tehokas kemiallinen aisti, joka perustuu kalan iholla olevien makunystyjen suureen lukumäärään (Gomahr et al. 1992). Esimerkiksi Turun edustan merialueelta mutu on lähes kokonaan hävinnyt, vaikka se vielä 1980-luvulla oli rantavyöhykkeessä suhteellisen yleinen (Rajasilta et al. 1999). Todennäköinen syy mudun häviämiseen on huono veden laatu sekä rantavyöhykkeen kasvillisuudessa ja pohjan laadussa tapahtuneet muutokset.

Kivinilkka (*Zoarces viviparus*) on turskansukuinen laji, joka esiintyy yleisenä Selkämeren kivikko- ja kalliorannoilla. Sukellushavaintojen mukaan (Hyvärinen 2010) kivinilkan keskeisintä elinaluetta esimerkiksi Rauman edustan merialueella on rakkolevävyöhykkeen alapuolinen kivikko. Haahtelan (1974) mukaan kivinilkkaa tavataan ainakin Perämeren eteläosassa, joskaan sen runsaudesta ei ole tietoja. Koska kivinilkalla ei ole taloudellista merkitystä, ei sen ekologiaa ole juurikaan tutkittu. Aneerin (1975) mukaan kivinilkka käyttää Tukholman saaristossa ravintonaan pohjalla eläviä katkoja (*Pontoporeia*) ja monisukasmatoja (*Harmothoe*) sekä erityisesti kevätaikaan sinisimpukoita (*Mytilus*) ja liejusimpukoita (*Macoma*). Kivinilkka on lisääntymisbiologialtaan mielenkiintoinen laji sikäli, että hedelmöitynyt mäti kehittyy naaraan munarauhasissa ja kala synnyttää poikaset noin 5 kk kestävän kantoajan jälkeen kevättalvella (Lappalainen 1992). Kivinilkkaa on pidetty hyvänä bioindikaattorina, sillä sitä ei esiinny voimakkaasti rehevöityneissä tai likaantuneissa vesissä (Anttila & Lehtonen 1973). Pohjaeläimiä syövän kivinilkan lihaskudokseen kertyy helposti raskasmetalleja ja muita haitallisia yhdisteitä, mikäli jätevesipäästöissä näitä aineita joutuu vesistöön.

4.3 Rannikkovyöhyke

Selkämeren rannikon läheisissä vesissä elää meri- ja murtovesilajien lisäksi useita makean veden lajeja, joista osa lisääntyy meressä, osa jokisuistoissa ja osa nousee makeaan veteen kutemaan. Joillakin lajeilla kuten esimerkiksi siialla esiintyy sekä merikutuinen (ns. karisiika) että jokikutuinen muoto (vaellussiika). Yleisenä kautta Selkämeren rannikon esiintyvät särki, ahven ja hauki ja muu

lajisto määräytyy mm. rannikkoalueen suolapitoisuuden ja rehevöitymisasteen mukaan (Lappalainen et al. 2000).

Ahven (*Perca fluviatilis*) ja kiiski (*Gymnocephalus cernuuus*) esiintyvät rannikolla samoilla alueilla, mutta pääasiallisen elinympäristönsä suhteen lajit eroavat toisistaan. Kiiski elää ahventa jonkin verran syvemmällä pohjanläheisissä vesikerroksissa, joissa valaistus on vähäistä ja lämpötila alhainen. Molemmilla lajeilla valon määrä vaikuttaa esimerkiksi saaliseläinten kiinnisaamiseen, mutta valaistuksen väheneminen haittaa kiiskeä vähemmän kuin ahventa, koska se pystyy pyydystämään saalista pimeässäkin, todennäköisesti tehokkaan kylkiviiva-aistinsa ansiosta (Bergman 1988). Valaistus, lämpötila ja etäisyys pohjasta ovat keskeisiä tekijöitä, jotka erottavat kiisken ja ahvenen elinympäristöt toisistaan. Tämä heijastuu lajien ravinnonkäyttöön, sillä kiiski syö lähinnä pohjaeläimiä, kun taas ahven saalistaa matalammissa vesissä. Meressä nuoret ahvenet käyttävät ravintonaan rantavyöhykkeessä eläviä selkärangattomia (*Gammarus, Idotea, Corophium*, surviaissääsken toukat ym.); vanhemmat näiden lisäksi myös kaloja, joista kolmipiikki oli Saaristomerellä tehdyssä tutkimuksessa tärkein saaliskala 1970-luvulla (Linko et al. 1979). Kiiski ja ahven voivat kilpailla samasta ravinnosta keskenään, mutta ravintokilpailuun vaikuttaa saatavilla olevan ravinnon määrän lisäksi ympäristön rakenteellinen monimuotoisuus (Dieterich et al. 2004). Sekä ahven että kiiski syövät planktisia äyriäisiä ensimmäisenä kesänään eikä ravinnon lajikoostumuksessa tai ravintokohteiden valikoinnissa näytä olevan eroa lajien välillä (Vuorinen & Rajasilta 1980). Kokeellisesti on osoitettu, että kiiski lisää ravinteiden määrää vedessä ns. bioturbaation kautta (Tarvainen et al. 2005). Runsas kiiskikanta voi siten voimistaa vesistön rehevöitymistä mobilisoimalla ravinteita pohjasedimentistä.

Ahven lisääntyy Itämeren rannikolla pääasiassa 0.5–3 metrin syvyydessä (Urho et al. 1990). Parhaiten lisääntyminen onnistuu suojaisissa lahdissa ja saaristojen sisäosissa, joita Selkämeressä on etenkin merialueen eteläpäässä ja itärannikolla (Karås 1996). Myös jokien suistot ovat ahvenen poikastuotantoalueita. Lämpötila on ahvenen vuosiluokan kokoon vaikuttavista tekijöistä tärkeimpiä. Vahvoja vuosiluokkia syntyy erityisesti niinä vuosina, jolloin kesät ovat lämpimiä, koska lämpötila vaikuttaa poikasten kasvunopeuteen ja eloonjäämiseen (Karås 1996). Ahvenella alkionkehitys tapahtuu normaalisti 8−18 °C:n lämpötilassa, mutta optimilämpötila on noin 13 °C (Saat & Veersalu 1996). Korkeat lämpötilat, jollaisia esiintyy Selkämerellä mm. ydinvoimalaitosten lauhdevesissä, ovat sen sijaan selvästi haitallisia ahvenen lisääntymiselle (Sandström et al. 1997).

Kiisken biologiaa Itämeressä on tutkittu vähän samoin kuin lajia yleensäkin, huolimatta sen runsaudesta ja yleisyydestä rannikolla (Rösch et al. 1996). Rannikkovesissä esiintyvän kiisken populaatiokokoa säätelevät tekijöitä ei tunneta, mutta todennäköisesti ainakaan suolapitoisuus ei olennaisesti vaikuta kiisken lisääntymismenestykseen Itämeren pohjoisosassa ja Selkämerellä. Vetemaa & Saat (1996) osoittivat, että merestä peräisin olevien emokalojen mätimunat kehittyvät koeolosuhteissa normaalisti vielä 8 ‰:n suolapitoisuudessa.

Rannikkovesien kalakantojen seurantaohjelmaan (COBRA) liittyvissä koekalastuksissa ahven on alkanut runsastua 1980-luvun lopulta lähtien Ahvenanmaan luoteisosan tutkimuspisteellä, mutta kiisken määrässä ei muutosta ole tapahtunut (Ådjers et al. 2006). Saaristomerellä ahvenkanta on saman tutkimuksen mukaan kasvanut, mutta Merenkurkussa puolestaan vähentynyt. Esimerkiksi Satakunnan rannikon ahven- ja kiiskikannan vahvuutta Selkämeressä ei k.o. tutkimuksen perusteella voi päätellä, koska tutkimuspisteet sijaitsevat etäällä ja kummankin lajin runsauteen vaikuttavat myös paikalliset ympäristötekijät.

Kuha (*Sander lucioperca*) esiintyy sisävesien ohella rannikkovesissä kautta Itämeren. Suomessa rannikon kuhakannat eroavat geneettisesti sisävesien kuhakannoista ja rannikollakin lähellä toisiaan elävät populaatiot voivat poiketa toisistaan (Säisä et al. 2008). Kuhan biologiaa ja ekologiaa on tutkittu paljon (Lappalainen et al. 2003), mutta kuhan merkitys Selkämeren rannikon ravintoketjuissa on vähemmän tunnettu. Myöskään kuhakannan vaihtelusta Selkämeren rannikolla ei ole pitkäaikaisia havaintosarjoja olemassa.

Kuhan lisääntymisen ydinalueita rannikolla ovat jokisuistot sekä matalat lahdet ja salmet, joissa jokien tuoma makea vesi alentaa suolapitoisuutta (Lappalainen et al. 2003). Tärkein kuhan ympäristövaatimus on Svärdsonin et al. (1968) mukaan veden sameus, sillä kuhan vastakuoriutuneet

poikaset eivät kestä suoraa auringonvaloa ja myös aikuisen kuhan silmä on sopeutunut hämärässä näkemiseen. Kuha on Itämeren kalalajistossa lämpimän veden suosija, jonka kannan vahvuuteen lämpötila selvästi vaikuttaa. Suomenlahdella tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että kesäkuun ja syyskuun välisen ajan keskilämpötila korreloi positiivisesti vuosiluokan voimakkuuteen (Lappalainen & Lehtonen 1995). Myös tuulilla on vaikutusta lisääntymismenestykseen, koska ne voivat alentaa veden lämpötilaa kutualueella tuomalla kylmää vettä syvemmältä tai ulappavesistä (Lappalainen & Lehtonen 1995). Kuten muidenkin makeanveden kalojen lisääntymistä, myös kuhan lisääntymistä Itämeressä rajoittaa meriveden suolapitoisuus. Koeoloissa kuhan mätimunat pysyivät elossa parhaiten 0.7 ‰:n suolapitoisuudessa, mutta kuolleisuus kasvoi tätä korkeammissa suolapitoisuuksissa eikä mäti kehittynyt enää yli 6 ‰:n suolapitoisuudessa (Klinkhardt & Winkler 1989).

Kuhan ravintoa Selkämerellä ei tiettävästi ole tutkittu. Tukholman saaristossa kuhan ravintona poikasvaiheessa olivat mereiset äyriäiset (mm. *Crangon, Mysis*), tokot ja silakan poikaset, kun taas vanhemmat kalat olivat lähes yksinomaan kalansyöjiä ja ravinto koostui silakoista, kuoreista, ahvenista ja särjistä (Hansson et al. 1997).

Särki (*Rutilus rutilus*) on ahvenen ohella yleisimpiä makeanveden kalalajeja Selkämeren rannikkovesissä. Särjen lisääntymismenestykseen vaikuttavista tekijöistä meressä tärkein on veden suolapitoisuus. Koeoloissa särjen mätimunat hedelmöityivät vielä n. 10 ‰:n suolapitoisuudessa yhtä hyvin kuin makeassa vedessä, mutta alkiot kuolivat muutamassa päivässä (Jäger et al. 1981). Särjen lisääntymisen onnistumisen kannalta veden suolapitoisuuden yläraja näyttäisi olevan noin 3.5 ‰ (Jäger et al. 1981). Selkämeren rannikolla suolapitoisuudeltaan soveliaita alueita ovat jokisuistot ja laajempienkin alueiden pintavedet keväällä, jolloin joet tuovat mereen runsaasti makeaa vettä. Härmä et al. (2008) ovat osoittaneet, että särjen lisääntymisen avainhabitaatteja merialueella ovat sisäsaariston järviruokokasvustot, joissa suolapitoisuus alenee kalojen kutuaikana jokien tuoman makean veden ja lumen ja jään sulamisvesien ansiosta. Suomenlahdella tehdyn tutkimuksen mukaan läheskään kaikki järviruo'on peittämät alueet eivät kuitenkaan tuota särjenpoikasia, koska suolapitoisuus rajoittaa kudun onnistumista. Noin 68 % tutkituista ruovikkorannoista ylitti 4 ‰:n suolapitoisuusrajan eikä siten soveltunut poikastuotantoon (Härmä et al. 2008). Selkämeren rannikolla särjen lisääntymiseen soveltuvia alueita voisi olettaa olevan enemmän, koska jokien tuoman makean veden määrä on suuri.

Särjen ekologiasta meressä tiedetään vähän, mutta todennäköisesti lajin elintavat ovat rannikkovesissä varsin samanlaiset kuin makeissa vesissäkin. Särjen ravintoa Selkämeressä ei ole tutkittu, mutta sen tiedetään syövän mm. sinisimpukoita (Westerbom et al. 2006), pohjaeläimiä ja pohjakasvillisuuden muodostamaa detritusta. Rannikon kalakantojen tilaa koskevan seurantatutkimuksen mukaan (Ådjers et al. 2006) särjen yksikkösaaliit kasvoivat vuosijaksolla 1992−2002 Saaristomerellä (Brunskär) ja jonkin verran myös Merenkurkussa vastaavana aikana. Särki ja ahven kilpailevat ravinnosta etenkin poikasvaiheessa. Rehevöityneissä vesissä särki runsastuu ahvenen kustannuksella todennäköisesti siksi, että särjen poikaset ovat tehokkaampia eläinplanktonin saalistajia ja ne pystyvät tarpeen tullen siirtymään kasviperäiseen ravintoon, jota rehevissä vesistöissä on runsaasti saatavilla (Persson & Greenberg 1990).

Hauki (*Esox lucius*) on rannikkovesissä yleinen eteläiseltä Itämereltä Perämerelle asti. Gotlannin ympäristössä elävällä hauella on havaittu kaksi muotoa, joista toinen lisääntyy makeassa vedessä, toinen meressä (Westin & Limburg 2002). Vaikka populaatiot elävät meressä samoilla alueilla, ne eroavat kutuaikana toisistaan. Makean veden muoto ei todennäköisesti pysty lisääntymään yli 6 ‰:n suolapitoisuuksissa ja tästä syystä se nousee jokiin kudulle tai lisääntyy korkeintaan jokisuistoissa, joissa suolapitoisuus on alhainen. Merikutuinen muoto on sopeutunut lisääntymään Pohjois-Itämeren rannikkovesien vaihtelevissa suolapitoisuuksissa (0−7 ‰) eivätkä kalat nouse jokiin makeanveden muodon tavoin lainkaan (Westin & Limburg 2002). On mahdollista, että Itämeressä hauella on eri suolapitoisuuksiin sopeutuneita paikallisia muotoja, sillä esimerkiksi Itämeren lounaisosassa Tanskan salmien suulla elävän hauen on havaittu lisääntyvän jopa 8.5 ‰:n suolapitoisuudessa (Jörgensen et al. 2010).

Rannikolla hauen poikasia tavataan myös ulkosaaristossa, yleensä rakkolevien seassa. Hauen lisääntymisen kannalta varsinaisen avainhabitaatin muodostavat kuitenkin suojaisten lahtien ja saariston sisäosien järviruokokasvustot (Kallasvuo et al. 2010). Läntisellä Suomenlahdella

suurimmat hauenpoikastiheydet tavattiin 20−80 cm:n syvyisessä vedessä paikoilla, joilla edellisen vuoden ruokokasvusto muodosti laakeita katoksia vedenpinnan ylle (Lappalainen et al. 2008). Onkin todennäköistä, että rannikolla hauen poikastuotanto on pääosin keskittynyt saariston ja rannikon järviruokokasvustoihin ja näiltä alueilta poikaset siirtyvät väli- ja ulkosaaristoon (Lappalainen et al. 2008). Selkämeren eteläosissa järviruokokasvustoja on erityisesti Suomen rannikolla, jossa maan kohoaminen luo hyvät edellytykset vesikasvillisuuden kehittymiselle (Alahuhta 2008).

Hauki on aikuisena jokseenkin paikallinen kala eikä se liiku kauas omalta saalistusreviiriltään (Karås & Lehtonen 1993). Pyyntitapansa suhteen hauki on ns. ”sit-and-wait” -saalistaja eli se pysyttelee paikoillaan ja odottaa, että saaliskohde tulee kiinniottoetäisyydelle. Saalistustapa säästää kalan energiavaroja, joita näin ei kulu saaliin etsintään. Ruovikon laitamilla ja rakkolevän tai muun vesikasvillisuuden joukossa, missä hauki yleensä oleskelee, saaliiksi soveltuvia kaloja onkin yleensä runsaasti. Saaristomerellä kolmipiikki ja silakka olivat hauen yleisimmät ravintokohteet 1970-luvulla (Linko et al. 1979), mutta hauet söivät myös muita kalalajeja (ahven, kiiski, kymmenpiikki, särkikalat, hietatokko) ja rantavyöhykkeen selkärangattomia eläinlajeja (sinisimpukka, äyriäiset).

Haukikannan tilasta Itämeressä on ristiriitaisia tietoja, koska joiltakin alueilta hauen on havaittu selvästi vähentyneen (Nilsson et al. 2004; Lehtonen et al. 2009), vaikka sitä samaan aikaan esiintyy normaalisti jollakin toisella alueella. Meriveden suolapitoisuuden tai lämpötilan muutokset eivät Lehtosen et al. (2009) mukaan selittäneet kannan vähenemistä Suomenlahden länsiosassa, vaan haukikannan heikentyminen liittyi ennemminkin rehevöitymisen aiheuttamiin ympäristömuutoksiin kuten veden samentumiseen ja kasvillisuuden muutoksiin. Salonen & Engström-Öst (2010) ovat osoittaneet, että veden sameus vaikeuttaa saaliin kiinniottoa hauen varhaisvaiheen poikasilla, mikä puolestaan voi vaikuttaa poikasten kasvuun ja eloonjäämiseen. Veden samentuminen rehevöitymisen, jokivesien mukanaan tuomien savipartikkelien tms. seurauksena saattaa vähentää hauen poikasmääriä rannikon läheisissä vesissä ja siten pienentää haukikantaa. Vehasen et al. (2006) tekemä merkintätutkimus osoittaa, että hauki on useimpien kalalajien tapaan kutupaikkauskollinen. Tutkimus tehtiin joessa, mutta on hyvin todennäköistä, että meressä elävät hauet käyttäytyvät samoin. Haukikannan paikalliset muutokset voivat siten liittyä ympäristömuutoksiin sellaisilla kutupaikoilla, jotka ovat keskeisiä tietyn alueen haukikannan lisääntymiselle. Geneettisin menetelmin on osoitettu, että Itämeren haukikanta on jakautunut osapopulaatioihin, joiden maantieteellinen koko on noin 100−150 km (Laikre et al. 2005). Tämän perusteella havaitut muutokset ovat hyvin selitettävissä paikallisina, tietyssä osapopulaatiossa tapahtuneina ilmiöinä, joita ei välttämättä voi yleistää koskemaan koko Itämerta tai edes sen osa-aluetta.

Siika (*Coregonus lavaretus*) on ollut aikoinaan Selkämeren alueella hyvin yleinen ja runsaslukuinen, mutta sittemmin siikakanta on pienentynyt, pääasiassa lisääntymisalueilla tapahtuneitten muutosten takia. Selkämeressä esiintyy kaksi siikamuotoa, joista toinen on jokikutuinen vaellussiika ja toinen meressä lisääntyvä ns. karisiika. Vaellussiika ja merikutuinen siika on perinteisesti erotettu toisistaan siivilähampaiden lukumäärän ja kasvunopeuden perusteella. Siivilähampaiden lukumäärää on pidetty myös taksonomisena perusteena, joskaan geneettiset tutkimukset eivät tätä käsitystä yksiselitteisesti tue (Östbye et al. 2005). Siivilähampaiden lukumäärässä ilmenevä muuntelu tarjoaa silti perustan siikaryhmien eriytymiseen (Östbye et al. 2006). Erot siivilähampaiden lukumäärässä liittyvät ravintoresurssien jakamiseen lajinsisäisen ravintokilpailun vallitessa, sillä eläessään sympatrisesti eri siikamuotojen ravinto eriytyy, vaikka erillään kumpikin muoto voi käyttää samoja ravintokohteita (Amundsen et al. 2004). Siika syö pohjan ja litoraalin selkärangattomia kuten simpukoita, kotiloita, katkoja, hyönteisiä ja ajoittain kaloja ja kalan mätiä (Himberg 1995).

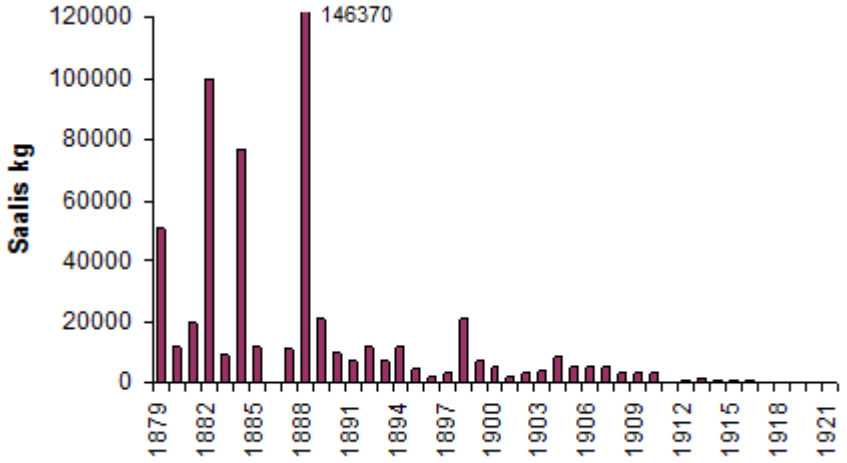
Selkämeren eteläosassa on karisiian kutupaikkoja ollut laajalla alueella koko rannikkovyöhykkeellä, mutta monet näistä ovat hävinneet (Himberg 1995). Suolapitoisuus ei todennäköisesti rajoita siian lisääntymistä Selkämeressä, sillä koeoloissa siian mädistä kuoriutui poikasia vielä noin 10 ‰:n suolapitoisuudessa (Jäger et al. 1981). Rannikkovesistä kutupaikkoja on hävinnyt yleensä teollisuuden ja asutuksen jätevesipäästöjen seurauksena. Esimerkiksi Rauman edustalla puunjalostusteollisuuden jätevesissä 1970-luvulla esiintynyt puukuitu levisi laajalle alueelle peittäen merenpohjaa, jolloin siian lisääntymiseen soveltuvat sora- ja hiekkapohjat hävisivät lähialueilta. Siian kutupohjien tilaa uhkaa tällä hetkellä kuitenkin ennen muuta rehevöityminen, jonka seurauksena pohjat liettyvät ja muuttuvat kasvillisuuden peittämiksi liejupohjiksi. Ulompanakin saaristossa

rihmalevien lisääntynyt kasvu voi aiheuttaa siian lisääntymisen epäonnistumista, sillä irrotessaan kasvukauden lopulla alustastaan rihmalevien muodostama massa voi peittää laajoja pohja-alueita ja esimerkiksi estää pohjasoran joukossa kehittyvältä mädiltä hapensaannin.

Vaellussiian tiedetään lisääntyneen ainakin 30 Pohjanlahteen laskevassa joessa, mutta nykyään enää noin kymmenessä joessa tavataan luontaisesti lisääntyvää siikaa (Leskelä 2006). Kokemäenjoki on todennäköisesti ollut tärkeimpiä vaellussiian kutujokia Selkämeren rannikolla, mistä on osoituksena laajamittainen pyynti, jota aikanaan harjoitettiin koko joen pituudelta kalan kutuaikana. Kokemäenjoen ollessa luonnontilainen keskimääräinen siikasaalis joen alajuoksulla oli vähintään 13.3 tonnia vuodessa ja suurimmat vuosisaaliit vähintään 40 tonnia (Honkasalo et al. 1983). Kokemäenjoen vaellussiian väheneminen ajoittuu 1900-luvun alkuun (kuva 6). Vaikka saaliissa on tuolloin ollut mukana myös jonkin verran harjusta (Honkasalo et al. 1983), on siian osuus kuitenkin ollut huomattavasti suurempi ja myös saaliiden vähenemä suuri. Vuonna 2007 siikaa saatiin Harjavallan ja Porin väliseltä jokiosuudelta 859 kg (Holsti 2009) ja saalis perustuu pääosin istutettuun kantaan.

Veden lämpötila on vaellussiialla keskeinen lisääntymismenestystä rajoittava tekijä. Mädin hedelmöityminen ja alkioiden normaali kehitys edellyttävät alle 7 °C:n lämpötilaa ja tätä korkeammissa lämpötiloissa lisääntyminen epäonnistuu sitä todennäköisemmin, mitä korkeammasta lämpötilasta on kysymys (Cingi et al. 2010). Vähäinenkin jokiveden lämpötilan nousu sinä aikana, jolloin siian mäti kehittyy pohjalla, voi siten aiheuttaa poikastuotannon alenemaa ja kannan heikkenemistä (Cingi et al. 2010). Lämpötilan muutos saattaa vaikuttaa myös lisääntymisen ajoittumiseen ja poikasten kuoriutumisen ajankohtaan.

Vaikka vaellussiika liikkuu laajalla alueella, Selkämereen laskevissa joissa lisääntyvä siika pysyttelee enimmäkseen Selkämeren alueella ja vaeltaa korkeintaan Saaristomerelle asti (Lehtonen 1981). Mikäli tilanne on ollut aikoinaan sama, on Selkämeren rannikon ekosysteemissä tapahtunut huomattava muutos vaellussiian kannan pienentyessä 1900-luvun alussa. Pohjaeläimiä syövän vaellussiian väheneminen on jättänyt ravintoresursseja mahdollisesti jollekin toiselle pohjaeläinsyöjälle, jonka kanta on hyvässä ravintotilanteessa päässyt kasvamaan.



Kuva 59. Kokemäenjoen siikasaalis Nakkilan-Harjavallan jokiosuudella vuosina 1979−1920. Saaliissa mukana myös harjusta. Lähde: Honkasalo et al. (1983)

Lohi (*Salmo salar*). Suomessa Selkämereen laskevien jokien alkuperäiset lohikannat ovat kuolleet sukupuuttoon, pääasiassa jokien perkausten, voimalaitosrakentamisen ja jätevesipäästöjen seurauksena. Lohi on pyritty palauttamaan entisiin lohijokiin istutuksin, mutta luonnonkudusta syntyy poikasia vain vähäisiä määriä. Kokemäenjoesta on koekalastuksissa saatu joitakin lohen poikasia viime vuosina (Puosi & Mäkelä 2010), mutta suureen poikastuotantoon ei Kokemäenjoessa

kuitenkaan ole edellytyksiä, koska Harjavallan voimalaitos estää kalojen pääsyn ylemmäs jokeen ja voimalaitoksen alapuolella kutualueita on vähän. Selkämerellä esiintyvät, luonnon kantaa edustavat lohet ovat pääasiassa lähtöisin Perämereltä, jossa Suomenpuoleisista joista ainoastaan Tornionjoen ja Simojoen alkuperäiset lohikannat ovat säilyneet.

Lohet tekevät laajoja ravinnonhakuvaelluksia Itämeren pääaltaalle, josta ne palaavat takaisin kotijokeensa tultuaan sukukypsiksi. Lohen ravinto smolttivaiheen jälkeen koostuu aluksi hyönteisistä, mutta varsin pian nuoret lohet siirtyvät kalaravintoon. Selkämerellä lohen tärkein saalislaji on silakka, mutta lohi syö merkittävässä määrin myös kolmi- ja kymmenpiikkejä (Salminen et al. 2001).

Syönnösvaiheessa lohi on osana Selkämeren ravintoketjuissa, mutta sen merkitys saalistajana vaihtelee vuosittain, erityisesti silakkakannan vahvuudesta riippuen. Kallio-Nyberg et al. (1999) havaitsivat, että Selkämerellä oli lohia paljon niinä vuosina, jolloin silakan poikasia oli runsaasti ja päinvastoin. Tämä johtuu siitä, että hyvinä silakan poikasvuosina lohen ei tarvitse vaeltaa Itämeren pääaltaalle ravinnonhakuun, koska se löytää riittävästi ravintoa lisääntymisalueittensa läheisyydestä. Vaellusten laajuuteen vaikuttaa osaltaan myös lohikannan geneettinen tausta (Kallio-Nyberg & Koljonen 1999). Selkämereen laskeviin jokiin on Suomessa istutettu Nevajoen kantaa edustavaa lohta, joka ei vaella yhtä laajalla alueella kuin Perämeren lohikannat (Kallio-Nyberg & Ikonen 1992).

Pohjanlahdella lohen lisääntymistä on rasittanut etenkin 1990-luvulla lisääntymishäiriö M74, joka johti korkeaan poikaskuolleisuuteen merestä pyydettyjä emokaloja mädin lähteenä käyttävillä viljelylaitoksilla (Bengtsson et al. 1999). Ongelma lieventyi 2000-luvun puoliväliin tultaessa, mutta M74-tyyppistä lisääntymishäiriötä pidetään jatkuvana uhkana lohikannalle, koska sen syitä ei tarkoin tunneta (ICES 2010). Häiriön kehittymisen taustalla on ilmeisesti emokalojen B1-vitamiinin eli tiamiinin puute, joka aiheuttaa tiamiinin puutteen myös ruskuaispussivaiheen poikasissa heikentäen näiden elinkykyä (esim. Koski et al. 2001). Tiamiinin puute puolestaan saattaa osittain johtua vitamiinia hajottavasta tiaminaasi-entsyymistä, jonka pitoisuus voi olla korkea lohen saalislajeissa. Selkämereltä pyydetyistä silakoista noin 30 %:lla oli tiaminaasin aktiivisuus tasolla, joka voi aiheuttaa lohella tiamiinin puutetta (Wistbacka et al. (2002). Yhtenä mahdollisena syynä tiaminaasitason nousuun silakalla Wistbacka et al. (2002) pitivät bakteerien ja erityisesti sinilevien indusoivaa vaikutusta.

Samoin kuin siian, on myös lohen merkitys ollut Selkämeren ekosysteemissä aikanaan huomattavasti nykyistä suurempi. Kokemäenjoki on ollut Kymijoen ohella Etelä-Suomen merkittävin lohijoki, jossa lohen lisääntymisalueita on arvioitu olleen noin 700 hehtaaria (Honkasalo et al. 1983). Eri arvioiden mukaan yksistään Kokemäenjoki on tuottanut 300 000–400 000 lohismolttia vuosittain (Honkasalo et al. 1983). Siirtyessään syönnökselle Selkämereen näillä on ollut huomattava predaatiovaikutus saaliseliöstöön, joihin silakka ja kolmipiikki ovat todennäköisesti tuolloinkin kuuluneet.

Meritaimen (*Salmo trutta*) on aikoinaan esiintynyt lähes kaikissa Selkämereen laskevissa joissa, mutta alkuperäiset taimenkannat ovat hävinneet Isojoen kantaa lukuun ottamatta. Kallio-Nybergin et al. (2002) mukaan meritaimen lisääntyy muutamissa Satakunnankin joissa joko säännöllisesti (Merikarvianjoki) tai satunnaisesti (mm. Pohjajoki, Eteläjoki, Harjunpäänjoki), mutta kannat ovat istutuksista peräisin. Meritaimenkantoja pyritään elvyttämään istutusten ohella kutupaikkoja kunnostamalla, poistamalla vaellusesteitä jokireiteillä sekä kalastusta rajoittamalla (Heinimaa et al. 2007).

Merkintätutkimusten mukaan meritaimen esiintyy Selkämeressä lähempänä rannikkoa kuin lohi (Kallio-Nyberg et al. 2002; Ikonen 2006) ja on siten tätä merkittävämpi saalistajana rannikkovesien ravintoketjuissa. Meritaimenen ravinnosta on vähän tietoja saatavilla, mutta tiettävästi taimenen saaliseliöstöä ovat eri kalalajit, äyriäiset ja muut selkärangattomat pohjaeläimet (Landergren et al. 1999). Koska meritaimenistutusten tulos on syystä tai toisesta heikko sekä Selkämerellä että Perämerellä (Kallio-Nyberg et al. 2002), on meritaimen todennäköisesti harvalukuinen ja sen saalistusvaikutuskin Selkämeren ekosysteemissä pieni.

Meritaimen on elinkiertonsa ja vaelluskäyttäytymisensä suhteen muuntelevampi laji kuin esimerkiksi lohi, sillä taimen ei leimaudu kotijokeensa yhtä voimakkaasti ja se voi muodostaa paikallisia, vaeltamattomia populaatioita kutujokiinsa. Satakunnassa esimerkiksi Karvianjoen vesistön latvaosassa elävä purotaimen on alkujaan syntynyt merestä nousseista meritaimenista. Koska nykyisissä taimenpopulaatioissa on tallella joen alkuperäisen meritaimenkannan geenistöä, on viime vuosina tutkittu vaellustaipumuksen esiintymistä purotaimenilla. Tutkimusten perusteella Kallio-Nyberg et al. (2010) pitävät mahdollisena alkuperäisen meritaimenkannan palauttamista Karvianjoen vesistöön.

Meritaimenen poikaset elävät joessa yleensä 1−3 vuotiaiksi ennen smolttivaihetta, jonka jälkeen ne vaeltavat mereen. Merkintätutkimusten mukaan esimerkiksi Kokemäenjokeen ja sen edustalle istutetut meritaimenet vaeltavat laajalti rannikkoa pitkin etelä-pohjoissuunnassa Perämeren ja Saaristomeren välisellä alueella (Kallio-Nyberg et al. 2002). Meritaimenen smolttiutumisen on yleensä oletettu edellyttävän makeassa vedessä vietettyä kautta, mutta näin ei välttämättä ole. Gotlannissa tehty tutkimus on osoittanut, että osa Itämeren meritaimenista voi saavuttaa sukukypsyyden ilman edeltävää makean veden vaihetta (Limburg et al. 2001). Koeoloissa meritaimenen mätimunat hedelmöityivät ja kehittyivät poikasiksi 3−4 ‰:n suolapitoisuudessa (Landergren & Vallin 1998) ja taimenen on havaittu kutevan vähäisessä määrin myös meressä. Siten on mahdollista, että jokien suistot myös meren puolella olisivat meritaimenen potentiaalisia lisääntymisalueita niissä osissa Itämerta, joilla meriveden suolapitoisuus on 2−4 ‰ (Landergren & Vallin 2001). Lisääntymisen onnistuminen edellyttää kuitenkin, että alueella on taimenen kutualustaksi soveltuvia pohjia ja että alue on siinä määrin suojainen, että aallokko ei tuhoa pohjalla kehittyvää mätiä pitkäkestoisen alkionkehitysvaiheen aikana (Landergren & Vallin 2001).

Kuore (*Osmerus eperlanus*) on yleinen Selkämeren rannikolla, mutta sen biologiasta tai roolista Selkämeren ekosysteemissä ei juurikaan ole tietoja saatavilla. Kuoreella on merkitystä petokalojen kuten meritaimenen ja kuhan ravintona etenkin niinä vuosina, jolloin kanta on vahva (Kallio-Nyberg et al. 2006). Esimerkiksi Pärnun lahdella Virossa kuorekanta fluktuoi voimakkaasti vuodesta toiseen (Špilev & Turovski 2003) ja todennäköisesti kuorekannan voimakkuus vaihtelee samoin myös Selkämeren rannikolla. Lämpötilan on havaittu selvästi vaikuttavan kuorekannan kokoon ainakin järviolosuhteissa. Peipsijärvessä korkea lämpötila (≥ 20 °C), jota kesti useiden viikkojen ajan, aiheutti kuorekannan pienentymisen (Kangur et al. 2007). Kuore lisääntyy joissa ja jokisuistoissa, mutta myös meressä alueilla, joiden suolapitoisuus on 1−4 ‰. Esimerkiksi Pärnun lahdella kuore kutee varhain keväällä matalassa vedessä hiekkapohjaisilla paikoilla, joilla ei ole pohjakasvillisuutta (Špilev & Turovski 2003). Selkämeressä kuoreen tärkeimpiä lisääntymisalueita ovat todennäköisesti jokien suistot. Esimerkiksi Pihlavanlahdella, joka on Kokemäenjoen vesien purkualuetta, kuore on runsaslukuinen.

Made (*Lota lota*) on turskansukuinen laji, joka esiintyy yleisenä Selkämeren rannikolla. Vaikka made on makean veden laji, on se todennäköisesti kehittynyt mereisistä lajeista. Suolaisen veden tausta tulee esiin esimerkiksi siinä, että mateen mäti hedelmöityy ja kehittyy normaalisti vielä 12 ‰:n suolapitoisuudessa, joskin tätä korkeammissa suolapitoisuuksissa mädin kuolleisuus jo kasvaa (Jäger et al. 1981). Vaikka lajin toleranssi saliniteetin suhteen on laaja, on se lämpötilan suhteen sitäkin kapeampi alkionkehityksen aikana. Koeoloissa mädin kehityksen optimilämpötila oli 4 °C, jota matalammat ja korkeammat lämpötilat lisäsivät kuolleisuutta huomattavasti (Jäger et al. 1981). Made lisääntyykin varhain kevättalvella, jolloin lämpötila on mädin kehitykselle suotuisin. Poikasten kuoriuduttua sen sijaan lämpötilan tulee olla vähintään 8 °C, sillä tätä kylmemmässä poikaskuolleisuus kasvaa (Jäger et al. 1981). Lisääntymislämpötilaa selvästi korkeampi lämpötila on edullinen myös poikasten kasvuvaiheessa, sillä kasvun optimilämpötila on noin 16 °C (Hofmann & Fischer 2003).

Made on erityisen herkkä ympäristömyrkkyjen vaikutuksille ja madekannat ovat muistakin syistä taantuneet maailmanlaajuisesti (Stapanian et al. 2010). Myös Perämerellä aikanaan havaittu mateen steriliteetti johtui todennäköisesti teollisuuden jätevesissä mereen johdetuista haitallisista aineista (Pulliainen & Korhonen 1993).

4.4 Ilmastomuutoksen vaikutuksista Selkämeren kalastoon

Globaalin ilmastomuutoksen seurauksia eri kalalajeille on jokseenkin mahdotonta ennustaa, koska muutoksia tapahtuu samanaikaisesti sekä abioottisissa että bioottisissa ympäristötekijöissä, jotka ovat eri tavoin riippuvaisia toisistaan. Lajien biologiasta, ympäristövaatimuksista ja roolista Selkämeren ekosysteemissä ei myöskään ole tarpeeksi tietoja saatavilla, jotta edes lämpötilan ja suolapitoisuuden muutoksen seurauksia pystyttäisiin varmuudella ennustamaan. Aiheen käsittely on siten jokseenkin spekulatiivista, mutta toisaalta tarpeellista, koska siten on mahdollista löytää ne tiedolliset puutteet, jotka heikentävät ennusteiden luotettavuutta.

Selkämeren avomerialueella runsaslukuisimpia kalalajeja ovat pelagiaalissa silakka ja kolmipiikki, pohjan läheisyydessä härkäsimppu ja kampela. Kilohailin ja turskan runsaus Selkämerellä on riippuvainen lajien lisääntymisen onnistumisesta Itämeren pääaltaalla, mutta ajoittain molemmat lajit runsastuvat myös Selkämerellä ja ovat siten osana sen ravintoketjuissa. Silakka ja kolmipiikki ovat pääasiassa planktivoreja, kun taas härkäsimppu ja kampela käyttävät ravinnokseen pääasiassa pohjalla eläviä selkärangattomia. Koska runsaana esiintyvien lajien merkitys ekosysteemissä on suurin, on myös näiden lajien vähenemisellä tai häviämisellä todennäköisesti suurimmat vaikutukset koko ekosysteemiin.

Ravinto ei todennäköisesti ole se kriittinen tekijä, jonka suhteen kalalajisto ensisijaisesti valikoituu. Itämeressä elävät lajit ovat ravinnonkäytössään lähinnä generalisteja eikä pitkälle vietyjä ravintospesialisaatioita esiinny samoin kuin esimerkiksi joissakin trooppisissa kalaryhmissä. Siten kalojen voidaan olettaa siirtyvän uusiin ravintokohteisiin, jos aikaisemmin käytetyt ravintolajit vähenevät tai häviävät. Itämeren tulokaslajitkin voivat nopeasti liittyä ravintoketjujen osaksi, kuten esimerkiksi 1990-luvulla Itämereen levinnyt petovesikirppu Cercopagis pengoi, jota silakka ja kilohaili syövät muiden planktisten lajien ohella nykyisin (Peltonen et al. 2004; Gorokhova et al. 2004). Kalojen kannalta keskeinen kysymys kuitenkin on, korvautuuko nykyinen lajisto sellaisilla lajeilla, joiden esiintyminen, yksilömäärä, pyydystettävyys, energiasisältö ja muut saalistukseen vaikuttavat ominaisuudet vastaavat tietyn kalalajin ravinnonottotapaa ja tarpeita.

Useimpien kalalajien olemassaolo Selkämeressä on todennäköisesti eniten riippuvainen lisääntymisen onnistumisesta. Ilmastomuutoksen oletetaan vaikuttavan Itämeren kalastossa siten, että mereiset lajit taantuvat makean veden lajien kantojen voimistuessa. Näin tulee epäilemättä käymään, sillä suolapitoisuus rajoittaa useimpien mereistä alkuperää olevien lajien lisääntymistä Itämeren nykyisissäkin olosuhteissa. Vaikutukset kohdistuvat jo lisääntymisen varhaisimpaan vaiheeseen eli mätimunien hedelmöitymiseen, sillä siittiösolujen aktivoituminen estyy suolapitoisuuden saavuttaessa tietyn minimirajan. Esimerkiksi silakan mätimunista hedelmöityi koeoloissa vain 15 %, kun suolapitoisuus oli 4 ‰ (Griffin et al. 1998) ja hedelmöitystä tapahtuu tuskin lainkaan, jos suolapitoisuus laskee alle 1 ‰ (Ojaveer 1981). Kampelan lisääntymisessä saliniteetin minimitaso on Nisslingin et al. (2002) mukaan 6 ‰, joskin kokeellisesti saatu tulos edustaa Itämeren pääaltaalla lisääntyvää kantaa. On mahdollista, että Selkämeren kampela on sopeutunut lisääntymään matalammassa suolapitoisuudessa kuin lähempänä valtamerta esiintyvät kampelakannat. Olennainen kysymys onkin, esiintyykö kalalajien lisääntymisominaisuuksissa sellaista perinnöllistä muuntelua, jonka avulla kanta voisi säilyä muuttuvassa tilanteessa.

Stigebrandt & Gustafsson (2003) ovat arvioineet, että Itämeri muuttuu kokonaan makeavetiseksi, jos mereen tulevan makean veden valuma olisi keskimäärin 60 000 m^3 s-1. Tämä edellyttäisi sateisuuden huomattavaa kasvua nykyisestä, koska Itämereen laskevien jokien yhteenlaskettu virtaama on ollut noin 15 000 m^3 s-1 1900-luvun jälkipuoliskolla (Stigebrandt & Gustafsson 2003). Todennäköisempää on, että Itämeren suolapitoisuus alenee nykyisestä jonkin verran tulevien vuosikymmenien aikana ja Selkämeri alkaa muistuttaa olosuhteiltaan nykyistä Perämerta ainakin suolapitoisuuden osalta.

Selkämeren pelagiaalin planktonsyöjistä karsiutuu todennäköisesti kilohaili, jonka lisääntymismenestys heikkenee, jos Itämeri makeutuu huomattavasti nykyisestä. Sen sijaan Selkämeren suolapitoisuuden aleneminen tasolle 3−4 ‰ ei todennäköisesti johda silakan häviämiseen Selkämerestä eikä se välttämättä häviä kokonaan, vaikka suolapitoisuus olisi tätäkin

matalampi. Silakka pystyy lisääntymään Perämerelläkin, jossa suolapitoisuus on Selkämerta matalampi ja sen tiedetään elävän ja lisääntyvän lähes järvimäisissä olosuhteissa, joskin kannan koko on tällöin pieni (Neb 1970). Ilmastomuutoksen edetessä silakan lisääntymistä uhkaavat todennäköisesti eniten lämpötilan nousu ja rehevöityminen. Silakka kutee vielä 22 °C:n lämpötilassakin, mutta lisääntymismenestys on heikko, koska siittiöiden rakenne hajoaa jo koiraan testiksessä (Rajasilta et al. 1997). Ojaveerin (1981) tekemässä mädin haudontatutkimuksessa paras kuoriutumistulos saavutettiin 7 °C:n lämpötilassa ja 17 °C:n lämpötilassa poikasia kuoriutui selvästi vähemmän. Mädin kuolleisuuden kasvu lämpötilan noustessa on todettu myös meressä (Rajasilta et al. 1993), joskin kuolleisuutta alkionkehityksen aikana aiheuttavat monet eri tekijät, mm. mädin kiinnittymisalustan laatu (Rajasilta et al. 2006). Koska silakka on hyvin kutupaikkauskollinen ja kutu tapahtuu vuodesta toiseen samoilla paikoilla, on lisääntymisen onnistuminen riippuvainen kutupaikkojen tilasta; pohjan laadusta, kasvillisuudesta ja sedimentaatiosta.

Kolmipiikin lisääntymiseen ei Selkämeren suolapitoisuuden aleneminen todennäköisesti tule vaikuttamaan mätimunien hedelmöitymisen tasolla (Elofsson et al. 2003). Kolmipiikki voi sen sijaan hävitä kokonaan lämpötilan nousun ja ravinteisuuden lisääntymisen seurauksena, mikäli lämpötilan nousu on huomattavaa lisääntymisalueilla (Moran et al. 2010; Hopkins et al. 2011). Ongelmia aiheuttavat tällöin lämpötila ja hapen vähäisyys ja vaikutukset kohdistuvat mm. koiraan kuntoon, josta kutupesässä kehittyvän mädin elossa säilyminen on riippuvainen. Rehevöitymisen vaikutukset kolmipiikin lisääntymiseen eivät kuitenkaan ole yksiselitteisesti negatiivisia. Candolin et al. (2008) ovat osoittaneet, että kasviplanktonin aiheuttama veden samentuminen saattaa jopa parantaa kolmipiikin lisääntymismenestystä. Lisääntymishyöty syntyy veden happipitoisuuden noususta, jonka samennuksen aiheuttava planktonlevätuotanto aiheuttaa. Tosin vastaavaa hyötyä tuskin syntyy silloin, jos veden samentuminen aiheuttaa hapenkulutuksen kasvua tai se liittyy johonkin muuhun tekijään, jolla on happea kuluttava vaikutus vesistössä. Kolmipiikin lisääntymistulos heikentyy myös kutukäyttäytymisen häiriintymisen kautta, jos reviirin valinnassa ja puolustamisessa, pariutumisessa ym. tarvittavien visuaalisten signaalien havaitseminen vaikeutuu ympäristömuutosten takia. Samoin kuin silakalla, myös kolmipiikillä kasvillisuuden ja pohjan laadun muutokset rantavyöhykkeessä voivat johtaa kutupaikkojen menetykseen ja poikastuotannon vähenemiseen. Sateisuuden lisääntyessä mereen jokivesien mukana kulkeutuvien ravinteiden ja sedimenttien määrä kasvaa ja tämän seurauksena rantavyöhyke muuttuu. Lisääntymisaikanaankin kolmipiikki suosii avovettä eikä se yleensä esiinny tiheän kasvillisuuden seassa. Viimeistään rantavyöhykkeen muuttuessa järviruokovaltaiseksi kolmipiikki häviää rantavesistä kokonaan.

Härkäsimpun lisääntymisbiologia tunnetaan pääpiirteissään, mutta yksityiskohtaista tietoa lisääntymisen eri vaiheista ei ole saatavilla. Jos mätimunien hedelmöityminen onnistuu myös sisäisesti, ei meriveden suolapitoisuudella voisi olettaa olevan vaikutusta lisääntymiseen hedelmöitymisvaiheessa. Alkionkehitys tapahtuu kuitenkin meressä, sillä naaraat laskevat mädin pohjalle, jossa se on alttiina ympäristön muutoksille. Suolapitoisuudella voi siten olla vaikutusta lajin lisääntymiseen tässä vaiheessa, mutta erityisen herkkänä ei härkäsimppua voi pitää suolapitoisuuden suhteen, koska se on ollut yleinen myös Perämerellä ainakin vielä 1970-luvulla, jolloin Perämeren pintavesien suolapitoisuus oli 3−4 ‰ (Haahtela 1974).

Koska härkäsimppu lisääntyy varhain kevättalvella, ei lämpötilan vähäisellä nousulla todennäköisesti ole suoria haittavaikutuksia mädin kehitykseen, mutta meriveden lämpenemisestä seuraa muita lajin kannalta haitallisia muutoksia. Härkäsimpun syönnösalueet supistuvat nykyisestä, koska lajin optimilämpötila on matala (2−8 °C; Ojaveer 2003) ja kalat välttävät tätä lämpimämpiä alueita hakeutumalla syvänteisiin. Optimilämpötilaa edustavan pohja-alueen laajuus saattaa olla tekijä, jonka perusteella härkäsimppukannan koko määräytyy ilmastomuutoksen edetessä. Kalojen kerääntyminen supistuvalle alueelle aiheuttaa kilpailua ravinnosta ja koska lämpötilan nousu myös pidentää lämpimän veden kautta, puute ravinnosta kestää pidempään. Seurauksena olisi kalojen kasvun hidastuminen, jälkeläismäärän väheneminen eri syistä sekä kuolleisuuden kasvu ja populaatiokoon pienentyminen.

Lisääntymisen onnistumisen ja ravinnonsaannin lisäksi kalojen kannanvahvuuteen vaikuttaa predaatio. Siten petokalojen ja muiden kaloja syöviä lajien sopeutuminen ympäristön muutoksiin heijastuu myös saalislajien yksilömääriin ja ominaisuuksiin. Itämeren pääaltaalla turska säätelee sekä silakan että kilohailin määriä ja se vaikuttaa todennäköisesti myös Selkämerellä silakan

kannanvahvuuteen. Turska esiintyi runsaana Selkämeressä 1980-luvun alkuvuosina, mutta alkoi tämän jälkeen nopeasti vähentyä ja samanaikaisesti silakan kutukanta alkoi kasvaa (kuva 54). Nykyisin turska on Selkämerellä vähälukuinen eikä sillä voi olla suurtakaan merkitystä silakkakannan harventajana. Selkämeren avomerialueella petokaloja on ylipäätään vähän matalan saliniteetin jaksoina kuten nyt. Meritaimen ja kuha syövät myös silakkaa, mutta molemmat esiintyvät rannikon läheisyydessä ja kummankin lajin kanta on pieni. Lohi lienee ainoa laji, joka saalistaa silakkaa Selkämeren avomerialueilla harmaahylkeen ohella, mutta näidenkään predaatiovaikutus ei ilmeisesti ole kovin suuri, koska silakkakanta on pystynyt kasvamaan.

Selkämeren makeutumisen myötä predaation merkitys pelagiaalin kalakantojen säätelyssä saattaa edelleen vähentyä. Jos turskan lisääntyminen heikkenee nykyisestä, ei turskaa tule esiintymään Selkämerellä vastaisuudessakaan. Arviot ilmaston lämpenemisen kokonaisvaikutuksesta harmaahylkeeseen ovat epävarmoja, sillä vaikka hylkeen lisääntyminen vaikeutuu, se voi myös hyötyä leudoista talvista saalistuksen tullessa mahdolliseksi laajemmalla alueella jäiden puuttuessa (HELCOM 2007). Hyljekanta tuskin kuitenkaan kasvaa ilmaston lämmetessä, joten lohi saattaa olla ainoa laji, joka saalistaa Selkämeren avomerialueella planktonsyöjäkaloja kuten silakkaa.

Ilmastomuutos ei kuitenkaan suosi myöskään lohen tapaisia lajeja, jotka lisääntyvät virtaavassa vedessä. Ilmastomuutokseen liittyvät ääriolosuhteet kuten voimakkaat tulvat ja toisaalta pitkäkestoiset kuivat jaksot ovat joissa ja puroissa lisääntyville lajeille ilmeinen uhkatekijä. Jonsson & Jonsson (2009) ovat arvioineet ilmastomuutoksen vaikuttavan loheen eri tavoin elinkierron eri vaiheissa. Veden lämpeneminen voi parantaa kalojen kasvua, mutta se lisää esimerkiksi jokipoikasten kuolleisuutta, koska lohikalojen hapentarve on suuri ja hapen liukoisuus veteen heikkenee lämpötilan noustessa. Muutoksia aiheutuu sekä lämpötilan nousun että jokien virtaamamuutosten kautta ja vaikutukset kohdistuvat mm. lajien maantieteelliseen levinneisyyteen, kudun ja kutuvaellusten ajoittumiseen, elinkierto-ominaisuuksiin ja kalojen käyttäytymiseen. Ennusteen mukaan lohikalojen levinneisyysalueet supistuvat eteläisten kantojen hävitessä. Siten lohikantojenkin olemassaolo tulee olemaan yksistään pohjoisimpien populaatioitten lisääntymisen varassa.

Makean veden petokaloista ainakin ahvenen ja kuhan voisi olettaa hyötyvän ilmastomuutoksesta lämpötilan nousun vuoksi (Lappalainen & Lehtonen 1995; Karås 1996), edellyttäen, että lämpötilan nousu on lievä. Kuha hyötyy myös rannikkovesien samenemisesta, joten tulvavesien tuoma sedimenttisamennus – mikäli se sattuu kuhan kutuaikaan − voi laajentaa myös kuhan poikastuotantoalueita rannikolla. Kannan kasvaessa kuhan elinpiiri voi laajentua ulommas merelle ja kuha voi siten nykyistä enemmän käyttää pelagiaalin planktonsyöjiä eli silakkaa ja kolmipiikkiä ravintonaan, mikäli kyseiset lajit vielä esiintyvät Selkämeren lajistossa. Kuore on kuhan suosima saaliskala järvissä ja myös meressä, mutta kuoreen runsastumista saattaa rajoittaa lämpötilan nousu. Jos Selkämeren silakkakanta pienenee ilmastomuutoksen edetessä, ei kuore välttämättä korvaa sitä, vaikka planktisia ravintoresursseja jäisikin lisää sen käyttöön. Kuorekannan kokoa rajoittavia tekijöitä Selkämerellä ei tunneta, mutta ravinto tuskin rajoittaa kannan kokoa nykyisissäkään olosuhteissa. Lämpötilan nousu haittaa ilmeisesti myös mateen lisääntymistä, koska alkionkehityksen tasolla made näyttää olevan kylmän stenoterminen (Jäger et al. 1981), vaikka se poikasvaiheessa hyötyy lämpötilan noususta.

Haavoittuvimpia ympäristömuutoksille ovat kalalajit, joiden elinkierron eri vaiheet sijoittuvat useisiin eri ympäristöihin tai joiden elinkierto-ominaisuudet ovat pitkälle kehittyneitä ja monimuotoisia. Virtavesissä lisääntyvien lajien kuten lohen, meritaimenen ja vaellussiian selviäminen ympäristön muutoksista on riippuvainen olosuhteista joessa sijaitsevilla kutupaikoilla, mutta myös meressä syönnösalueilla tapahtuvat muutokset voivat heijastua lisääntymiseen. Esimerkiksi kudun ajoittuminen voi muuttua lämpötilan ja ravinnon yhteisvaikutuksesta, jolloin poikasten kuoriutumisajankohtakin voi muuttua ravinnonsaannin kannalta epäsopivaksi.

Useimpien litoraalin kalalajien biologia Selkämerellä on puutteellisesti tunnettu. Muualla Itämeressä saatuja tutkimustuloksia voidaan soveltaa myös Selkämeren ekosysteemiin, joskin tietyin varauksin. Esimerkiksi kalojen ravinnonkäytössä ei oletettavasti ole suuriakaan alueellisia eroja Selkämeren ja Saaristomeren tai Pohjois-Itämeren välillä. Lajit voivat kuitenkin olla geneettisesti sopeutuneita

paikallisiin olosuhteisiin myös Itämeren sisällä (esim. Larmuseau et al. 2010) eikä kaikkia ominaisuuksia voida siten yleistää koskemaan tiettyä lajia Itämeren eri osissa.

Monilla rantavyöhykkeessä elävillä kalalajeilla lisääntymiskäyttäytyminen on monimutkaista ja lajeilla esiintyy pitkälle kehittynyt jälkeläishuolto. Esimerkiksi hietatokon lisääntyminen voi epäonnistua, jos ympäristössä ei esiinny kutupesän rakentamiseen soveltuvia aineksia; kolmipiikin taas vaikkapa siitä syystä, että kutupesän rakentamisessa tarvittavan eritteen muodostuminen häiriintyy jonkin kalan fysiologiaa häiritsevän vierasaineen takia. Vaikka meriveden lämpötila ja suolapitoisuus pysyttelisivätkin lajien sietämissä rajoissa, voi tietyn lajin lisääntymistä haitata jokin muu ympäristötekijä, jonka muutosta ja vaikutustapaa on vaikea ennakoida. Koska ympäristömuutosten haitalliset vaikutukset voivat kohdistua lajeihin monin eri tavoin, tietämystä kalalajien biologiasta, fysiologiasta, genetiikasta ja roolista Selkämeren ekosysteemissä olisi tarpeen lisätä tarkemman kuvan saamiseksi Selkämeren kalastosta ilmaston muuttuessa. Tulevaisuuden Selkämeri jää silti epäselväksi, koska Itämeren ulkopuolelta tulevat vieraslajit voivat muuttaa ekosysteemiä tavalla, jota ei ole mahdollista ennakoida.

Lähdeluettelo

Alahuhta, J. 2008: Selkämeren rannikkovesien tila, vesikasvillisuus ja kuormitus. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9. 111 s. + liitteet.

Amundsen, P.A., Knudsen, R., Klemetsen, A. & Kristoffersson, R. 2004: Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs. Ann. Zool. Fenn. 41: 301−307.

Aneer, G. 1975: Composition of food of the Baltic herring (*Clupea harengus v. membras L.*) fourhorned sculpin (*Myoxocephalus quadricornis L.*) and eel-pout (*Zoarces viviparous L.*) from deep soft bottom trawling in the Askö–Landsort area during two consecutive years. Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr. No 239: 146−154.

Anttila, R. & Lehtonen, H. 1973: Kalaston biomassa ja kalantuotanto Helsingin edustan merialueella. Vesilaboratorion tiedonantoja 5: 1−47.

Aro, E. 1989: A review of fish migration patterns in the Baltic. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 190: 72−96.

Aro, E., Uitto, A., Vuorinen, I. & Flinkman, J. 1986: The food selection of Baltic herring in late summer in the northern Baltic Sea. ICES C.M. 1986/J:26.

Axell, M-B. 1982: Feeding of cod in the Åland sea and its influence on the stocks of herring and sprat. Finnish Fish. Res. 4: 35−39.

Arrhenius, F. 1996: Diet composition and food selectivity of 0-group herring (*Clupea harengus L.*) and sprat (*Sprattus sprattus (L.)*) in the northern Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 53: 701−712.

Bengtsson, Å. 1993: Seasonal variation of mass, condition and gonadosomatic index in fourhorned sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) with normal and malformed vertebrae in the Gulf of Bothnia. J. Fish. Biol. 42: 265−278.

Bengtsson, Å., Bengtsson B.-E. & Lithner, G. 1988: Vertebral defects in fourhorn sculpin, Myoxocephalus quadricornis L., exposed to heavy metal pollution in the Gulf of Bothnia. J. Fish. Biol. 33: 517−529.

Bengtsson, B.-E., Hill, C., Bergman, Å., Brandt, I., Johansson, N., Magnhagen, C., Södergren, A. & Thulin, J. 1999: Reproductive disturbances in Baltic fish: a synopsis of the FiRe project. Ambio 28: 2−8.

Berg, H., Scherbak, N., Liimatta, H., Hoffmann, E., Karlsson, J. & Olsson, P. E. 2009: Characterization of antibodies for quantitative determination of spiggin protein levels in male and female three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Repr. Biol. Endocrinol. 7: 46 (doi:10.1186/1477-7827-7-46).

Bergman, E. 1988: Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. J. Anim. Ecol. 57: 443−453.

Candolin, U. 1998: Constraints on sexual signalling in the threespine stickleback. Turun yliopiston julkaisuja, sarja AII, osa 111. Väitöskirja, 72 s.

Candolin, U., Engström-Öst, J. & Salesto, T. 2008: Human-induced eutrophication enhances reproductive success through effects on parenting ability in sticklebacks. Oikos 117: 459−465.

Casini, M., Cardinale, M. & Arrhenius, F. 2004: Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 61: 1267−1277.

Casini, M., Cardinale, M. & Hjelm, J. 2006: Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? Oikos 112: 638−650.

Cingi, S., Keinänen, M. & Vuorinen, P. 2010: Elevated water temperature impairs fertilization and embryonic development of whitefish *Coregonus lavaretus*. J. Fish. Biol. 76: 502−521.

COSEWIC. 2003: COSEWIC assessment and update status report on the fourhorn sculpin Myoxocephalus quadricornis (freshwater form) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi + 24 pp.

Dieterich, A., Baumgärtner, D. & Eckmann, R. 2004: Competition for food between Eurasian perch (*Perca fluviatilis L.)* and ruffe (*Gymnocephalus cernuus [L.])* over different substrate types. Ecol. Freshw. Fish. 13: 236−244.

Ehnholm, G. 1951: Studier över strömmingen i östra Kvarken. Merentutkimuslaitoksen julkaisu/Havsforskningsinstitutets skrift 149: 1−94.

Elofsson, H., McAllister, B. G., Kime, D.E., Mayer, I. & Borg, B. 2003: Long lasting stickleback sperm; is ovarian fluid a key to success in fresh water? J. Fish. Biol. 63: 240−253.

Essington, T. E. & Hansson, S. 2004: Predator-dependent functional responses and interaction strengths in a natural food web. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 2215−2226.

Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus 2010: Kokemäenjoen alaosan ja Harjunpäänjoen nahkiais-toukkakartoitukset ja laskeutuvien nahkiaisten pyynti vuonna 2009. Tutkimusraportti, 15 s. + liitt.

Fleming-Lehtinen, V., Laamanen, M., Kuosa, H., Haahti, H. & Olsonen, R. 2008: Long-term development of inorganic nutrients and chlorophyll α in the open Northern Baltic Sea. Ambio 37: 86−92.

Fonselius, S. & Valderrama, J. 2003: One hundred years of hydrographic measurements in the Baltic Sea. J. Sea Res. 49: 229−241.

Flinkman, J., Vuorinen, I. & Aro, E. 1992: Planktivorous Baltic herring (*Clupea harengus*) prey selectively on reproducing copepods and cladocerans. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 73−77.

Florin, A.-B. & Franzén, F. 2010: Spawning site fidelity in Baltic Sea turbot (*Psetta maxima*). Fisheries Res. 102: 207−213.

Florin, A.-B. & Höglund, J. 2007: Absence of population structure of turbot (*Psetta maxima*) in the Baltic Sea. Mol. Ecol. 16: 115−126.

Gomahr, A., Palzenberger, M. & Kotrschal, K. 1992: Density and distribution of external taste buds in cyprinids. Env. Biol. Fish. 33: 125−134.

Gorokhova, E., Fagerberg, T. & Hansson, S. 2004: Predation by herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) on Cercopagis pengoi in a western Baltic Sea bay. ICES J. Mar. Sci. 61: 959−965.

Griffin F. J., Pillai M. C., Vines C. A., Kääriä J., Hibbard-Robbins T., Yanagimach R., Cherr G. N. 1998: Effects of salinity on sperm motility, fertilization and development in the Pacific herring, Clupea pallasi. Biol. Bull. 194: 25−35.

Haahtela, I. 1974: The marine element in the fauna of the Bothnian Bay. Hydrobiol. Bull. (Amsterdam) 8: 232−241.

Haahtela, I. & Rajasilta, M. 1980: Förekomsten av vissa bottenfiskar, spånakäring, ullhandskrabba och blåstång i Skärgårdshavet enligt observationer gjorda av yrkesfiskare. Fiskeritidsskrift för Finland. nr 4: 80−89.

Hangelin, C. & Vuorinen, I. 1988: Food selection in juvenile three-spined sticklebacks studied in relation to size, abundance and biomass of prey. Hydrobiologia 157: 169−177.

Hansson, S., Bengtsson, B. E. & Bengtsson, Å. 1984: Stomach contents of the Baltic fourhorned sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) with normal and deformed spinal vertebrae. Marine Pollution Bulletin 15: 375−377.

Hansson, S., Arrhenius, F. & Nellbring, S. 1997: Diet and growth of pikeperch (*Stizostedion lucioperca L.)* in a Baltic Sea area. Fish. Res. 31: 163−167.

Heikinheimo, O. 2008: Average salinity as an index for environmental forcing on cod recruitment in the Baltic Sea. Boreal Env. Res.13: 457−464.

HELCOM 2006: Assessment of coastal fish in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 103 A. 26 s.

HELCOM 2007: Climate Change in the Baltic Sea - HELCOM Thematic Assessment in 2007. Balt. Sea Environ. Proc. No. 111.

Helminen, H. & Kirkkala, T. 2005: Saaristomeren kautta Selkämerelle kulkeutuvat vedet. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. s. 25.

Heinimaa, P., Jutila, E. & Pakarinen, T. 2007: Meritaimentyöpaja. Baltic Sea trout workshop. Kala- ja riistaraportteja 410. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 69 s.

Himberg, M. 1995: Sikens biologi och lekplatser i Skärgårds- och Bottenhavet. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja nro 16. (Raportti saatavissa: Varsinais-Suomen Ely-keskus /kalatalouspalvelut).

Hofmann, N. & Fischer, P. 2003: Impact of temperature on food intake and growth in juvenile burbot. J. Fish. Biol. 63: 1295−1305.

Holsti, H. 2009: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu 2007. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 599.

Honkasalo, L., Pennanen, J. T. & Kylökäs, P. 1983: Kokemäenjoen sekä Lieko-, Rauta- ja Kuloveden kalatalouden ja vesistön käytön kehitys. Kokemäenjoen vesioikeudellisen kalatalousselvityksen väliraportti. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, 94 s. + liitteet.

Hopkins, K., Moss, B. R. & Gill, A. B. 2011: Increased ambient temperature alters the parental care behaviour and reproductive success of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Environ. Biol. Fish. 90:121−129.

Hyvärinen, J. 2010: Sukeltaessa tehtyjä havaintoja eräiden huonosti tunnettujen kalalajien esiintymisestä eteläisellä Selkämerellä vuosina 1991−2009. Muistio, 28 s.

Hänninen, J., Vuorinen, I. & Hjelt, P. 2000: Climatic factors in the Atlantic control the oceanographic and ecological changes in the Baltic Sea. Limnol. Oceanog.r 45: 703−710.

Hänninen, J. & Vuorinen, I. 2010: Time-varying parameter analysis of the Baltic Sea freshwater runoffs. Environ. Model. Assess. 16: 53−60.

Härmä, M., Lappalainen, A. & Urho, L. 2008: Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: potential effects of climate change. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2678−2688.

ICES. 2008: Report of the ICES Advisory Committee. Book 8.

ICES. 2010: Report of the ICES Advisory Committee. Book 8.

Ikonen, E. 2006: The role of the feeding migration and diet of Atlantic salmon (*Salmo salar L.)* in yolk-sack-fry mortality (M74) in the Baltic Sea. Väitöskirja, Helsingin yliopisto.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009: A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. J. Fish. Biol. 75: 2381–2447.

Jurvelius, J., Leinikki, J., Mamylov, V. & Pushkin, S. 1996: Stock assessment of pelagic three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*): a simultaneous up- and down-looking echo-sounding study. Fisheries Research 27: 227−241.

Jäger, T., Nellen, W., Schöfer, W. & Shodjai, F. 1981: Influence of salinity and temperature on early life stages of *Coregonus albula*, *C. lavaretus*, *R. rutilus* and *L. lota*. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 178: 345−348.

Jörgensen, A. T., Hansen, B. W., Vismann, B., Jacobsen, L., Skov, C., Berg, S. & Bekkevold, D. 2010: High salinity tolerance of eggs and fry of a brackish *Esox lucius* population. Fish. Man. Ecol. 17: 554−560.

Kallasvuo, M., Salonen, M. & Lappalainen, A. 2010: Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea? Est. Coast. Shelf Sci. 86: 148−156.

Kallio-Nyberg, I. & Ikonen, E. 1992: Migration pattern of two salmon stocks in the Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 49: 191−198.

Kallio-Nyberg, I. & Koljonen, M.-L. 1999: Sea migration patterns in the Atlantic salmon: a comparative study of two stocks and their hybrids. Boreal Env. Res. 4:163−174.

Kallio-Nyberg, I., Peltonen, H. & Rita, H. 1999: Effects of stock-specific and environmental factors on the feeding migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 853−861.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E. & Saura, A. 2002: Meritaimenen tila ja kalastus Pohjanlahden alueella. Kalatutkimuksia 182. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Jokikokko, E. & Saloniemi, I. 2006: Survival of reared Atlantic salmon and sea trout in relation to marine conditions of smolt year in the Baltic Sea. Fish. Res. 80: 295−304.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Koljonen, M.-L., Koskiniemi, J. & Saloniemi, I. 2010: Can the lost migratory *Salmo trutta* stocks be compensated with resident trout stocks in coastal rivers? Fish. Res. 102: 69−79.

Kangur, A., Kangur, P., Kangur, K. & Möls, T. 2007: The role of temperature in the population dynamics of smelt Osmerus eperlanus eperlanus m. spirinchus Pallas in Lake Peipsi (Estonia/Russia). Hydrobiologia 584: 433−441.

Karås, P. 1996: Basic abiotic conditions for production of perch (*Perca fluviatilis L.)* young-of-the-year in the Gulf of Bothnia. Ann.Zool.Fenn. 33: 371−381.

Karås, P. & Lehtonen, H. 1993: Patterns of movement and migration of pike (*Esox lucius L.*) in the Baltic Sea. Nordic J. Freshw. Res. 68: 72−79.

Kirkkala, T. & Turkki, H. 2005: Uudenkaupungin ja Pyhämaan edustan merialue. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. ss. 32−47.

Kirkkala, T. & Turkki, H. 2005: Rauman ja Eurajoen edustan merialue. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. ss. 48−65.

Klinkhardt, M. B. & Winkler, H. M. 1989: Einfluß der Salinität auf die Befruchtungs- und Entwicklungsfähigkeit der Eier von vier Süßwasserfischarten Plötz (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock 38: 23–30.

Koski, P., Soivio, A., Hartikainen, K., Hirvi, T. & Myllylä, T. 2001: M74 syndrome and thiamine in salmon broodfish and offspring. Boreal Env. Res. 6: 79−92.

Kääriä, J. 1999: Reproduction of the Baltic herring (*Clupea harengus membras L.*): factors affecting the selection of spawning beds in the Archipelago Sea, in SW Finland. Turun yliopiston julkaisuja, Sarja A II.

Kääriä, J., Rajasilta, M., Kurkilahti, M. & Soikkeli, M. 1997: Spawning bed selection by the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in the Archipelago of SW Finland. ICES J. Mar. Sci. 54: 917−923.

Laikre, L., Miller, L. M., Palme, A., Palm, S., Kapuscinski, A. R., Thoresson, G. & Ryman, N. 2005: Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Molecular Ecology 14: 1955−1964.

Landergren, P. & Vallin, L. 1998: Spawning of sea trout, *Salmo trutta L.,* in brackish waters—lost effort or successful strategy? Fish. Res. 35: 229−236.

Landergren, P., Vallin, L., Westin, L., Amcoff, P., Börjeson, H. & Ragnarsson, B. 1999: Reproductive failure in Baltic Sea trout (*Salmo trutta*) compared with the M74 syndrome in Baltic salmon (*Salmo salar*). Ambio 28: 87−91.

Lappalainen, J. 1992: Kivinilkan ekologiasta ja sen käyttökelpoisuudesta bioindikaattorilajina. Luonnon Tutkija 96: 152−157.

Lappalainen, J. & Lehtonen, H. 1995: Year-class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca L.*) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay. Ann. Zool. Fenn. 32: 411−419.

Lappalainen, A. & Urho, L. 2006: Young-of-the-year fish species composition in small coastal bays in the northern Baltic Sea, surveyed with beach seine and small underwater detonations. Boreal Env. Res. 11:431−440.

Lappalainen, A., Shurukhin, A., Alekseev, G. Rinne, J. 2000: Coastal-fish communities along the northern coast of the Gulf of Finland, Baltic Sea: responses to salinity and eutrophication. Internat. Rev. Hydrobiol. 85: 687–696.

Lappalainen J., Dörrner H., Wysujack K. 2003: Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca (L.))* – a review. Ecol. Freshw. Fish 12: 95–106.

Lappalainen, A., Härmä, M., Kuningas, S. & Urho, L. 2008: Reproduction of pike (*Esox lucius*) on reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. Bor. Env. Res. 13:370−380.

Larmuseau, M. H. D., Vancampenhout, K., Raeymaekers, J. A. M, Van Houdt, J. K. J. & Volckaert, F. A. M. 2010: Differential modes of selection on the rhodopsin gene in coastal Baltic and North Sea populations of the sand goby, *Pomatoschistus minutus*. Molecular Ecology 19: 2256–2268.

Lehodey, P., Alheit, J., Barange, M., Baumgartner, T. et al. 2006: Climate variability, fish, and fisheries. J. Climate 19: 5009−5030.

Lehtonen, H. 1981: Biology and stock assessments of *Coregonids* by the Baltic coast of Finland. Finnish Fish. Res. 3: 31−83.

Lehtonen, H. 2005: Selkämeren kalat. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. ss. 102−107.

Lehtonen, H., Leskinen, E., Selén, R. & Reinikainen, M. 2009: Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939–2007. Fisheries Management and Ecology 16: 484–491.

Leskelä, A. 2006: Marking one-summer-old whitefish with fluorescent pigment spraying method and results of whitefish stockings in the Gulf of Bothnia. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. 36 ss.

Limburg, K. E., Landergren, P., Westin, L., Elfman, M. & Kristiansson, P. 2001: Flexible modes of anadromy in Baltic Sea trout: making the most of marginal spawning streams. J. Fish. Biol. 59: 682−695.

Linko, R., Lemmetyinen, R. & Rantamäki, P. 1979: Saaristomeren ravintoketjujen myrkkyjäämätutkimus 1973−77. Tutkimusraportti, Turun yliopisto. 116 s.

Lyons, J. Stewart, J. S. & Mitro, M. 2010: Predicted effects of climate warming on the distribution of 50 stream fishes in Wisconsin, U.S.A. J. Fish. Biol. 77:1867−1898.

Mankki, J. & vauras, J. 1974: Littoral fish populations after an oil tanker disaster in the Finnish SW archipelago. Ann. Zool. Fennici 11: 120−126.

McKenzie, B., Gislason, H., Möllmann, C. & Köster, F. W. 2007: Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. Global Change Biology 13: 1348−1367.

MMM 2008: Kalataloudellisen velvoitetarkkailun kehittämistyöryhmän raportti. Työryhmämuistio MMM 2008:3. 55 s.

Moran, R., Harvey, I., Moss, B., Feuchtmayr, H., Hatton, K., Heyes, T. & Atkinson, D. 2010: Influence of simulated climate change and eutrophication on three-spined stickleback populations: a large scale mesocosm experiment. Freshwater Biology 55: 315–325.

Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, F. W. & Hinrichsen, H. H. 2003: The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the central Baltic Sea. Fisheries Oceanography 12: 360−368.

Neb, K-E. 1970: Über die Heringe des Windebyer Noors. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch. 21: 265−270.

Nilsson, J., Andersson, J., Karås, P. & Sandström, O. 2004: Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis L.)* and pike (*Esox lucius L.*) in the coastal waters of southeast Sweden. Boreal Env. Res. 9: 295−306.

Nissling, A. & Westin, L. 1991: Egg mortality and hatching rate of Baltic cod (*Gadus morhua*) in different salinities. Mar. Biol. 106:

Nissling, A. & Westin, L. 1997: Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 152: 261−271.

Nissling, A., Kryvi, H. & Vallin, L. 1994: Variation in egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua,* and its implications for egg survival in prevailing conditions of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 110: 67−74.

Nissling, A., Westin, L. & Hjerne, O. 2002: Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Pleuronectes platessa*), and flounder (*Pleuronectes flesus*) in the brackish water Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 59: 93−108.

Nissling, A., Müller, A. & Hinrchsen, H.-H. 2003: Specific gravity and vertical distribution of sprat eggs in the Baltic Sea. J. Fish. Biol. 63: 280−299.

Nissling, A., Johansson, U. & Jacobsson, M. 2006: Effects of salinity and temperature conditions on the reproductive success of turbot (*Scophthalmus maximus*) in the Baltic Sea. Fish. Res. 80: 230−238.

Nissling, A., Jacobsson, N. & Hallberg, M. 2007: Feeding ecology of juvenile turbot *Scophthalmus maximus* and flounder *Pleuronectes flesus* at Gotland, Central Baltic Sea. J. Fish. Biol. 70: 1877−1897.

Ojaveer, E. 1981: Influence of temperature, salinity, and reproductive mixing of Baltic herring groups on its embryonal development. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 178:409−415.

Ojaveer, E. 2003: Bull-rout, shorthorn sculpin, *Myoxocephalus scorpius (L.).* Teoksessa "Fishes of Estonia" (toim. E. Ojaveer, E. Pihu & T. Saat). Estonia Academy Publishers. 416 s.

Oravainen, R. 2005: Luvian, Porin ja Merikarvian edustan merialue. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. ss. 66−87.

Parmanne, R. 1990: Growth, morphological variation and migrations of herring (*Clupea harengus L.*) in the northern Baltic Sea. Finnish Fish. Res. 10: 1−48.

Parmanne, R. 2001: Silakan poikasten runsaus Suomen rannikolla vuosina 1974−1996. Kalatutkimuksia 170. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Parmanne, R., Huolman, A. & Salmi, J. 2004: Silakan ravinto Selkämeren saaristossa. Kala- ja riistaraportteja nro 309.

Parmanne, R. & Lindström, K. 2003: Annual variation in gobiid larval density in the northern Baltic Sea. J. Fish. Biol. 62: 413−426.

Parmesan, C. 2006: Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 37:637–69.

Peltonen, H., Vinni, M., Lappalainen, A. & Pönni, J. 2004: Spatial feeding patterns of herring (*Clupea harengus L.*), sprat (*Sprattus sprattus L.*) and the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus L.*) in the Gulf of Finland, Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science 61: 966−971.

Persson, L. & Greenberg, L. A. 1990: Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*) – roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71: 44−56.

Perälä, H. & Patrikainen, M. 2005: Kemira Pigments Oy:n kalataloustarkkailu 2000−2003. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y., julk. no 517.

Petereit, C., Haslob, H., Kraus, G. & Clemmesen, C. 2008: The influence of temperature on the development of Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus*) eggs and yolk sac larvae. Mar. Biol. 154: 295−306.

Pulliainen, E. & Korhonen, K. 1993: Does the burbot, *Lota lota*, have rest years between normal spawning seasons? J. Fish. Biol. 43: 355−362.

Puosi, K. & Mäkelä, T. 2010: Kokemäenjoen sähkökalastukset Harjavallan voimalaitoksen alapuolisilla koski- ja virtapaikoilla vuonna 2010. Raportti, 21 s.

Pörtner, H. O. & Peck, M. A. 2010: Climate change effects on fishes and fisheries: towards a cause-and-effect understanding. J. Fish. Biol. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02783.x, available online at wileyonlinelibrary.com.

Raid, T. 1998: Herring in the north eastern Baltic Sea in the 1970−1990s: ecology, stock structure and fishery. PhD-thesis, University of Helsinki and Estonian Marine Institute.

Rajasilta, M. 1992: Timing of spawning in the Baltic herring (*Clupea harengus membras L.*) in the Archipelago Sea, SW Finland: regulatory mechanisms and consequences for offspring production. - Turun yliopiston julkaisuja. Sarja A II.

Rajasilta, M., Eklund, J., Hänninen, J., Kurkilahti, M., Kääriä, J., Rannikko, P. & Soikkeli, M. 1993: Spawning of herring (*Clupea harengus membras L.*) in the Archipelago Sea. ICES J. Mar. Sci. 50: 233−246.

Rajasilta, M., Paranko, J. & Laine, P. 1997: Reproductive characteristics of the male herring in the northern Baltic Sea. J. Fish. Biol. 51: 978−988.

Rajasilta, M., Mankki, J., Ranta-aho, K. & Vuorinen, I. 1999: Littoral fish communities in the Archipelago Sea, SW Finland: a preliminary study of changes over 20 years. – Hydrobiologia 393: 253−260.

Rajasilta, M., Laine, P. & Eklund, J. 2006: Mortality of herring eggs on different algal substrates (*Furcellaria spp.* and *Cladophora spp.*) in the Baltic Sea - an experimental study. Hydrobiologia 554: 127−130.

Roessig, J. M., Woodley, C. M, Cech, J. J. Jr. & Hansen L. J. 2004: Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. Rev. Fish. Biol. Fish. 14: 251−275.

Rösch, R., Kangur, A., Kangur, K., Krämer, A., Ráb, P., Schlechta, V., Tapaninen, M. & Treasurer, J. 1996: Minutes of the Percis II working group. Ruffe (*Gymnocephalus cernuus*). Ann. Zool. Fenn. 33: 305−308.

Saat, T. & Veersalu, A. 1996: The rate of early development in perch *Perca fluviatilis L.* and ruffe, *Gymnocephalus cernuus (L.)* at different temperatures. Ann. Zool. Fenn. 33: 693−698.

Salminen, M., Erkamo, E. & Salmi, J. 2001: Diet of post-smolt and one-sea-winter Atlantic salmon in the Bothnian Sea, Northern Baltic. J. Fish. Biol. 58: 16−35.

Sandström. A. & Karås, P. 2002: Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. Env. Biol. Fish. 63: 89−101.

Sandström, O., Abrahamsson, I., Andersson, J. & Vetemaa, M. 1997: Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. J. Fish Biol. 51: 1015–1024.

Salonen, M. & Engström-Öst, J. 2010: Prey capture of pike *Esox lucius larvae* in turbid water. J. Fish. Biol. J. Fish Biol. 76: 2591–2596.

Segerstråle, S. 1957: Baltic Sea. Geol. Soc. America, Mem. 67 Vol 1: 751−800.

Sjöblom, V. 1961: Wanderungen des Strömlings (*Clupea harengus L.*) in einigen Schären- und Hochseegebieten der Nördlichen Ostsee. Ann. Zool. Soc 'Vanamo' TOM. 23. 193 p.

Sjöblom, V. & Parmanne, R. 1982: Abundance of Baltic herring and sprat off the coast of Finland in 1956−68 and 1975−78 according to exploratory fishing with a pelagic trawl. Finnish Fish. Res. 4: 14−19.

Sloman, K. A. 2003: Spiggin: a sticky toxicity indicator. J. Exp. Biol. 206: 1102.

Špilev, H. & Turovski, A. 2003: Smelt, *Osmerus eperlanus*. Teoksessa Fishes of Estonia. (toim. Ojaveer, E., Pihu, E. & Saat T.). Estonian Academy Publishers, Tallinna. 416 s.

Stapanian, M. A., Paragamian, V. L., Madenijians, C. P., Jackson, J. R., Lappalainen, J., Evensons, M. J. & Neufeld, M. D. 2010: Worldwide status of burbot and conservation measures. Fish and Fisheries 11: 34−56.

Stigebrandt, A. & Gustafsson, B. G. 2003: Response of the Baltic Sea to climate change – theory and observations. J. Sea Res. 49: 243−256.

Sundell, J. 1994: Dynamics and composition of littoral fish fauna along the coast of SW-Finland. Aqua Fennica 24: 37−49.

Svärdsson, G., Nilsson, N.-A., Dahlström, H. & Tuunainen, P. 1968: Kalat, kalavesien hoito ja kalanviljely. Kirjayhtymä, 302 s.

Säisä, M., Salminen, M., Koljonen, M.-L., Ruuhijärvi, J. & Hyvärinen, P. 2008: Kuhakantojen geneettinen kartoitus – kuinka suuret ovat kuhakantojemme väliset perinnölliset erot? Riista- ja kalatalous. Selvityksiä 8/2008.

Söderberg, K. Forsgren; G. & Appelberg, M. 2004: Samordnat program för övervakning av kustfisk i Bottniska viken och Stockholms skärgård – utveckling av undersökningstyp och indikatorer. Fiskeriverket/Finfo 2004: 7.

Taivainen, O. 2005: Ydinvoimalaitoksen päästöt minimiin. Teoksessa: Sarvala, M. & Sarvala, J. (toim.) Miten voit Selkämeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 4. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. s. 62.

Tarvainen, M., Ventelä, A.-M., Helminen, H. & Sarvala, J. 2005: Nutrient release and resuspension generated by ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) and chironomids. Freshw. Biol. 50: 447−458.

Thiel, R., Winkler, H. M., Riel, P., Neumann, R., Gröhsler, T., Böttcher, U., Spratte, S. & Hartmann, U. 2009: Endangered anadromous lampreys in the southern Baltic Sea: spatial distribution, long-term trend, population status. Endang. Species Res. 8: 233−247.

Thorman, S. 1983: Patterns and structuring mechanisms in shallow water fish communities in Sweden. Acta Universitatis Upsaliensis 668. (Väitöskirja, 22 s + liitteet).

Thorman, S. & Wiederholm, A.-M. 1983: Seasonal occurrence and food resource use of an assemblage of nearshore fish species in the Bothnian Sea, Sweden. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10: 223−229.

Urho, L., Hildén, M. & Hudd, R. 1990: Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. Environ. Biol. Fish 27: 273−283.

Urho, L. & Lehtonen, H. 2008: Kalalajit Suomessa. Riista- ja kalatalous -selvityksiä 1/2008.

Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K. & Laaksonen, T. 2006: Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius L.*) in a regulated river. Env. Biol. Fish. 15: 154-160.

Vetemaa, M. & Saat. T. 1996: Effects of salinity on the development of fresh-water and brackish-water ruffe *Gymnocephalus cernuus (L.)* embryos. Ann. Zool. Fenn. 33: 687−691.

Vuorinen, I. & Rajasilta, M. 1980: Kalanpoikasten ravinnosta rehevöityneellä merialueella. Suomen Kalastuslehti 7/1980: 204−207.

Westerbom, M., Lappalainen, A. & Mustonen, O. 2006: Invariant size selection of blue mussels by roach despite variable prey size. Mar. Ecol. Prog. Ser. 328: 161−170.

Westin, L. 1969. The mode of fertilization, parental behaviour and time of egg development in fourhorn sculpin, *Myoxocephalus quadricornis (L.)*. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 49: 175-182.

Westin, L., & Limburg, K. E. 2002: Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox lucius* in the Baltic. J. Fish. Biol. 61: 1647−1652.

Wiederholm, A.-M. 1987. Distribution of *Pomatoschistus minutus* and *P. microps (Gobiidae, Pisces*) in the Bothnian Sea: importance of salinity and temperature. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 63: 56−62.

Wistbacka, S., Heinonen, A. & Bylund, G. 2002: Thiaminase activity of gastrointestinal contents of salmon and herring from the Baltic Sea. J. Fish. Biol. 60: 1031−1042.

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006: Trends in coastal fish stocks of the Baltic Sea. Boreal Env. Res. 11: 13−25.

Östbye, K., Bernatchez, T .F., Naesje, K.-J., Himberg, M. & Hindar, K. 2005: Evolutionary history of the European whitefish *Coregonus lavaretus (L.)* species complex as inferred from mtDNA phylogeography and gill-raker numbers. Mol. Ecol. 14: 4371−4387.

Östbye, K., Amundsen, P.-A., Bernatchez, A., Klemetsen, A., Knudsen, R., Krisoffersen, R., Naesje, T. F. & Hindar, K. 2006: Parallel evolution of ecomorphological traits in the European whitefish *Coregonus lavaretus (L.*) species complex during postglacial times. Mol. Ecol. 15: 3983–4001.

Tarkkailuraportit merialueittain:

Uudenkaupungin − Pyhämaan merialue

Ekström, V. 1971: Uudenkaupungin merialueen tutkimus vuonna 1970. Kalatalousselvitys. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., julkaisu 15.

Gustafsson, J. & Gustafsson, E. 1982: Uudenkaupungin merialueen kalatalousselvitys 1980−1981. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys ry. Tutkimusselosteita 5: 3−61.

Haikonen, A. 2007: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2006. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti; 16 s. + liitteet.

Haikonen, A. 2008: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2007. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti; 17 s. + liitteet.

Hernejärvi, P. & Hangelin, C. 1982: Tutkimus Uudenkaupungin merialueen kalastosta vuonna 1981. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys ry. Tutkimusselosteita 5: 62−92 + liitteet.

Hänninen, J. & Kurkilahti, M. 1991: Ruoppausmassojen läjittämisen vaikutukset silakan lisääntymiseen Uudenkaupungin edustan merialueella 1990 ja 1991. Tutkimusraportti, Turun yliopiston Saaristomeren tutkimuslaitos, 34 s.

Härmä, M., Hudd, R., Auvinen, H. & Blom, A. 2008: KOR-varoilla kunnostettujen mataloituneiden merenlahtien seuranta. Seurantatutkimuksen loppuraportti, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, 50 s.

Kainulainen-Immonen, T. 1982: Kemira Oy:n jätevesien vaikutus Uudenkaupungin edustan merialueen kalanpoikastuotantoon kesällä 1981. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys ry. Tutkimusselosteita 5: 145−182.

Kurkilahti, M. & Hänninen, J. 1992: Uudenkaupungin merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu 1991. Poikastuotantoalueet ja pyydysten limoittumiskokeet. Tutkimusraportti, Turun yliopiston Saaristomeren tutkimuslaitos. 37 s. + liitteet.

Niinimäki, J. 1999: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 1998. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 18 s. + liitteet.

- ” - 2000: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 1999. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 15 s. + liitteet.

- ” - 2001: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2000. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 16 s. + liitteet.

- ” – 2002: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2001. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 27 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Tuominen, T. 1997: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 1996. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 28 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Nurmi, P. 1998: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 1997. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 18 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Hindsberg, S. 2004: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2003. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti. 15 s. + liitteet.

Niinimäki, J., Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 2002: Uudenkaupungin edustan Hepokarin väylän ja sataman ruoppausten kalataloudellinen tarkkailu. Raportti vuosien 2000−2001 tarkkailusta. Kala- ja Vesitutkimus Oy 2002. 28 s. + liitteet.

Niinimäki, J., Perander, N. & Oulasvirta, P. 2004: Turun sataman ruoppausmassojen läjityksen kalatalousvaikutusten tarkkailu vuonna 2003. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti, 26 s. + liitteet.

Niinimäki, J., Vatanen, S., Kinnunen, V. & Oulasvirta, P. 2005: Uudenkaupungin edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2004. Kala- ja Vesitutkimus Oy. 18 s. + liitteet.

Niinimäki, J., Vatanen, S., Perander, N. & Oulasvirta, P. 2005: Uudenkaupungin merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2005. Kala- ja Vesitutkimus Oy. tutkimusraportti, 31 s. + liitteet.

Sydänoja, A. & Hänninen, J. 1996: Uudenkaupungin merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu 1996. Poikastuotantoselvitykset. Tutkimusraportti, Turun yliopiston Saaristomeren tutkimuslaitos. 29 s.

Vahteri, P., O´Brien, K. & Huttunen, J. 2003: Merialueen kalankasvatuslaitosten kalataloustarkkailu. Tutkimusraportti, Saaristomeren tutkimuslaitos, Turun yliopisto. 26 s. + liitteet.

Rauman merialue

Aalto, O. 2009: Verkkokoekalastukset 15.−29.10.2009. Raportti, Rauman kaupungin ympäristövirasto.

Holsti, H. 2008: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 2005−2007. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti 49 s. + liitteet.

Kääriä, J. & Kääriä, R. 1990: Talouskalojen poikastutkimus Rauman edustan merialueella vuonna 1986. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y., julkaisu 74, ss. 47−59.

Kääriä, J., Jormalainen, V., Rannikko, P. & Salonen, S. 1990: Siian lisääntymisalueet Rauman edustan merialueella vuosina 1986−1987. Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y., julkaisu 74, ss. 60−80.

Niinimäki, J. 1997: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1996. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti.14 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Hindsberg, S. 1990: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuosina 1985−1989. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti36 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Kauppinen, P. 1992: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1991. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti. 10 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Tuominen, T. 1993: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1992. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti12 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Hindsberg, S. 1994: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1993. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti.20 s. + liitteet.

Niinimäki, J., Hindsberg, S. & Himberg, M. 2002: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2001. Kala- ja Vesitutkimus Oy, tutkimusraportti. 47 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Hindsberg, S. 2003: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2002. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimusraportti. 20 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Hindsberg, S. 2004: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2003. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimusraportti.20 s. + liitteet.

Niinimäki, J. & Vatanen, S. 2004: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2004. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimusraportti, 23 s. + liitteet.

Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 1996: Rauman Rihtniemen syväväylätöiden vaikutukset mahdollisten silakan kutupohjien kasvillisuuteen 1995. Väliraportti, 9 s. Alleco ky.

Oy Keskuslaboratorio Ab 1973: Rauman merialueen kalataloudellinen tarkkailututkimus vuonna 1972. Tutkimusraportti. 52 s. + liitteet.

Oy Vesi-Hydro Ab 1986: Rauman edustan merialueen kalatalousselvitys 1986. Tutkimusraportti. 37 s. + liitteet.

Oy Vesi-Hydro Ab 1989: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 1987. Tutkimusraportti. 17 s. + liitteet.

Oy Vesi-Hydro Ab 1990: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 1988. Tutkimusraportti. 18 s. + liitteet.

Tuominen, T. & Niinimäki, J. 1995: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1994. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., tutkimusraportti. 19 s. + liitteet.

Tuominen, T. & Nurmi, P. 1995: Rauman Rihtniemen väylä- ja satamatöiden kalataloustarkkailu vuonna 1995. Kala- ja vesitutkimus Oy, tutkimusraportti. 14 s. + liitteet.

Vahteri, P. & O'Brien, K. 2008: Silakan kutupohjien tila, mädin esiintyminen ja kuolleisuus. – Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y., julkaisu 591.

Olkiluodon merialue

Lintinen, O. 2007: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu vuosina 2005−2006. Ramboll Finland Oy, tutkimusraportti, 19 s. + liitteet.

Oy Vesi-Hydro Ab 1975: Väliraportti Olkiluodon merialueen kalataloudellisista perustilatutkimuksista. 24 s. + liitteet.

- " – 1976: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen nykytilaselvitys. Raportti, 51 s. + liitteet.

- " – 1981: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu. Raportti, 30 s. + liitteet.

- " – 1982: Lausunto Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellisista tarkkailututkimuksista vuodelta 1982. 36 s. + liitteet.

- " – 1985: Lausunto Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellisista tarkkailututkimuksista vuosilta 1984−85. 41 s. + liitteet.

- " – 1989: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailututkimus v. 1988. 26 s. + liitteet.

- " – 1992: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailututkimus 1989−1991. 28 s. + liitteet.

- " – 1995: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailututkimus 1993−1994. 28 s. + liitteet.

SCC Viatek. Vesihydro 2003: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailuraportti vuosilta 2001−2002. 27 s. + liitteet.

Vahteri, P. 1998: Olkiluodon edustan merialueen silakan kutualueselvitys v. 1998. Turun yliopiston Saaristomeren tutkimuslaitos. Raportti, 8s.

Vahteri, P. 1999: Olkiluodon edustan merialueen silakan kutualueselvitys vuonna 1999. Turun yliopiston Saaristomeren tutkimuslaitos. Raportti, 8s.

Vesihydro Oy. 1999: Olkiluodon edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailuraportti vuosilta 1997−1998. 21 s. + liitteet.

Porin edustan merialue

Hakaste, T. & Piiroinen, O. 1991: Kemira Oy Vuorikemian tehtaiden kalataloudellinen velvoitetarkkailu vv. 1985−1990. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 249.

Hakaste, T. & Piiroinen, O. 1993: Kokemäenjoen ja sen edustan kalataloudellinen velvoitetarkkailu 1991−1992. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 285.

Hakaste, T. & Piiroinen, O. 1997: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu 1995−96. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 360.

Holsti, H. 2009a: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu 2007. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 599.

Holsti, H. 2009b: Sachtleben Pigments Oy:n (ent. Kemira Pigments Oy) kalataloustarkkailu 2004−2007. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 607.

Jormalainen, V., Merilaita, S., Puhakka, T. & Sydänoja, A. 1992: Kokemäenjoen suistoalueen kalasto vuosina 1990 ja 1991. Turun yliopiston Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 4/1992.

Kivinen, S. 2003: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 2001. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 470.

Kivinen, S. 2004: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 2002. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 493.

Kivinen, S. 2009: Meri-Porin ja Tahkoluodon voimalaitosten kalataloudellinen tarkkailu 2008. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y., Kirje nro 468/SK.

Kivinen, S. & Patrikainen, M. 2005: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 2003. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 506.

Lintinen, O. & Piiroinen, O. 2000: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 405.

Leinikki, J. & Oulasvirta, P. 1994: Silakan kutualueet Porin edustalla 1994. Alleco Ky. Raportti, 9 s.

Mankki, J. 1982: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu 1979. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 139.

Merilaita, S., Jormalainen, V., Puhakka, T. & Sydänoja, A. 1993: Porin pohjoisen satamatien kalastovaikutukset. Syke-sarja B6. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus.

Niinimäki, J. 1997: Mäntyluodon 10 m:n väylän ja sataman vesistötöiden kalataloustarkkailu vuosina 1991−1996. Kala- ja Vesitutkimus Oy, raportti, 18 s.

Patrikainen, M. 2001: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 1999−2000. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 441.

Piiroinen, O. 1986: Kemira Oy Vuorikemian tehtaiden kalataloudellinen velvoitetarkkailu 1983 ja 1984. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 186.

Piiroinen, O. 1989: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen velvoitetarkkailu 1985−88. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 221.

Piiroinen, O. 1992: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 255.

Piiroinen, O. 1995: Kokemäenjoen ja sen edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. julkaisu n:o 319.

Piiroinen, O. 1998: Meri-Porin ja Tahkoluodon voimalaitosten kalataloudellinen tarkkailu 1997. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y.:n julkaisu.

Salonen, S., Heino, J., Ojanen, M. & Ylönen, O. 1996: Lampaluoto-Ahlainen paikallistien kalastovaikutustutkimus vuonna 1995. Turun yliopiston Satakunnan ympäristöntutkimus-keskus. Tutkimusraportti 1/1996.

Salonen, S. & Sydänoja, A. 2001: Lampaluoto-Ahlainen -paikallistien kalastovaikutustutkimus 1990−2000. Turun yliopiston Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 1/2001.

Selkämeren muuttuva kalasto ja kalastus

Osa 2: Hyvärinen, Juha

Rauman kaupunki

Hakala, Anna ja Kirkkala, Teija (toim.)

”Selkämeren muuttuva kalasto ja kalastus” on tuotettu Rauman kaupungin osuutena Muuttuva Selkämeri -hanketta.
Kuva: Verkkosilakoita Selkämerestä (Kuva: Juha Hyvärinen)

Johdanto 4

1. Kalakantojen ja kalastuksen viimeaikainen kehitys ja herkkyys muutokselle
1.1. Tulevaisuuden näkymät vaihtelevat kalalajeittain 5
1.2. Mistä nykyinen saaliskato johtuu? 25
1.3. Kalasto muuttuu 25

2. Ilmasto-olosuhteet vaikuttavat vahvasti Selkämereen ja sen kalastoon
2.1. Meriveden lämpeneminen 28
2.2. Ilmaston muutos vaikuttaa erityisesti talvikauden olosuhteisiin 29
2.2.1. Lisääntyykö tuulisuus? 30
2.3. Meriveden suolapitoisuus alenee vähitellen 31
2.3.1. Selkämeren kerrostuneisuus vahvistuu 32
2.4. Meriveden suolapitoisuuden epätodennäköinen kasvu 33
2.5. Selkämeren rehevöityminen 33
2.6. Selkämeren vesi muuttuu happamammaksi 36

3. Kalastus seuraa Selkämeren muutoksia 38
3.1 Kalastus vaikuttaa kalakantoihin 38
3.2. Ulapan ajoverkkokalastuksesta rantamataliin 39
3.3. Kalastusharrastuksen suosio – ammattikalastuksen kannattavuus 40
3.4. Kalastuksen säätely 42
3.5. Asenteiden kehitys - kalojen oikeudet kasvavat? 43

4. Hylkeet, merimetsot - mitä harmeja vielä? 44
4.1. Harmaahylje – verkkokalastuksen riesa 44
4.1.1. Miten käy norpan? 46
4.2. Merimetsokanta räjähti kasvuun 46
4.3. Kalojen ravinto huononee 48
4.4. Tulokaslajeille uusia mahdollisuuksia 50
4.4.1. Hyytelöplankton uhkaa edelleen 52
4.5. Lisääntymishäiriöt tunnetaan huonosti 54
4.5.1. Selkämeri ja lohen M74-oireyhtymä 54
4.6. Ympäristömyrkyt varjostavat kalan syömistä 55
4.7. Kutupaikkoja häviää 56
4.8. Hankkeet avomerellä 58

5. Muutos jatkuu – kalaston ja kalastuksen on sopeuduttava 58

Lähdeluettelo
61

1 Johdanto

Kalakannat ovat luontojaan jatkuvassa muutoksessa. Osa syistä jää hämäriksi, osa muutoksista jopa huomaamatta. Selkämeren kalasto on viime vuosikymmeninä muuttunut ja muutos jatkuu. Ajureina ovat ilmaston muuttuminen, siihen liittyvä veden lämpeneminen, suolapitoisuuden aleneminen ja mahdollisesti tuulisuudessa tapahtuvat muutokset. Kalastus on muuttunut kalaston myötä, mutta myös kalastuksen sääntelyn kautta. Tämäkin muutos jatkuu asiat toisiinsa kietoutuneina.

Selkämeren kalastoa on tutkittu verraten vähän, vaikka taloudellisesti arvokkaimmat lajit ovat toki Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen seurannassa (2010b). Arvioita tulevasta on esitetty vielä vähemmän. Selkämeren tilan tulevaa kehitystä on tarkasteltu Saaristomeren naapurina (Jumppanen & Mattila 1994), osana Pohjanlahtea (Wulff ym.1994) tai Itämerta (Myrberg ym 2006, BACC 2008). Varsinainen ilmastonmuutoksen tutkimus Selkämerellä on ollut vielä vähäistä (vrt. Saikku ym. 2009).

Satakuntalaisen Selkämeri-yhteistyön aloittaneessa Miten voit Selkämeri? – hankkeessa päähuomio oli edelleen rehevöitymiskehityksessä (Hyvärinen 2005), mutta myös kalaston tulevaisuutta arvioitiin (Lehtonen 2005). Kalaston ja kalastuksen muutosta sivuttiin sittemmin myös Selkämeren teemavuosi -hankkeessa (Hyvärinen 2010a). Varsinaiselta Itämereltä on olemassa useitakin arvioita tulevasta, laajojakin kuten MacKenzie ym. (2007). Päähuomio niissä on kuitenkin Selkämeren kannalta toissijaisesti turska- ja kilohailikannoissa.

Seuraavassa on tarkasteltu Selkämeren ja sitä Rauman edustan merialueelta katsellen lähinnä kaakkoisen Selkämeren, kalaston ja kalastuksen nykytilaa. On arvioitu, mihin meneillään oleva kehitys johtaa lähitulevaisuudessa ja lisätty tähän jo lähtökohtaisesti kovin huonosti tunnettuun monien muuttujien joukkoon vielä horisontin takana olevia muutoksen tekijöitä. Keskeinen huomio on oletetulla ilmaston muuttumisella, sen vaikutuksella Selkämereen, sen kalakantoihin ja lopulta kalastukseen.

Itämeri ja Selkämeri sen osana ovat olleet jääkauden jälkeisen historiansa aikana muutosten meri. Meriympäristön kehityksen lisäksi kalastukseen vaikuttaa myös harjoitettu ympäristö- ja kalatalouspolitiikka. Muutokset ovat olleet suuria ja yllättävän nopeita. Kalastajien huolenaiheista päällimmäisiä ovat hylkeet ja merimetsot, vaikka ne ovat vain muutaman viime vuoden asia. Muutos näyttää myös jatkuvan ja siinä Selkämeren tuleva kehitys kytkeytyy globaaliin ilmastonmuutokseen. Merialueen omien erityispiirteiden tunnistaminen voi auttaa muutoksiin varautumisessa ja sopeutumisessa.

”Selkämeren muuttuva kalasto ja kalastus” on Muuttuva Selkämeri -hankkeen osaraportti.

2 Kalakantojen ja kalastuksen viimeaikainen kehitys ja herkkyys muutokselle

Selkämeren kalakantojen seuranta perustuu pitkälti saalismäärien seurantaan. Rannikkokalastuksen kohteena olevat kalakannat ovat kalastajien kokemusten mukaan muuttuneet. Päällimmäisenä tuntemuksena kalastajilla on jo parisen vuotta ollut saaliiden tavaton kehnous. Saalistilastot viittaavat samaan suuntaan, mutteivät aivan yhtä dramaattisesti. Joidenkin lajien osalta kantojen heikkenemisen voi yhdistää meneillään olevan Selkämeren muuttumiseen ja vaihteluihin, joiden syyt ovat nähtävissä. Kokonaiskuva on kuitenkin rakentumatta.

Suuri muutos on tapahtunut myös kalastuksessa. Ammattikalastusta säädellään, kalastuksen kannattavuus on huono ja verkkokalastus on vaikeutunut hyljevahinkojen takia. Kalastusharrastus joutuu jakamaan varsinkin nuorten kiinnostuksen ja ajankäytön uusien vapaa-ajankäyttömuotojen kanssa. Kalastajat vähenevät ja kalastuksen rakenne muuttuu. Nuoret kalastavat paljolti vapakalastusvälinein ja varsinkin verkkokalastajien määrä vähenee. Ammattikalastajien väheneminen on ollut tätäkin vielä selvempää.

2.1 Tulevaisuuden näkymät vaihtelevat kalalajeittain

Kalakantojen kehitystä on jo vuosikymmeniä ennakoitu jaettaessa avomerikalastuksen saaliskiintiöitä rannikkovaltioiden kesken. Valtakunnalliset saalistiedot ovat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (mm. 2009a ja 2009b) keräämiä. Näissä käytetty tilastoruutu, osa-alue 30 (ICES, International Council for the Exploration of the Sea) on varsin tarkoin Selkämeren alue. Paikallisia saalistietoja on kerätty ympäristölupapäätösten ja vesioikeudellisten lupien määräämänä, luvallistetun toiminnan kalataloudellisten vaikutusten velvoitetarkkailuna. Näitä on osana Muuttuva Selkämeri −hanketta tarkastellut Rajasilta (2010).

Silakka

Vuonna 2009 Suomen silakkasaalis oli 90400 tonnia. Tästä 72 prosenttia eli 64 800 tonnia kalastettiin Selkämereltä, joka on ollut Suomen tärkein silakankalastusalue 1990-luvun alusta lähtien. Suomalaisten troolaama osuus oli puolestaan Selkämeren kokonaissilakkasaalista 94 prosenttia. Selkämeren ulapan troolisaaliit ovat pysyneet hyvällä tasolla ja suomalaisten saalis oli vuonna 2009 tarkastelujakson 1980−2009 suurimpia (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

ICES:n vuonna 2010 antaman luokituksen mukaan Itämeren silakkakanta on ylihyödynnetty. Kalastuskuolevuus ylittää sekä varovaisuusperiaatteen mukaisen, että MSY-periaatteen (maximum sustainable yield) mukaisen tason. Selkämerellä taas kutukanta ja saalis ovat runsastuneet. Suosituksena on, ettei saaliin tule ylittää 115000 tonnia vuonna 2011 (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Selkämeren silakkakanta on ollut oleellisesti parempi kuin muilla rannikkoalueilla, joilla saaliit ovat olleet laskusuunnassa. Selkämerellä kannan on katsottu olevan parhaalla tuottavuutensa tasolla ja hyödyntäminen on järjestetty kestävästi (Pönni 2004). Rannikkokalastajienkaan huonot saaliskokemukset eivät koske silakkaa.

Rannikkokalastuksessa saaliit ovat viime vuosikymmeninä pienentyneet. Rysä- ja verkkosaalis - noin 500 tonnia vuodessa - on troolisaaliiseen nähden varsin pieni. Satakuntalaisen saaliin osuus on vielä tätäkin selvästi pienempi, sillä Selkämeren saaliiksi kirjautuu myös ICES:n tilastoruudun 47, lähinnä vakkasuomalaisten kalastajien saalis. Satakunnassa silakan rannikkokalastusta on lähinnä Luvian ja Porin edustalla. Keskittyminen jatkunee. Rysäpyynti vähenee ja silakat pyydetään muutamalla suurimmalla troolarilla (Paapuuri Oy 2005, ICES 2008).

Selkämeren silakkasaalis lähes kaksinkertaistui 1990-luvulla turskien kadottua ja lisääntymisen onnistuttua useana vuonna. Lisääntyminen onnistui ilmeisesti lämpimän jakson ansiosta (BALTEX 2006). Lämpötilan nousu parantaa poikasten kasvua ja selviytymistä (Hakala ym. 2003). Saaristomerellä tehdyssä tutkimuksessa havaittiin yhden asteen lämpötilan nousun vastaavan silakanpojilla 0,043 mm/d kasvun lisäystä. Tiheimmät silakkaparvet olivat lämpimimmillä alueilla.

Toisaalta, koska silakka on Selkämeressä runsaslukuinen, se on osin siitä johtuen hidaskasvuisin vuosikymmeniin. Aiemmin fileerauskokoon kasvaminen kesti Selkämerellä neljä vuotta, nyt seitsemän (Kuikka 2010). Rinnan silakkakannan biomassan kasvun kanssa silakoiden koko suhteessa ikään onkin pienentynyt 25−45 % (ICES 2008). Isokokoinen silakka on käynyt vähiin (Anon 2008).

Massiiviselta vaikuttavasta kututapahtumasta huolimatta huomattavaa on, että silakka on lopulta verraten herkkä ympäristömuutoksille, jotka heikentävät lisääntymistulosta. Silakkaparin kudusta ei keskimäärin kasva kahta silakkaa omalle kudulleen. Kutukertoja tarvitaan useampia (Kuikka & Rommakkaniemi 2010). Ainakin teoriassa kanta voisi epäedullisissa oloissa heiketä nopeastikin, jos joku toinen laji ottaa silakan paikan, vaikkapa hyytelöplankton.

Casini ym. (2006, 2010) ovat osoittaneet varsinaisella Itämerellä että tiheä kilohailikanta on muuttanut eläinplanktonia. Selkämerellä samansuuntaista on varmaankin tiheän silakkakannan seurauksena. Myös meriveden suolapitoisuuden alenemisella on ollut vaikutusta silakan ja kilohailin eläinplanktonravinintoon. Ravintona paras merellinen lajisto on vähentynyt. Suolapitoisuuden väheneminen ei siis ole silakalle eduksi. Silakat pysyvät laihoina, jos merivesi makeutuu ja ravinto sitä kautta huononee (Myrberg & Viitasalo 2008).

Vääräksi osoittautunut käsitys Amerikankampamaneetin (Mnemiopsis leidyi) runsastumisesta ehti nostaa pelkoa jopa silakkakannan vaarantavasta ulappaekosysteemin muutoksesta. Kyse oli kuitenkin arktisesta kampamaneetista (Mertensia ovum). Sen taholta uhkaa ei ole.

Kilohaili

Itämeren kilohailikanta kasvoi voimakkaasti 1990-luvun alkupuoliskolla. Saalis oli suurimmillaan vuonna 1997. Kutukanta on pysynyt vuodesta 1992 lähtien 3−6 -kertaisena 1980-luvun alun vuosiin verrattuna (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Selkämeren kilohailisaalis on kasvanut viimeksi kuluneen vuosikymmen aikana ja oli vuonna 2008 runsaat 5000 tonnia (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2009a). Kilohailit kalastetaan silakan troolipyynnin yhteydessä ulapalla.

Selkämerenkin kilohailien kutualue on varsinaisella Itämerellä. Mäti kehittyy ylemmissä vesikerroksissa kuin turskan mäti, eikä näin ole niin alttiina hapenpuutteelle. Mädin ja kuoriutuneiden poikasten selviytymistä rajoittaa ennemminkin veden alhainen lämpötila (MacKenzie ym. 2007). Kilohaili hyötyi turskakannan heikkenemisestä ja hyötyy lämpenemisestä (BALTEX 2006). Syy-yhteys lienee kuitenkin pelkkää lisääntymistä monimutkaisempi ja kytkeytyy myös veden lämpenemisen lisäämään eläinplanktonravintoon, lähinnä Acartia-hankajalkaisten määrän kasvuun veden lämmetessä (HELCOM 2007). Kannan kasvu 1990-luvulla sopii tähän. Kilohaili on ilmastonmuutoksen menestyjiä.

Ankerias

Ankeriaita on aiemmin kalastettu Selkämeren rantavesissä yleisesti pitkäsiimalla. 1970-luvulta nykypäivään tultaessa Euroopan sisävesiin pyrkivien kasvuankeriaiden määrä on tuntemattomasta syystä vähentynyt noin sadasosaan entisestä (Tulonen 2008). Oman pyyntinsä kohteena kalastettavaa kantaa ei Selkämerellä tiettävästi enää ole, vaikkeivät ankeriaat ole kokonaan kadonneet. Rysistä ja katiskoista saadaan Eurajoensalmesta ja Reposaaresta kymmeniä kiloja vuodessa. Raumalla kesällä 2010 pidettyjen sukelluskalastuksen SM-kisojen erikoisimpana kalana mainittiin 1,8 kilon ankerias (Länsi-Suomi 7.7.2010)

Ankeriaskannan elvyttämiseksi on laadittu kansallinen ankeriaanhoitosuunnitelma (Maa- ja metsätalousministeriö 2009). Poikasia, lasiankeriaita, on alettu taas tuoda istutuksiin. Poikasia ei ainakaan vielä kesällä 2010 hankittu Selkämeren rannikolle. Vastaava suunnitelma on myös Ruotsilla. Siellä ankeriaanpyyntiä on rajoitettu. ICES:n suosituksena on minimoida ihmistoiminnan vaikutus ankeriaskantaan siihen asti kunnes rekrytointi elpyy (Fiskeriverket 2009).

Meksikonlahdella öljynporausreiästä keväällä ja kesällä 2010 uhkaavassa määrin vuotaneen öljyn vaikutuksia Euroopan ankeriaskantaan ehdittiin jo arvailla. Tiettävästi myös Itämeren ankeriaat lisääntyvät öljyn kulkusuunnassa olevalla Sargassomeren alueella omana populaationaan. Kutu tapahtuu syvällä, mutta mäti ja Leptocephalus-poikaset ovat planktisia ja ainakin teoriassa olisivat voineet altistua öljylle.

Hauki

Selkämeren haukisaaliissa on laskua, mutta suurin vuotuisin vaihteluin. Saalismäärä on ollut vuonna 2006 hyvällä, runsaan 800 tonnin tasolla, mutta tilastolukemat putosivat 2008 tästä puoleen. Myös Rauman edustan seurannassa kannanvaihtelu ilmenee yksikkösaaliin suurina vuotuisina eroina (Holsti 2008).

Osa haukisaaliin vähenemästä saattaa aiheutua kalastuksen vähenemisestä, ei kannan muutoksista sinänsä. Elinympäristömuutoksissa on merkillepantavaa, että sopivia kutupaikkoja ja poikasvaiheessa tarvittavia suojaisia lahtia tuhoutuu vapaa-ajanasuntojen rantojen ruoppauksissa.

Ruotsin puolella rekrytoitumisongelmia on havaittu varsinaisen Itämeren avoimilla rannoilla (rekrytoituminen on vuotuinen poikasista kasvava lisäys kalastettavaan kalakantaan). Käsitys ulkosaariston rakkoleväkasvustojen merkityksestä hauen kutupaikkoina ei pidä paikkaansa. Hauki kutee suojaisissa, nopeasti lämpenevissä lahdissa (Kallasvuo ym. 2010).

Kuva 1. Hauki on vapakalastuksen ykköslaji ja arvostus myös ruokakalana on kasvanut (Kuva: Juha Hyvärinen).

Pienikin haukimäärä pystyy hyvissä olosuhteissa tuottamaan suuren määrän poikasia, mutta käsitykset haukikannan hyvästä kalastuskestävyydestä ovat viimevuosina horjuneet. Kannan vahvuus riippuu ensisijaisesti syntyvän vuosiluokan vahvuudesta. Onnistunut poikaskesä näkyy saaliissa. Toisaalta hauki on hyvin paikallinen kala, joten tehokas kalastus vaikuttaa alueen haukikantaan (Fiskeriverket 2009). Näyttääkin siltä, että paikallisesti kantaa säätelee kalastuksen määrä, vaikka vuotuinen vaihtelu lienee seurausta kudun ja poikastuotannon vaihtelevasta onnistumisesta.

Kalastuksen säätelyssä uutta ajattelua on suurikokoisten, tuotavimpien kalojen säästäminen kudulle. Aiemman alamitta-ajattelun tilalle sopisi ennemminkin ylämitta (Lehtonen 2009). Toisaalta: haukitilanne on seurausta myös kannan sisäisestä säätelystä tyyliin: Sitä enemmän pieniä haukia, mitä vähemmän on niitä syöviä isoja haukia (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010).

Rehevöitymisestä hauki lähinnä näköaistinsa avulla ravintonsa hakevana hyötyy siihen asti kunnes vesi samenee. Ilmaston muutos vahvistanee haukikantaa sekä lämpenemisen että meriveden suolapitoisuuden alenemisen kautta.

Hauki on vapakalastajien keskeinen saalislaji, mutta arvostus on muutenkin palautumassa. Hauella on taas merkitystä myös ammattimaiselle kalastukselle ahvenen ja kuhan tapaan (Paapuuri Oy 2005).

Lohi

Kalastusrajoitusten, istutusten vähenemisen niiden tuottavuuden heikentymisen ja hylkeiden takia Selkämeren lohisaaliit ovat laskeneet 1990-luvun alun huippuvuosista murto-osaan (Oravainen 2005). Lohen ajoverkkokalastuksen loppumisen vuonna 2008 odotettiin johtavan Selkämeren rannikolla vaeltavien lohien määrän kasvuun. Puolalaisten ja tanskalaisten ajosiimakalastuksen kasvu eteläisellä Itämerellä lienee kuitenkin kompensoinut kalastuspaineen entiselleen (Kuikka & Rommakkaniemi 2010). Vuonna 2009 Itämeren lohisaalis oli alle viidennes vuoden 1990 saaliista.

Ajoverkkojen kieltäminen jätti ammattimaisen lohenpyynnin rysäpyynnin varaan. Ajoverkot korvautuvat vain vähäisessä määrin kalastuksella ankkuroiduilla pintaverkoilla. Tällainen lohen verkkopyynti saattaa olla jatkossa enenevässä määrin vapaa-ajankalastusta, jollei sekin tule kielletyksi valmisteilla olevalla asetuksella. Satakunnan rannikolla keväisin kesäkuun 17. päivään saakka kestänyt rauhoitus ei aivan poissulkevana koskenut vetouistelua. Vuosikymmen sitten uistelusaaliit olivatkin touko- kesäkuussa hyviä.

1990-luvun alussa istutukset tuottivat hyvin ja luonnonpoikastuotanto oli vähäistä. Kalastettava kanta oli istutusten varassa. Nyttemmin luontainen lisääntyminen on onnistunut aiempaa paremmin ja istutustulokset ovat puolestaan olleet erittäin huonoja. Luonnon lohien osuus on kaksi kolmasosaa saaliista (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Selkämerenkin kannalta merkittävimmän lohijoen, Tornionjoen, tuottama poikasmäärä kääntyi vuonna 2008 ilahduttavasti kasvuun (Anon. 2008), mutta kesällä 2010 huolestuttiin taas: Lohia nousi Torniojokeen aiempaa vähemmän.

Kuva 2. Kaksoislippu ei liehu enää ajoverkkojadan päässä, vaan merkkinä ankkuroidusta pintaverkosta (Kuva: Juha Hyvärinen).

Lohia kuten taimenia vaivaa suuri postsmolttikuolleisuus. Mereen vaeltaneista nuorista lohista, smolteista, ehkä vain joka viideskymmenes palaa kudulle. Luonnonpoikaset pärjäävät istukkaita paremmin. Lohia ei kuitenkaan samaan tapaan haaskaudu pienikokoisina muun kalastuksen sivusaaliina kuin taimenia.

Selkämeren veden suolapitoisuuden alenemisesta johtuva eläinplanktonlajiston muutos ravintoarvoltaan huonommaksi näkyy myös lohessa. Lohisaaliit ovat seuranneet silakoiden kasvunopeutta, ns. ikäpainoa. Silakka ja kilohailikannan kasvu vähensi ja meriveden suolapitoisuuden aleneminen heikensi silakoiden ravintoa ja sitä kautta kasvua. Laihtuminen heijastui lohisaaliisiin niiden heikkenemisenä. Tämä kehitys uhkaa jatkua (Myrberg & Viitasalo 2008). Ongelma on postsmolttivaiheessa. Isompana lohet kasvavat edelleen hyvin. Mielenkiintoista on, että vastaava tilanne sekä lohisaaliissa että ilmaston osalta oli 1900-luvun alkupuolella (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos tiedonanto 2010).

Selkämeren alueen ainoa oma lohikanta hävisi lopullisesti kun Kokemäenjoki padottiin Harjavallassa vuonna 1939. Viimevuosien sähkökoekalastuksissa on sivujoesta, Harjunpäänjoesta tavattu lohenpoikasia. Lohi palaa padon yläpuolelle vuonna 2011, kun Kokemäenjoen - Loimijoen ja Vammalan seudun kalastusalueiden suunnittelema siirtoistutus toteutuu. Nähdään, pystyvätkö lohet lisääntymään. Lohi on tiettävästi lisääntynyt myös joissain muissakin Selkämereen laskevissa joissa, ainakin Eurajoessa.

Meritaimen

1980-luvun turskavuosia seurasivat hyvät taimenvuodet. Kuikka (2010) päättelee, että turskat haittasivat huippuvuosinaan verkkopyyntiä siinä määrin, että taimenten kalastuskuolevuus väheni. Asiassa lienee paljon muutakin. Myös istutustulokset olivat tuolloin huippua. Sittemmin saalismäärä on laskenut melkoisesti. Myös Ruotsin puolella saaliit ovat vähentyneet samaan aikaan radikaalisti (Fiskeriverket 2009).

Poikasistutusten tulos on heikentynyt osin tuntemattomista syistä erittäin huonoksi (mm. Hyvärinen 2009). Taimenten luontainen suuri kuolleisuus ensimmäisenä merivuotena näyttää kasvaneen. Porin ja Luvian edustalla kalastavan Heikki Salokankaan (tiedonanto 19.1.2011) mukaan taimenten väheneminen ajoittuu ensimmäiseen talveen ja viittaa hylkeiden määrän kasvun talvehtimisalueella olevan selittävä tekijä: ”Taimen tönkkönä ja tasalämpöinen hylje niitä ketterästi saalistamassa”.

Selkämeren taimenista valtaosa saadaan muun verkkokalastuksen sivusaaliina. Saaliskaloista joka toinen on vasta alle puolikiloinen, joten istutusten kilomääräistä tuottopotentiaalia hukkaantuu ja viimekädessä myös kudulle selviytyvien emokalojen määrä käy vähiin.

Kuten Salokangas muistuttaa, taimenet, samoin kuin vaellussiiat ja lohet on pääasiassa istutettu kalastettaviksi, kompensoimaan saaliissa jokirakentamisen vähentämää luontaista lisääntymistä. Liiallinen tai liian pieniin yksilöihin kohdistuva pyynti ei tältä osin ole johdonmukainen selitys koetulle saaliiden vähenemiselle. Luonnonvarainen taimen taas on ollut harvinainen jo ennen nykymuotoisen ja -laajuisen kalastuksen aikaa.

Luonnonvarainen taimenkanta ei kestä nykyistä sekalajikalastusta pienehkösilmäisillä verkoilla (Jutila 2010). Taimenen suojelu puolestaan vaikeuttaisi siianpyyntiä. Nykyinen kalastuksen säätely ei ole riittävää luonnonkantojen säilymiseksi, vaikka vuonna 2008 alamitta nostettiinkin 50 senttimetriin. Säilyminen edellyttää kalastuksen muuttamista edelleen. Myös Ruotsissa alamittaa nostettiin. Perämerellä lisäksi rajoitettiin kalastusta matalissa rantavesissä. Siellä on saatu viitteitä kutukantojen hienoisesta kohenemisesta (Fiskeriverket 2009).

Kuva 3. Meritaimenet tulisi kalastaa vähintään 80mm solmuvälitään olevilla verkoilla, eikä alamittaisina muun verkkopyynnin sivusaaliina (Kuva: Juha Hyvärinen).

Uusimmassa Suomen eliölajien uhanalaisuusarvioinnissa Itämeren luontaisesti lisääntyvät taimenkannat on luokiteltu erittäin uhanalaisiksi. Selkämeren kalastosta meritaimenen asiat ovatkin huonoimmin. Luonnonvarainen lisääntyminen Isojoessa ja Merikarvianjoessa on huvennut sukupuuton kynnykselle. Merkittävä luonnonkanta on näistä vain Isojoessa. Poikastuotanto on hiipunut hälyttävän vähäiseksi. Selkämeren luonnonvarainen meritaimen on vaarassa hävitä.

Taimen on varsin plastinen kalalaji. Samassa populaatiossa voi olla erilaisia valintoja elintapojen osalta. Tätä ominaisuutta voitaisiin käyttää hyväksi ja palauttaa jokiin niiden omat meritaimenkannat joessa säilyneiden purotaimenten avulla. On osoittautunut, että hidaskasvuiseksi luultu purotaimen kasvaa meressä lähes meritaimenen tapaan (Kallio-Nyberg ym. 2010). Taimen lisääntyy luultua useammissa puroissa ja kyse ei nähtävästi ole vain mihin tahansa kudulle nousevista istukkaista, vaan jonkinlaista eriytymistä on tapahtunut tai on säilynyt purotaimenkanta, johon jokeen eksyneet istutuspoikaset ovat tuoneet oman geeniperimänsä.

Raumanjoessa on todettu tällainen oma kantansa (Koskiniemi 2008, 2010). Poikastuotannon määrä ei liene kuitenkaan suuri. Ihmetystä herättävää on, miten se ylipäätään voi olla riittävä kannan säilymiseksi. Lohdullista on, että taimenkanta ei ilmeisesti ole yksin joessa smolteiksi kasvavien poikasten varassa. Elintilan ja ravinnon loppuessa pienimmät jokipoikaset laskeutuvat mereen. Fysiologisin perustein niiden voi odottaa selviävän (Landegren 2001). On houkuttelevaa ajatella, että tämä seikka on mahdollistanut Raumanjoen eriytyneen taimenkannan säilymiselle riittävän poikastuotannon ja kutukannan.

Meritaimensaaliit perustuvat pääasiassa poikasistutuksiin. Taimenkannan hoidossa Selkämerellä ollaan siirtymässä suorista mereen tehtävistä istutuksista Isojoen kantaa olevilla viljelypoikasilla enenevässä määrin virtavesikunnostuksiin, luontaisesti lisääntyvien kantojen muodostamisen ja tukemisen tielle. Eurajoen alajuoksun kosket on kunnostettu ja kalatie Pappilankoskeen on rakenteilla. Karvianjoella aloitettiin kunnostus kesällä 2010 ja oma taimenkanta on viljelyssä. Kokemäenjoen sivujoen, Harjunpäänjoken alaosa kunnostettiin ja sinne istutettiin syksyllä 2010 tällöin toimintansa lopettaneen Köyliön kalanviljelylaitoksen taimenemokanta (Ranta-aho, Varsinais-Suomen ely-keskus, tiedonanto 2010). Myös pientä Raumanjokea on kunnostettu Aallon (2008) kunnostussuunnitelman mukaisesti syksyllä 2009. Ehkä Selkämeren taimenkanta saadaan vielä nousuun.

Ilmaston muuttuessa lohikalojen poikastuotanto kärsii virtavesien vähävetisyydestä ja lämpenemisestä. Pienessä Raumanjoessa jo nykyiset kesälämpötilat voivat ylittää taimenenpoikasten sietokyvyn. Näin kävi kesän 2010 helteillä: Poikasia kuoli. Sähkökoekalastuksessa kunnostetulla virtavesijaksolla ei tavattu ensimmäistäkään. Vähävetisyys on myös Eurajoen alajuoksun ongelma.

Kirjolohi

Kirjolohen luontainen lisääntyminen on onnistunut parissa Lounais-Suomen virtavedessä. Asialla ei ehkä ole vielä kuriositeettia suurempaa merkitystä. Lämpenemisen myötä lisääntyminen onnistuu laajemmin myös Suomessa, sillä nähtävästi levinneisyyttä rajoittaa veden kylmyys.

Taimenjoeksi kunnostettava Eurajoki myös pysynee taimenjokena, sillä kilpailussa syyskutuinen meritaimen saa etulyöntiaseman poikasilleen kevätkutuisen kirjolohen poikasten viivästyessä luultavasti altavastaajiksi, vaikka toisaalta kevätkutuisuudessa on etunsa talviaikaan liettyvillä kutupohjilla. Kirjolohi ei näytä taimenvesissä menestyvän. Kirjolohi on lisäksi ilmeisesti verraten altis eurooppalaisille kalaloisille (Anon 1997). Puronieriäistutukset Eurajokeen on kuitenkin syytä lopettaa. Puronieriä lienee taimenelle kirjolohta pahempi kilpailija.

Muikku

Muikkua on vain Selkämeren vähäsuolaisimmissa osissa, Kokemäen-, Karvian- ja Kasalanjoen edustalla. Lisäksi ainakin Luvian saaristossa elää erillinen muikkupopulaatio (Lehtonen 2005).

Kalataloudellisesti merkitys on mitätön verrattuna Perämeren muikun, maivan kalastukseen. Tilastoissa tosin näkyy parhaina vuosina jopa tonnien muikkusaalis Selkämereltä.

Mikäli meriveden suolapitoisuus laskee tulevaisuudessa oleellisesti, myös muikun elinalue Selkämerellä laajenee ja merkitys kasvaa. Muikku on nykyisellään kalataloudellisesti merkittävä Perämerelläkin sen perukassa, suurten jokien vaikutusalueella. Muikun vahvaa tuloa Selkämerelle saataneen odottaa pitkään.

Siika

Siikasaaliiden huippu oli Selkämerellä vuonna 1991. Rauman edustan merialueella taite huonompaan oli vuonna 1997 (Holsti 2008). Samaan aikaan taittuivat myös Ruotsinpuoleisen Selkämeren ja Perämeren siikasaaliit laskuun (Fiskeriverket 2009). Saalismäärät ovat sittemmin vakiintuneet (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Koko Selkämereltä saadaan vuosittain noin 500 tonnia siikaa.

Kalastajien käsityksen mukaan suurin syy siikasaaliiden pienenemiseen on hylkeissä (Paapuuri Oy 2005). Hylkeet haittaavatkin erityisesti verkoilla tapahtuvaa siianpyyntiä. Saalismäärät eivät siis välttämättä täysin kuvaa itse siikakantaa.

Siikakannat saattavat Selkämerelläkin olla omaksuttua vaellussiika–karisiika -jakoa monimuotoisempia. Aikojen kuluessa Selkämereen lienee istutettu tai kulkeutunut jokseenkin kaikkia tarjolla olleita siikamuotoja peledsiikaa myöten. Onpa Merikarvian edustalta tavattu tiettävästi läntisen Euroopan ainoa pyörökuonosiikakin (Coregonus nasus), ilmeisesti karkulainen venäläiseltä kalanviljelylaitokselta, ehkä Laatokan seudulta (Himberg 2003).

Istutuksiin käytetään vaellussiikaa huomattavasti vähemmän, mutta karisiikaa enemmän Tammisaaren vesiltä kerättävästä mädistä haudottua ja kasvatettua merikutuista siikaa, ns. Bengtsårin ”saaristosiikaa”. Merikutuinen, hyväkasvuinen siikakanta on ollut myös Kokemäenjoen suistossa. Selkämeren rannikolla on kutuajan koittaessa paikoin runsaasti kudulle valmistautuvia isoja siikoja. Tuntuu luultavalta, että nämä kutevat mereen.

Merikutuisella karisiialla on lähinnä paikallista merkitystä sellaisilla alueilla, joilla on kutevia kantoja (Anon 2008). Taloudellinen merkitys on vähentynyt kannan heikennyttyä koko Pohjanlahdella. Syynä saattavat olla rehevöitymisestä seurannut kutupohjien liettyminen ja pääravinnon, valkokatkan katoaminen. Valkokatkat ovat ekosysteemissä korvautuneet liejussa piileskelevillä Amerikansukamadoilla ja Itämerensimpukoilla (Viitasalo 2010), mutta ne eivät korvaa siian ravintona valkokatkoja.

Aiemmin karisiika oli selkeästi oman kutuaikaisen ja kudunjälkeisen verkkopyyntinsä kohteena. Parina viime vuonna on yritetty saada karisiian mätiä haudottavaksi Pyhämaan kalasataman hautomolle. Emokalojen pyynnissä Rauman-Uudenkaupungin merialueella ei ole onnistuttu. Pohjanmaan rannikolla karisiikasaaliit olivat syksyllä 2009 jostain syystä poikkeuksellisen hyviä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos on aloittanut merikutuisen karisiian poikastuotantoalueiden selvittämisen Pohjanlahdella. Tavoitteena on siikakannan heikentymisen syiden selvittäminen (Hudd 2010). Parhaillaan tutkitaan myös teoriaa, jonka mukaan stabiilit, kunnon talven jääolot ovat olleet edellytys siian mädin oikea-aikaiselle kehittymiselle meressä. Jos oletus on oikea, merikutuinen siikakanta heikkenee ilmaston lämpenemisen myötä edelleen.

Kalastus kohdistuu Pohjanlahdella liiaksi nuoriin, syönnöksellä oleviin vaellussiikoihin, jotka eivät ole vielä saavuttaneet sukukypsyyttä. Tämä heikentää istutusten tuloksellisuutta ja kalastuksen kannattavuutta sekä pienentää luonnonkantojen toipumismahdollisuutta (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Lähes koko Selkämeren siikasaalis on nykyisin vaellussiikaa (Jokikokko ym. 2006, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Niitä ovat myös keväiset onki- ja pitkäsiimasiiat, joita haaskautuu pienikokoisina. Tehokas verkkopyynti puolestaan valikoi siiat koon mukaan.

Perämerellä vaikutus näkyi jo kannan vinoutumisena. Selkämerelle vaeltavat nopeakasvuiset vaellussiiat kalastetaan pois ja jäljelle valikoituvat hidaskasvuisimmat siiat (Kronhom ym. 2005). Nyttemmin kutukalojen kasvu on hieman nopeutunut, ehkä lämpenemisen myötä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Kuva 4. Rauman Kortelanlahden lokakuisia siikoja (Kuva Atte Hyvärinen).

Uusimmassa Suomen eliölajien uhanalaisuusarvioinnissa (Rassi ym. 2010) luonnonvarainen vaellussiika on katsottu erittäin uhanalaiseksi. Perusongelma on kutupaikkojen tuhoutuminen jokien rakentamisen ja veden laadun heikkenemisen myötä. Meneillään olevat virtavesikunnostukset tulevat edesauttamaan myös luontaisesti lisääntyvien vaellussiikakantojen mahdollisuuksia.

Saaliskehityksessä ei ole näkyvissä suuria muutoksia (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Vaellussiika on toistaiseksi istutusten varassa, joten siikasaaliiden voidaan istutusmäärien perusteella arvioida pysyvän suunnilleen nykyisellä tasolla tai hieman pienenevän (Anon 2008). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos selvittää parhaillaan Selkämeren vaellussiikaistutusten tuloksellisuutta värimerkintäkokein.

Harjus

Merikutuinen harjus on lähinnä Ouran saariston erikoisuus. Kanta on heikko. Meriveden makeutuminen voisi sitä vahvistaa. Harjuksia tiedetään aiemmin tavatun säännöllisesti myös Porin eteläpuolella (Lehtonen 2005).

Kuore

Kuore, ”norssi”, on ollut aikoinaan ainakin Porin edustalla merkittävän pyynnin kohde. Nyt se on suotta väheksytty sivusaalis. Talvella 2010 kuoretta saatiin Rauman edustalta suomukalan

verkkopyynnin sivusaaliina riesaksi asti. Kuoreiden runsaus teettää talviverkkokalastajalle lisätyötä. Kuoreita tarttuu leuoistaan runsaasti harvoihinkin verkkoihin. Olisikohan kanta vahvistumassa? Ilmentääkö nähtävästi runsastunut kuorekanta jotain? Kuoreella voi pikku petokalana olla ehkä laajempaakin merkitystä rannikkovesissä. Koko Selkämeren saalistilastoissa kuoreet ovat kuitenkin olleet laskussa (mm. Rajasilta 2010).

Kuoreen liha ja mäti ovat aivan kelvollista syötävää. Kurkkumainen haju aiheuttaa suotta epäluuloa. Saaristomerellä on meneillään hanke, jossa keväinen, kuhan pyyntiä haittaava kuorepaljous yritetään kääntää hyödyksi. Pyyntiin soveltuvat silakkarysät ja ajankohta heti jäidenlähdön jälkeen sopii hyvin ennen myöhemmin alkavaa silakanpyyntiä. Saalis on mennyt vientiin.

Särki

Särki on hyötynyt Selkämeren muutoksesta. Rannikkovesien rehevöityminen ja veden suolapitoisuuden väheneminen ovat olleet sen etu. Toisin kuin pedoille, hauelle ja ahvenelle, särjille on hyötyä veden samenemisesta. Särjen lisääntyminen rannikkoalueella onnistuu ruovikkorannoilla, joihin makeanveden valuma vaikuttaa ja joissa kevätaikainen suolapitoisuus ei nouse yli 4 PSU:n (Härmä ym. 2008). Ulompana Rauman edustan merialueella suolapitoisuus on noin kuusi promillea.

Viime vuosina ainakin kookkaiden särkien määrä on tuntunut vähentyneen. Myös saalistilastoissa on nähtävissä käänne laskuun (Rajasilta 2010). Selkämeren rannikkovesien yksikkösaaliissa huippu on jäänyt 1990-luvun jälkipuoliskolle (ICES 2008). Särki ei ehkä kaikin tavoin olekaan ilmastonmuutoksen hyötyjä. Tulva-ajan siirtyminen keväästä alkutalveen ei suosi kutua.

Alkutalvinen särkiparven ryntäys avoimeen, matalaan rantaveteen on joitakin kertoja herättänyt Rauman rannoilla huomiota, mm uudenvuoden aattona 2007. Kyse täytynee olla talvehtimisparvesta, joka on paennut hylkeitä. Särjet ahtautuvat aivan rantaheinikkoon. Tilanne näyttää kalakuolemalta, kun monet kaloista menettävät kylmyydessä ja stressissä joksikin aikaa tajuntansa.

Säyne

Muiden särkikalojen tapaan myös säyne hyötyisi vesien lämpenemisestä, mutta ei rehevöitymisestä. Säyne on selkeästi kirkkaan veden kala. Selkämeren tilastoitu säynesaalis oli vuonna 2008 suurin vuosikymmeneen. Pidemmällä aikavälillä säyne lienee kärsinyt kutupaikkojen heikkenemisestä. Saaliiden koetaan pienentyneen.

Lahna

Selkämeren lahnasaalismäärissä on kasvua johtuen ehkä ilmaston lämpenemisestä, rehevöitymisestä ja ehkä myös meriveden suolapitoisuuden vähenemisestä. Uudenkaupungin edustalla aiemmin saalistiedoissa niukkana esiintynyt lahna alkoi yleistyä 2000-luvun alussa (Rajasilta 2010). Lahna ei hyödy pitkälle etenevästä rehevöitymisestä, joka johtaa lopulta uposkasvillisuuden vähenemiseen.

Saaliin hyödyntämistä vaikeuttaa arvostuksen vähäisyys. Suoranasta lahnankalastusta on vähän. Rauman edustan vapaa-ajan kalastajien saalis on pysynyt hämmästyttävän samansuuruisena kohta kaksikymmentä vuotta. Aivan viime vuosina lahnat tosin tuntuvat vähentyneen. Vielä joitain vuosia sitten verkkopyynnin sivusaaliina tuli runsaasti muutaman sadan gramman pikkulahnoja.

Turska

Itämereen 1970-luvulla virranneen suolaisen veden myötä turskien lisääntyminen Etelä-Itämerellä onnistui hyvin ja muutamassa vuodessa turskia riitti Selkämerellekin siianpyytäjien harmiksi asti.

Verkkokalastus oli hankalaa, kun verkkoon sotkeutuneet turskat pyörittivät verkon liinan ja paulat metrien matkalta kierteelle.

Turskia ei oikein ehditty oppia kunnolla hyödyntämään. Sinänsä hyvää kalaa vieroksuttiin, mikä näin jälkikäteen tuntuu käsittämättömältä, vaikka turska menikin äkkiä ikävän näköiseksi: Kuolleeseen kalaan ilmestyi pian rumia lautumia ja turska valui ikävästi harmaata, haisevaa ulostetta.

Koko Selkämerellä turskasaalis on 1980-luvun lopulta vähentynyt jyrkästi ja käytännössä turskat loppuivat jo vuonna 1996. Vielä joulukuussa 1997 Luvian edustalta saatiin troolista kuitenkin Suomen ennätysturska, 38 kiloa (Poutanen 1997).

Itämeren ns. itäinen turskakanta on sittemmin ollut hyvin huonossa kunnossa. Turskan lisääntyminen ei ole Etelä-Itämerellä onnistunut kunnolla pitkään aikaan. Kyse ei ole ollut vain veden suolapitoisuudesta, vaan lisääntymisalueita rajoittaa myös huono happitilanne. Vuonna 2008 lisääntyminen onnistui hieman edellisiä vuosia paremmin, ei kuitenkaan suolapulssivuoden 2003 tapaan, saati niin että olisi yltänyt 1980-luvun huippuvuosien tasolle (Fiskeriverket 2009).

Pitkään on näyttänyt siltä, että turskakantaa uhkaa täydellinen romahdus (MacKenzie ym. 2007), turskat kalastetaan Etelä-Itämereltä loppuun. Ylikalastus ja vähenevä suolapitoisuus muodostavat jatkossakin melkoisen haasteen Itämeren turskakannalle (HELCOM 2007). Happitalouden ongelmat mädin kehittymissyvyydessä ehkä pahenevat ja turskan mätiä syövä kilohaili runsastuu hyötyessään lämpenemisestä. Nyt kutukanta on kuitenkin taas kasvussa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Pientä runsastumista, ainakin havaintojen tasolla saattaa olla luvassa jopa Selkämerellä. Jo vuonna 2009 turskia on saatu säännöllisesti sivusaaliina troolattaessa silakkaa pohjan läheltä.

Made

Saalismäärissä on ammattikalastuksen osalta selvää laskua, mutta itse madekannassa ei liene mitään pidemmän aikavälin trendiä. Mateenpyynti rajoittuu talviaikaan ja saaliit vaihtelevat paljolti jäätilanteen mukaan. Talvella 2008 mateenpyynti jäi vähiin, koska meri pysyi sulana – saalismäärä romahti.

Voidaan pohtia, voisiko karisiian taantuman mahdollinen selitys, mätimunien ennenaikaisesta kuoriutumisesta leudontuvien talvien myötä, päteä myös mateeseen. Made ajatellaan kylmän veden lajina ilmeiseksi häviäjäksi ilmaston lämmetessä. Merialueella muutos olisi pitkään teoreettinen, ei niin selvä kuin pienillä sisävesillä.

Härkäsimppu

Härkäsimppu on kokenut lähes yhtä suuret kannanvaihtelut viime vuosikymmeninä kuin turska. Simput katosivat turskavuosina. Turskat ne ehkä söivät tai ehkä turskan runsastumisen pedannut veden suolapitoisuuden silloinen nousu oli liikaa niille. Turskavuosien mentyä Selkämereltä saatiin kaksi ennätyskokoista, yli 1,2 kilon härkäsimppua (Wallenius 1997).

Härkäsimppu on suhteellisen alhaiseen veden suolapitoisuuteen sopeutunut reliktilaji ja hyötynee suolapitoisuuden laskusta. Nyt härkäsimput ovat tekemässä paluuta (Lönnroth 2009). Toisaalta juuri tällaiset glasiaalireliktit – härkäsimpun ohella imukala – voivat joutua ahtaalle. Itämereen sopeutuneille sopivan suolapitoisuuden alue (esim. 5,5−6,5 PSU) on kapea. Lisäksi lajit ovat kylmän veden kaloja. Lämpeneminen ajaisi lajit pohjoisemmas tai syvemmälle. Toisaalta liian alhainen suolapitoisuus on rajana pohjoisessa (Ojaveer ym 1999).

Härkäsimpuista ei ole kalastajalle juuri iloa. Päinvastoin. Ne ovat hankalia irrottaa verkosta. Lihaa ei arvosteta. Mätiä on kerätty, mutta kaviaarimaisesta ulkonäöstä huolimatta kovin suurta suosiota ei ollut silläkään.

Ahven

Ahvenen merkitys saaliissa kasvoi 1990-luvulta alkaen huomattavasti, jopa moninkertaiseksi. Myös ammattimaisessa rannikkokalastuksessa ahvenesta tuli merkittävä saalislaji (Paapuuri Oy 2005) ja samalla katiskapyynnistä merkittävä pyyntimuoto verkko- ja rysäpyynnin rinnalle varsinkin Selkämerellä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Tärkein pyyntialue on ollut pohjoinen Saaristomeri ja eteläinen Selkämeri (Raitaniemi 2004b). Selkämeren (ICES:n osa-alue 30) ahvensaaliiksi kirjautuu myös ICES:n tilastoruutu 47 Saaristomereltä ja sieltä Mynälahden suuri ahvensaalismäärä.

Saalismäärien kasvu liittyi lämpimistä kesistä ja rehevöitymisestä ahvenelle koituvaan etuun sekä kalastuksessa tapahtuneeseen muutokseen. Kuhan tapaan lämpimät kesät tuottivat myös vahvoja ahvenvuosiluokkia (Raitaniemi 2002). Vuonna 1988 syntynyt ahvenvuosiluokka oli kaikilla merialueilla erittäin vahva ja tuotti 1990-luvun alun hyvät saaliit. Runsaita vuosiluokkia olivat myös 1997, 1999, 2001 ja 2002 (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Ahvenkannan kokoa ei säätele kalastus vaan vuosiluokan vahvuus (Fiskeriverket 2009). Saalisvaihteluja puolestaan puskuroi se, että saalis koostuu yleensä 3−5 ikäryhmästä, eikä vain yksittäisestä vuosiluokasta. Vuonna 2008 saaliina oli lähinnä 5−7 vuotiaita kaloja (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Rauman edustalla verkkopyyntikokoisten ahventen määrä oli runsaimmillaan vuonna 2002 (Holsti 2008). Sittemmin ahvensaaliit ovat kalastajien kokemuksen mukaan romahtaneet. Saalistilastoissa vähenemä on vain neljänneksen luokkaa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Yksikkösaaliina mitaten koko Selkämeren ahvenkanta oli runsaimmillaan vuonna 2006 (ICES 2008). Erona aiempaa on ainakin tavanomaista runsaampien vuosiluokkien puuttuminen, vuosiluokat 2003 ja 2004 ovat jopa poikkeuksellisen pieniä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Pieniä viitteitä elpymisestä on ainakin Saaristomerellä (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010).

Ruotsin Selkämeren rannikolla ammattikalastussaalis pieneni lähes puoleen vuodesta 1994 vuoteen 2008. Varsinaisen Itämeren avoimella rannikolla ja ulkosaaristossa on havaittu viiteteitä siitä, että pienpoikasten rekrytoitumisessa pyyntikokoon on ongelmia (Fiskeriverket 2009).

Rehevöitymisen eteneminen veden samenemiseksi ei hyödytä ahvenia, mutta lämpenemisen perusteella arvioiden ahven on muutoksen hyötyjiä.

Kuha

Kuhasaaliit olivat vuosituhannen vaihteessa Selkämerellä ennätyksellisiä. Kuha jopa korvasi menetettyjä lohenkalastusmahdollisuuksia (Paapuuri Oy 2005). Vuosien välinen saaliiden vaihtelu on ollut sittemmin suurta ja sopii ilmeisen hyvin käsitykseen, jonka mukaan saalismäärien kasvu oli ensisijaisesti seurausta 1990-luvun lopun lämpiminä kesinä kasvaneista runsaista vuosiluokista. Esim. vuoden 2003 huippusaaliissa vallitsevia olivat kahden vahvan vuosiluokan kuhat: pääosa oli vuoden 1997 kuhia, mutta myös vuoden 1999 nopeakasvuisimpia kuhia oli jo saaliissa. Vahvoja vuosiluokkia ovat myös vuosina 2002 ja 2003 kuoriutuneet kuhat (Raitaniemi 2004a).

Selkämeren (ICES osa-alue 30) saaliiksi kirjautuu myös ICES:n tilastoruutu 47 Saaristomereltä ja sieltä Mynälahden suuri kuhasaalismäärä. Maantieteellisen Selkämeren kuhasaalis on oikeasti 20 prosenttia Selkämerelle tilastoituvasta määrästä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Viime aikaisissa vapaa-ajan kalastuksen saalismäärissä vuosi 2006 oli Selkämerellä selvästi keskivertoa parempi. Selkämeren ammattikalastuksessa taas on huippuvuodesta 2003 tultu alle puoleen (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2009). Sama suuntaus on ollut Ruotsin puolella (Fiskeriverket 2009). Kyse ei ole yksin kuhakannasta, vaan myös kalastuksen vähenemisestä. Vuonna 2010 vuosiluokka 2005 muodosti pääosan rannikon kuhasaaliista (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Ainakin varsinaisilla kuhavesillä Saaristomerellä kuhan lisääntymispotentiaali on todennäköisesti nykyisellään riittävä, toisin sanoen kutukannan koko ei määrää syntyvästä vuosiluokasta tulevien

rekryyttien määrää, vaan lämpöolot (Auvinen, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010).

Poikasten talvikuolleisuus on osaltaan riippuvainen poikasten koosta. Lämpimänä kesänä poikaset kasvavat nopeammin ja ovat talvehtiessaan suurempia kuin kylmän kesän poikaset. Koko edesauttaa ”nollikkaan” kuhanpojan selviytymistä talvesta (Lappalainen ym. 2000).

Erikoisen lämpimän kesän 2010 keskilämpötila jäi Porissa hieman vuoden 1997 ennätyksestä, joka oli 17,8 astetta, mutta oli hienokseltaan enemmän kuin kesällä 2002. Lämpö ei ilmentänyt niinkään ilmaston lämpenemistä, vaan johtui poikkeuksellisesti vallinneista kaakkoisista ilmavirtauksista. Koleahko kesäkuu tasasi koko kesäkauden lukemat. Meriveden lämpötila ei noussut mitenkään poikkeuksellisesti, koska heinäkuun loppu oli tuulinen. Ehkei aineksia vahvaan kuhavuosiluokan syntyyn ollut.

Kuva 5. Kuhanpoika on takertunut silakkaverkkoon (Kuva: Juha Hyvärinen).

On pohdittu, vaeltaako kuhia huippuvuosina varsinaisilta Saaristomeren kuhavesiltä Selkämerelle. Saaristomerellä tehdyissä merkinnöissä palautukset on kuitenkin saatu pääosin alle 30 kilometrin etäisyydeltä merkintäpaikasta (Lehtonen ym. 1983). Muidenkaan merkintäkokeiden tulokset eivät viittaa laajaan vaeltamiseen (Fiskeriverket 2009).

Saaristomerellä trendinä ollut kuhasaaliiden väheneminen on pysähtynyt. Aiemmin keskusteltiin lähinnä tarpeesta keventää kalastuspainetta. Kuhasaalista voitaisiin nostaa pyyntikokoa suurentamalla, mutta tähän ei ole kuitenkaan päästy. Nyttemmin tilanne on monimutkaistunut hylkeiden ja merimetsojen myötä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Lämpenemisen myötä kuhan levinneisyysalueen laajeneminen pohjoiseen saattaa osoittautua merkittäväksi Selkämeren ammattikalastukselle.

Kampela

Kampelasaalismäärät ovat romahtaneet 1990-luvun aikaisesta. Vielä vuonna 2001 Rauman edustan verkkosaaliissa oli runsaasti kampelaa, mutta sittemmin kampela on huvennut lähes olemattomiin (Holsti 2008). Selkämeren ammattikalastuksen kampelasaalis on vuosikymmenessä pienentynyt 20 tonnista noin tonniin vuodessa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2009).

Viime vuosina meriveden suolapitoisuus oli ainakin tilapäisesti kasvussa, liittyneekö tähän se, että pieniä ja jo vähän kookkaampiakin kampeloita on alettu taas saada (Hyvärinen 2010b). Kampelakannan on Itämerellä havaittu vahvistuvan 3−4 vuotta suolapulssin tulon jälkeen ja heikkenevän taas suolapulssien välillä. Toisin kuin Etelä-Itämerellä, Selkämeren kampelat kutevat Selkämerellä pohjalle ja menestyvät vielä 6 PSUn suolapitoisuudessa (Nissling ym. 2002). Nyt Selkämeren eteläosassakin on painuttu tämän alle.

Kuva 6. Piikkikampela on paljon vielä kampelaakin harvinaisempi saalis (Kuva: Juha Hyvärinen).

Piikkikampela

Kutupaikkauskollinen (Fiskeriverket 2009) piikkikampela sinnittelee Selkämerellä suolapitoisuusvaatimustensa alarajoilla. Täyssuolaisessa merivedessä, kuten Pohjanmerellä myös piikkikampelan mäti on keijuvaa toisin kuin Selkämerellä. Se ei ole vielä ratkaisevaa, mutta suolapitoisuuden väheneminen lienee piikkikampelalle huolimatta kohtalokasta. Kanta on nykyisin vähäinen, eikä ole erityisen pyynnin kohteena.

Muut kalalajit

Myös taloudellisesti merkityksettömien kalakantojen muutoksia on syytä seurata mahdollisena merkkeinä meriympäristön muutoksesta ja muutosta selittävinä tekijöinä. Varsinkin monet pienikokoiset lajit tunnetaan kuitenkin huonosti. Asiaa korjannee osaltaan Selkämeren vedenalaisen luonnon inventointi, joka VELMU-hankkeena alkoi 2009. VELMU:ssa ehkä tärkeämpi osio on kuitenkin kutualueiden selvittäminen. Tältä osin työ on toistaiseksi keskittynyt etelä- ja lounaisrannikolle.

Pasuri ja suutari ovat tyypillisesti lämpimien ja rehevien vesien lajeja ja siinä mielessä muutoksen hyötyjiä (Ådjers ym. 2009). Verkkokalastajalle pasuri on haitallinen sivusaalis. Merkitystä pasureilla voi olla myös ravinteiden kierron lisääjänä, bioturbaation aiheuttajana. Suutari on ollut parina viime vuosikymmenenä runsastumaan päin eteläisissä rannikkovesissä (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010), mutta pysynee jatkossakin lähinnä rehevimmillä lahtivesillä.

Karppi voisi olla myös uusi menestyjä ilmaston lämmetessä. Luontaisen lisääntymisen kynnyksenä on poikasten selviytyminen ensimmäisestä talvestaan. Lapinjoessa olleesta lammikosta aikanaan karanneet karpit asettuivat Olkiluodon edustalle ydinvoimalaitosten lämmittämälle vesialueelle. Vuosien kuluttua saatiin useita jättikokoisia karppeja. Raumalla kokeiltiin karppien menestymistä vastaavasti istuttamalla paperitehtaan lämpimien jätevesien purkualueelle vuonna 1999 pieni erä. Tulokset eivät rohkaisseet jatkamaan (Hyvärinen 2009).

Seipi, törö ja vimpa eivät hyödy rehevöitymisestä, mutta meriveden suolapitoisuuden aleneminen olisi eduksi. Myös sorva voisi olla lämpenemisestä hyötyjä, mutta pysynee rehevähköjen lahtien lajina. Lämpenemisestä hyötyisi kiiskikin.

Useimmilla Selkämeren merikalalajeilla on pelaginen poikasvaihe. Oletettavasti Selkämeren elaskat, imukalat, musta- ja seitsenruototokot, piikkisimput ja teistit ovat ajelehtineet poikasina Selkämerelle Saaristomereltä tai varsinaiselta Itämereltä (Lehtonen 2005). Näistä Seitsenruototokko on eteläisellä Selkämerellä suopapitoisuusvaatimustensa suhteen aivan äärirajoilla esiintyvänä lajina (Hyvärinen 2010a) mielenkiintoinen indikaattori seurattaessa meren makeutumista.

Kuva 7. Mustatokko Rauman Haminkarien rantakivikossa, yksi monista pikkukalalajeista, joita kalastaja harvoin tapaa (Kuva: Juha Hyvärinen).

Kivinilkka on noussut huomion kohteeksi, kun sen on havaittu olevan huomattavalla sijalla merimetsojen ravinnossa. Kannanvaihteluista ei juuri tiedetä. Merkillepantavaa on, että aivan viimevuosina hyvin saman oloinen teisti tuntuu kadonneen (Jahnukainen 2009, Hyvärinen 2010b)

Nokkakalojen vierailut Selkämerellä vähenisivät meren makeutuessa. Huippuvuodet menivät yksiin turskavuosien kanssa. Myös ajoverkkopyynnin lopettaminen vähensi havaintoja. Nokkakala ei nykyisinkään ole aivan harvinainen, mutta sen verran erikoinen, että se ylittää silloin tällöin paikallislehden uutiskynnyksen kuten Rauman edustalta heinäkuussa 2010 saatu yksilö, (Länsi-Suomi 10.7.2010). Holsti (2008) mainitsee jopa poikasen Rauman edustalta kesällä 2007.

Nokkakalasta ei ehkä ole suolapitoisuuden muutoksen indikaattoriksi. On havaittu, että Itämereen tulevat nokkakalat viipyvät Itämeressä lyhyemmän ajan lämpiminä kesinä (Jacobsen 2006). Luulisi, että kesien lämpenemisen myötä tämä ominaisuus vähentää nokkakalojen vaellusta Selkämerelle saakka.

Rasvakaloja tuntuu olevan Selkämerellä niukasti. Muualla kannan on havaittu runsastuneen turskien vähentyessä. Selkämerellä näin en näytä käyneen (Lehtonen 2005, Hyvärinen 2010b).

2.2 Mistä nykyinen saaliskato johtuu?

Selkämeren kalastossa ja sen myötä kalastuksessa on viime vuosikymmeniltä tunnistettavissa erilaisia jaksoja ja trendejä. Merellisimpien lajien nousut ja laskut selittyvät lähinnä suolaisen veden tulolla tai tulematta jäämisellä. Sisään virtaus on puolestaan kytkeytynyt suurilmastollisiin vaihteluihin, ehkä jo ilmaston muuttumiseenkin.

1980- luvun turskavuodet vaihtuivat eläinplanktonravintoa käyttävien silakoiden ja kilohailien ”valtakauteen” vuodesta 1989 alkaen (Fiskeriverket 2009). Toisaalta sitten suolapitoisuuden alenemien on muuttanut ulapan silakoiden ja kilohailien ravintoa huonolaatuisemmaksi. Ravintoa on, mutta siitä saa niukasti energiaa. Heikkenemisen näkyy ravintoketjun seuraavassakin lenkissä, lohikannassa (Viitasalo 2010). Näkyykö seurauksia myös rannikon sekakalan kalastuksen saaliissa?

Yleistäen voi todeta, että Selkämeren makeanvedenkalalajien saalis on 2000-luvun ajan vähentynyt. Näin on myös Ruotsin puolella (Fiskeriverket 2009).
Parin vuoden ajan Selkämeren kalastajia on ihmetyttänyt saaliiden tavaton kehnous. Kyse ei ole lyhyestä oikusta, ei jostain yksittäisestä lajista, vaan huolestuttavasti laajemmasta asiasta. Nekään lajit, joita viimeaikaisten muutostrendien ajatellaan suosineen, eivät vaikuta olevan entisellään. Rauman edustan merialueella kalastuspaine on pienentynyt. Ammattikalastus on lähes loppunut ja verkkokalastuksen suosio on vähentynyt. Hylkeet rajoittavat verkkopyyntiä. Voisi olettaa, että kalastusta jatkaneiden kalastajakohtainen saalis olisi kasvussa eikä laskenut.

Edellä lajikohtaisessa tarkastelussa on esitetty selviä, todennäköisiä ja mahdollisia osaselityksiä. Useiden lajien osalta kehitys on ollut 1990-luvun lopulta alkaen negatiivinen. Kuten jäljempää ilmenee, myös monet kalastusympäristössä tapahtuneet muutokset ovat olleet huonompaan. Tyydyttävää kokonaiskuvaa tilanteesta ja siihen johtaneista syistä ei kuitenkaan ole ja tilaa tuntuu jääneen vielä uusillekin selityksille.

2.3 Kalasto muuttuu

Ilmastonmuutosmallien pohjalta voidaan ennustaa, että lähitulevaisuudessa kalaston muutokset tulevat olemaan suurempia ja nopeampia kuin viime vuosisadalla (Urho & Lehtonen 2008). Muutosta äärevöi monien kalalajimme esiintyminen Selkämeressä suolapitoisuuden ja lämpötilan suhteen levinneisyysalueensa äärirajoilla.

Kalavuosiluokan runsaus ratkea yleensä pikkupoikasvaiheessa. Mäti ja poikaset ovat ympäristötekijöille herkin vaihe. Tämä ilmenee niin tavanomaisessa vuotuisessa vaihtelussa, kuin suuressa trendinomaisessa muutoksessa, jollainen ilmastonmuutos on.

Ilmaston lämpeneminen tulee todennäköisesti muuttamaan Suomen kalastoa särkikalavaltaisemmiksi, samalla kun lohikalat ja muut kylmän veden lajit vähenevät. Kalavarojen määrä kasvaa, mutta saalis ja sen arvo vähenevät (Lehtonen 1996). Kyse on myös kalojen välisestä ravintokilpailusta, särkikalat syrjäyttävät arvostetumpia lajeja.

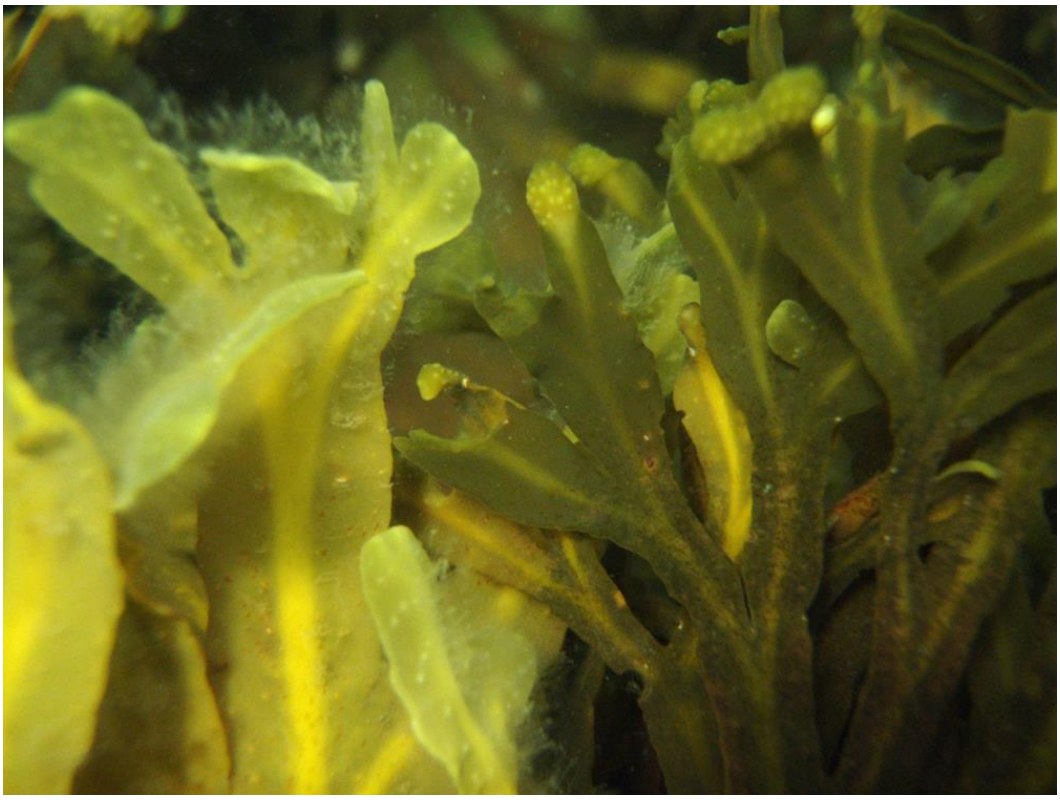
Eräät havainnot viittaavat kutuaikojen ja poikasten kuoriutumisaikojen olevan jo muuttumassa tietyillä kylmän veden lajeilla, kuten mateella ja siialla. Uusien lajien kiihtyvä ilmaantuminen viittaa nopeutuviin muutoksiin myös kalakannoissa ja kalastossa.

Kalojen kyky sopeutua ympäristön muuttumiseen riippuu suuresti lajista. Ennustettu ilmastonmuutos on ehkä niin nopea, etteivät kaikki sisävesien kalapopulaatiot pysty sopeutumaan. Merialueella muutos ei ole kalojen vapaan liikkumisen vuoksi niin dramaattinen. Kalapopulaatiolla on kolme vaihtoehtoa: Kalat voivat muuttaa esiintymisalueeltaan, voivat hävitä tai sopeutua vähitellen muuttumalla geneettisesti. Pitkällä aikavälillä varmaankin kaikki kolme vaihtoehtoa tulevat kalalajeittain vaihtelevasti toteutumaan.

Kuva 8.

3 Ilmasto-olosuhteet vaikuttavat vahvasti Selkämereen ja sen kalastoon

Kuten koko Itämerellä, Selkämerellä lajisto muuttuu etelä-pohjoissuunnassa pienenevän suolapitoisuuden ja myös alenevan lämpötilan mukaan. Merilajit vähenevät pohjoiseen ja makeanveden lajiston osuus kasvaa. Merieliöille alhainen suolapitoisuus on rasite, joka voi näkyä heikompana kasvuna, kuin mitä lajilla on suolapitoisemmilla vesillä. Vaikea ympäristö saattaa myös johtaa lajinkehitykseen. Silakka on eriytynyt Pohjanmeren sillistä omaksi Itämeren muodokseen (Clupea harengus membras). Uusin lajiutuminen on tiettävästi Selkämeren endeemisen ”kapealehtisen” rakkolevän, pikkuhaurun (Fucus radicans) eriytyminen tavallisesta rakkolevästä (Bergström ym. 2005, Pereyra ym. 2009).



Kuva 9. Selkämeren oma pikkuhauru (Fucus radicans) samalla kivellä tavallisen rakkolevän (F. vesiculosus) kanssa Rauman Nurmeksennokassa (Kuva: Juha Hyvärinen).

Itämeren tilassa on 1980-luvun lopulta alkaen nähtävissä ilmastovaikutuksista johtuva muutos: Läntisten ilmavirtausten lisääntyminen johti veden lämpötilan nousuun ja suolapitoisuuden alenemiseen. Jälkimmäisen aiheutti Pohjanmerestä tulevien virtausten, ”suolapulssien”, väheneminen. Sääolojen muutosta ilmentää positiivinen NAO-indeksi, Pohjois-Atlantin ilmanpaine-ero, joka johtaa lauhoihin läntisiin ilmavirtauksiin, itäisten sijasta. NAO-indeksiä ei kyetä vielä luotettavasti mallintamaan. Ei tiedetä, liittyykö voimistuminen varsinaiseen ilmastonmuutokseen (Launiainen ym. 2004). Muutoksen voi jo nähdä alkaneen ja ihmistoiminnalla on siinä osansa, vaikkakaan sitä ei voida erottaa luontaisesta vaihtelusta ja muun ihmistoiminnan vaikutuksesta (Baltex 2006). Ennätyskylmänä alkutalvella 2010 NAO-indeksi oli vahvasti negatiivinen.

Ilmaston muuttuminen voidaan mallintaa pitkälle tulevaisuuteen. Trendeistä voi arvioida suuntaa myös kalaston muuttumiselle, mutta vain suuntaa ja senkin huomattavasti lyhyemmälle aikavälille. Kalastoakin vaikeampi on arvata, millaiseksi kalastus muuttuu. Mitä nykytilanteesta olisivat osanneet ennakoida Salmen (2010) kuvaamat merikarvialaiskalastajat 1910-luvulla?

3.1 Meriveden lämpeneminen

Maapallo on lämmennyt vuodesta 1861 vuoteen 2000 0,05 ºC vuosikymmenessä. Itämeren alueella lämpeneminen on ollut hieman nopeampaa noin 0,08 astetta vuosikymmenessä (HELCOM 2007). Suomessa keskilämpötilan on arvioitu nousseen aikavälillä 1901−2000 noin 0,7 astetta (Myrberg ym. 2006). Kaikkea lämpenemistä ei voi lukea ihmistoiminnan aiheuttamaksi, vaan lähtötilanteesta on palautumista normaaliin kylmän jakson, ”pikku jääkauden” jälkeen.

Itämeren ilmastonmuutoksen arviointiraportissa BALTEX Assesment of Climate Change (BACC 2006) tuloksena oli, että ilman keskilämpötila on Itämeren alueella kohonnut hieman

vuosikymmenessä. Myös minimi- ja maksimilämpötilat ovat kohonneet. Talvikauden sadanta on lisääntynyt, merijään vuosittainen laajin ulottuvuus on pienentynyt ja jääpeitteisen ajan pituus on lyhentynyt. Havaitut muutokset eivät ylitä ”luonnollisen” vaihtelevuuden rajoja, mutta sopivat kyllä mallinnuksilla saatuihin arvioihin ilmaston muuttumisesta (Haapala 2008). Kasvanutta kasvihuonekaasujen määrää pidetään päätekijänä (HELCOM 2007).

Sherman ym.(2009) vertailivat maapallon suuria rannikkoekosysteemejä ja havaitsivat 63 alueesta 61 lämmenneen viimeksi kuluneen 25 vuoden kuluessa tilastollisesti merkitsevästi. Näistä eniten on lämmennyt koillinen Atlantti, johon liittyvä Itämeri on lämmennyt 1,35 astetta.

Kesäaikaisen pintaveden (0−30m) lämpeneminen 1970-luvulta on Selkämerellä havaittavissa. Muutos on tilastollisesti merkitsevä (ICES 2008). Vuosikeskiarvon mahdollinen muutos sen sijaan katoaa vuotuiseen vaihteluun (Fiskeriverket 2009).

Suomi sijaitsee alueella, jolla lämpenemisen arvioidaan erityisesti talviaikaan olevan selvästi voimakkaampaa, kuin mitä maapallolla keskimäärin. Keskilämpötilan arvioidaan nousevan Suomessa vuosien 1961−1990 aikaiseen verrattuna 1−3 astetta vuoteen 2020 mennessä (Myrberg ym. 2006). Itämeren veden pintalämpötilan keskiarvon arvioidaan nousevan 2000-luvulla 2−3 astetta (Meier 2006).

Mallisimuloinnit eivät tue oletusta Pohjois-Atlantin lämpimän Golf-merivirran heikkenemisestä. Virtauksen heikentyminen puolestaan viilentäisi Suomen ilmastoa (Myrberg ym. 2006).

Lämpötilan nousu vaikuttaa ravintoketjun perustaan, primäärituotantoon. Voidaan teoretisoida, että pelagiaalin bakteerituotanto vilkastuu levätuotantoa enemmän ja tuotannon suhde muuttuu. Vuotuisessa ravinteiden kierossa keskeinen piilevien kevätkukinta aikaistuu, heikkenee ja korvautuu panssarisiimalevillä, Dinoflagellaateilla (Piiparinen 2008). Kasvavat kesälämpötilat suosivat sinileviä. Jopa syystäyskierto voi vaarantua varsinaisella Itämerellä (BALTEX 2006).

Yleisolettamuksena on, että lämpötilan nousu lisää kalojen kasvua ja siten kalantuotantoa. Erityisesti kalojen poikas- ja nuoruusvaiheet hyötyvät. Lämpimän veden särkikalat hyötyvät ja kylmän veden lajit kuten lohikalat kärsivät. Kalastajien arvostamista lajeista hyötyvät mm. kuha ja ahven. Haitta on puolestaan selvempi pienillä sisävesillä kuin merialueella, mutta heijastuu Satakunnan vähävetisten kutujokien liiallisen lämpenemisen kautta rannikollekin. Toisaalta vaelluspoikastuotanto voi parantua poikasten kasvun nopeutuessa.

Levinneisyysalueensa pohjoisrajoilla elävän kuhan osalta lämpötilan nousulla on suuri merkitys. Lämpimänä kesänä poikaset kasvavat tavanomaista kookkaammiksi ja ne selviävät paremmin ensimmäisen talvensa koettelemuksista. Syntyy vahva vuosiluokka, joka näkyy saaliina myös Selkämerellä.

Kalastuksen osalta huonoa on, että lämpenemisestä johtuen keskikesän muutenkin huono kalastuskausi pitenee ja hellekesiin liittyvät sinilevät likaavat vielä syksyllä verkkoja aiempaa pidempään.

Ilmaston myötä menetetään Itämeren arktiset piirteet, jotka vielä vallitsevat Perämerellä. Tunnetuin on norpan ahdinko, mutta jäästä riippuvaisia on muitakin, pienimpänä jään suolavesikanavien mikroskooppisten eliöiden ekosysteemi.

3.2 Ilmaston muutos vaikuttaa erityisesti talvikauden olosuhteisiin

BACC-raportin mukaan ilmaston lämpeneminen olisi seuraavan sadan vuoden aikana suurinta juuri Selkämeren alueella, jossa muutos olisi talvikautena lopulta jopa 4−6 ºC. Lineaarisena lämpötilan nousuna oltaisiin vuonna 2030 vasta 0,5−1 astetta nykyistä lämpimämmissä talvissa (Haapala 2008).

Lämpenemisessä konkreettisinta on jäätalven hupeneminen. Talvi 2007/2008 oli ennätyksellisen leuto. Jäätä ei tullut. Rauman edustalla jäätä oli vain saariston suojassa ja mannerrannoilla. Vuonna 2100 tällainen olisi keskivertojäätalvi, kunnon jäätä olisi vain Perämerellä (Haapala ym. 2001). Selkämerellä jääpeitteinen aika lyhenisi parisen kuukautta ja jään peittämä alue pienenisi 50−80 % vuoteen 2100 mennessä (Meier 2006, Myrberg ym. 2006). Syksyllä 2010 meri jäätyi ennätysaikaisin.

Jäätalvien katoaminen vaikuttaisi mahdollisesti syys- ja tavikutuisten kalojen lisääntymiseen ja lopettaisi jäältä tapahtuvan kalastuksen nykymuodossaan. Kalastuksen osalta merkittävintä olisi talviaikaisen troolikalastuksen helpottuminen, mutta lisääntyvä avovesiaika ei ainakaan yksiselitteisesti helpota kaikkea kalastusta. Tulevaisuuden leuto jäätalvi ei ole kalastajan kannalta välttämättä suotuisa, koska myös tuulisuus ilmeisesti lisääntyy.

Kuva 10. Jäätalvi 2009/2010 on päättymässä Santakarin pookilla (Kuva: Juha Hyvärinen).

3.2.1 Lisääntyykö tuulisuus?

Ilmastonmuutoksen aiheuttamaa myrskyjen määrän kasvua ei ole havaittavissa (BALTEX 2006). Länsituulten nopeus ja esiintymistaajuus ovat ehkä kasvussa (Meier 2006, Myrberg ym. 2006), mutta 2000-luvun ensimmäisenä vuosikymmenenä tuulet ovat olleet heikompia kuin edellisellä vuosikymmenellä. Tuulisuuden arvioidaan lisääntyvän kahdeksan prosenttia, talviaikana 12 prosenttia. Vuoden myrskyisin ajanjako ei nykyisinkään ole syksyllä, kuten usein ajatellaan, vaan talvikautena.

Tuulisuuden muutos sellaisena, että se muuttaisi veden virtausta Itämeren pääaltaan ja Selkämeren välillä tai kumpuamista, olisi merkittävä merialueen tilan kannalta. Välittömien kalastovaikutusten kannalta huomionarvoista on, että useilla merikalalajeilla on virtauksen mukaan kulkeutuva planktinen poikasvaihe.

Itämeren vedenkorkeuden vaihtelun äärevöityminen (Launiainen ym. 2004) ja lisääntyvä tuulisuus vaikeuttaa kalastusta työnä ja lisää pyydysvaurioita ja -menetyksiä. Jos jääpeite ei suojaa rannikkovesiä tuulten sekoittavalta vaikutukselta, ne jäähtyvät aiempaa kylmemmiksi. Kalojen liikkuminen muuttuu totutusta, luultavasti myös vähenee. Saaliit pienenevät.

3.3 Meriveden suolapitoisuus alenee vähitellen

Meriveden suolapitoisuus on monille lajeille keskeinen. esim. Viitasalo (2010) on havainnollistanut lohisaaliiden, silakan painon ja haahkojen pesinnän määrän taittumista suolapitoisuuden laskun myötä. Merikaloille, jotka jo muutoinkin ovat Selkämerellä elinvaatimustensa mukaisella esiintymisalueensa rajalla, veden suolapitoisuuden aleneminen lisää osmoottista stressiä.

Viimekädessä ratkaisevana suolapitoisuuden muutos näkyy lajin levinneisyyden muutoksena. Jo tätä ennen heikkenee poikastuotanto, joka on yleensä herkin vaihe, se, jossa ympäristövaikutukset ensin näkyvät. Osmoottinen stressi vie energiaa, joka on pois kalojen kasvusta. Tämä näkyy nykyisinkin monen Selkämeren merikalalajin pienikokoisuutena verrattuna suolaisemmassa meressä eläviin lajitovereihinsa. Kasvu hidastuu.

Eteläisen Selkämeren veden suolapitoisuus on vähitellen alentunut alle kuuden promillen pitoisuuteen. Pintaveden suolapitoisuus ulapalla (SR5) kääntyi laskuun vuonna1984. Vuodesta 1994 alkaen pitoisuus on pysynyt viiden ja puolen promillen tuntumassa. Syvän veden (100m) suolapitoisuus on sen sijaan ollut 1990-luvun puolivälissä kasvussa (ICES 2009), ja selvemmin vuodesta 2005 alkaen. On saatu pieni korjausliike suolapitoisuuden alenevaan trendiin.

1960- ja 1970-luvuilla Itämereen tuli useita suolapulsseja (1965, 1969, 1973 ja 1976). Suolaisen Pohjanmeren veden virtaus Kattegatista Tanskan salmien kautta Itämereen on sittemmin vähentynyt. Melko voimakkaita pulsseja on ollut vielä vuosina 1993 ja 2003. Pienehkö talvivirtaus tapahtui myös vuonna 2007. Virtaus on tapahtunut yleensä alkutalvella, mutta myös lämpimänä kesänä 2002 vähäisessä määrin ja sitten voimakkaammin kesällä 2003. Kesällä tapahtunut sisäänvirtaus voi olla Itämeren lämpenemisen tuomaa dynamiikan muutosta (Feistel ym. 2004).

Muutos kytkeytyy ilmastollisiin tekijöihin siten, että sateisuuden kasvun lisäämä Itämeren vesiylimäärä tulppaa suolaisen veden pääsyt Pohjanmereltä. Ja toiseksi: Edellytykset sisään virtaukselle syntyvät pitkään jatkuvilla itätuulilla, jotka ensin ajavat Itämeren pintavettä Tanskan salmista ulos. Ilmaston muuttuminen länsituulten vallitsemaksi ei tässäkään kohdin edistä suolapulssien tuloa (Viitasalo 2010).

Itämeren mittakaavassa merkittävä sisäänvirtaus on yli 100 km³ vesimäärä (Fiskeriverket 2009). Suolapulssi laimenee ja sekoittuu Itämeren pääaltaalla ja päätyy lopulta jonnekin väliveteen. Suolaisen veden virtausta Selkämerelle estää - mutta samalla suojaa Itämeren ravinteikkaalta syvävedeltä - matala Saaristomeri ja kynnys Ahvenanmeren eteläpuolella. Syvin yhteys on 90 metriä, mutta se on kapea kulku Ruotsin Understenin ja Märketin välillä (Hietala ym 2007).

Sademääriä seuraava makean veden valunta Selkämereen on suolapulssien ohella oleellinen, ehkä oleellisempikin tekijä Selkämeren suolapitoisuuden kannalta. Vielä etelämpänäkin, Gotlannin altaan veden suolapitoisuus seuraa hämmästyttävän tarkasti jokivesien määrää kuuden vuoden viiveellä. Mitä suurempi valunta, sitä alempi suolapitoisuus (Launiainen ym. 1987). Selkämerellä yhteyden luulisi olevan vielä selvempi. Suolapulssien tulolla on kytkentänsä Ilmaston muutokseen, mutta sadannalla vielä selvempi (Viitasalo 2010).

Jokivesien virtaama Itämereen on ollut 1980-luvun puolivälistä lähtien aiempaa suurempi. Jo 10 prosentin vaihtelu jokivesien määrässä vaikuttaa merkittävästi Itämeren suolaisuuteen ja kerrostuneisuuteen (Launiainen ym. 2004). Ennakoitu sadannan kasvu: 0−15 % vuoteen 2010 mennessä, 0−30 % vuoteen 2050 ja 5−40 % vuoteen 2080 mennessä (Myrberg ym. 2006)

vaikuttanee alenevan suolapitoisuuden kautta Selkämereen enemmän kuin lämpeneminen. Makeanveden määrä Itämeressä kasvaa enimmillään viidenneksellä (Meier 2006).

Nykyisellääkin valtamerien veteen verrattuna alhainen suolapitoisuus estää useimpien merieliöiden esiintymisen. Sadan vuoden kuluessa Itämeren suolapitoisuuden arvioidaan vähenevän 8−50 prosenttia (Meier 2006). Kuvainnollisesti se tarkoittaa suolapitoisuusgradientilla jopa ”Merenkurkun valahtamista Bornholmiin”. Suolainen Itämeri menetetään.

Suolapitoisuuden aleneminen siirtää merellisten eliöiden levinneisyysrajaa Pohjanlahdella etelään. Tulee siirtymää, mutta tuleeko ja millä ajanjaksolla niin paljon, että merikalojen esiintyminen ja kalastus siirtyvät nykyistä merkittävästi etelämmäs.

3.3.1 Selkämeren kerrostuneisuus vahvistuu

Toisin kuin varsinaisella Itämerellä ja Suomenlahdella, Selkämeren vesi on suolapitoisuuden mukaan melko heikosti kerrostunut. Eteläisen Selkämeren suolapitoisuus on vajaa 6 ‰. Heikko suolapitoisuuden harppauskerros, halokliini sijaitsee 50−60 metrin syvyydessä. Selkämerellä vesi sekoittuu vertikaalisesti täyskiertojen aikana, toisin kuin Suomenlahdella, jossa pohjanläheinen vesi on hapetonta pitäen yllä sisäistä kuormitusta.

Lisääntyvä jokivesien määrä pintakerroksessa lisää Selkämerenkin kerrostuneisuutta. Suolapitoisuuseron kasvaessa veden vertikaalinen sekoittuminen vähenee ja ravinteiden ja hapen kulku pinnan ja pohjan välillä heikkenee (Launiainen ym. 2004, Myrberg ym. 2006). Halokiini kuitenkin laskee pintaveden makeutuessa ja voi olla sadan vuoden päästä 80−100 metrin syvyydessä. Aivan rannikkovesiin mahdolliset happitalouden ongelmat eivät näin olisi tulossa (Viitasalo 2010).

3.4 Meriveden suolapitoisuuden epätodennäköinen kasvu

Meriveden makeutumiselle vastakkainen skenaario on veden suolapitoisuuden kasvu sen myötä, että meriveden pinta nousee. Ajatelman taustalla olevan valtamerten vedenpinnan 20−60 senttimetrin kokoamisen lisäämän tilavuuden kasvun syö Pohjanlahdella kuitenkin maanpinnan kohoaminen (Myrberg ym. 2006). Pohjanmeren veden pääsylle Itämereen ja edelleen Selkämerelle tulisi meriyhteyden suurenemisena ehkä paremmat olosuhteet, mutta sateisuuden lisääntymisen ajatellaan täyttävän allasta niin, että suolapitoisuus tulee alenemaan ja edellytykset Pohjanmeren veden virtaukselle lopulta sittenkin huononevat.

Suolapitoisuuden nousu näkyisi tietysti puolestaan merellisten lajiston lisääntymisenä. Hyötyjiä olisivat nyt todennäköisimmin kärsijöiksi ajatellut lajit, mm. silakka, kilohaili, turska ja kampela. Nykyisellään Selkämeren vesi on liian suolaista vain muutamalle sisävesikalalajille. Muutos näkyisi siksi ensisijaisesti merellisessä lajistossa.

3.5 Selkämeren rehevöityminen

Jätevesien aiemmin kuormittamat vesialueet ovat puhdistuneet, mutta eteenkin suojaisilla saaristoalueilla rehevöityminen etenee - ja mikä on huolestuttavaa: Selkämeren ulappa näyttää vähitellen rehevöityvän (Lundberg ym. 2009). Selkämeren veden epäorgaanisen typen pitoisuudessa ei näy selvää trendiä, mutta fosfaattipitoisuus osoittaa vähittäistä kasvua. Ravinnemäärien ja haitallisten leväkukintojen suhde oli turskavuosina erilainen kuin nykyisin. Turskien predaatiopaine

silakka- ja kilohailikantaan suosi levämääriä kurissa pitävää eläinplanktonia toisin kuin nyt silakan ja kilohailin ollessa ulapan valtalajeina (Casini ym. 2007).

Kuva 11. Meriveden pinta on laskenut ja jättänyt ahdinpartaa kuiville (Kuva: Juha Hyvärinen).

Meriveden pääasiallinen virtaussuunta Selkämeressä on Suomen rannikkoa pohjoiseen ja Ruotsin puolta alas (Myrberg & Andrejev 2006). Selkämeren suolapitoisuuden ja myös rehevyyden kannalta keskeistä on tähän liittyvä veden vaihto naapurimerialueiden kanssa. Satakunnan rannikolla yhteys Itämeren pääaltaan ja Saaristomeren tilaan on oleellinen.

Ulapan syväveden suolapitoisuuden kasvu ilmentää Itämeren veden virtausta Selkämerelle. Suolapitoisuuden lisäksi virtaus näkyy myös ravinnepitoisuuksien kasvuna ja sen myötä kuten loppukesällä 2009, lisääntyneenä sinilevien määränä. Mahdollisuus Selkämeren ulapan selvään ja nopeahkoon rehevöitymiseen nykyisestä on juuri ravinteikkaan Itämeren veden sisäänvirtauksen kasvussa.

Ottaen huomioon, miten määräävä vaikutus koko Selkämeren mittaluokan virtausdynamiikalla on merialueen tilaan, on kiusallista, että rannikkovesien veden laadun seuranta perustuu edelleen pitkälti teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesipäästöjen vaikutusalueiden seurantaan. Koko merta ajatellen huomio on vähitellen merkitystään menettäneissä seikoissa.

Selkämeren rehevöitymisessä on erilaisia alueita. On aivan rantavedet, joissa teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesikuormituksen vaikutukset ovat pienentyneet varsin vähiin ja mm. aiemmin yleiset makuvirheet kaloissa ovat hävinneet. Jokisuiden vaikutusalueilla hajakuormitus on lähes entisellään. Ulompana on varsinkin eteläisellä Selkämerellä selvä merivirtauksen rannikkoa pohjoiseen tuoman taustakuormituksen alue (Helminen 2005, Helminen & Kirkkala 2005). Selkämeren ulappa puolestaan on ollut varsin karu, mutta hitaasti rehevöitymässä.

Joet tuovat nykyiselläänkin mereen valtaosan ravinnekuormasta. Ilmastonmuutokseen liittyvä talvisadannan kasvu nimenomaan vetenä lisää ravinteiden huuhtoutumista ja sen myötä meren perustuotantoa ja eloperäisen aineksen sedimentoitumista (Myrberg & Viitasalo 2008). Rankkasateiden arvioidaan runsastuvan muun sateisuuden kasvua enemmän. Sadannan muutoksen arviointi on kuitenkin melko epävarmaa ja muutos on Itämeren eri osissa ilmeisesti erilainen. Sekä talviaikaiset sateet (+25 − 75 %), että todennäköisesti myös kesäaikaiset sateet (-5 − +35 %) lisääntyvät Itämeren pohjoisosassa (Haapala 2008). BACC raportissa päädytään 15 % valuman kasvuun koko Itämeren alueella. Sademäärien perusteella Selkämereen vaikuttavalla alueella kasvu on keskimääräistä suurempi (BALTEX 2006).

Rehevöityminen Pohjanlahdella ei välttämättä tarkoita vain suoraviivaista kasviplanktonin ylläpitämän perustuotannon kasvua. Perämerellä suurten jokien tuoma eloperäisen aineksen määrä kasvaa ja inhiboi samennuksella levätuotantoa ja suosii bakteerituotantoa (Viitasalo 2010). Tämä voi muodostua Selkämerellä todeksi esim. runsashumuksisten Merikarvian jokien vaikutusalueella.

Aikanaan ravinteita huuhtoutuisi nykyistä lämpimämpään Selkämereen. Lämpötilan kasvu muuttaa ravinnedynamiikkaa sekä biogeokemiallisten prosessien, että ylipäätään vilkastuvan eliötoiminnan kautta. Rehevöityminen voimistunee. Lämpötilan nousu kiihdyttää aineenvaihduntaa ja lämpenemisestä hyötyvien vesieliöiden kasvua. Lämpö nopeuttaa myös hajotustoimintaa, joka saattaa johtaa vesissä happitalouden ongelmiin. Näistä on jo käytännön kokemusta ydinvoimalaitosten jäähdytysvesien purkualueelta (Ilus 2009).

Ilmastonmuutoksen myötä arvioidaan tuulisten matalapainejaksojen ja kovien helteiden vuorottelun olevan aiempaa tavanomaisempaa kesäsäätä. Tällainen suosisi avomeren sinileväkukintoja (Myrberg & Viitasalo 2008). Tällä voi olla sinilevämyrkkyjen kautta vaikutusta suoraan kalastoon, mutta leväkukintojen yleistyminen ainakin vaikeuttaa verkkokalastusta.

Rehevöitymisnäkökulma voidaan liittää myös hylkeistä ja merimetsoista käytävään keskusteluun. Näiden käyttäessä enenevän osuuden saalisvaroista kalastuksen poistaman fosforin määrä vähenee.

Kuva 12. Selkämeri muuttuu monin tavoin etelä-pohjoissuunnassa. Merenkurkussa meri on jo toinen (Kuva: Juha Hyvärinen).

Laki vesienhoidon järjestämisestä tuotti Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelman vuoteen 2015. Suunnitelmassa on laaja keinovalikoina ja tavoitteet on asetettu selkeästi määrävuosiin. Rehevöitymistä aiheuttavassa ulkoisessa kuormituksessa keskeisen maatalouden aiheuttaman ravinnekuormituksen vähentäminen perustuu pitkälti vapaaehtoisuuteen. Asiassa tuskin edistytään, vaan Lounais-Suomeen keskittyvän kotieläintalouden kasvava kuormitus peittää vähät saavutukset

Rehevöityminen lisää kalatuotantoa, mutta enimmäkseen vähäarvoisen särkikalan määrää. Lisääntyvä levämäärä haittaa kalastusta heikentämällä verkkopyydysten kalastavuutta ja teettämällä puhdistustyötä.

3.6 Selkämeren vesi muuttuu happamammaksi

Selkämeri on muuttunut happamammaksi. Muutos on tilastollisesti merkitsevä (ICES 2008). Logaritmisella pH-asteikolla pieneltä vaikuttava, ehkä vain noin 0,1 yksikön muutos on vetyionipitoisuuden kasvuna jo selvä. Veden pH määräytyy hiilidioksidipitoisuuden mukaan. Mitä enemmän ilmakehässä on hiilidioksidia, sitä enemmän sitä liukenee myös mereen (Launiainen ym. 2004). Mitä enemmän hiilidioksidia sitoutuu mereen, sitä happamammiksi vesi muuttuu ja samalla meren kyky sitoa lisää hiilidioksidia heikkenee.

Useiden eliölajien tulirakenteet ovat kalsiumkarbonaattia, jonka saostamien vaikeutuu Selkämeressä entisestään. Esimerkiksi simpukoiden kuoret ovat Itämeressä ohuempia kuin saman lajin yksilöillä Pohjanmeressä. Murtovedessä kuoren rakentaminen onnistuu vain kesäaikaan. Ehkä merkittävämpiä vaikutuksia voisi aikanaan koitua kasviplanktontuotannon vaikeutuessa. Kalsiumkarbonaattitasapaino liittyy myös planktonin ravintoarvoon kaloille (ICES 2008).

Kuva 13. Iso-Pietarin jylhä kallio Luvian edustalla (Kuva: Juha Hyvärinen).

4 Kalastus seuraa Selkämeren muutoksia

Kalastus seuraa kalakantojen ja meriympäristön muutosta. Muutos on ammattikalastuksen kannattavuuden kannalta kriittistä aikaa. Vapaa-ajan kalastajille vanhassa pitäytyminen voi tuottaa pettymyksiä ja hukkareissuja. Kalastuksen kohteen ohella muuttuu kalastusympäristö. Trendejä on useita - ainakin kalastajan mielestä enimmäkseen huonoja.

4.1 Kalastus vaikuttaa kalakantoihin

Kalastuksen järjestäminen, se mihin lajeihin ja minkä kokoisiin yksilöihin pyynti niiden lisääntymistä ajatellen kohdistuu, on tärkeää. Kalavesien käytössä ja hoidossa huomio kiinnitetään kuitenkin useimmin kalanpoikasten istutuksiin. Valitettavasti toiminnasta ei näytä ainakaan kaikkien lajien kohdalla olevan hyötyä siihen uhrattujen resurssien vertaa.

Kalastuksesta aiheutuva kuolevuus on useimpien pyynnin kohteena olevien kalalajien populaatiodynamiikan keskeinen tekijä. Kalastuskuolevuus on aikuisten kalojen osalta tekijöistä tärkein tärkein. Nykyisin myös predaatio, petojen, kuten hylkeiden ja merimetsojen merkitys on tosin kasvanut.

Kyse ei ole vain kalojen määrästä, vaan myös laadusta. Varsinkin verkkokalastus on hyvin kokoselektiivistä. Intensiivinen pyynti muuttaa kalakannan perimää. Lähtökohtaisesti nopeakasvuisuus on etu, koska suurikokoiset poikaset välttävät pedot pieniä paremmin. Kalastus kuitenkin poistaa nopeimmin kasvavat yksilöt ja sukua jäävät jatkamaan hitaimmin kasvavat.

Populaatio on tällöin pienten, vähitellen myös hitaasti kasvavien kalojen populaatio. Tästä on ollut viitteitä ainakin siian osalta (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b).

Kalastuksen järjestämisessä on ohjenuorana ollut tavoite, että kalat ehtisivät lisääntyä aikakin kerran ennen joutumistaan saaliksi. Ihannetta ei ole kyetty pitämään. Surkeimmin on meritaimenen kohdalla, mutta liian pieninä kalastetaan myös vaellussiiat ja kuhat.

Nyttemmin on havaittu, että vanhempien kalojen poikastuotanto on koon myötä suuremman mädintuotannon lisäksi myös laadullisesti parempi. Mätimunat ovat suurempia ja tarjoavat näin kuoriutuvalle poikaselle paremman startin (Lehtonen 2009). Alamitan sijasta tulisikin kiinnittää huomiota ylämittaan niin, että suuret kalat vapautettaisiin. Ensin tietysti kalojen pitäisi selvitä suuriksi. Tällainen kalastuksen ja kalojen lisääntymisen maksimoinnin yhdistäminen ei näytä rannikkoalueilla lähiaikoina toteutuvan.

Kuva 14. Kauniita meritaimenia kevään viimeisiltä jäiltä Rauman Kortelanlahdella. Pienempi jatkoi matkaansa – ei täyttänyt uutta 50 cm alamittaa (Kuva: Juha Hyvärinen).

4.2 Ulapan ajoverkkokalastuksesta rantavesiin

Viime vuosien huomiota herättävä muutos on ollut kalojen ja kalastuksen keskittyminen jopa aivan rantavesiin. Lainsäädännöllinen kalastuksen ohjaus on vähentänyt kalastusta ulkomerellä erityisesti ajoverkkokalastuksen kieltämisellä, mutta suuntaus saaristovesille alkoi jo aiemmin. Osaltaan tätä mahdollisti jätevesien vaivaamien alueiden puhdistuminen. Nyt pyynti voi tapahtua ällistyttävän matalilla ranta-alueilla. Syyksi on arveltu muutosta kalojen käyttäytymisessä. Kalat ilmeisesti pakenevat hylkeitä.

Suurin muutos on ollut siian pintaverkkokalastuksessa. Se on siirtynyt ulapalta aivan rantavesiin ja ajankohta on myöhentynyt loppukesästä syksyyn. Jo hylkeiden runsastuminen vaikeutti avomeripyyntiä, mutta ajoverkkojen kieltäminen lopetti Satakunnan rannikon perinteikkään loppukesäisen rääkipyynnin kokonaan. Nyt isoa siikaa saadaan parhaiten vasta lokakuussa.

Ajoverkkokalastuskielto asetettiin lähinnä pyöriäisten suojelemiseksi. Satakunnan rannikolla onkin Ahlaisissa 1996 pyöriäinen hukkunut siikaverkkoon (Anon 1996), kesäkuisesta ajankohdasta päätellen ei ilmeisesti kuitenkaan ajoverkkoon. Tiettävästi kyseessä oli vahingoittunut eläin, joka oli ennemminkin ajautunut, kuin uinut verkkoon (Salokangas 2010).

Muihin pyydyksiin on vuosikymmenten saatossa jäänyt joitakin pyöriäisiä mm. Vekaran ulkopuolella lohisiimaan vuonna 1959 ja samoihin aikoihin rysään Rauman Kortelanlahdessa. Pienikokoinen ”merisika” täytettiin kyläkoululle.

Selkämereltä on 2000-luvulta kolme havaintoa: vuonna 2001 ja 2007 Vaasasta ja 2004 Outoorista (Blankett 2010). Ilmaston lämmetessä pyöriäinen mahdollisesti yleistyy (HELCOM 2007), kun kovat jäätalvet vähenevät.

Kuva 15. Keväisin Perämeren troolarit kalastavat Selkämerellä (Kuva: Juha Hyvärinen).

Suolapitoisuuden aleneminen voi tuoda kalastukseen suuremman alueellisen siirtymän, kuin mitä on ollut kalastuksen tulo avomereltä rantavesiin. Silakkaa pitää ehkä kalastaa nykyistä etelämpänä.

4.3 Kalastusharrastuksen suosio – ammattikalastuksen kannattavuus

Selkämeren rannikolla ammattikalastus on vähentynyt, Rauman–Eurajoen edustalla miltei loppunut. Ammattikalastajat ikääntyvät, eikä uusia juuri tule alalle. Näköpiirissä olevana aikana ainakin pääammattimainen kalastus vähenee edelleen ja jäljelle jääneestä kalastuksesta suuri osa on sivuansioluonteista. Suurin yksittäinen syy ammattikalastuksen lopettamiseen on harmaahylkeiden aiheuttama haitta (Paapuuri Oy 2005). Oleellista on myös kannattavuuden heikkeneminen, tässä

osaltaan saaliiden väheneminen. Selvimmin on vähentynyt verkkokalastuksen saalis (Fiskeriverket 2009).

Ammattikalastuksen tulevaisuus riippuu toimintaedellytyksistä. Yhteiskunnan lisääntyvä säätely kalastuskieltoineen koetaan myös keskeiseksi ongelmaksi. Valtakunnallisen ohjauksen lisäksi on tullut osin vieras EU:n kalatalouspolitiikka. Merialueen ammattikalastajamäärä tulee Suomen Ammattikalastajaliiton tekemien selvitysten mukaan romahtamaan vielä nykyisestä vuosikymmenen kuluessa. Jokseenkin paradoksaalista on, että nyt samaan aikaan kotimaisella kalalla olisi kasvavaa kysyntää (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010c).

Selkämeren ammattikalastussaaliin hyödyntämistä ajatellen parannettavaa olisi silakan markkinoinnissa. Saalis menee nyt lähinnä turkistarhoille, rehun raaka-aineeksi ja Venäjälle. Uusi uhka on troolilaivaston siirtyminen ulkomaisten kalanostajien omistukseen (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010c).

Kalastusteknologian kehitys on tehostanut avomerikalastuksen tuottavuutta, mutta rannikkokalastuksessa kehitys on ollut hitaampaa. Kokonaisuutena ottaen merkittävää on myös saaliin käsittelyn bioteknologian kehittäminen, mm. bioenergian tuotanto (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010c).

Vapaa-ajan kalastus on vähentynyt ja muuttanut muotoaan menneiden vuosikymmenten kotitarvekalastuksesta virkistyskalastukseksi. Verkkokalastus vähenee ja vapakalastuksen suosio ainakin suhteellisesti kasvaa. Saalishakuisuudesta on suuntauduttu elämyshakuisuuteen. Taloudellinen merkitys ei ole enää niinkään saaliissa, vaan käytetyissä palveluissa. Jyrkin väheneminen vapaa-ajan kalastajamäärissä näyttää kuitenkin kalastuksenhoitomaksukertymän ja viehekalastusmaksutulon perusteella arvioiden tasaantuneen.

Kuva 16.

Satakunnan rannikolla verkkokalastus, erityisesti siian verkkokalastus on ollut tunnusomaista. Tämä piirre on heikkenemässä.

4.4 Kalastuksen säätely

Selkämerellä kalastuksen säätely on kipeimmin koskenut lohenkalastusta. Kokonaisuutena ajatellen kalat on toki luontevinta kalastaa jokisuulla ja joissa, jonne ne kokoontuvat, eikä ajella niiden perässä pitkin Selkä- ja Itämerta. Aluepoliittisesti asia on tietysti monimutkaisempi ja kalastajan näkökulmasta korostuvat kunkin yhdenvertaiset mahdollisuudet lohenpyyntiin omilla pyyntivesillään. Luonnonpoikastuotannon jo alkaneen kasvusuuntauksen toivoisi jatkuvan ja tarjoavan uusia kalastusmahdollisuuksia myös Selkämerellä.

Lohen kilohinta laski jo kirjolohen tultua markkinoille, mutta norjalaisen viljellyn lohen myötä vielä entisestään. Lohiresurssi olisi ehkä mielekkäintä hyödyntää virkistyskalastuksen kautta. ”Lohilähetystöjä” käy Helsingissä edelleen ja maa- ja metsätalousministerin asettama työryhmä pohtii taas asiaa.

Kalastuksen säätelyssä yleisemmin seuraava vaihe on kalastuslakiuudistus. Yhtenä merkittävimmistä tarkasteltavista asioista on vapaa-ajankalastajien verkkomäärää. Tullaanko sitä rajoittamaan? Suomessa verkkokalastusoikeus on varsin laaja, vaikka jo aiemmin pyydysten käytölle, myös verkkomäärälle onkin asetettu rajoja, joiden ylittäminen edellyttää ammattikalastajastatusta.

Vapaa-ajan verkkokalastukseen puuttuminen olisi Satakunnan rannikolla merkityksellistä. Rannikko on siian verkkopyyntialuetta. Vapa- ja koukkukalastus ei muutosta kompensoisi, mutta muuten vapakalastus voisi olla hyötyjä. Pitkäsiimapyyntiin tuskin laajassa mitassa palattaisiin. Suuntaus siian verkkopyynnistä ongintaan ja pitkäsiimapyyntiin haaskaa keskenkasvuisia vaellussiikoja, heikentäisi istutustulosta ja alentaisi lopulta kokonaissaalista, varsinkin arvokkaimpien, isokokoisten siikojen osuutta.

EU-komissio on osana kalastuspolitiikan uudistusta testannut kesän 2010 aikana ajatusta jäsenmaiden kalastuskiintiöiden siirtomahdollisuudesta. Järjestely mahdollistaisi vaikkapa Espanjan ylimääräisen kalastuskapasiteetin kohdentamisen alikalastetuille alueille sen sijaan, että ylikapasiteetti purettaisiin. Suomi suhtautuu ajatukseen kielteisesti. Selkämereen kohdistuvia aikeita ei ole tiedossa.

Tarve uhanalaisten kalojen, erityisesti meritaimenkantojen parempaan suojeluun on ilmeinen (Jutila 2010). Luonnonsuojelulain nojalla annetuin säädöksin ja näihin perustuvin päätöksin on terrestrisen luonnon suojelu tehostunut, liito-oravan osata ehkä jo yli todellisen tarpeen. Luonnonsuojelulakia ei sovelleta taloudellisesti hyödynnettäviin kalalajeihin, vaan uhanalaisten kalojen suojelusta säädetään kalastuslaissa. Kalastuslaki on luonteeltaan hyödyntämislaki - sillä annettu ohjaus ei ole täysin onnistunut.

4.5 Asenteiden kehitys – kalojen oikeudet kasvavat?

Nyky-yhteiskunnassa ekologisten arvojen ohella myös eettiset arvot painottuvat, mutta eläinsuojelulainkin näkökulmasta kalat ja kalastus ovat jääneet hieman sivuun. Säädöksiä on ja keskustelua mm. saaliin kohtelusta kuitenkin käydään.

Mykät ja ilmeettömät kalat eivät ole saaneet samaa sympatiaa, kuin helpommin inhimillistettävät eläimet. Kalastus tuottaa tietysti kaloille kärsimystä ja virkistyskalastus, vaikkapa pyydä ja vapauta - kalastus, saatetaan kokea eläimellä leikkimiseksi. Eläinten oikeuksien parantuessa keskustelu myös kalojen osalta vilkastunee ja saattaa vaikuttaa kalastukseen. Koukkukalastuksen lisäksi myös merkintäkokeet kalan selkälihakseen kiinnitettävällä merkillä, kuten Selkämerelläkin käytettävällä carlin-merkillä, ehkä tulevaisuudessa arveluttavat entistä enemmän.

Kuva 17. Kummeli Selkämeren ulapan äärellä (kuva: Juha Hyvärinen)

5 Hylkeet, merimetsot – mitä harmeja vielä?

5.1 Harmaahylje – verkkokalastuksen riesa

Harmaahylkeet, hallit runsastuivat nopeasti vuosituhannen vaihteessa. Kanta on kasvanut vuodesta 1990 lähtien Selkämerellä lähes 10 prosentin vuosivauhtia (ICES 2008, Fiskeriverket 2009), mutta kasvu näyttää viime vuosina tasaantuneen (Kunnasranta 2010). Norppa taas on niin harvalukuinen laji, ettei se ole ainakaan eteläisellä Selkämerellä harjoitettavassa kalastuksessa oleellinen. Perämerellä sen sijaan myös norppa koetaan ongelmaksi (Kronholm ym. 2005).

Tapporaha ja sittemmin 1960−1980-luvuilla suuret ympäristömyrkkypitoisuudet, lähinnä orgaaniset klooriyhdisteet - kuten PCB ja DDT - haittasivat hylkeiden lisääntymistä aiheuttamalla patologisia muutoksia. 1970-luvulla hylkeiden määrä oli alimmillaan koko Itämeressä vain 2000−4000 hallia. Norppa ja halli rauhoitettiin ja ympäristömyrkkyjen pitoisuudet laskivat. Hallien lisääntymisterveys on nykyisin normaali. Sen sijaan joka viidennellä norppanaaraalla on edelleen hormonaalisia kohdunkuroumahäiriöitä.

Hallien aiheuttamien vahinkojen määrä ei ole pysynyt hylkeiden määrän suhteessa, vaan tottuminen ihmisiin on lisännyt haittoja. Runsas sata vuotta sitten halleja oli Itämerellä noin 90 000, kun määrä nykyisin on ”vain” noin 20 000. Niistä Suomen vesillä vajaa 10 000 hallia (Kunnasranta 2010).

Hylkeet liikkuvat rannikkovesissä lahtien perukoita myöten, onpa noustu Kokemäenjokeenkin. Selkämeren rannikkovesissä hylkeitä tapaa varmimmin jäiden lähdön aikaan ja erityisesti loppusyksyllä. Loppukeväällä harmaahylkeet kokoontuvat karvanvaihtoon luodoille, Selkämeren hylkeet mm. Kustavin Södra Sandbäckin hylkeidensuojelualueelle.

Kuva 18. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (2010a) laski Sandbäckin – Södra Sandbäckin alueelta keväällä yhteensä 523 hallia. Koko Itämeren hallikannan kasvu on ehkä tasaantumassa noin 23000 halliin (Kuva: Juha Hyvärinen).

Hylkeet syövät niitä kaloja, joita on runsaimmin ja helpoimmin saatavilla. Silakka on sekä hallin että norpan tärkeintä ravintoa Itämeressä. Aikuinen halli syö päivässä keskimäärin runsaat viitisen kiloa kalaa. Koko hyljepopulaatiota ajatellen määrä on merkittävä. Hylkeiden ravinnonkäytöstä ja sen vaikutuksista kalakantoihin on muodostunut kiistakysymys, jota vaikeuttaa tiedon vähäisyys. Asian pyritään edelleen selvittämään.

Harmaahylkeet haittaavat erityisesti syksyistä verkkokalastusta. Varsinkin ansioluonteinen kalastus on vähentynyt. Hylkeet repivät verkkoja ja syövät osan saaliista. Oleellisinta on, että hylkeet aiheuttavat vahinkoa repiessään kaloja pyydyksistä. Tässä mielessä, kalastajan kannalta, korostuu siikojen ja lohien osuus. Hyljeongelma alkoi avomerellä, jossa lohisiima- ja ajoverkkokalastus vaikeutuivat. Ajoverkkokalastus sittemmin kiellettiin pyöriäisten suojelemiseksi, mutta hyljevahingot ovat nykyisin harmillisen yleisiä aivan rantavesiä myöten.

Hyljehaitta on johtanut kalastuskuolevuuden vähenemiseen. Tällä lienee vaikutusta kalakantoihin. Ainakin kuhan osalta voidaan pohdiskella, säästyykö näin verkkopyynniltä esim. suurkuhia entistä enemmän?

Hylkeiden aikaansaannoksena pidetään viime vuosina hämmästyttänyttä, suurta muutosta kalojen käyttäytymissä: Hylkeet tuntuvat ajaneen kalat, erityisesti siiat syksyisin aivan mataliin rantavesiin - ja kalastajat niiden perässä. Tämäkään muutos ei ole pelkästään haitallinen.

Jäätalvien väheneminen vaikeuttaisi hylkeiden lisääntymistä. Norpan pesinnälle asia on hankalampi kuin harmaahylkeelle. Sekä halli että norppa lisääntyvät ensisijaisesti jäällä. Norpan poikasille pitkään kestävät ahtojäät, pesä lohkareiden suojassa on elinehto. Halli sopeutuu ilmeisesti myös jäättömiin talviin, mutta poikaskuolleisuus on rannalla suurempi kuin jäillä.

Hylkeiden metsästyksellä voidaan poistaa pyydyksen äärelle asettunut ”häirikköyksilö” ja lisätä hylkeiden varovaisuutta. Metsästysvuonna 2010−2011 saa ampua 1050 hallia. Kaikkia pyyntilupia ei saada käytetyksi, eikä hyljekanta tule metsästyksen keinon pienenemään. Kalastuksen on sopeuduttava.

Ammatissaan pysyttelevät kalastajat ovat pyrkineet sopeutumaan muutokseen. Menestyksellisintä on ollut hylkeiden kestävien rysien kehittäminen. Modernit push up -rysät koetaan ergonomisesti nostamalla ne paineilmalla pintaan. Niin dynema-havas, kuin rysän perän kalapesässä olevia kaloja suojaava rakenne ovat hylkeenkestäviä. Uudentyyppisiä ja nykyistä halvempia rysämalleja on edelleen kehitteillä. Erilaiset äänikarkoittimet sen sijaan eivät ole onnistuneet alun myönteisiä

kokemuksista huolimatta. Katiskojen tulo ammattimaisen rannikkokalastuksen keinovalikoimaan on ollut joillekin kalastajille osavastaus hyljeongelmaan, tosin katiskat yleistyivät ehkä ennemminkin ahventen runsastuessa.

Harmaahyljekannan kasvu yhtenä Itämeren ympäristömyrkkyjen vähenemisen menestystarinana saattaa myös taittua. Ruotsissa on kiinnitetty huomiota hylkeiden laihtumiseen (Karlsson & Bäcklin 2009). Ravinnon laadun heikkeneminen ei ole vain kilohailien ja silakoiden ongelma, ja yltää vielä lohtakin pidemmälle. Odottaa sopii, että laihtuminen heijastuu kuuttien selviytymiseen (Viitasalo 2010). Ehkä myös hylkeiden käytös on muuttumassa aremmaksi. Olisivatkohan hurjimmat hyljevuodet tältä erää jo takana?

5.1.1 Miten käy norpan?

Itämerennorpan ahdinko on jäänyt harmaahylkeen runsastumisen varjoon. Eteläisellä Selkämerellä tavattavat norpat lienevät lähinnä Saaristomeren norppia. Ennen kymmeniätuhansia yksilöitä käsittänyt kanta on kutistunut muutamiin satoihin. Norppien ympäristömyrkkypitoisuudet ovat pienentyneet, mutta nykyinenkin taso vaikuttaa norppien hormonitoimintaan. Myrkkyvaste on erilainen kuin halleilla (Routti 2009).

Norppa on hallia arktisempiin oloihin sopeutunut laji. Tässä kohtalokkainta on sen poikiminen jäälle. Jääpeitteen hupeneminen ilmaston lämpenemisen myötä pienentää sen elintilaa – kotoinen versio jääkarhun vaikeuksista. Merijääpeite vähenee ja tulee epävakaaksi.

Norppaa ei ole koettu sellaiseksi ongelmaksi kalastukselle, kuin on harmaahylje. Norppa on pienikokoisempi, sille kelpaavat myös äyriäiset. Jos harmaahylkeen metsästys yleistyy, jouduttaneen pohtimaan missä määrin vahingossa ammutaan norppia.

5.2 Merimetsokanta räjähti kasvuun

Merimetsokanta on ensipesinnästä vuonna 1996 kasvanut Suomen rannikoilla hämmästyttävän nopeasti. Kannan kasvu näyttää siirtyneen Suomenlahdelta ja Saaristomereltä Selkämerelle. Useita suuria ja suurin kolonia on juuri Selkämeren rannikolla. Kesällä 2010 Suomen 14 390 merimetsoparista pesi Selkämerellä 5200 paria. Pesimäkaudella 2010 Luvian Marjakari pysyi Suomen suurimpana yhdyskuntana: 1947 pesää.

Harmaahyljeongelman muodostuminen ennen merimetsojen runsastumisesta vasta 2000-luvulla ”pehmensi” kokemusta. Kalastajien asenteissa merimetsot tuntuvat kuitenkin perineen osan hyljeongelmasta. Turhautuminen hylkeiden metsästyksen vaikeuteen on osin tainnut kanavoitua rauhoitettuihin merimetsoihin. Suhtautumista merimetsoihin tutkittiin Satakunnan rannikolla jo vuonna 2005 (Ronkainen 2006).

Merimetsojen vahvaa suojelustatusta on kritisoitu vieraslajiperustein. Pohjanlahtea pitkin Norjan rannikolle muuttavat 4000−5000 merimetsoa ovat nimirotua Phalacrocorax carbo carbo, kun taas Suomen pesimäkanta on P. c. sinensis. Jälkimmäisen alkuperästä kiistellään. Sinensis on alkujaan 1700-luvulla Eurooppaan tuotu alalaji - tai sitten ei - vaan alkuperäinen eurooppalainen, eteläinen alalaji. Ahvenanmaalla sallittu metsästys saattaa kohdentua merkittävästi läpimuuttavaan kantaan ja olla siten väärin ohjattua (Asanti 2009). Merimetson suotuisan suojelun taso Suomessa lienee noin 2900 paria, joten kyse ei ole lajin säilymisestä sinänsä. Oma lisänsä kannan säätelyyn tuo se, että Selkämerellä neljä viidestä merimetsoista pesii suojelualueella (Asanti 2009).

Kuva 19. Loppukesällä ja syksyllä isoja merimetsoparvia näkee myös kolonioiden ulkopuolella (Kuva: Juha Hyvärinen).

Satojen merimetsojen kalastava parvi on spektaakkeli. Loppukesällä ja alkusyksyllä niitä näkee kaukana kolonioiden ulkopuolellakin. Tutkimustulokset, jotka osoittavat merimetson käyttävän valtaosin sellaista kalaa, jota joutaakin poistaa, eivät ole kalastajia vakuuttaneet. Selkämeren ammattikalastajista yli 60 prosenttia pitää merimetsoja haitallisina. Linnut repivät sukeltaessaan ja kaloja ottaessaan verkkoja ja vaurioittavat saalista. Merimetsojen arvellaan myös karkottavan kaloja. Haittojen koetaan olevan kasvussa (Salmi ym. 2010). Merimetsot muuttavat kalojen käyttäytymistä. Parvet tiivistyvät, eivätkä kalat liiku enää niillä alueilla, joilta ne on totuttu kalastamaan.

Hämmentävää on, että tiedot merimetsokannan runsastumisen vaikutuksista muissa maissa ovat varsin ristiriitaisia. Ruotsin Hjälmarenjärvellä on vahva kuhakanta rinnan runsaslukuisen merimetsokannan kanssa. Pohjois-Amerikassa taas kelta-ahvenkanta romahti nähtävästi merimetsojen runsastumisen myötä (Fielder 2008).

Merimetsot syövät kalaa, jota on saatavilla, hakemalla ravintonsa 15 kilometrin säteellä pesäpaikalta. Saaristomerellä on arvioitu merimetsojen aiheuttamaksi kuhasaaliin vähenemäksi yksi kahdeksasosa vuosiluokasta, jonka menetyksen arvioidaan näkyvän 20−30 %.saalisvähenemänä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b). Vastaavia laskelmia on myös vaikutuksista ahvenkantaan. Suomen merialueiden välillä merimetsojen ravinnossa on eroja (Raitaniemi ym. 2009). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos jatkoi ravinnon laadun selvittämistä kesällä 2010 mm. Rauman Puskakarissa.

Oletettavasti Selkämeren nykyiset 1200−1600 parin koloniat jatkavat kasvuaan pariin tuhanteen pariin ja jakautuvat taas muodostaen jonkun uuden kolonian (Asanti 2009). Kesällä 2010 pesintä ei kuitenkaan jostain syystä onnistunut aiempaan tapaan. Ehkä edeltänyt kylmä talvi vähensi merimetsoja. Satakunnan rannikolla pesivien parien määrässä oli 7−8 prosentin lasku. Merimetso on nähtävästi siis lämpenevän ilmaston hyötyjiä.

Kannan säätelyä, ”pesintämenestyksen heikentämistä”, kokeiltaneen Selkämerellä. Kohdealue on ammattikalastuksen kannalta keskeisin Merikarvia-Luvian merialue, jolla on kolme suurta koloniaa. Toimenpiteittä ja sellaisena vertailualueeksi jäänee Rauman edusta, jossa on yksi yhdyskunta Puskakarissa Olkiluodon lähellä. On syytä epäillä, että tulokset munien tuhoamisesta öljyämällä jäävät vähäisiksi. Ylipäätään käynee niin, että paikallisin toimin mahdollisesti harveneva kanta täydentyy muualta Itämeren piiristä tulevilla merimetsoilla. Jos kannan säätelyyn ei liity merimetsojen karkottamista tai metsästystä, tilanne Rauman edustan vertailualueella ei muuttune kokeilun vaikutuksesta.

Merimetsokannan kasvu tasaantunee, mutta linnut ovat tulleet pysyväksi ja näkyväksi osaksi Selkämeren saaristoluontoa. Merimetsojen metsästykseen saataneen jatkossa aiempaa helpommin lupia, mutta vuoden 2010 metsästystuloksen perusteella merimetson osalta on käymässä samoin kuin on käynyt harmaahylkeen kohdalla: Lupia saa, mutta ammuttujen eläinten määrä jää vähäiseksi. Satakunnan rannikolla oli kaksi yhteensä 200 linnun lupaa - merimetsoja ammuttiin kymmenen. Oleellista muutosta kokonaistilanteeseen ei ole näköpiirissä, vaikka myös luonnon oma säätely toimii: Runsastuvalla merikotkakannalla on osansa luontaisena merimetsokannan säätelijänä.

5.3 Kalojen ravinnossa huonontumista

Suolapitoisuuden aleneminen on vaikuttanut erityisesti eläinplanktoniin. Selkämerellä lajistossa on siirtymää Bosmina-vesikirppujen ja Limnocalanus-hankajalkaisten suuntaan, Pseudocalanus elongatus ja Acartia -hankajalkaisten taantuessa. Pseudocalanus taantui peräti 80−90 % jo 1980-luvulla (ICES 2008). Kyse on veden suolapitoisuuden alenemisesta, mutta myös lisääntyneestä predaatiosta. (Casini ym. 2006, 2010, Fiskeriverket 2009). Toisin kuin Acartiat Pseudocalanukset eivät hyödy lämpenemisestäkään (BALTEX 2006). Lajisto on muuttunut ravintoarvoltaan aiempaa huonommaksi. Tämä on johtanut silakoiden kasvavaan poikaskuolleisuuteen ja kasvun hidastumiseen: Silakan ja kilohailin on todettu laihtuvan meriveden suolapitoisuuden alentuessa. Haitta on heijastunut myös lohisaaliisiin (Myrberg & Viitasalo 2008).

Pohjaeläimissä ei tiettävästi olla yhtä selvän muutoksen äärellä. Eteläisellä Selkämerellä sinnittelee 6 ‰ (psu) suolapitoisuusvaatimuksensa alarajoilla ainakin merivalkokatka (Pontoporeia femorata). Suolapitoisuuden väheneminen lienee jo vähentänyt lajin esiintymistä. Rauman edustan pohjaeläintutkimuksessa Vuonna 2007 lajia löytyi vain yhdessä nostossa. Vaatimuksiltaan vastaava liejusukasjalkainen (Harmothoe sarsi) puuttui kokonaan (Turkki 2008). Painuminen alle 5,5 ‰:n veisi mennessään muutenkin hieman vähälukuisemman leväkatkaravun (BALTEX 2006).

Valkokatka (Monoporeia affinis) on ollut tärkeää ravintoa erityisesti merikutuisille siioille. Valkokatkat vähenivät rajusti 1990-luvulla. 2000-luvulla havaittiin elpymistä (ICES 2008), mutta elpyminen näytti vuonna 2010 taas pysähtyneen (Flinkman ym. 2010). Myös karisiika näyttää suuresti taantuneen. Valkokatkalle suuri syklinen kannanvaihtelu on luontaista, mutta kyse lienee jo muusta (Turkki 2008).

kuva 20. Kilkki on tärkeää ravintoa monille kaloille (Kuva: Juha Hyvärinen). Rannikkovesissä kilkkien määrä näyttää kasvavan, mutta ulapalla jostain syystä vähenevän (ICES 2008).

5.4 Tulokaslajeille uusia mahdollisuuksia

Selkämeri muun Itämeren tapaan verraten nuorena, vähälajisena ja suolapitoisuuden osalta erilaisia elinympäristöjä tarjoavana on otollista vieraslajien kotoutumiselle. Uusi laji lisää osaltaan Selkämeren luonnon monimuotoisuutta, mutta riskeeraa tärkeämmän: Selkämeren ekosysteemin toiminnan (Lehtiniemi 2010). Uusia lajeja havaitaan vuosittain. Uhkakuvat liittyvät ekosysteemiä muuttaviin tai massoittain esiintyviin lajeihin, vaikkapa myrkyllisiin planktonleviin. Vieraita lajeja saapuu Selkämerelle lähinnä laivojen mukana. Veden lämpötilan nousu avaa joillekin lajeille uutta elinaluetta. Selkämeren makeutuessa alhaisen suolapitoisuuden muuri merellisen lajiston leviämisen esteenä kuitenkin vahvistuu.

Kuva 21. Villasaksirapu tavataan yleensä lokakuulla siikaverkkoon sotkeentuneena (Kuva: Juha Hyvärinen).

Villasaksirapu on kalastajille jo vanhastaan melko tuttu tulokaslaji. Rapuja saadaan verkoista vuosittain, enimmäkseen syksyllä. Vuosien välillä on suuria eroja. esim. vuosi 2003 oli merkillisen runsaslukuisten villasaksirapuhavaintojen vuosi. Välillä villasaksirapuja taas saadaan niin harvakseltaan, että otus päätyy sanomalehden toimituksen ihmeteltäväksi (Satakunnan Kansa 10.9.2010). Todella runsaslukuisina villasaksiravut haittaisivat verkkokalastusta. Tällainen runsastuminen ei ole kuitenkaan näköpiirissä, sillä lisääntyäkseen ravut vaativat yli 26 ‰ suolapitoisuutta. Selkämerelle ravut kulkeutuvat Pohjanmeren rannikolta ja Pohjanmereen laskevista joista, luultavasti laivojen mukana, mutta myös vaeltamisteorialla on kannatusta (Ojaveer ym. 2007).

Viime vuosikymmenien tulokaslajeista Amerikansukamato - Itämereltä vuonna 1985 ja Olkiluodon edustalta vuonna 1992 ensikertaa havaittu (Kangasniemi 2010) ja Kaspianmassiainen (Hemimysis anomala) ovat vakiintuneet runsaslukuisina Selkämereen. Amerikansukamato, itse asiassa kolme eri Marenzelleria-suvun lajia, saattaa olla haitallinen bioturbaation lisääjä, mutta toisaalta parantaa muiden pohjaeläinten menestymistä muuttaessa pohjaa hapekkaammaksi (Lehtiniemi 2010). Kaspianmassiaisia tavattiin Pohjanlahdelta ensikertaa Rauman Kortelanlahdesta elokuussa 1994. Ilmeni pian, että laji on varsin runsaslukuinen rantakivikoiden massiainen. Ehkä sillä on myönteistä merkitystä kalojen ravintona.

Suomeen vuonna 1995 ilmestynyt Cercopagis pengoi -petovesikirppu on liannut verkkoja Selkämerellä tiettävästi vain Kaskisten edustalla. Olkiluodon merialueen eläinplanktonseurannassa laji on tavattu satunnaisesti (Saarikari 2011). Itse otus on pieni, mutta massaesiintymissä ne takertuvat tosiinsa ja verkkoihin. Cercopagiksen esiintymistä rajoittaa Selkämeren alhainen lämpötila. Cercopagis pystyy lisääntymään tehokkaasti vain yli +15 ºC lämpötilassa. Kalastusta vaikeuttavia massaesiintymiä kasvaa vasta kun vesi on ollut pitkään tätä lämpimämpää (Myrberg ym. 2006). Lämpeneminen toisi lajin harmiksi Selkämeren kalastajille. Toisaalta Cercopagis on ravintoa silakoille (Leppäkoski 2010).

Erikoistapaus tulokaslajien joukossa on Olkiluodon voimaloiden jäähdytysvesien purkualueelle vuonna 2003 kotiutunut valekirjosimpukka (Mytilopsis leucophaeata). Kalaston kannalta merkitystä ei tiettävästi ole.

Pikkuruinen liejutaskurapu (Rhithropanopaeus harrisii) tavattiin ensikertaa vuonna 2009 Saaristomereltä. Uusista havainnoista ja lajin euryhaliinisuudesta päätellen liejutaskurapu on vakiintumassa Naantalin-Rymättylän vesialueelle ja sillä on edellytykset ilmaantua myös Selkämerelle. Tulokkaan vaikutuksesta elinympäristöönsä ei tiedetä. Laji on kotoisin Amerikasta ja jo tuttu Etelä-Itämerellä. Siellä se kelpaa ruoaksi mm. kampeloille, ahvenille, mustakitatokoille ja merimetsoille (Lehtiniemi 2010).

Suomen kalalajiston uusia tulokkaita Selkämeren lähialueilla ovat hopearuutana (Carassius auratus m. gibelio) ja mustakitatokko (Neogobius melanostomus). Selkämereltä niistä ei ole havaintoja, mutta ne levinnevät myös tänne.

Hopearuutana istutettiin alkujaan 1940-luvulla ruokakalaksi Baltian järviin. Se on lämpimien ja rehevien vesien laji (Leppäkoski 2010). Hopearuutana kasvaa melko kookkaaksi, Suomen ennätys lienee yli 4 kiloinen. Kalan arvostus Satakunnassa ei ainakaan kovin nopeasti tule olemaan sama kuin on Baltian venäläisväestön keskuudessa, vaikka liha tiettävästi hyvää onkin.

Hopearuutana on Viron länsirannikolla tätä nykyä yksi runsaimmista kalalajeista, mutta Suomenlahdella se ei - ilmeisesti juuri kylmemmän veden vuoksi - ole runsastunut samalla lailla. Tulossa kuitenkin on ja yleistynee suutarin tapaan (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010). Hopearuutana on häkellyttävän tehokas lisääntyjä. Mädin kehityksen käynnistämiseen riittää muidenkin särkikalojen maiti. Yksikin naaras pystyy näin tuottamaan itsestään klooneja (Urho ym. 2010).

Toisin kuin muut vieraslajit, kalat eivät juuri leviä laivojen painolastivesien mukana. Vuonna 1990 saapunut mustakitatokko on tiettävästi poikkeus (Lehtiniemi 2010). Kalojen osalta leviäminen on yleensä istutusten seurausta. Meriveden lämpeneminen toisi Etelä-Itämereltä ”luontaisesti” uusia mereisiä lajeja, mutta samaan aikaan tapahtuva suolapitoisuuden alenemien muodostaa esteen (MacKenzie ym. 2007).

Mustakitatokko syö simpukoita ja voisi olla lähinnä mustatokon ja kivinilkan kilpailija. Selkämeren pienistä tokkolajeista poiketen tästä tokosta voisi olla iloa kalastajille, se on kotivesillään Mustallamerellä ruokakala (Leppäkoski 2010). Lisää tokkolajeja on tulollaan mm. Rohmutokko (Perccottus glenii) on yleistynyt Suomenlahden itäosissa siinä määrin, että sen voidaan olettaa jatkavan levittäytymistään länteen päin (Urho 2008) ja löytyvän Suomen vesialueilta koska tahansa – ehkä joskus Selkämereltäkin.

Kalataloutta ajatellen on syytä huomata, että tulokkaina voi olla myös uusia kalatauteja ja loisia. Ylipäätään elinympäristön muutos stressaa ja voi ilmetä myös kasvaneena kalatautien tartuntaherkkyytenä.
Kansainvälinen merenkulkujärjestö, IMO on valmistellut painolastivesiyleissopimusta, jonka odotetaan tulevan hyväksytyksi parin vuoden sisällä. Myös Suomi on mukana. Sopimuksen myötä sen piirissä olevien alusten tulee ottaa käyttöön painolastivesien käsittelylaitteistot vuoteen 2016 mennessä. Aikanaan satamia saatetaan velvoittaa vieraslajiseurantaan. Asia konkretisoitunee lopulta ympäristölupamenettelyssä. Velvoite painolastivesitankkien sedimenttien vastaanottolaitteistojen hankintaan liitettäneen vain laivojen korjaustoimintaan.

Suomen ympäristökeskuksen ja Riista- ja kalataloustutkimuslaitoksen VISEVARIS-hankkeessa (2010−2011) selvitetään vieraslajiseurannan, varhaisvaroitusjärjestelmän ja riskinarvioinnin kehittämistä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010d).

Parhaillaan valmistellaan myös Suomen kansallista vieraslajistrategiaa, jossa haetaan keinoja lajien ennaltaehkäisyyn ja torjuntaan, varhaiseen havaitsemiseen ja hävittämisen sekä leviämisen estämiseen ja kontrollointiin. Vesiympäristössä haasteet ovat suuret.

5.4.1 Hyytelöplankton uhkaa edelleen

Amerikankampamaneetti (Mnemiopis leidyi) jäi virheellisen lajinmäärityksen nostamaksi uhkakuvaksi. Laji on pysytellyt eteläisellä Itämerellä, lähimmillään Bornholmin altaalla. Meikäläiset kampamaneetit ovat ilmeisen harmittomina syvällä eläviä arktisia kampamaneetteja (Mertensia ovum), sen pienikokoista muotoa, joka ei ole uhka Selkämeren ekosysteemille (Lehtiniemi 2010).

Kampamaneettien määrittäminen on osoittautunut vaikeaksi. Myös aiempaa käsitystä harmittoman pikkumaneetin (Pleurobranchia pileus) esiintymistä Selkämerellä epäillään. Vuonna 1990 tallennetut pikkumaneettinäytteet ovat osoittautuneet arktiseksi kampamaneetiksi (Lehtiniemi & Setälä 2010a). Vuonna 2009 Suomenlahdelta löydettiin kolme hydromeduusan toukkaa, meduusan nuoruusvaihetta, joita ei ole onnistuttu tunnistamaan lajilleen (Setälä ym. 2010).

Kuva 22. Korvameduusa on törmännyt moottorilaiva Brita Danin hylkyyn Rauman edustalla (Kuva: Juha Hyvärinen).

Meduusojen on viime vuosikymmeninä havaittu lähes kaikilla maailman merialueilla lisääntyneen. Meduusojen uskotaan hyötyvän merten lämpenemisestä ja rehevöitymisestä (Lehtiniemi. & Saloniemi. 2010). Selkämeren muutos; lämpeneminen ja ulapan ravintoketjua mahdollisesti muuttava kalastus saattavat avata tien erilaisten planktisten hyytelöeläinten, kampamaneettien ja meduusojen massiiviselle lisääntymiselle (Lehtiniemi & Setälä 2010b). Tehokkaina kilpailijoina ne voisivat jopa syrjäyttää silakan ja kilohailin.

Selkämeren ravintoketjun mahdollista muuttumista vähäisempi asia on meduusojen verkkokalastuksella aiheuttama haitta. Syksyllä 2009 Rauman edustalla virta puski etelästä meduusoja verkkoihin harmiksi asti. Syksyllä 2010 korvameduusoja oli taas niukasti.

5.5 Lisääntymishäiriöt tunnetaan huonosti

Lohella, hauella, mateella ja ahvenella on havaittu lisääntymishäiriöitä, jotka voivat vaikuttaa äärimmillään Selkämerenkin kalakannan rakenteeseen (Lehtonen 2005). Yhdyskuntajätevesissä esim. ehkäisypillereistä peräisin oleva synteettinen estrogeeni feminisoi koiraskaloja. On myös hormonien tavoin vaikuttavia yhdisteitä, jotka aiheuttavat hormonijärjestelmän häiriöitä. Haitallisia vaikutuksia vesieliöille on kuitenkin odotettavissa kuitenkin lähinnä vain jätevedenpuhdistamojen läheisyydessä (Rantalainen & Jääskeläinen 2010). Ilmiö kiinnittää kuitenkin huomiota yhdyskuntajätevesien jätevesivaikutusten tarkkailun vaillinaisuuteen. Hormonitoiminnan häiritsijöiden ohella on joukko lääkeaineita (metoprololi, diklofenaakki, EE2, karpatsepiini, ibuprofeeni), joiden krooniset vaikutukset vesieliöihin antaisivat aihetta parempaan seurantaan (Vieno 2010).

5.5.1 Selkämeri ja lohen M74-oireyhtymä

Lohia vaivaa M74-oireyhtymä, ravinnon sisältämien antioksidanttien, ensisijaisesti tiamiinin (B1-vitamiini) puute. Pahimmillaan oireyhtymästä kärsivän emon kaikki poikaset kuolevat ruskuaispussivaiheessa. Tällaiset emojen osuus on vaihdellut 0−30 % välillä, mutta on ollut 1990-luvun alussa ja puolivälissä jopa 90 prosenttia.

Oksidatiiviselta stressiltä suojaavien antioksidanttien ja vitamiinien lähde Selkämeren ravintoverkoissa on kasviplankton, josta ne kulkeutuvat eläinplanktonin ja eläinplanktonia ravintonaan käyttävien silakoiden kautta loheen syönnösvaelluksen aikana. Antioksidanttien ja vitamiinien määrään kasvi- ja eläinplanktonissa voi vaikuttaa suolapitoisuuden ja planktonkoostumuksen ohella myös rehevöityminen. Ilmiössä on alueellista sekä vuosittaista vaihtelua. Lisäksi ympäristömuutosten ja -myrkkyjen vaikutuksesta antioksidantteja ja vitamiineja voi kulua eläinplanktonin, silakan, kilohailin ja lohen elimistössä liikaa. Rehevöitymistä ajatellen merkillepantavaa on, että antioksidanttien saanti on parasta kirkkaassa vedessä (Vuori 2007, Viitasalo 2010).

Ikonen (2006) havaitsi ilmiön liittyvän Selkämereen siten, että erityisesti lohet, jotka jäävät syönnösvaelluksellaan Selkämerelle, eivätkä jatkakaan Itämeren pääaltaalle asti, kärsivät oireyhtymästä. Selkämerellä lohet syövät silakkaa. Silakan ravinto on täällä köyhempää, koska se koostuu vähäsuolaisempaa vettä sietävistä pienikokoisista planktereista. Eteläisellä Itämerellä kilohailin ja silakan ravinto sitä vastoin koostuu suurikokoisista, mereisistä planktonlajeista, jotka sisältävät myös enemmän karotenoideja kuin pohjoisessa esiintyvät plankterit. Toisaalta on merkillepantavaa, että järvilohi menestyy täysin makeassa vedessä. Onko Selkämeren suolapitoisuus alueella, jolla ei menesty myöskään makean veden ravintoarvoltaan paras eläinplankton?

Pohjoisilla vesillä silakan kasvu on lisäksi hitaampaa kuin etelässä, jonka vuoksi nämä lohen ravintokalat ovat pohjoisilla alueilla vanhempia, ja ovat näin ollen myös ehtineet kerätä enemmän ympäristömyrkkyjä, mm. dioksiineja elimistöönsä. M74-oireyhtymänä ilmenevä tiamiinin puute voi johtua silakkapainotteisesta ravinnosta, jossa tiamiinipitoisuus on tavallista pienempi tai silakan tiaminaasi-entsyymi tuhoaa tiamiinia, jolloin lohelle syntyy tiamiinin puutos. On myös mahdollista, että tiamiinin puutos ei aiheudu silakkapainotteisesta ravinnosta, vaan ylipäätään köyhemmästä ravinnosta, jota lohelle on tarjolla Itämeren pohjoisosissa. Tähän viittaa myös se, että M74-emojen mädissä on myös vähemmän väriaineita eli karotenoideja kuin M74-oireettomien emojen mädissä.

Selkämeren suolapitoisuuden aleneminen ehkä lisää M74-oireyhtymää alueelle jäävissä lohissa ja tiamiinin puute on varsinaisen Itämeren suuntaan aiempaa laajemman merialueen asia heijastuen lopulta myös saalismääriin.

5.6 Ympäristömyrkyt varjostavat kalan syömistä

Kalan syömisen julkisuuskuvassa vuorottelevat kalan terveellisyys, toisaalta erilaisen ympäristömyrkyt. Selkämeren silakoiden ja lohien suuri dioksiinipitoisuus on ruokakäyttöä rajoittava tekijä, vaikka kalansyöjien dioksiinialtistuksen osalta pahin on ohi. Pitoisuudet ovat laskeneet (Assmuth 2010). Selkämereltä kalastettua lohta harva saa syödäkseen huolestuttavia määriä, mutta silakkaa on saatavilla ja myös monikäyttöisyytensä johdosta se on edelleen merkittävä dioksiinin lähde. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira on nähnyt syöntirajoitukset tarpeellisiksi.

Dioksiinit ovat joukko pysyviä, biokertyviä ja toksisia (PBT) yhdisteitä, (mm. kloorattuja dibentso-p-dioksiineja ja -furaaneja. Assmuth (2010) erittelee kalan syöjissä tärkeimmäksi klooratun dibentsofuraani 4-PeCDF:n ja dioksiinien kaltaisen PCB126:n. Hylkeissä puolestaan korostuu heikosti dioksiinitoksinen PCB118. Muita rasvaan kertyviä myrkkyjä ovat aiemmin tärkeä DDT ja nyttemmin keskeisempi PBDE.

Selkämeren silakoiden suhteellisen suuri dioksiinipitoisuus muiden merialueiden silakoiden dioksiinipitoisuuksiin nähden on merialueen tila huomioon ottaen paradoksi. Selityksenä voikin olla Suomenlahteen verrattuna parempi syväveden tila. Selkämerellä on massiaisia, kun taas Suomenlahdella silakat syövät runsaammin eläinplanktonia. Ikävä vain, että massiaiset keräävät itseensä pahemmin dioksiinia, joka sitten näkyi silakoissa suurina pitoisuuksina (Parmanne ym 2006). Toisaalta silakan hidaskasvuisuus selittää suhteellisen suuria ympäristömyrkkypitoisuuksia. Kalastuskokoon kasvaminen kestää aiempaa pidempään, samalla altistus- ja kertymäaika pitenee (Kuikka 2010).

Orgaanisia klooriyhdisteitä on tutkittu jonkin verran selvitettäessä mm. sellunvalkaisun jäämiä Rauman edustan sedimentissä. Tulokset eivät ole olleet kovin johdonmukaisia johtuen mm. vuosien mittaan muuttuneista menetelmistä.

Orgaaniset tinayhdisteet, lähinnä TBT ja TPhT ovat olleet kymmenkunnan vuotta runsaasti esillä. Ahventen organotinapitoisuuksissa Rauman sataman kalojen pitoisuudet olivat Naantalin jälkeen Suomen suurimpia, samaa tasoa, kuin muidenkin suurten satamien vesialueiden ahventen (Hallikainen ym. 2008). Lähinnä laivojen ja veneiden ”myrkkymaaleista”, antifouling-aineista, peräisin olevat vaikutusaineet ovat pääsääntöisesti vähitellen hajoamassa ja katoamassa, kun käyttökielto on lopettanut niiden kertymisen sedimenttiin. Uusia pitoisuuksien kasvuryöpsähdyksiä voi aiheutua pilaantuneen sedimentin ruoppauksista ja meriläjityksistä. Näyttää siltä, että sedimenttiin kertynyt hitaasti hajoava osuus orgaanista tinayhdisteistä kertyy eliöstöön huonommin, kuin helposti biosaatava, tuore orgaaninen tina (Vahanne ym. 2007, Salminen 2009).

Vanhastaan Selkämeren haitta-aineongelma on liitetty teollisuuden jätevesissä mereen johdettuihin raskasmetalleihin. Niiden päästöt ovat suuresti vähentyneet. Jätevesien sijasta merkittäväksi metallikuormituslähteeksi on tullut huuhtoutuminen alunamailta.

Yleisesti ottaen Itämeren ympäristömyrkkytilanne on helpottanut. Näin voidaan päätellä mm. harmaahylkeiden ja merikotkien lisääntymisen onnistumisesta. Myös ihmiselle kalan syöminen on nettovaikutukseltaan terveellistä. Turunen ym (2008) tutkivat kalaa runsaasti syövien suomalaisten kalastajien ja heidän puolisoidensa terveyttä verraten sitä muuhun väestöön. Kalan syönti ja siten saadut ympäristömyrkyt eivät lisänneet syöjiensä kuolleisuutta. Sitä vastoin kuolevuus oli alentunut. Kala sisältää terveyttä edistäviä aineita: Varsinkin juuri rasvaisen merikalan monityydyttymättömät rasvahapot (PUFA) mm. ehkäisevät sydän- ja verisuonitauteja ja ovat hyväksi samoille elintoiminnoille, joita dioksiini uhkaa. Kalan omega-3 ja omega-6 rasvahappojen terveyshyödyistä on varmempaa näyttöä kuin dioksiinien haitoista (Assmuth 2010).

5.7 Kutupaikkoja häviää

Kalojen ympäristövaatimukset ovat suurimmillaan varhaisissa elinvaiheissa, siksi lisääntymisalueiden laadulla ja laajuudella on olennainen merkitys kalakannan tuotolle. Varsinaisia merikaloja lukuun ottamatta Selkämeren kalat tarvitsevat yleensä kutupaikoikseen suojaisia rantavesiä, lahtia ja jokisuita, jossa veden lämpötila nousee keväällä nopeasti ja missä on tarjolla sopivia kasvillisuuspohjia kutualustaksi ja poikasten suojapaikoiksi sekä runsaasti eläinplanktonravintoa. Hauelle, mateelle ja monille särkikaloille ruovikkorannat tarjoavat yli kymmenkertaisen määrän eläinplanktonravintoa muihin vesialueisiin verrattuna. Toisin, kuin yleisesti luullaan, hyväkään rakkoleväkasvusto ei ole hauen lisääntymisaluetta (Kallasvuo 2010, Kallasvuo ym. 2010). Erityisen paljon hauen mätiä on sen sijaan ruovikkorannoilla, joilla kasvaa myös vesisammalta (Kalasvuo 2010).

Meneillään oleva Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen VELMU-selvitys poikastuotantoalueista on tärkeä myös Selkämerellä arvokkaiden alueiden tunnistamiseksi ja suojelemiseksi. Ruovikoiden määrä on kasvanut, mutta lisääntyvä rantarakentaminen hävittää sopivia kutu- ja poikastuotantoalueita.

Ongelmana on suojaisten ja lämpimien matalien vesien paikoittainen väheneminen ja toisaalta umpitiheän ruovikon muodostuminen yhtenäiseksi vyöhykkeeksi rannan eteen. Siellä lisääntyminen onnistuu huonosti. Jos ruovikkoon raivataan aukkoja, joissa vesi vaihtuu jonkin verran mutta ei liikaa ja lämpenee hyvin, ts. kylmät merivedet eivät pääse suoraan viilentämään, aukoissa voi olla oikeinkin hyvä hauen poikastuotanto. Tämä tulisi ottaa huomioon vesikasvien niitto- ja ruoppausohjeistuksessa. Esim. osa veneväylistä voi siis olla näin hyödyksikin, jos suojaisuutta jää tarpeeksi. Tällä periaatteella voidaan tehdä myös rannan suuntaisia aukkoja ruovikkoon matalassa vedessä, ja niistä joitakin väyliä ulos veden vaihtumiseksi ja haukien kulkuväyliksi (Raitaniemi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, tiedonanto 2010).

Kalanpoikasten istuttaminen kompensoi pienentynyttä luonnonpoikastuotantoa, mutta istukkaat eivät laadultaan vastaa luonnonvalinnan läpikäyneitä yksilöitä. Istutusten asema kalavesienhoidossa on muutenkin syytä kyseenalaistaa. Jokivesien kalataloudellisessa kunnostuksessa saavutettaneen parempia tuloksia. Alkuperäisten tai ainakin luonnonvalinnan kautta muodostuneiden uusien meritaimenkantojen suojelu puoltaa myös jokikunnostuksia istutusten sijasta. Istutuksilla vaarannetaan jokiin ja purojen eriytyneiden kantojen geneettinen monimuotoisuus (Kuikka & Romakkaniemi 2010).

Kuva 23. Keski-Suomessa kaksi vuotta kasvatettuja meritaimenen poikasia lasketaan Rauman Satamalahteen (Kuva: Juha Hyvärinen).

Resursseja tulee suunnata rutiininomaisten istutusten sijasta jokiluonnon entisöintiin (Kuikka & Rommakkaniemi 2010). Niissä on myös istutuksilla sijansa. Ehkä aikanaan myös merialueen kutupaikkoja aletaan kunnostaa merkittävässä määrin. Fladojen osalta ajatus ei ole uusi.

Kutupaikkojen ruoppaamien ei rajoitu mökkirantoihin. Merihiekan nostoa on suunniteltu eri puolilla Selkämerta, konkreettisimmin Porin edustalla. Kohteet eivät ole kutualueita tyypillisimmillään. Hallituksen esityksen mukaan Selkämeren kansallispuistolla tosin tavoitellaan osaltaan avomeren matalikkojen suojelua kalojen lisääntymisalueina.

5.8 Hankkeet avomerellä

Metsähallitus Morenia (2005) on suunnitellut hiekannostoa Merikarvian ja Porin edustalta. Hankkeen ympäristövaikutukset on arvioitu. Mukana myös kalastoon ja kalastukseen liittyvät näkökohdat. Avomerelle myös rakennettaisiin toisin kuin ennen: Suomen rannikkovesiin on suunniteltu 1000−1400 tuulivoimalaa. Tuulipuistojen rakentaminen tuo rantavesissä tuttuja vesistörakentamisongelmia uusille, ulommille alueille, mutta siinä mielessä haitattomammin, että useimmiten rakennetaan koville, likaantumattomille pohjille. Vesistörakentamishaittojen lisäksi tulee pohdittavaksi tuulivoimala-alueiden käytönaikaiset vaikutukset. Paljoa ei vielä tiedetä.

On mahdollista, että laajalla alueella liikkuvat kalat, kuten silakka, lohi, meritaimen ja siika saattavat välttää matalikoille rakennettuja tuulivoima-alueita (Paapuuri Oy 2005). Silakan arvioidaan kuulevan voimalan viiden kilometrin päähän (Lappalainen 2010). Mikäli oletus kalojen häiriintymisestä osoittautuu oikeaksi, haitta olisi pahin Perämerellä vaelluskalojen kutujokien suulle mahdollisesti rakennettavista tuulivoimapuistoista, mutta Selkämerelläkin asia on huomion arvoinen. Viimeaikoina tosin tuulivoiman rakentamisessa on ollut esillä rakentaminen ennemminkin maa-alueille.

Eduskunnan ympäristövaliokunnan käsiteltävänä olevan Selkämeren kansallispuiston odotetaan torjuvan alueeltaan ympäristöä haitallisesti muuttavat hankkeet.

6 Muutos jatkuu – kalaston ja kalastuksen on sopeuduttava

Kalaston ja varsinkin kalastuksen muutoksen ennustaminen vuosikymmenien, saati ilmastomuutosskenaarioiden mukaan sadan vuoden päähän on vähintään epäluotettavaa. Sopii miettiä, mitä paraskaan visionääri vuonna 1910 tai vielä 1980 olisi osannut sanoa nykytilanteesta. Kalastuksen ja kalakantojen tulevaisuutta voidaan arvioida historiallisen kehityksen, luonnossa havaittujen vaikutussuhteiden ja tunnistettujen ilmastollisten ja kalataloudellisten muutostekijöiden perusteella. Kovin pitkälle ei katse kanna, parhaimmillaankin ehkä 20 vuoden päähän.

Selkämeri on jo muuttunut suuresti viimeksi kuluneen 30 vuoden aikana. Abioottisten tekijöiden muutos kulminoitui vuosiin 1988−1989, joita seurasi ravintoverkon rakenteen muutos vuosina 1990−1991. Seuranneena ajanjaksona Selkämeri on ollut lämpimämpi, vähäsuolaisempi ja rehevämpi kuin edeltäneinä vuosikymmeninä. Muutoksessa oleellisinta on ollut lämpötilan nousu ja suolapitoisuuden lasku, ajurina ilmastolliset tekijät. Fosforipitoisuuden kasvu ja happamoituminen ovat myös voineet vaikuttaa. Nähtävästi muutos tulee jatkumaan samansuuntaisena (MacKenzie ym. 2007, ICES 2008). Ilmastomuutoksen voi jo nähdä alkaneen ja ihmistoiminnalla on siinä osansa, vaikka sitä ei voida erottaa luontaisesta vaihtelusta ja muun ihmistoiminnan vaikutuksesta. Vuosikymmenten kuluessa ilmastonmuutoksen odotetaan vaikuttavan merkittävästi kalastoon ja kalastukseen.

Kalakantojen luontaiset vaihtelut ovat suuria, ilmaston muutoksen vaikutuksia niihin on vaikea erottaa. Ilmastonmuutoksen kansallisessa sopeutumisstrategiassa (Marttila ym. 2005) nähdäänkin ensisijaisesti muiden syiden kuten juuri kalakantojen luontaisen vaihtelun, hylje- ehkä myös merimetsokannan kasvun ja kalastusrajoitusten vaikuttavan sekä ammatti- että vapaa-ajankalastukseen. Näin on ainakin lähivuosien, ehkä vielä lähivuosikymmenten aikana.

Mitä pidemmälle mallinnuksen visioimaan tulevaisuuteen arveluissa mennään, sitä epävarmemmalla pohjalla päätelmissä liikutaan. Yksittäisistä lajeista voi jotain päätellä, mutta miten lopulta muuttuu ja toimii koko Selkämeren ekosysteemi. Muutosten suuruudesta, niiden vaikutuksista ja ajoittumisesta tarvitaan luotettavaa tietoa.

Kalakantojen kehitystä voidaan tutkituimpienkin lajien osalta ennustaa luotettavasti vain muutaman vuoden päähän. Kehitykseen on tarvittaessa vastattava sitä mukaa kun muutoksesta ja sen vaikutuksesta kertyy tietoa. Paras vakuutus on huolehtia kalakantojen perinnöllisen monimuotoisuuden säilymisestä siten, että kalakannat mahdollisimman hyvin pystyvät sopeutumaan muuttuvan ympäristön vaatimuksiin (Kuikka 2010).

Kalatalouden rakenteissa, ja ennen muuta asenteissa, on kuluneen kahden muutosvuosikymmenen aikana ollut ymmärrettävää muutosvastarintaa, pitäytymistä vanhassa. Kalastajat ovat perinteisesti tottuneet toimimaan vesillään omin ehdoin ja jääneet erilleen siitä maailmasta, jonka ehdoilla nykyyhteiskunta kehittyy. EU ohjaa suomalaistakin ammattikalastusta, joissain asioissa jopa vieraasta valtamerikalastuksen näkökulmasta. On jääty syrjään, altavastaajaksi ja marginalisoiduttu ammattikunnan huvetessa (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010c).

On ymmärrettävä, että Selkämeri ja ympäröivä yhteiskunta ovat muuttuneet ja muutos jatkuu – ikävä kyllä kalatalouden kannalta monin tavoin kielteisenä. Menestyäkseen Selkämeren kalastuksen pitää sopeutua kalakantojen ja kalastusympäristön muutokseen. Paluuta vanhaan ei ole.

Kuva 24.

Kiitos neuvoista ja parannusehdotuksista erityisesti Heikki Auviselle ja Jari Raitaniemelle Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitokselle sekä kalastaja Esko Östmanille Kortelaan.

Lähdeluettelo

Aalto, O. 2008: Meritaimen (*Salmo trutta m. trutta L.*) Raumanjoessa – sähkökoekalastukset, DNA-tutkimus ja kunnostussuunnitelma. Opinnäytetyö, Turun ammattikorkeakoulu. Kala- ja ympäristötalous. 44 s.

Anon. 1996: Pyöriäinen hukkui siikaverkkoon Porissa. - Suomen kalastuslehti 6:45.

Anon. 1997: Regnbueørret etablerer seg sjelden i Norge - kan skyldes mikroparasitter.- NINA, Norsk institutt for Naturforskning og NIKU, Norsk institutt for kulturminneforskning. Fakta-ark 1

Anon 2008: Kalakantojen tila vuonna 2007 sekä ennuste vuosille 2008 ja 2009. Tulostavoiteraportti maa- ja metsätalousministeriölle. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 26.6.2008

Asanti, T.2009: Merimetso Suomessa – ajatuksia kannankehityksestä. - esitelmä 10.12.2009 Merimetso Saaristomerellä -seminaarissa Turussa.

Assmuth, T. 2010: Myrkkymeren tila ja tulevaisuus: Pahin on ohi, vai onko? - teoksessa Bäck ym (toim.) Itämeren tulevaisuus.- s. 166−171. Gaudeamus. Helsinki

Auvinen, H. 2009: Merimetsokannan kalastovaikutukset -esitelmä 10.12.2009 Merimetso Saaristomerellä -seminaarissa Turussa.

BALTEX 2006: BALTEX Assessment of Climate Change for the Baltic Sea basin. The BACC Project - International Conference, Göteborg, Sweden 22.−23.5.2006.

BALTEX 2008: Assessment of Climate Change for the Baltic Sea basin. - Springer. 474 p.

Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R. & Kautsky, L. 2005: Genetic and morphological identification *of Fucus radicans sp. nov* (*Fucales, Phaeophyceae*) in the brackish Baltic Sea.- Journal of Phycology 41: 1025−1038.

Blankett, P. 2010: Suomen aluevesillä tehdyt pyöriäishavainnot 2000-luvulla.- www itameriportaali.fi

Casini, M., Cardinale, M. & Hjelm J. 2006: Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: What gives the tune? - Oikos 112:638−650

Casini, M., Bartolino, V. Molinero, J. & Kornilovs, G. 2010: Linking fisheries, trophic interactions and climate: threshold dynamics drive herring *Clupea harengus* growth in the central Baltic Sea. - Marine Ecology Progress Series 413:241−252.

Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J-C. & Kornilovs, G. 2007: Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. - Proceedings of the Royal Society

Feistel, R., Nausch, G., Heene, T., Piechura, J. & Hagen, E. 2003: Evidence for a warm inflow in to the Baltic Proper in summer 2003. - Oceanologia 46:581−598.

Fielder, D. 2008: Examination of factors contributing to decline of the yellow perch population and fishery in Les Cheneaux Islands, Lake Huron, with emphasis on the role of double-crested cormorants. - Journal of Great lakes 34(3):506−523.

Fiskeriverket 2009: Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs och miljööversikt 2009. 205 s.

Flinkman, J., Norkko, A., Knuutila, S. & Sonck, U. 2010: Itämeren pohjien tila edelleen huono.- www.itameriportaali.fi. 31.8.2010

Haapala, J. 2008: Ilmastonmuutos ja Itämeri.- www.itameriportaali.fi

Haapala, J. Meier, M. & Rinne, J. 2001: Numerical investigations of future ice conditions in the Baltic Sea. - Ambio 30:107−244.

Hakala, T., Viitasalo, M., Rita, H., Aro, E., Flinkman, J. & Vuorinen, I. 2003: Temporal and spatial variation in the growth rates of Baltic herring (*Clupea harengus membras L.*) larvae during summer. - Marine Biology 142:25−33.

Hallikainen, A., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Vuorinen, P. J., Mannio, J., Lappalainen, A., Vihervuori, A. & Vartiainen, T. 2008: Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet Itämeren kalassa ja kotimaisessa järvikalassa. - Eviran tutkimuksia 6:1−69.

HELCOM 2007: Climate change in the Baltic Sea Area. - HELCOM Thematic assessment in 2007. Baltic Sea environment proceedings 111. 49 s.

Helminen, H. 2005: Veden laadun kehitys Selkämeren rannikkoalueella. - Teoksessa Miten voit, Selkämeri? (toim. Sarvala, M. & J.). Ympäristön tila Suomessa. Lounais-Suomen ympäristökeskus 4. s. 88−89.

Helminen, H. & Kirkkala, T. 2005: Saaristomeren kautta Selkämerelle kulkeutuvat vedet. - Teoksessa Miten voit, Selkämeri? (toim. Sarvala, M. & J.). Ympäristön tila Suomessa. Lounais-Suomen ympäristökeskus 4. s. 25

Hietala, R., Lundberg, P. & Nilsson, J. 2007: A note on the deep-water inflow to the Bothnian Sea. - Journal of Marine Systems 68:255−264.

Himberg, M. 2003: Pyörökuonosiika Merikarvian edustalla. - Suomen kalastuslehti 1:19.

Holsti, H. 2008: Rauman edustan merialueen kalataloudellinen tarkkailu 2005−2007. - Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 591:1−49.

Hudd. R. 2010: Siianpoikasten esiintymisalueita selvitetään, näytteiden keruu alkaa jäiden lähdettyä. - www.rktl.fi (28.4.2010)

Hyvärinen J. 2005: Millaiseksi muutut, Selkämeri? - Sarvala M. & J. (toim.) Miten voit, Selkämeri?. - Lounais-Suomen ympäristökeskus. Ympäristön tila Suomessa 4:130−135.

Hyvärinen, J. 2009: Raumanmeren kalastusalueen kalakantojen hoitoa ja kalastuksen järjestämistä koskeva suunnitelma vuosille 2009−2012. - Raumanmeren kalastusalue. 43 s.

Hyvärinen, J. 2010a: Muutoksia Selkämeren kalastossa ja kalastuksessa. - teoksessa: Säilytetään Selkämeri sinisenä. Satakuntaliitto. Sarja A:296:64−67.

Hyvärinen, J. 2010b: Sukeltaessa tehtyjä havaintoja eräiden huonosti tunnettujen kalalajien esiintymisestä eteläisellä Selkämerellä vuosina 1991−2009. - Muistio 28 s.

Härmä, M., Lappalainen, A. & Urho L. 2008: Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: potential effects of climate change. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 65(12): 2678–2688

ICES 2008: Report on the Working Group on Integrated Assessment of the Baltic Sea. 25.−29. March 2008, Öregrund Sweden. 145 s.

ICES 2009: ICES Report on Ocean Climate 2008. - ICES Cooperative Research Report 298.

Ikonen, E. 2006: The role of feeding migration and diet of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) in yolk-sac-fry mortality (M74) in the Baltic Sea. - Väitöskirja. Helsingin yliopisto ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 34 s.

Ilus, E. 2009: Environmental effects of thermal and radioactive discharges from nuclear power plants in the boreal brackish-water conditions of the northern Baltic Sea. - Säteilyturvakeskus. STUK-A238. 380 s.

Jacobsen, B. 2006: The influence of climate variability on the migration of two pelagic fish species, garfish (Belone belone Linné 1761) and Atlantic mackerel (Scomber scombrus Linné 1758) in Danish waters (Master's thesis). Department of Marine Ecology, Biology Institute, University of Århus, Denmark. (Ref. MacKenzie ym 2007)

Jahnukainen, J. 2009: Ennätysten kalamies. Porilaisella Heikki Salokankaalla on nimissään kuusi 2000-luvun ennätyskalaa.- Helsingin sanomat 7.7.2009

Jumppanen, K. & Mattila, J. 1994: Saaristomeren tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät.- Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys. Julkaisu 82:1−206.

Jutila, E. 2010: Uhanalaiset kalalajit tarvitsevat lisää suojelua. - Helsingin Sanomat. Vieraskynä 21.4.2010.

Kallasvuo, M. 2010: Coastal environmental gradients – key to reproduction habitat mapping of freshwater fish in the Baltic Sea. Väitöskirja. Helsingin yliopisto.

Kallasvuo, M., Salonen, M. & Lappalainen, A. 2010: Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea. - Estuarine, Costal and Shelf Science. 86 1:148−156

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Koljonen, M-L., Koskinen, J. & Saloniemi, I. 2010: Meritaimenkannan palauttaminen purotaimenen avulla. - Suomen kalastuslehti 4:20−23.

Kangasniemi, V. 2010: Pohjaeläinyhteisön pitkäaikaismuutokset Olkiluodon ydinvoimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusalueella. Pro gradu-tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.

Karlsson, O. & Bäcklin B-M. 2009: Magra sälar i Östersjön. - Havet 2009 86−89.

Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalue 2009: Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesiehoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015. - Länsi-Suomen ympäristökeskus ym. 291 s.

Koskiniemi, J. 2008: Raumanjoen taimenen perinnöllinen rakenne DNA:n mikrosatelliittimuuntelun perusteella. - Helsingin yliopisto, kotieläintieteen laitos. Muistio 6 s.

Koskiniemi, J. 2010: Raumanjoen taimenen perinnöllinen rakenne DNA:n mikrosatelliittimuuntelun perusteella. - Helsingin yliopisto, Kotieläintieteen laitos. Muistio 4 s.

Kronholm, M., Albertsson, J. & Laine, A. (toim). 2005: Perämeri Life. Perämeren toimintasuunnitelma. - Länstyrelsen i Norrbottens län. Rapportserie 1/2005. 234 s.

Kuikka, S. & Romakkaniemi, A. 2010: Lohi kalastuksen säätelyn kohteena. - Suomen kalastuslehti 5:20−23.

Kuikka, S. 2010: Kalakannat – ihmisen ja luonnon noppapeli -teoksessa: Bäck ym. (toim.) Itämeren tulevaisuus. s. 134−149. Gaudeamus. Helsinki

Kunnasranta, M. 2010: Hallilaskennat Suomen merialueilla 2010: Valtaosa Suomen halleista laskentahetkellä lounaissaaristossa. - www.itameriportaali.fi. 27.7.2010

Landegren., P. 2001: Survival and growth of sea trout parr in fresh and brakish water. - Journal of Fish Biology 58:591−593.

Lappalainen, A. 2010: Tuulivoiman vedenalaiset vaikutukset tutkittava. - Helsingin Sanomat 28.4.2020. Vieraskynä. A2.

Lappalainen, J., Erm, V., Kjellman, J. & Lehtonen, H. 2000: Size-dependent winter mortality of age-0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in Pärnu Bay, the Baltic Sea. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57:451−458.

Launiainen, J., Matthäus, W., Fonselius, S., Frencke, E., 1987: Hydrography. - teoksessa: First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 17 B: 7−23. HELCOM.

Launiainen, J., Perttilä, M. & Lumiaro, R. 2004: Ilmastonmuutos vaikuttaa Itämereen. - www.itameriportaali.fi

Lehtiniemi, M. 2010: Vieraslajit – rasite vai rikkaus? - teoksessa Bäck ym. (toim.) Itämeren tulevaisuus.- s. 152−163. Gaudeamus. Helsinki

Lehtiniemi, M., Karhilahti, A, Väinölä, R. & Saloniemi, A. 2010: Uusi taskurapulaji on asettumassa Suomen vesille. - www.itameriportaali.fi. 3.9.2010.

Lehtiniemi, M. & Saloniemi A. 2010: SYKE:n merikeskus alkaa kerätä havaintoja meduusaesiintymistä. - www.itameriportali.fi 26.8.2010.

Lehtiniemi, M. & Setälä, O. 2010a: Salapoliisityötä Itämeren kampamaneettiyhteisöjen parissa. - Helsingin Sanomat 6.7.2010.

Lehtiniemi, M. & Setälä, O. 2010b: Tulevaisuus yhtä hyytelöä? - Helsingin Sanomat 6.7.2010.

Lehtonen, H. 1996: Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. Fisheries Management and Ecology 3: 59–71.

Lehtonen, H. 2005: Selkämeren kalat. - Sarvala M. & J. (toim.) Miten voit, Selkämeri?. - Lounais-Suomen ympäristökeskus. Ympäristön tila Suomessa 4:102−107.

Lehtonen, H. 2009: Yhden kutukerran periaate ei turvaa kalakantoja. - Suomen kalastuslehti 5:18−19.

Lehtonen, H., Böhling, P & Hilden, M. 1983: Saaristomeren pohjoisosan kalavarat. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Monistettuja julkaisuja.

Leppäkoski, E. 2010: Vieraslajit – rannikoidemme uudet tulokkaat. - Kalahaavi 1:5−6.

Lundberg, C., Jakobsson, B-M., Bonsdorff, E. 2009: The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea – An analysis in time and space. - Estuarine, Coastal and Shelf Science Volume 82:152−160.

Lönnroth, M. 2009: Verkon täydeltä härkäsimppuja. - Suomen kalastuslehti 6:28−30.

Maa- ja metsätalousministeriö 2009: Suomen kansallinen ankeriaanhoitosuunnitelma. - 79 s.

MacKenzie, B., Gislason, H., Möllman, C. & Köster F. 2007: Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. - Global Change Biology 13:1348−1367.

Marttila, V., Granholm, H., Laanikari, J., Yrjölä, T., Aalto, A., Heikinheimo, P., Honkatukia, J., Järvinen, H., Liski, J., Merivirta, R. & Paunio, M. 2005: Ilmastonmuutoksen kansallinen sopeutumisstrategia. - Maa- ja metsätalousministeriö. Julkaisuja 1/2005. 276 s.

Meier, M. 2006: Baltic Sea climate in the late twenty-first century: a dynamical downscaling approach using two global models and two emission scenarios. - Climate Dynamics 27:39−68.

Metsähallitus, Morenia (2005): Porin ja Merikarvian merialueen kiviaineksen nosto. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. - Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy. 68 s.

Myrberg, K. & Andrejev, O. 2006: Modelling of the circulation, water exchange and water age propeties of the Gulf of Bothnia. - Oceanologia 48:48:55−74.

Myrberg, K., Leppäranta, M. & Kuosa, H. 2006: Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus. - Yliopistopaino. Helsingin yliopisto. 202 s.

Myrberg, K. & Viitasalo, M. 2008: Ilmastonmuutoksen vaikutukset Suomenlahden fysiikkaan ja ekosysteemiin. - Esitelmä seminaarissa "Ilmastonmuutoksen ekologiset vaikutukset Helsingissä www itameriportaali.fi 22.1.2008.

Nissling, A., Westin, L. & Hjerne, O. 2002: Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Pleuronectes flesus*) in the brakish water Baltic Sea. - ICES Journal of Marine Science 59:93−108.

Ojaveer, E, & Kalejs, M. 2005: The impact of climate change on the adaptation of marine fish in the Baltic Sea. - ICES Journal of Marine Science 62: 1492−1500. (ref. MacKenzie ym. 2007).

Ojaveer, H., Gollasch, S., Jaanus, A., Kotta, J., Laine, A.O., Minde, A., Normant, M. & Panov V. 2007: Chinese mitten crab Eriocheir sinensis in the Baltic Sea – a supply-side invader? - Biological Invasions 9:409−418.

Ojaveer, H., Lankov, A., Eero, M., Kotta, J., Kotta, I., Lumberg, A. 1999: Changes in the ecosystem of the Gulf of Riga from the 1970s to the 1990s. ICES Journal of Marine Science, 56, 33−40. (ref. MacKenzie ym. .2007).

Oravainen, R. 2005: Kemira Pigments Oy. Kalataloustarkkailu 2000−2003.- Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Julkaisu 517:1−76.

Paapuuri Oy 2005: Rannikkokalastuksen nykytila Selkämerellä. - Sampi II -projekti. Kalatalouden ja merenkulun koulutussäätiö. Suomen kalatalous- ja ympäristöinstituutti. 36 s.

Parmanne, R., Hallikainen, A., Isosaari, P., Kiviranta, H., Koistinen, J., Laine, O., Rantakokko, P., Vuorinen, P.J. & Vartiainen, T. 2006: The dependence of organohalogen compound concentrations on herring age and size in the Bothnian Sea, nothern Baltic. - Marine Pollution Bulletin 52:149−161.

Pereyra, R., Bergström, L., Kautsky, L. & Johannesson, K. 2009: Rapid speciation in a newly opened postglacial marine environment, the Baltic Sea. - BMC Evolutionary Biology 9:70.

Piiparinen, J. 2008: Itämeren jäässä tapahtuu oletettua enemmän. - Luonnon tutkija 2:50−53.

Poutanen, J. 1997: Ennätysturska troolista. - Suomen kalastuslehti 2:40.

Pönni, J. 2004: Silakka. Kalavarat 2004. -Riistan- ja kalantutkimus 60:6−15.

Raitaniemi, J. 2002: Saaliskuva ja kalakannat. -esitelmä 4.12.2002 Suomenlahden ja Saaristomeren vapaa-ajankalastusseminaarissa Turussa. Suomen vapaa-ajankalastajien keskusjärjestö.

Raitaniemi, J. 2004a: Merialueen kuha. Kalavarat 2004. -Riistan- ja kalantutkimus 60:48−50.

Raitaniemi, J. 2004b: Merialueen ahven. Kalavarat 2004. -Riistan- ja kalantutkimus 60:51−52.

Raitaniemi, J., Lyytinen, S. & Asanti T., 2009: Merimetson ravinto vaihtelee lähivesien kalaston mukaan. - www.itameriportaali.fi 14.10.2009.

Rajasilta, M. 2010: Selkämeren rannikon kalasto ja kalastossa tapahtuneet muutokset. - Muuttuva Selkämeri -hanke. Luonnos.

Rantalainen, A-L., & Jääskeläinen, H. 2010: Hormonitoimintaa häiritsevät aineet. - Vesitalous 4:6−9.

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslen, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja 2010. - Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. 685 s.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2009a: Ammattikalastus merellä 2008. -Tilastoja 3/2009.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2009b: Vapaa-ajankalastus 2008. -Tilastoja 6/2009.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010a: Itämerellä nähtiin noin 23100 hallia – kannan kasvu ehkä tasaantumassa. - www rktl.fi. 29.11.2010.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010b: Kalakantojen tila vuonna 2009 sekä ennuste vuosille 2010 ja 2011, silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. - Tulostavoiteraportti maa- ja metsätalousministeriölle. 64 s.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010c: Kalastus nyky-yhteiskunnassa ja tulevaisuudessa. - Erillisselvitys kalastuslain kokonaisuudistusta varten. 63 s.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2010d: Vesialueemme vieraslajien seurannan, varhaisvaroitusjärjestelmän ja riskinarvioinnin kehittäminen VISEVARIS 2010−2010. - www.rktl.fi.

Ronkainen, E. 2006: Onko merimetso tervetullut lisä Satakunnan linnustoon? Alueen asukkaiden näkemyksiä merimetsoista ja niiden vaikutuksista. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kala- ja riistaraportteja 392:1−91.

Routti, H. 2009: Biotransformation and endocrine disruptive effects of contaminants in ringed seals – implications for monitoring and risk assessment. - Väitös, Turun yliopisto 6.11.2009.

Saikku, R., Alhosalo, M., Repka, S. & Erkkilä, A. 2009: Natural science in the Bothnian Sea during 1975−2008: A review. - Turun yliopiston merenkulkualan koulutus- ja tutkimuskeskuksen julkaisuja. A 50. 33 s.

Saarikari, V. 2011: Olkiluodon lauhdevesialueen eläinplanktontutkimus vuonna 2010. - Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy. Nro 114-11-40. 19 s.

Salmi, J. 2010: Luvassa navakkaa kalatuulta – mikä vei ammattikalastajat aallon harjalle? -teoksessa Salmi & Hankonen: Merikarvia . Kalastusperinteitä ja luontoelämyksiä. s. 6−48. Suomen Ympäristö- ja Terveysalan kustannus Oy. Pori.

Salmi, J., Salmi, P & Moilanen, P. 2010: Ammattikalastus ja merimetso. Merestä elantoaan hankkivien näkemyksiä. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Selvityksiä 1:1−18.

Salminen, J. 2009: Organotinayhdisteiden biologinen hajoaminen pilaantuneessa sedimentissä (ORBIS). - Loppuraportti. Haitallisten aineiden ja riskien tutkimusohjelma. Suomen ympäristökeskus. 14 s.

Salokangas, H 2010: Ammattikalastus ennen ja nyt. - www.sakl.fi

Setälä, O., Lehtiniemi, M. & Blomster, J. 2010: Toistaiseksi tuntematon meduusalaji löytynyt Suomenlahdelta. - www.itameriportaali.fi 13.4.2010.

Sherman, K., Belkin, I., Friedland, K., O´Reilly, J., Hyde, K. 2009: Accelerated warming and emergent trends in fisheries biomass yields of the world´s larges marine ecosystems. - Ambio 38:215−224.

Tulonen, J. 2008: Ankerias – hoitoa ja suojelua. - Apaja 2:9−10.

Turkki, H. 2008: Rauman merialueen pohjaeläintutkimus vuonna 2007. - Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy. 116-08-4504. 31 s.

Turunen, A. W., Verkasalo, P. K., Kiviranta, H., Pukkala, E., Jula, A., Männistö, S., Räsänen, R., Marniemi, J. & Vartiainen, T. 2008: Mortality in cohort with high fish consumption. - International Journal of Epidemiology 37:1008−1017.

Urho, L. 2008: Lämpenemisestä hyötyviä tulokkaita. - Apaja 1:7.

Urho, L. & Lehtonen, H. 2008: Kalalajit Suomessa. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. selvityksiä 1. 36 s.

Urho, L., Pennanen, J.T. & Deinhart, M. 2010: Hopearuutanan leviäminen estettävä. - Suomen kalastuslehti 8:22−24.

Vahanne, P., Vestola, E., Mroueh, U-M., Wahlström, M, Laine-Ylijoki, J., Kaartinen, T., Eskola, P., Arnold, M., Huhta, H., Sassi, J., Marjamäki, T., Holm, K., Nikulainen, V., Mäenpää, M. & Kultamaa, A. 2007: Organotinayhdisteillä pilaantuneiden sedimenttien ympäristövaikutukset ja niiden hallinta. - VTT. 206 s.

Vieno, N. 2010: Lääkeaineet vesistöjemme kuormittajana. - Vesitalous 4:11−13.

Viitasalo, M. 2010: Ilmastonmuutoksen monimutkaiset vaikutukset. - teoksessa Bäck ym. (toim.) Itämeren tulevaisuus. - s. 116−131. Gaudeamus. Helsinki.

Vuori, K. 2007: The molecular basis of Baltic salmon (*Salmo salar*) yolk-sac fry mortality syndrome - M74. - Väitöskirja. Turun yliopisto.

Wallenius, P. 1997: Rihtniemen edustalta nousi iso simppurumilus. Suomen ennätyskin lähellä. - Länsi-Suomi 10.12.1997.

Wulff, F., Perttilä, M. & Rahm, L. 1994: Pohjanlahden tila ja tulevaisuus. Pohjanlahtivuosi -91. - Skärgård 1: 67−80.

Ådjers, K., Kääriä, R., Lappalainen, A., Raitaniemi, J. & Saulamo, K. 2009: Vähempiarvoiset kalalajit levittäytyneet rannikkoalueellamme. - Suomen kalastuslehti 116:8−11.

Selkämeren muuttuva kalasto

EAKR-rahoitteisen, Pyhäjärvi-instituutin vuosina 2008−2011 toteuttaman Muuttuva Selkämeri-hankkeen tavoitteena on tunnistaa ilmastonmuutoksen vaikutukset ja riskit Selkämeren ja sen valuma-alueen monimuotoiselle käytölle, elinkeinotoiminnalle ja ympäristölle. Ilmastonmuutoksen merkitystä tarkastellaan ympäristön tilan ja vesien käytön kannalta.

Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja
Sarja B nro 20

ISBN 978-952-9682-64-5 (pdf)
ISSN 0798-922X

Euroopan unioni
Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa EU:lta 2007–2013

Pyhäjärvi-instituutti
Sepäntie 7, FIN-27500 Kauttua. Puh. (02) 838 0600, Fax (02) 866 5160
www.pyhajarvi-instituutti.fi